



Revista Brasileira de Geografia Física

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



Uso da geotecnologia na aplicação da síntese de avaliação de impacto nos serviços ecossistêmicos de suporte na vegetação da Amazônia Legal

Celso De Arruda Souza¹ Ernandes Sobreira Oliveira Junior² Sandra de Souza Hacon³

¹Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal. Graduação (Ciências Biológicas Plena). Mestre em Ciências Ambientais. Doutorado na Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais. <https://orcid.org/0000-0002-1161-9242>. ²Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT PPGCA – Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal. Graduação (Biologia) Educação. Mestre Ecologia e Conservação da Biodiversidade Educação. PhD (Ecologia Aquática e Biologia Ambiental) Educação. Instituição/Pós-graduação à qual está vinculado: Universidade do Estado de Mato Grosso: Cáceres UNEMAT/PPGA. <https://orcid.org/0000-0002-6953-6917>. ³Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA/UNEMAT) Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (ENSP), Rio de Janeiro, RJ, Brasil Escola Nacional de Saúde Pública - Rio de Janeiro (RJ), Brasil. Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Mestrado em Controle da Poluição Ambiental - Manchester University, Reino Unido e doutorado em Geociências (Geoquímica Ambiental) pela Universidade Federal Fluminense. Instituição/Pós-graduação à qual está vinculado: Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (ENSP), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Escola Nacional de Saúde Pública - Rio de Janeiro (RJ), Brasil. <https://orcid.org/0000-0002-8222-0992>

Artigo recebido em 03/05/2024 e aceito em 10/01/2025

RESUMO

Os *serviços de suporte* disponíveis nos ecossistemas da Floresta Amazônica Brasileira se traduzem em benefícios diretos e indiretos, de recursos naturais essenciais para vida, fornecendo diversos bens e *serviços ecossistêmicos*, os quais beneficiam a sociedade por proporcionar o bem-estar humano como habitat, regulação do clima, água potável e alimento. Dessa forma, o *serviço de suporte* contribui diretamente na formação do solo e sua fertilidade; ciclagem de nutrientes; produção primária; e dispersão de sementes e polinização, que auxiliam na biodiversidade biológica da Floresta Amazônica. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi quantificar a mudança no uso e ocupação da terra na composição fitoecológica da Amazônica sobre o *serviço de suporte* em Sinop e Alta Floresta (MT) no período de 1990 e no ano 2020. Para a realização do trabalho, foi utilizado o método da síntese de avaliação de impacto nos serviços ecossistêmicos de suporte (SAISES) com dois cenários: (I) perda de até 50% da vegetação compromete a disponibilidade do *serviço de suporte*; (II) perda superior a 80% da vegetação impacto negativo na prestação dos *serviços ecossistêmicos*, e para a possibilidade de restauração uso a média do índice (NDVI, ano 2020). Os resultados das análises mostraram que ocorreu modificação em Alta Floresta de 452.808 hectares, em Sinop 165.771 hectares. Em comparação com o ano de 1990, o uso da terra era menor, Alta Floresta computava 166.405 hectares e Sinop 62.340 hectares. Concluímos que houve alteração em todas as categorias fitoecológicas da Floresta Amazônica nos municípios de Alta Floresta e Sinop.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; Fitoecológicas; NDVI

Use of geotechnology in the application of impact assessment synthesis on ecosystem support services in the vegetation of the Legal Amazon

ABSTRACT

The support services available in the ecosystems of the Brazilian Amazon Forest translate into direct and indirect benefits of natural resources essential for life, providing various goods and ecosystem services, which benefit society by providing human well-being as habitat, regulating the climate, drinking water and food. In this way, the support service directly contributes to the formation of the soil and its fertility; nutrient cycling; primary production; and seed dispersal and pollination, which contribute to the biological biodiversity of the Amazon Rainforest. In this sense, the objective of this study was to quantify the change in land use and occupation in the phytoecological composition of the Amazon under the support service in Sinop and Alta Floresta (MT) in the period 1990 and in the year 2020. To carry out the work, the synthesis method of impact assessment on ecosystem support services (SAISES) was used with two scenarios: (I) loss of up to 50% of vegetation compromises the availability of the support service; (II) loss of more than 80% of vegetation has a negative impact on the provision of ecosystem services, and for the possibility of restoration, I use the average index

(NDVI, year 2020). The results of the analyzes showed that changes occurred in Alta Floresta of 452,808 hectares, in Sinop 165,771 hectares. Compared to 1990, land use was smaller, Alta Floresta accounted for 166,405 hectares and Sinop 62,340 hectares. We concluded that there were changes in all phytoecological categories of the Amazon Forest in the municipalities of Alta Floresta and Sinop.

Keywords: Amazon Rainforest; Phytoecological; NDVI

Introdução

Os *serviços de suporte* disponíveis dos ecossistemas da Floresta Amazônica Brasileira se traduzem em benefícios diretos e indiretos de recursos naturais essenciais para a vida, e sua conservação assegura a manutenção da biodiversidade de genes e espécies de fauna e flora (De Arruda-Souza et al., 2024a). Nessa Floresta, a biodiversidade é responsável por fornecer diversos bens e *serviços ecossistêmicos*, os quais beneficiam a sociedade por proporcionar o bem-estar humano como habitat, regulação do clima, água potável e alimento (Mea, 2005; Urzedo et al., 2020). Dessa forma, o *serviço de suporte* contribui diretamente à formação do solo e sua fertilidade; ciclagem de nutrientes; produção primária; e dispersão de sementes e polinização, que auxiliam a biodiversidade biológica da Floresta Amazônica (Luize et al., 2024). Todos esses *serviços de suporte* são encontrados na base do crescimento e manutenção do ciclo de vida, disponíveis em ambientes naturais da Floresta Amazônica e constituem a base de suporte para funcionamentos de outros *serviços ecossistêmicos* (Fearnside, 2021).

Entretanto os *serviços ecossistêmicos de suportes* abordam vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, em sistemas naturais: ODS 3- boa saúde e bem-estar; 6- água limpa; 13- ação climática; 14- vida abaixo da água; e 15- vida na terra (Sangha et al., 2024). A estrutura da Avaliação Ecossistêmica do Milênio incorpora a integridade ecológica e o fornecimento sustentável dos *serviços ecossistêmicos de suportes* fornecendo assim uma nova perspectiva para a compreensão das características inerentes complexas dos ecossistemas e da conexão regional do homem e a natureza da Floresta Amazônica (Huang et al., 2024). Compreender o funcionamento dos *serviços ecossistêmicos de suporte* é fundamental para fortalecer o planejamento de políticas públicas frente às constantes mudanças na estrutura e dinâmica dos ecossistemas causadas pelo uso da terra na Floresta Amazônica (De Arruda-Souza et al., 2024b).

Na literatura, a abordagem desses serviços nos processos acadêmicos e na organização civil busca integrar ciência, prática e política, considerando também as representações sociais

locais e os interesses de setores econômicos (Carvalho et al., 2024). Esse enfoque promove a deliberação participativa no planejamento e na gestão dos recursos naturais da Floresta Amazônica (Perschke et al., 2024). Nesse contexto, diversas iniciativas têm buscado incorporar os *serviços ecossistêmicos* em políticas e planos de gestão ambiental, visando garantir o fornecimento contínuo desses serviços e o bem-estar humano proporcionado pela Floresta Amazônica.

Nas últimas décadas, o crescimento por demanda dos recursos naturais e todos os seus *serviços ecossistêmicos* ofertados pelo funcionamento da vegetação nativa na Floresta Amazônica resultou no aumento de degradação e troca de serviços para expansão da agropecuária (Lopes et al., 2020). As modificações no uso da terra levaram a uma perda de cerca de um terço da vegetação nativa brasileira, colocando essa diversidade sob ameaça de quase 34.000 espécies de plantas (Reflora, 2022). Os principais fatores que levaram à modificação da floresta, incluem a expansão agropecuária, a construção de hidrelétricas, a exploração de minerais, a abertura de novas estradas e expansão do limite urbano (Fearnside, 2022). Essas alterações nos recursos naturais ocorrem de forma generalizada em toda Amazônia legal, e os eventos de perturbações do desmatamento levou à perda e degradação da vegetação (Berenguer et al., 2022). Assim, a Amazônia Legal tem enfrentado um enfraquecimento político em seu arcabouço ambiental, especialmente com a redução dos gastos públicos federais destinados à conservação (Pan et al., 2024). Essas pressões, impulsionadas por setores econômicos, visam flexibilizar as leis ambientais, resultando em maior desmatamento na Amazônia, uso intensivo de pesticidas, e aumento de práticas prejudiciais ao meio ambiente (Carneiro et al., 2024). Embora o desmatamento na Amazônia Legal esteja amplamente documentado, a degradação também vem causando grandes impactos nos *serviços ecossistêmicos de suporte*, especialmente no armazenamento de carbono (Lapola et al., 2023). A gestão dos *serviços ecossistêmicos*, como o estoque de carbono na paisagem, é essencial para a regulação climática (Feitosa et al., 2023). A dinâmica de captura e armazenamento de carbono está profundamente conectada às alterações no uso e na cobertura do

solo (Ferreira et al., 2023). A extensa mudança na cobertura do solo da Amazônia Legal, impulsionada pelo desenvolvimento rural, tem levado à conversão de florestas tropicais em áreas agrícolas, prejudicando a composição da biodiversidade nesse ecossistema e aumentando as emissões de gases de efeito estufa (Araujo et al., 2023).

Na Amazônia Legal brasileira, o estado de Mato Grosso está localizado na borda sul e é caracterizado por estar dentro do Arco do Desmatamento, cuja fronteira agrícola avançou na mesorregião norte em direção à Floresta Amazônica onde se encontram os maiores índices de desmatamento da Amazônia (ICV, 2023). A rodovia Cuiabá-Santarém iniciou o desenho desse arco do desmatamento no estado, ligando a capital, Cuiabá, aos municípios de Sinop e Alta Floresta (Alves & Bampi, 2020). As explorações nos recursos naturais da região norte estão incorporadas nas economias e nos sistemas do poder executivo nas três esferas; logo, a degradação é resultante do desenvolvimento impulsionado pela antiga política de ocupação da Floresta Amazônica (Silva et al., 2022). Nas últimas décadas, a Floresta Amazônica tem sido afetada por incêndios frequentes e desmatamento contínuo, resultando em sérios problemas ambientais que afetam significativamente a temperatura da superfície terrestre (Silva et al., 2023). As modificações na vegetação ocorrem em todas as regiões fitoecológicas da Floresta Amazônica no estado de Mato Grosso, com grande intensidade de desmatamento nos municípios da região norte, englobando também Sinop e Alta Floresta (Fearnside, 2022). Os ecossistemas estão sendo severamente danificados pelas atividades humanas como resultado da urbanização e do rápido crescimento populacional (Owuor et al., 2024). Para sustentar o desenvolvimento da sociedade humana, é necessário gerenciar efetivamente a natureza como um importante capital natural, com atuação severa de política pública sobre os *serviços ecossistêmicos de suporte* da Floresta Amazônica (Da Conceição Bispo et al., 2023). Embora a pesquisa sobre *serviços ecossistêmicos* esteja relativamente avançada, há necessidade de uma investigação mais profunda sobre os caminhos e mecanismos que impulsionam o acoplamento e o desenvolvimento sinérgico em escala local, entre esses *serviços ecossistêmicos* destacamos os *serviços de suporte* que oferta o bem-estar humano (Zhang et al., 2024). Nos estudos revisados por Noland e Lundmark (2024), foi identificada uma ampla variação nos valores atribuídos aos serviços ecossistêmicos de

suporte fornecidos pela Floresta Amazônica. Entre os serviços mais valorizados destacam-se o sequestro de carbono, a recreação das comunidades nas florestas e os serviços hidrológicos, como a proteção de bacias hidrográficas e a prevenção de inundações. Os serviços ecossistêmicos de suporte são fundamentais para a agricultura sustentável e para a participação ativa das comunidades locais, pois incluem a provisão de culturas, o armazenamento de carbono, e a retenção de água e nutrientes (Lin et al., 2024).

Nesse sentido, o estudo foi centralizado em quantificar a mudança no uso e ocupação da terra na região fitoecológica da Amazônica sobre o *serviço de suporte* em Sinop e Alta Floresta (MT) durante o período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que existe uma associação direta entre a redução dos *serviços ecossistêmicos* e o aumento do desmatamento na composição fitoecológica devido aos municípios de Sinop e Alta Floresta apresentarem amplas expansões das atividades agropecuárias. Nesse contexto, destaca-se a problemática do uso dos recursos naturais e das externalidades decorrentes do processo produtivo, com ênfase no uso sustentável das funções dos *serviços ecossistêmicos de suporte* e na capacidade do ecossistema de sustentar as atividades econômicas nos municípios analisados (Preto et al., 2022). Esses desafios são intensificados pelos conflitos entre sustentabilidade e desmatamento nas regiões fitoecológicas, impulsionados pelo crescimento econômico local e pela dinâmica da economia de mercado. Compreender as tendências espaço-temporais das alterações na vegetação em escala local é crucial para promover impactos positivos nos fatores climáticos, bem como na conservação dos recursos hídricos. Diversos esforços têm sido feitos para aprofundar o conhecimento sobre os impactos da perda de cobertura vegetal e seus reflexos no clima. A vegetação desempenha um papel essencial em todo o processo hidrológico, especialmente nos processos de interceptação e evapotranspiração, afetando diretamente todas as fases do ciclo hidrológico (Silva et al., 2021). Embora o conceito de *serviço ecossistêmico de suporte* apresente clareza na definição dentro da sua categoria, ainda ocorre uma lacuna dentro da política pública em sua aplicação para reduzir a mudança no uso e cobertura da terra dentro da Floresta Amazônica (Parsamehr et al., 2023), o que tem gerado mudança irreversível na biodiversidade na Floresta, dos ambos os municípios Sinop e Alta Floresta (Lapola et al., 2023).

Por outro lado, as preocupações ecológicas e ambientais são mais proeminentes, alguns

exemplos desses problemas são a diminuição da Floresta e sua biodiversidade, e ao funcionamento do solo e sua capacidade de fornecer *serviços ecossistêmicos*, essas conversões resultaram em reduções significativas no armazenamento de carbono, ciclagem de nutrientes e taxas funcionais do solo relacionadas à decomposição da matéria orgânica e a má qualidade da água (Zanin et al., 2024). Os ecossistemas estão mudando junto com sua capacidade de apoiar o bem-estar humano (Qu et al., 2024). O monitoramento dos *serviços ecossistêmicos de suporte* é necessário para avaliar o estado de mudança das interações homem-natureza (Schwantes et al., 2024). Todos esses problemas são uma ameaça à sustentabilidade urbana e rural, e principalmente na saúde das populações local (Santos et al., 2023).

Material e métodos

O trabalho está dividido em duas partes. Na primeira, foi realizada a delimitação das composições fitoecológicas dos municípios de Sinop e Alta Floresta. Sequentemente, realizado a Síntese de avaliação de impacto nos *serviços ecossistêmicos de suporte* (SAISES), constituído uma narrativa em escala local sobre o processo de uso e cobertura da terra nos municípios de Sinop e Alta Floresta, que foram perdendo seus *serviços ecossistêmicos de suporte* ao longo do processo de

expansão da atividade agropecuária (Alves & Bampi, 2020; Da Cruz et al., 2022; Lapola et al., 2023).

Área de Estudo.

As áreas estudadas se encontram na região norte mato-grossense no arco do desmatamento (Figura 1); entretanto, enquanto Alta Floresta está localizada em uma Depressão (Depressão de Alta Floresta), Sinop situa-se no Planalto (Planalto dos Parecis) (IBGE, 2009). Os dois municípios integram a sub-bacia do Juruena-Teles Pires, mas Sinop ainda tem uma porção na bacia do Xingú (IBGE, 2021). Mesmo estando em bacias semelhantes, há diferença tanto na composição do solo: em Alta Floresta, domina o Argissolo 73,8% e latossolo vermelho-amarelo 62,8%, em Sinop, o neossolo 16,6% e latossolo vermelho 32,3% (IBGE, 2015).

Há quatro composições fitoecológicas com áreas diferentes nas duas regiões, em Alta Floresta: floresta ombrófila aberta 76,7%; floresta estacional, 9,3%; floresta ombrófila densa, 7% e savana arborizada 7%. Em contrapartida, em Sinop, a maior área é floresta estacional 87,7%, seguido de savana arborizada 5,7%; floresta ombrófila aberta 5,5% e floresta ombrófila densa 1,5% conforme revela a Figura 1 (IBGE, 2012).

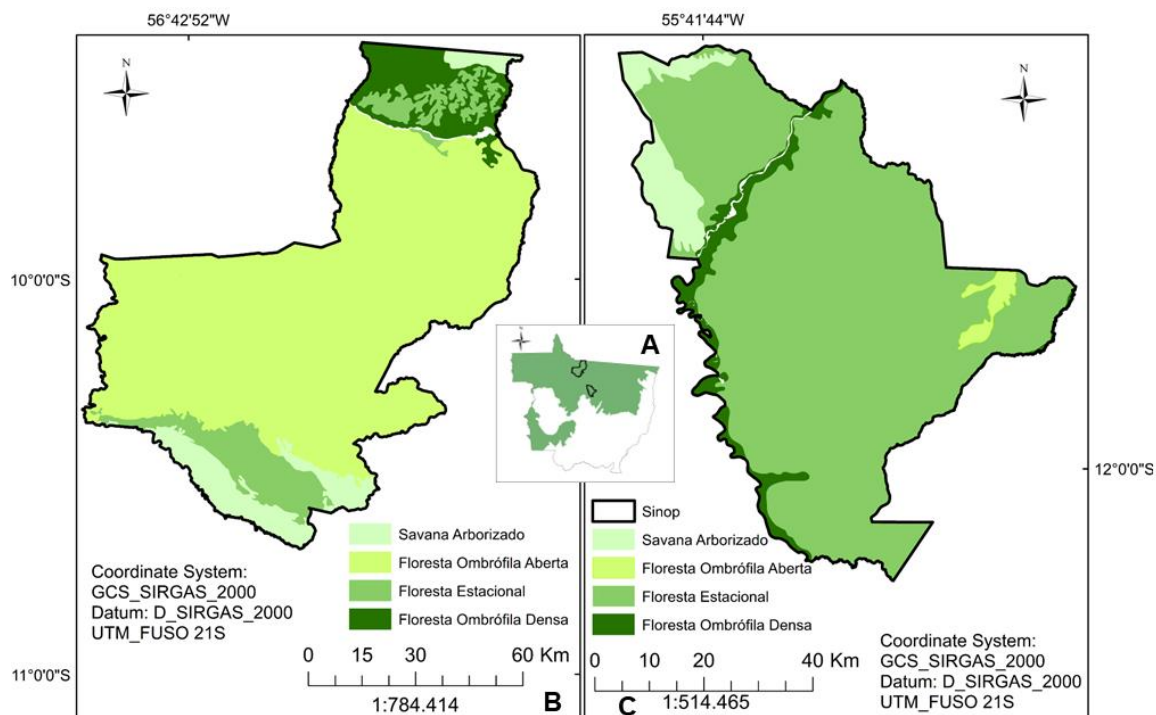


Figura 1. Composição fitoecológica dos Municípios de Alta Floresta (B) e Sinop (C). Fonte: IBGE (2012).

Delimitação dos produtos cartográficos para a área de estudo

Para caracterizar a área de estudo, foram utilizados os dados cartográficos de vegetação. Os limites dos municípios de Sinop e Alta Floresta foram obtidos da plataforma do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala 1:250.000, em formato *shapefile*, disponível em: <<https://bdiaweb.ibge.gov.br>>. Foi utilizado o ambiente QGIS 3.22, Datum SIRGAS_2000 no fuso 21S para a área de estudo.

Pré-processamento de imagens de satélite

As imagens dos satélites Landsat (disponibilizadas para downloads em

<<https://earthexplorer.usgs.gov>>) permitem que os usuários adquiram produtos como a reflectância no topo da atmosfera corrigida (USGS, 2013). As órbitas/pontos pertencentes para cada municípios são: 226/068 e 227/068 para Sinop; 227/067 e 228/067 para Alta Floresta (USGS, 2018).

Para abranger toda a área de estudo foram necessárias duas cenas incompletas do satélite Landsat 5, sensor TM (Tabela 1), para o ano 1990 como marco inicial em virtude da investigação do período prévio; na sequência, o ano analisado de 2020 por meio do satélite Landsat 8 sensores Operacional Land Imager (OLI) e Infravermelho Térmico (IRS+) (USGS, 2019). As imagens foram selecionadas nos períodos chuvosos, as que estabeleceram a melhor visibilidade (INPE, 2019)

Tabela 1. Informação das imagens de satélites.

USGS	Collections Land Surface Reflectance On-Demand			
Município	Alta Floresta		Sinop	
Satélite (Sensor)	Órbita/Ponto	Data aquisição	Órbita/Ponto	Data aquisição
Landsat 5 (TM)	228/067	29/06/1990	226/068	15/06/1990
	227/067	22/06/1990	227/068	22/06/1990
Landsat 8 (OLI/TIRS+)	228/067	24/06/2020	226/068	24/06/2020
	227/067	15/06/2020	227/068	17/06/2020
Resolução Espacial Multiespectral: 30 m / Resolução (OLI e TIRS+) 100 m				
Informação dos satélites		Landsat 5	Landsat 8	
Altitude		705 km		
Inclinação		98,20°	98,2°	
Órbita		Quase-Polar, Heliossíncrona		
Faixa Imageada		185 Km		
Tempo de Duração da Órbita		98,20 min	99 min.	
Horário da Passagem		09h / 11h	10h / 12h	
Período de Revisita		16 dias	705 Km	

Fonte: Informação extraídas dos satélites Landsat - USGS (2018).

Processamento para obtenção do índice de vegetação (NDVI)

O índice de vegetação da diferença normalizada (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI) corresponde à refletância do vigor da vegetação natural (Huete et al., 1994; Huete et al, 1985; Myneni & Asrar, 1994) e é calculado a partir da refletância das bandas do infravermelho próximo e vermelho, conforme Equação (1), em que NIR representa a refletância na faixa do infravermelho próximo e vermelho (Rouse et al., 1974).

Equação (1):

$$NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_{red}) / (\rho_{NIR} + \rho_{red})$$

Análise estatística descrita

Para análise estatística descritiva, foram usados os pixels do índice de NDVI nas quatro composições fitoecológicas remanescentes, floresta estacional, floresta ombrófila aberta, floresta ombrófila densa e savana arborizada. Para calcular a média e o mínimo e máximo, foi utilizado software estatística informática Jamovi Project (2022 Versão 2.2), disponível em: <<https://www.jamovi.org/download.html>>, acessado em 05 de setembro de 2022.

Síntese de avaliação de impacto nos serviços

ecossistêmicos de suporte (SAISES).

A síntese é uma ferramenta prática para avaliação de impactos ambientais, incorporando parâmetro de avaliação (Pimentel & Pires, 1992). As características ambientais de Alta Floresta e Sinop foram identificadas por categoria de *serviços ecossistêmicos de suporte*, usado o método de check-list (Cremonese et al., 2014).

A avaliação da situação atual dos impactos ambientais foi feita a partir de dois cenários: (I) perda de (até 50%) da vegetação, compromete a disponibilidade do *serviço de suporte*, (II) perda superior a (80%) da vegetação, impacto negativo na prestação dos *serviços ecossistêmicos de suporte* (Tabela 2). A possibilidade de restauração ambiental, nos *serviços ecossistêmicos* desses ambientes perturbados, foi mediante a média do índice (NDVI, ano 2020) das categorias de vegetação.

Dessa forma, as classes obtidas para cada mapa temático serão organizadas em três níveis de

contribuição, quanto à perda dos *serviços ecossistêmicos* (1 Bom estado de conservação, 2 Degradação, 3 Estado avançado de degradação). Foi adotada a categoria de *serviços ecossistêmicos de suporte* MEA (2003), assim com classificação das diferentes categorias fitoecológica; floresta ombrófila densa; floresta ombrófila aberta; floresta estacional; savana arborizada (IBGE, 2012).

A estrutura de avaliação aprimorada que incorpora a integridade ecológica e o fornecimento sustentável dos *serviços ecossistêmicos de suporte*, fornecendo uma nova perspectiva para a compreensão das características inerentes complexas dos ecossistemas e da conexão regional homem-natureza em sistemas homem-ambiente acoplados (Huang et al., 2024). Os resultados podem servir como referência científica para a governança prática da paisagem em um mundo em mudança para alcançar a sustentabilidade da paisagem (Mundaca & Heintze, 2024).

Tabela 2. Síntese do impacto nos *serviços ecossistêmicos de suporte* (SAISES).

Serviços (MEA)	RADAM/BRASIL	Situação atual			Cenário I			Cenário II			NDVI 2020
	Região fitoecológica	1	2	3	1	2	3	1	2	3	média
Suporte	Floresta Ombrófila Densa										
	Floresta Ombrófila Aberta										
	Floresta Estacional										
	Savana Arborizada										
	Estado de conservação	Grau de confiança no prognóstico									
	1 – Bom estado de conservação	✓ baixo grau de confiança no prognóstico da situação futura									
	2 – Degradação	● médio grau de confiança no prognóstico da situação futura									
	3 Estado avançado de degradação	➤ alto grau de confiança no prognóstico da situação futura									
	Valor negativo NDVI (-1 a 0)	Representa solo nu									
	Valor positivo NDVI (0,6 a 1)	Valores superiores a 0,6 representa a vegetação densa									

Observação. Estado de conservação dos cenários I e II estão representados nos mapas temáticos.

Resultados e discussão

vegetal

Classificação fitoecológica atual da cobertura

Os municípios supracitados são compostos por dez tipos de cobertura vegetal com áreas diferentes nas duas regiões em 2020. Em Alta

Floresta, encontram-se seis classes fitoecológicas, floresta ombrófila aberta (1As) com 312.280 hectares, representando 34,8% da área do município; floresta estacional com dossel emergente (2Fse) 6,82%, com 61.099 hectares; floresta ombrófila densa com dossel emergente, (1Dse) 5,87%, com 52.546 hectares; vegetação secundária (3Vsp), 0,65%, com 5.545 hectares; floresta ombrófila densa com dossel emergente, (1Dae) 0,5%, com 4.429 hectares e savana arborizada com floresta-de-galeria (2Saf) com 0,38%, uma área de 3.440 hectares (IBGE, 2012).

Em contrapartida, em Sinop a maior área é de floresta estacional sempre verde, (1Hs) 45%, com área de 179.620 hectares; floresta estacional com dossel emergente, (2Fse) 9,62%, com 38.350 hectares; floresta ombrófila densa com dossel emergente, (1Dae) 2,49%, com 9.896 ha, e vegetação secundária (3Vs) 0,76% com 2.994 hectares (IBGE, 2012). Tanto em Alta Floresta quanto em Sinop, há uma expansão das atividades agropecuárias com agricultura (3Acc) e pecuária (3Ap). Essa modificação da vegetação corresponde à perda de até 50% da vegetação natural nos limites das quatro categorias fitoecológica (De Arruda-Souza et al., 2024).

A estrutura espacial generalizada que encontramos na composição filogenética das comunidades arbóreas amazônicas pode ser interpretada como uma assinatura do conservadorismo de nicho filogenético para as condições ambientais regionais e locais (Pos et al., 2024). A composição filogenética das comunidades arbóreas amazônicas varia em múltiplas escalas espaciais, em função de gradientes geográficos, edáficos e climáticos. Em toda a Amazônia, são indicativas de regiões geográficas e tipos de composição floresta em regimes edáficos distintos (Luize et al., 2024). Se a limitação de dispersão fosse o principal processo que impulsiona os padrões espaciais na composição da Floresta (Pos et al., 2024).

Categorias fitoecológica Floresta Estacional.

Os municípios de Alta Floresta e Sinop possuíam uma área somada de 244.158 hectares de vegetação remanescente formada pela floresta estacional no ano de 2020, em comparação com o ano de 1990, que era de 360.913 hectares (Figura 2). Ocorreu uma expansão da produção agropecuária de forma generalizada e contínua com ampliação e intensificação ano após ano em todos os estados inseridos no limite da Amazônia Legal (Koch et al., 2019; Maeda et al., 2021), e novas áreas são incorporadas às atividades agropecuária, principalmente no norte mato-grossense (Lourençoni et al., 2021). Essa produção em grande escala em terra de Floresta Amazônia demanda a utilização de inúmeros *serviços ecossistêmicos* das áreas remanescentes de Floresta (Biggs et al., 2019) como formação e fertilidade do solo, água potável, regulação do clima, ciclagem de nutrientes do solo e polinizadores (Nóbrega et al., 2020; Urzedo et al., 2020).

Em 1990, Alta Floresta e Sinop tinham uma área para uso da agricultura somada de 64.490 hectares; Alta Floresta computava 10% e Sinop 90%. No ano de 2020, a expansão da monocultura sobre a Floresta Estacional Semidecidual nos dois municípios representou 181.235 hectares, em Alta Floresta contabilizou 20% e Sinop 80%.

Portanto, o uso inadequado do solo acarreta problemas irreversíveis no funcionamento dos ecossistemas da floresta, reverberando na qualidade dos *serviços ecossistêmicos* dos recursos hídricos (Ballester et al., 2020). Essa mudança afeta a quantidade da água, além de influenciar o desaparecimento de nascentes, córregos e até pequenas bacias hidrográficas (Preto et al., 2022). Embora possa ser óbvio que diferentes sub-regiões da Floresta Amazônia tenham diferentes condições ambientais, também há variação entre as regiões na prevalência de condições ambientais generalizadas entrono da área de conservação ambiental (Marca-Zevallos et al., 2024).

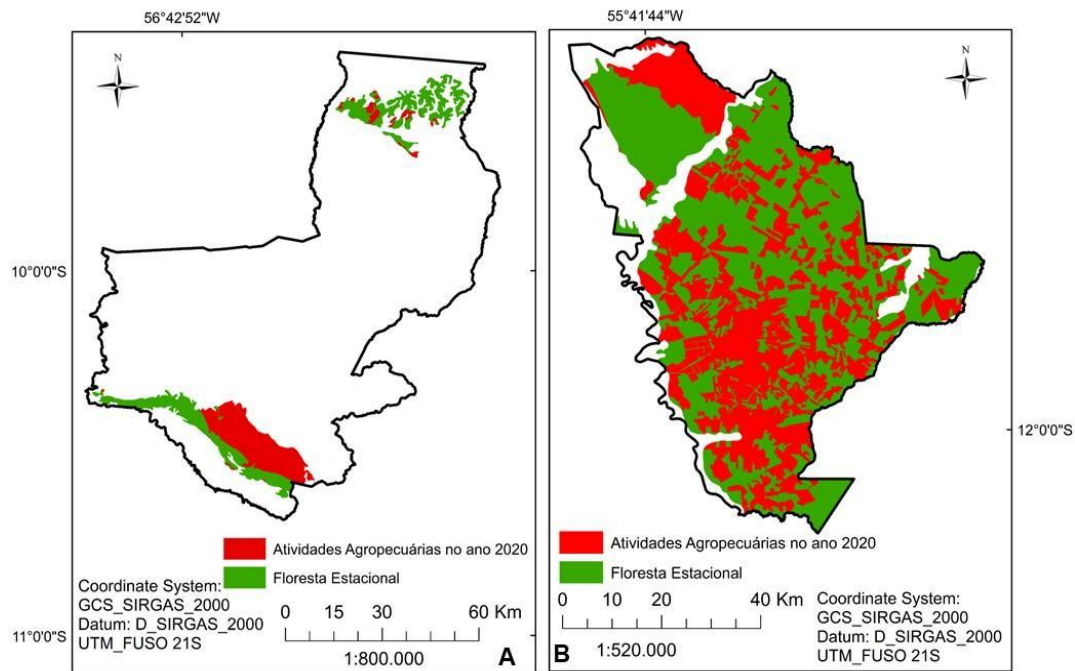


Figura 2. Atividade agropecuária sobre a Floresta Estacional dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

Categorias fitoecológica Floresta Ombrófila Aberta

Os municípios supracitados, Alta Floresta e Sinop, possuíam uma área somada de 294.135 hectares de vegetação remanescente formada pela Floresta Ombrófila Aberta no ano de 2020, em comparação com o ano de 1990 que era de 530.006 ha (Figura 3). Essas áreas remanescentes de floresta ombrófila aberta nos municípios supracitados apresentam recursos naturais, com condições químicas e físicas do solo e alta drenagem, grande riqueza de espécies da comunidade vegetal que ocupa esses ambientes,

ainda sendo nichos para fauna (Bispo et al., 2022; Pires et al., 2022).

Além disso, as florestas tropicais estão sendo fortemente modificadas por diferentes intensidades de uso da terra (Bousfield et al., 2021), que interfere no habitat da fauna e da flora, que estão sendo suprimidas devido à expansão das atividades agrícolas (Almeida-Maués et al., 2022). A composição arbórea com filogenética semelhante podem ser encontradas em pequena macha na floresta Amazônia, fato possível encontrado por Baraloto et al. (2021) isso apoia na hipótese de que a dispersão de sementes pela fauna em busca de espaço para encontrar seu habitat ideal para sobreviver.

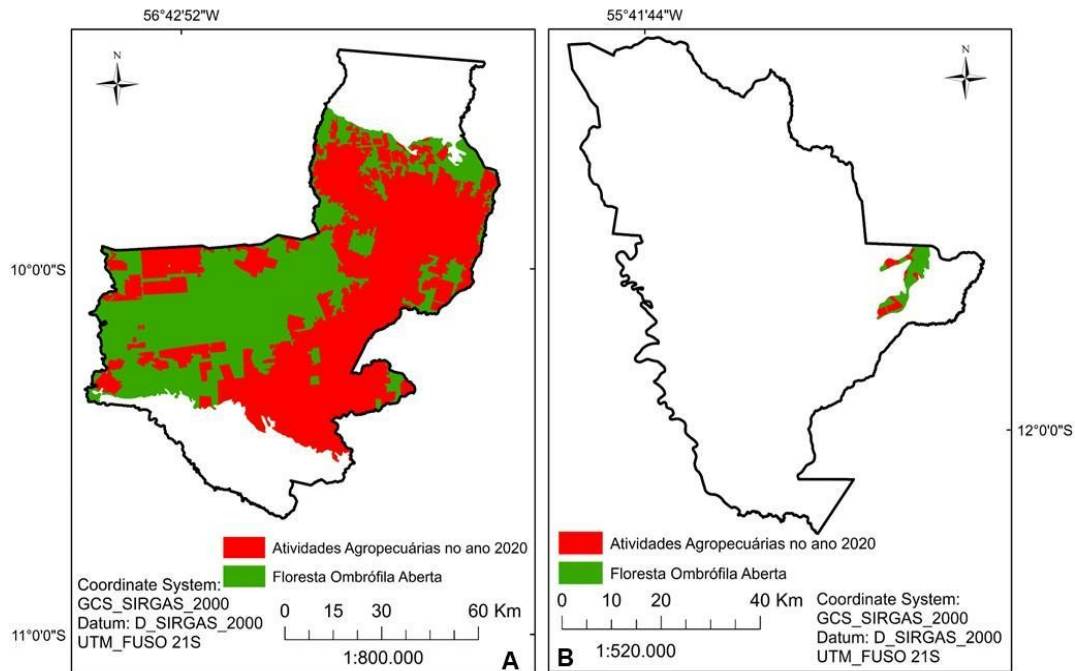


Figura 3. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Aberta dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

Em 1990, Alta Floresta e Sinop tinham uma área para uso da agricultura somada de 151.104 hectares: Alta Floresta computava 99% e Sinop 1%. No ano de 2020, a expansão da monocultura sobre a floresta ombrófila aberta nos dois municípios representou 386.975 há: em Alta Floresta, 99% e Sinop 1%. Para Franco et al. (2019), a mudança na cobertura acarreta impactos negativos no solo, pois a retirada da vegetação nativa gera perturbação e ameaças à conservação da biodiversidade na Floresta Amazônica. À medida que a intensificação agropecuária aumenta sobre a cobertura florestal, diminui a riqueza de espécies de fauna e flora, levando à perda da biodiversidade (Decaëns et al., 2018; Fearnside, 2022).

Categorias fitoecológica Floresta Ombrófila Densa

Sinop e Alta Floresta somam 68.733 hectares de vegetação remanescente formada pela floresta ombrófila densa no ano de 2020, em comparação com o ano de 1990 somava 74.557

hectares (Figura 4). Para (Alix-Garcia et al., 2018; Fearnside et al., 2005) revelam que adequação da agropecuária nesses municípios supracitados, assim como outros municípios do norte mato-grossense sofreram a maior mudança no uso da terra, pois eram áreas mais prósperas para desenvolvimentos econômicos do que aquelas outras regiões do estado (De Arruda-Souza et al., 2024). Em 1990, Alta Floresta e Sinop tinham uma área para uso da agricultura somado em 8.592 hectares, Alta Floresta computava 47% e Sinop 43%. No ano de 2020 a expansão da monocultura sobre a floresta ombrófila densa, nos dois municípios representou 14.416 hectares, em Alta Floresta contabiliza 82% e Sinop 18%. A Floresta Densa no sul da Amazônia fornece um punhado de *serviços ecossistêmicos* como estabilidade dos recursos hídricos nas pequenas e grandes bacias hidrográficas (Carvalho Ribeiro et al., 2018). Essa vegetação da floresta controla a erosão do solo destes mananciais (Biggs et al., 2019), além da manutenção da biodiversidade em escala local (Fearnside, 2022; Solen et al., 2018).

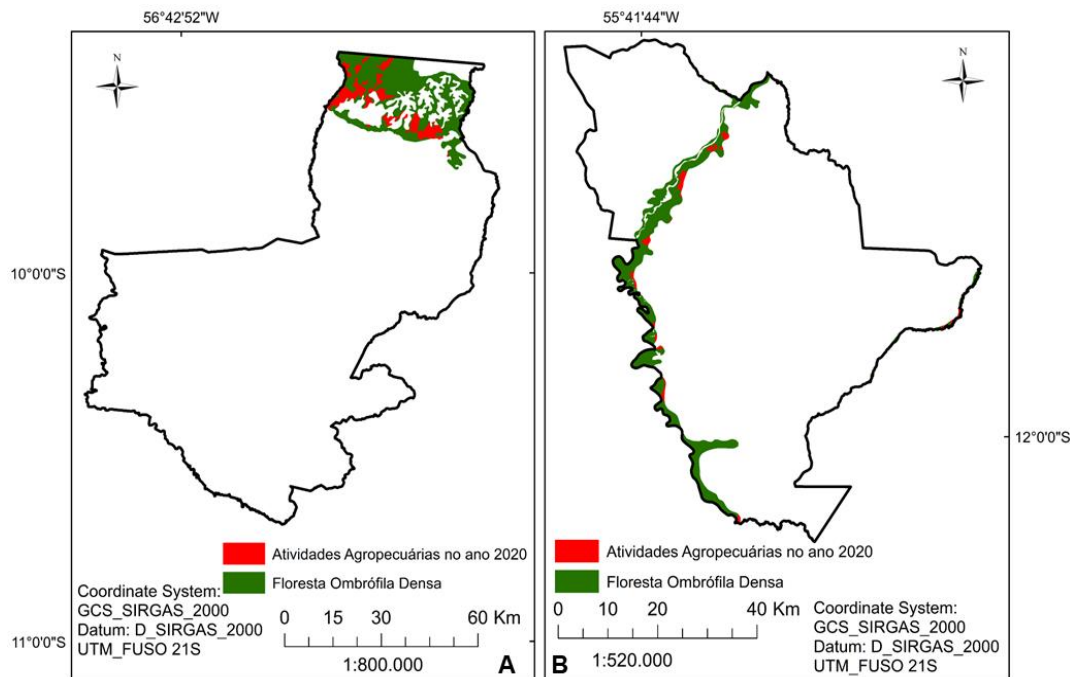


Figura 4. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Densa dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

Categorias fitoecológica Savana Arborizado

Os municípios Sinop e Alta Floresta somas 49.976 hectares de vegetação remanescente formada pela savana arborizado no ano de 2020, em comparação com o ano de 1990 somava 81.006 hectares (Figura 5).

. Essa perda da vegetação natural da savana ocorre de forma distribuída em todos os municípios de Mato Grosso, em 2017 a savana representava 21.049,814 hectares, em comparação com o ano de 1985 que somava uma área de 27.121,518 hectares, durante esses 33 anos a vegetação nativa da savana perdeu 3% (Alencar et al., 2020).

A mudança na savana tem impactos significativos, nos funcionamentos dos serviços ecossistemas de suporte, como na substituição de ecossistemas de plantas de dossel heterogêneo de grande biodiversidade (Souza Mello et al., 2015; Silva et al., 2022), que possui sistema radiculares

profundos, por monoculturas de plantação agrícolas com raízes rasas (Bendini et al., 2022).

Em 1990, Alta Floresta e Sinop tinham uma área para uso da agricultura somada em 4.559 hectares, Alta Floresta computava 87% e Sinop 13%. No ano de 2020 a expansão da monocultura sobre a vegetação da Savana nos dois municípios representou 35.589 hectares, em Alta Floresta contabilizava 56% e Sinop 44%. Essa mudança da savana ocorre de forma generalizada na savana tropical brasileira que já perdeu metade do bioma para a expansão agropecuária de lavouras e pastagens plantadas (Parente et al., 2019). A maioria da conversão da vegetação nativa da savana tende a ocorrer em áreas com vegetação densa, com condições favoráveis de clima e terrenos planos, adequados para agricultura mecanizada (Fernandes et al., 2011; Koch et al., 2019).

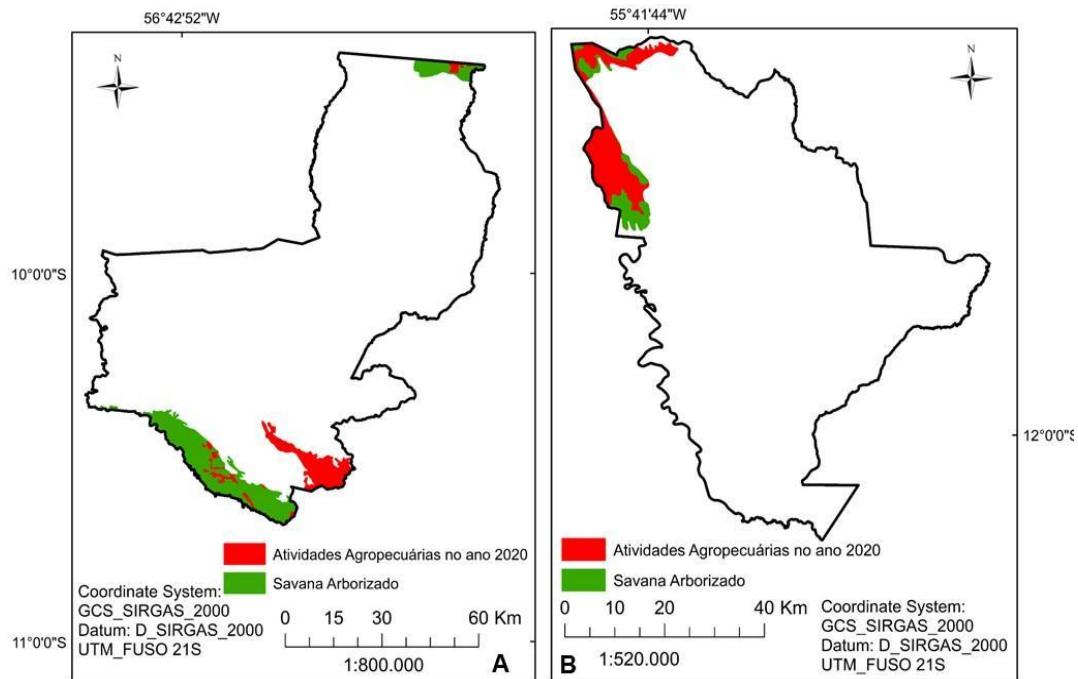


Figura 5. Atividade agropecuária sobre a Savana Arborizado dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

Expansão das atividades agropecuárias Alta Floresta e Sinop.

O município de Alta Floresta tem no seu limite um uso da terra de 10,06% maior do que o de Sinop no ano de 2020, Alta Floresta computou 50,6%; Sinop apresentou 40,54% (Figura 2). Essa expansão das atividades agropecuárias no ano de 2020 representou em Alta Floresta de 50% e Sinop computou 41%, em comparação com o ano de 1990, Alta Floresta tinha em uso de 18% e Sinop 15%. Ambos os municípios possuem área de *serviços ecossistêmicos* de recursos hídricos, rio, lagoa natural e lagos artificial, Alta Floresta contabilizou 0,4% e Sinop 0,6%.

Essa porção da mesorregião do norte mato-grossense transformou o ecossistema da Floresta em área produtora e exportadora internacional da monocultura (soja, milho e algodão) e pecuária (Pereira et al., 2020). É importante destacar que os pioneiros dos municípios de Alta Floresta e Sinop gradualmente destruíram-na, ano após ano, dando lugar lentamente a estradas, barragens, madeiras, mineração e ao setor agropecuário (Lourençoni et al., 2021).

Estatística descritiva do NDVI sobre a vegetação remanescentes nas categorias fitoecológicas

Tanto em Alta Floresta quanto em Sinop, as quatro composições fitoecológicas

remanescentes permanecem pela restauração ambiental no ano 2020. Em Alta Floresta, o composto remanescente é composto pela Floresta Estacional, representou a média do índice NDVI 0,1, o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,2, em Sinop computou o NDVI 0,2, o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4. Em comparação com o ano de 1990, em Alta Floresta, a média do NDVI era 0,5, o mínimo e máximo do NDVI entre 0,2 a 0,8, em Sinop a média do NDVI 0,4, o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,8.

Para Barbosa et al., (2018) e Fortin et al., (2020), os valores de refletância de biomassa mais elevando no NDVI foram encontrados no ano de 1970 nos municípios do norte mato-grossense. Ressaltam Barbosa et al. (2018) que, em Alta Floresta, no ano de 1985, havia 100% da vegetação nativa e o acumulado de modificação 30% no uso e ocupação do solo registrado no ano de 2000. Em contrapartida, em Sinop no ano de 1972 ocorreram as primeiras derrubadas da Floresta para a abertura do núcleo urbano do município, das estradas e algumas áreas na zona rural (Alves & Bampi, 2020). A restauração ecológica da área antropizada não utilizada em ambos os municípios foram fundamentais para combater a perda de biodiversidade e garantir *serviços ecossistêmicos* em todo ambiente degradado (Silva et al., 2022). O grau de perturbação causada pela atividade humana e o tamanho dos fragmentos florestais influenciam significativamente a distribuição e a composição fitossociológica das espécies arbóreas nos fragmentos da Floresta Amazônica (De Arruda-

Souza et al., 2024a). A intensidade dessas perturbações tem um impacto profundo tanto na diversidade florística quanto na estrutura fitossociológica das comunidades arbóreas em áreas fragmentadas (Spletzer et al., 2023).

No entanto, a conservação da vegetação existente nessa região fitoecológica é essencial para minimizar o custo futuro no ecossistema (Wills et al., 2023). Além disso, melhora as chances de sucesso da restauração com forma econômica, utilizando as sementes da vegetação nativa para aplicação da semeadura (Lewis et al., 2023). Na sequência, a vegetação remanescente da floresta ombrófila aberta, em Alta Floresta, registou a média do NDVI 0,2, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4, em Sinop a média é ainda menor que Alta Floresta, o NDVI em Sinop é de 0,1, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,2. Em comparação com o ano de 1990, em Alta Floresta computavam a média do NDVI 0,5, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,9, enquanto Sinop a média do NDVI era de 0,5, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,2 a 0,8.

A restauração da vegetação da Floresta tem múltiplos benefícios aos *serviços ecossistêmicos*, incluindo o aumento da biodiversidade, melhorando a qualidade e a quantidade dos mananciais hídricos, garantido o bem-estar humano, co-benefícios a purificação do ar, e a segurança alimentar das pessoas que vivem em paisagens degradadas (Crouzeilles et al., 2020; Girardin et al., 2021; Mea, 2005). Essa abordagem estratégica do benefício fornecido de forma direta ou indireta dos *serviços ecossistêmicos*, em escala da vegetação, pode otimizar a restauração em área abandonada pela agropecuária (Brancalion et al., 2019).

O remanescente da floresta ombrófila densa, Alta Floresta computou uma média do NDVI 0,2, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4, enquanto em Sinop a média do NDVI 0,2, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4. Em comparação com o ano de 1990, em Alta Floresta computava a média do NDVI 0,5, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,8, enquanto Sinop a média do NDVI era de 0,4, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,8. Essas degradações dos ecossistemas pela baixa refletância do NDVI na Floresta remanescente em escala local, provocado pela expansão agropecuária da agricultura, impulsiona impactos diretos nas contribuições dos *serviços ecossistêmicos* em termos importantes para o bem-estar humano das pessoas (Strassburg et al., 2019).

Apesar do reconhecimento dos benefícios socioeconômicos e ambiental da vegetação da Souza, C. D., Junior, E. S. O., Hacon, S. S.

Floresta, vão sendo desencadeados movimentos globais para valorizar os *serviços ecossistêmicos* (Rodrigues et al., 2019), como parte das atividades de mitigação das mudanças climáticas com implementação de restauração da cobertura da Floresta Amazônica em escala local (Gastauer et al., 2020). A conservação dos *serviços ecossistêmicos de suporte* e seu funcionamento só será possível priorizando a biodiversidade além de uma única métrica baseada em moeda, como o potencial de sequestro de carbono. (Aguirre-Gutiérrez et al., 2024). O planejamento da conservação Florestal Amazônia nos municípios de Alta Floresta e Sinop, deve considerar as preferências das partes interessadas para lidar com conflitos de uso da terra, a conservação da biodiversidade e o lucro econômico das florestas podem ser combinados por várias abordagens de economia e compartilhamento de terras (Löfroth et al., 2024).

Outras possibilidades de cadeias para restauração da vegetação Amazônica são a possibilidade do pagamento por *serviços ecossistêmicos/PSA* (Brasil, 2021) e comércio de produtos de sistemas agroflorestais que associam árvores com culturas agrícolas integrando os *serviços ecossistêmicos* florestais com atividades silviculturas (Coelho, 2017; DE Souza et al., 2022), visando reverter a degradação do solo exposto, aumentando a produtividade e a funcionalidade do ecossistema de toda a paisagem (Shibu, 2009).

Entretanto, o remanescente da Savana Estacional Arborizado, em Alta Floresta, computou o NDVI 0,2, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4, enquanto em Sinop a média do NDVI 0,2, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,4. Em comparação com o ano de 1990 em Alta Floresta registrava a média do NDVI 0,5, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,1 a 0,9, enquanto Sinop a média do NDVI era de 0,5, e o mínimo e máximo do NDVI entre 0,2 a 0,8.

O monitoramento da região fitoecológica remanescente, como Savana, usando o índice de NDVI, melhora a compreensão do funcionamento da vegetação nativa na escala da paisagem e a melhor forma de implementar a conservação das áreas remanescentes (Sano et al., 2019). Essas informações geradas pelo NDVI possibilitam a implementação e acompanhamento de projetos em áreas prioritárias para restauração, com a regeneração natural da vegetação assistida, representando soluções viáveis em ambientes degradados da savana (Lopes et al., 2020). Em outros casos de regeneração assistida, pode ser usado o plantio direto, gerando assim o enriquecimento dos *serviços ecossistêmicos* em

ambiente avançado de degradação (Crouzeilles et al., 2020).

Conclusão

Nos municípios de Alta Floresta e Sinop, todas as categorias fitoecológicas da Floresta Amazônica foram impactadas, acompanhando a expansão generalizada e contínua da produção agropecuária, que se intensifica ano após ano. Essa redução das composições fitoecológicas afeta diretamente os serviços ecossistêmicos de suporte, especialmente nas áreas de proteção permanente (APPs) ao redor dos cursos hídricos, comprometendo a proteção das bacias hidrográficas. O aumento do desmatamento nessas áreas também impactou negativamente o armazenamento de carbono, a retenção de água e a retenção de nutrientes.

Além da agropecuária, outras atividades, como exploração mineral, construção de hidrelétricas, expansão urbana e abertura de estradas, contribuíram para a supressão do habitat natural, eliminando a floresta e sua rica diversidade de espécies animais e vegetais.

A remoção e a degradação da vegetação amazônica figuram como as maiores ameaças à conservação da biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos de suporte na atual década. Assim, a restauração surge como uma ferramenta essencial para preservar a biodiversidade remanescente e assegurar a manutenção desses serviços em escala local.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento – 001, ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato.

Referências

Alencar, A., Shimbo, J. Z., Lenti, F., Marques, C. B., Zimbres, B., Rosa, M., Arruda, V., Castro, I., Ribeiro, J. P. F. M., Varela, V., Alencar, I., Piontekowski, V., Ribeiro, V., Bustamante, M. M. C., Sano, E. E., Barroso, M., 2020. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sensing* 6, 902- 924. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>.

Alix-Garcia, J., Rausch, L. L., L’Roe, J., Gibbs, H. K., Munger, J., 2018. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon.

Souza, C. D., Junior, E. S. O., Hacon, S. S.

Conservation Letters 1 p.1–8. <https://doi.org/10.1111/conl.12414>.

Almeida-Maués, P. C. R., Bueno, A. S., Palmeirim, A. F., Peres, C. A., Mendes-Oliveira, A. C., 2022. Assessing assemblage-wide mammal responses to different types of habitat modification in Amazonian forests. *Scientific Reports* 1797,1-20. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05450-1>.

Alves, P. A. S. S., Bampi, A. C., 2020. Gênese e desenvolvimento da cidade de Sinop e a relação com as atividades econômicas. *Revista Equador* 1, 230–245. <https://doi.org/10.26694/equador.v9i1.9407>.

Araujo, E. C. G., Sanquetta, C. R., Corte, A. P. D., Pelissari, A. L., Orso, G. A., Silva, T. C. 2023. Global review and state-of-the-art of biomass and carbon stock in the Amazon, *Journal of Environmental Management*, 331, 117251 - 117267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117251>

Ballester, M. V. R., Garcial, A. S., Rizzo, R., Vilelal, V. M. F., Nakail, Ê. S., Preto, M. D. F., Casarin, L. P., Tourne, D. M., 2020. Soil functions and land management: Potential synergies and tradeoffs at the tropical agricultural frontier (Brazil). *Land use Changes: Management and Applications* 1, 59–81.

Barbosa, S. G., Spletozer, A. G., Roque, M. P. B., Ferreira Neto, J. A., Dias, H. C. T., Ramos, M. P., Bonilla, M. A. C., Ribeiro, W. S., Alcântara-De La Cruz, R., Zanuncio, J. C., 2018. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. *Scientific Reports* 1, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22311-y>.

Bendini, H. N., Fonseca, L. M. G., Matosak, B. M., Mariano, R. F., Haidar, R. F., Valeriano, D. M., 2022. Evaluating the separability between dry tropical forests and savanna woodlands in the Brazilian savanna using landsat dense image time series and artificial intelligence. em: *international archives of the photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences - isprs archives*. *Anais International Society for Photogrammetry and Remote Sensing* 43, 841-847. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B3-2022-841-2022>.

Berenguer, E., Armenteras, D., Alencar, A., Almeida, C., Aragão, L., Barlow, J., Bilbao, B., Bran-Do, P., Bynoe, P., Fearnside, P., Finer, M., Flores, B. M., Jenkins, C. N., Silva Junior, C. H. L., Lees, A. C., Smith, C. C., Souza, C., García-Villacorta, R., Reitor, U., David, J., Lima, F., (2021). Science Panel for the Amazon Drivers

- and Ecological Impacts of Deforestation and Forest Degradation. Em: Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas. Ed. Technical Report.
- Biggs, T. W., Santiago, T. M. O., Sills, E., Caviglia-Harris, J., 2019. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. *Regional Environmental Change* 8, 2381–2394. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01549-w>.
- Bispo, L. B., Silva, S. A. L., Garcia, M. L., Watzlawick, L. F., Mazon, J. A., 2022. Florística e estrutura de uma floresta ombrófila aberta submontana. *Conservação e biodiversidade amazônica: potencialidade e incertezas. Sciences* 1, 108–124. <https://doi.org/10.37885/220508779>.
- Bousfield, C. G.; Massam, M. R.; Acosta, I. A.; Peres, C. A.; Edwards, D. P., 2021. Land-sharing logging is more profitable than land sparing in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 16, 1-20. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac2b5f>.
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Leighton Reid, J., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., Chazdon, R. L., 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5, 3223–3226. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>.
- BRASIL, 2021. Lei n. 14.119, de 13 de janeiro de 2021.
- Carneiro, B. M., Carvalho Junior, O. A., Guimarães, R. F., Evangelista, B. A., Carvalho, O. L. F. 2024. "Exploiting Legal Reserve Compensation as a Mechanism for Unlawful Deforestation in the Brazilian Cerrado Biome, 2012–2022" *Sustainability* 16, 9557-9569. <https://doi.org/10.3390/su16219557>.
- Carvalho, R., Lisa Rausch, H. K. Gibbs, M. G. Bastos Lima, P. B., Valdiones, A. P., Vasconcelos, A., Silgueiro, V. 2024. "Illegal Deforestation in Mato Grosso: How Loopholes in Implementing Brazil's Forest Code Endanger the Soy Sector" *Land* 13, 1828 - 1841. <https://doi.org/10.3390/land13111828>.
- Carvalho Ribeiro, S. M., Soares Filho, B., Leles Costa, W., Bachi, L., Ribeiro De Oliveira, A., Bilotta, P., Saadi, A., Lopes, E., O'riordan, T., Lôbo Pennacchio, H., Queiroz, L., Hecht, S., Rajão, R., Oliveira, U., Cioce Sampaio, C., 2018. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? *Ecosystem Services* 31, 517–526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.016>.
- Coelho, G. C., 2017. Ecosystem Services In Brazilian's Southern Agroforestry Systems. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 20, 475–492. <http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.2421>.
- Cremonez, F. E., Cremonez, P. A., Feroldi, M., Camargo, M. P., Klajn, F. F., Feiden, A., 2014. Avaliação De Impacto Ambiental: Metodologias Aplicadas No Brasil. *Revista Monografias Ambientais* 13, 3821–3830. <http://dx.doi.org/10.5902/2236130814689>.
- Crouzeilles, R., Beyer, H. L., Monteiro, L. M., Feltran-Barbieri, R., Pessôa, A. C. M., Barros, F. S. M., Lindenmayer, D. B., Lino, E. D. S. M., Grelle, C. E. V., Chazdon, R. L., Matsumoto, M., Rosa, M., Latawiec, A. E., Strassburg, B. B. N., 2020. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters* 13, 1–9. <https://doi.org/10.1111/conl.12709>.
- Da Conceição Bispo, P., Picoli, M.C., Marimon, B.S., Marimon Júnior, B.H., Peres, C.A., Menor, I.O., Silva, D.E., de Figueiredo Machado, F., Alencar, A.A., de Almeida, C.A., Anderson, L.O., Aragão, L.E., Breunig, F.M., Bustamante, M., Dalagnol, R., Diniz-Filho, J., Ferreira, L.G., Ferreira, M.E., Fisch, G., Galvão, L.S., Giarolla, A., Gomes, A.R., de Marco Junior, P., Kuck, T.N., Lehmann, C.E., Lemes, M.R., Liesenberg, V., Loyola, R., Macedo, M.N., De Souza Mendes, F., Do Couto de Miranda, S., Morton, D.C., Moura, Y.M., Oldekop, J.A., Ramos-Neto, M.B., Rosan, T.M., Saatchi, S., Sano, E.E., Segura-Garcia, C., Shimbo, J.Z., Silva, T.S., Trevisan, D.P., Zimbres, B., Wiederkehr, N.C., Silva-Junior, C.H., 2023. Overlooking vegetation loss outside forests imperils the Brazilian Cerrado and other non-forest biomes. *Nature Ecology & Evolution*, 8, 12-23. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02256-w>.
- De Arruda Souza, C., Oliveira Junior, E. S., Hacon, S. S., 2024a. Serviços Ecossistêmicos da Amazônia Brasileira. *Revista Brasileira de Geografia Física* 17, 178–198. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.1.p178-198>.
- De Arruda Souza, C., Oliveira Junior, E. S., Souza Hacon, S. S., 2024b. Conceito de serviços ecossistêmicos: desdobramento na ciência e política. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 17, 4260–4277. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.6.p4260-4277>.

- De Souza, J. P., De Carvalho Gonçalves, J. F., Jaquetti, R. K., Da Costa, K. C. P., De Lima, R. M. B., Fearnside, P. M., Nina Junior, A., 2023. Silvicultural interventions and agroforestry systems increase the economic and ecological value of *Bertholletia excelsa* plantations in the Amazon. *Agroforestry Systems* 97, 197–207. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00798-9>.
- Decaëns, T., Martins, M. B., Feijoo, A., Oszwald, J., Dolédec, S., Mathieu, J., Arnaud De Sartre, X., Bonilla, D., Brown, G. G., Cuellar Criollo, Y. A., Dubs, F., Furtado, I. S., Gond, V., Gordillo, E., Le Clec'h, S., Marichal, R., Mitja, D.; De Souza, I. M., Praxedes, C., Rougerie, R., Ruiz, D. H., Otero, J. T., Sanabria, C., Velasquez, A., Zararte, L. E. M., Lavelle, P., 2018. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. *Conservation Biology* 32, 1380–1391. <https://doi.org/10.1111/cobi.13206>.
- Fearnside, P. M., 2019. DEFORESTATION IN BRAZILIAN AMAZONIA: THE EFFECT OF POPULATION AND LAND TENURE. *Ambio-Journal of Human Environment Research and Management*. 1 ed. INPA. Disponível: http://inct-servamb.inpa.gov.br/publ_livres/Preprints/1993/C-WOOD-M-AMB.pdf. Acesso: 23 fev 2020.
- Fearnside, P. M., 2022. Destruição e conservação da floresta Amazônica. 1 ed. INPA. Disponível: www.gov.br/inpa. Acesso: 23 fev. 2022.
- Fernandes, G., Laerte, R., Ferreira, G., Ferreira, N. C., Ferreira, M. E., 2011. Detecção de desmatamentos no bioma cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Revista Brasileira de Cartografia* 63, 341–349. <https://doi.org/10.14393/rbcv63n3-43744>.
- Ferreira, A. C. S., Pinheiro, E. F. M., Costa, E. M., Marcos Bacis Ceddia, M. B. 2023. Predicting soil carbon stock in remote areas of the Central Amazon region using machine learning techniques, *Geoderma Regional*, 32, 614 – 626. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00614>.
- Feitosa, T. B., Fernandes, M. M., Santos, C. A. G., Silva, R. M., Garcia, J. R., Filho, R. N. A., Fernandes, M. R. M., Cunha, E. R. 2023. Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon Forest: A 2050 projection, *Sustainable Production and Consumption*, 41,64-74. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.07.009>.
- Fortin, J. A., Cardille, J. A., Perez, E., 2020. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 238, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111266>.
- Franco, A. L. C., Sobral, B. W., Silva, A. L. C., Wall, D. H., 2019. Amazonian deforestation and soil biodiversity. *Conservation Biology* 33, 590–600. <https://doi.org/10.1111/cobi.13234>.
- Gastauer, M., Cavalcante, R. B. L., Caldeira, C. F., Nunes, S. S., 2020. Structural Hurdles to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8, 1-21. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.593557>.
- Girardin, C. A. J., Jenkins, S., Seddon, N., Allen, M., Lewis, S. L., Wheeler, C. E., Griscom, B. W., Malhi, Y., 2021. Nature-based solutions can help cool the planet-if we act now. *Nature* 593, 191-194. <https://doi.org/10.1038/d41586-021-01241-2>.
- Huang, Y., Gan, X., Feng, Y., Li, J., Niu, S., Zhou, B., 2024. A new framework for assessing ecosystem health with consideration of the sustainable supply of ecosystem services. *Landscape Ecology*, 39, 37 - 49. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01834-y>.
- IBGE, 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. 2 ed. Rio de Janeiro.
- IBGE, 2015. Manual técnico de pedologia. 3 ed. Rio de Janeiro.
- IBGE, 2009. Manual técnico de geomorfologia. 2 ed. Rio de Janeiro.
- IBGE, 2021 Bacias e divisões hidrográficas do Brasil. 1 ed. Rio de Janeiro.
- ICV. Instituto Centro de Vida. (2019). Características do Desmatamento na Amazônia Mato-Grossense em 2022. Ed 1. Disponível:acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/ml1d00036.pdf. Acesso: 13 set. 2024.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2019). Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER. 1 ed. São Paulo.
- Koch, N., Zu Ermgassen, E. K. H. J., Wehkamp, J., Oliveira Filho, F. J. B., Schwerhoff, G., 2019. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. *Oxford University Press* 3, 919-940. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay110>.
- Lapola, D. M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L. E. O. C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H. M., Seixas, H., Silva, C. V. J., Silva-Junior, C. H. L., Alencar, A. A. C., Anderson, L. O., Armenteras, D. P., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M. H., Faria, B. L., Fearnside, P. M., Ferreira, J., Gatti, L., Hugo Gutierrez-Velez, V., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela,

- B. T. T., Rounsevell, M., Ruane, A. C., Schaldach, R., Da Silva, S. S., Von Randow, C., Walker, W. S., 2023. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. *Science* 379, 1–32. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>.
- Lewis, K., Barros, F. De V., Moonlight, P. W., Hill, T. C., Oliveira, R. S., Schmidt, I. B., Sampaio, A. B., Pennington, R. T., Rowland, L., 2023. Identifying hotspots for ecosystem restoration across heterogeneous tropical savannah-dominated regions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 1867, 1–12. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0075>
- Lin, K. T., Pan, S. Y., Yuan, M. H., Guo, H. Y., & Huang, Y. C., 2024. Quantifying and monetarizing cropland ecosystem services towards sustainable soil management. *Ecological Indicators*, 159, 111751 - 111769. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111751>
- Lopes, T. R., Moura, L. B., Nasimento, J. G., Fraga Junior, L. S., Zolin, C. A., Duarte, S. N., Folegatti, M. V., Santos, O. N. A., 2020. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/ Amazon ecotone, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 102630, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102630>.
- Lourençoni, T., Da Silva Junior, C. A., Lima, M., Teodoro, P. E., Pelissari, T. D., Dos Santos, R. G., Teodoro, L. P. R., Luz, I. M., Rossi, F. S., 2021. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. *Scientific Reports* 1, 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01350-y>.
- Luize, B. G., Bauman, D., ter Steege, H., Palma-Silva, C., do Amaral, I. L., de Souza Coelho, L., de Almeida Matos, F. D., de Andrade Lima Filho, D., Salomão, R. P., Wittmann, F., Castilho, C. V., de Jesus Veiga Carim, M., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Magnusson, W. E., Sabatier, D., Revilla, J. D. C., Molino, J.-F., Irumé, M. V. ... Dexter, K. G. 2024. Geography and ecology shape the phylogenetic composition of Amazonian tree communities. *Journal of Biogeography*, 51, 1163–1184. <https://doi.org/10.1111/jbi.14816>.
- Maeda, E. E., Abera, T. A., Siljander, M., Aragão, L. E. O. C., De Moura, Y. M., Heiskanen, J., 2021. Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 7, 1–20. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023787118>.
- MEA. Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. Millennium ed. Washington. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso: 20 out. 2020.
- Nóbrega, R. L. B., Ziembowicz, T., Torres, G. N., Guzha, A. C., Amorim, R. S. S., Cardoso, D., Johnson, M. S., Santos, T. G., Couto, E., Gerold, G., 2020. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. *Global Ecology and Conservation* 1, 819–834. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00819>.
- Nolander, C., Lundmark, R., 2024. A Review of Forest Ecosystem Services and Their Spatial Value Characteristics. *Forests*, 15, 919 -932. <https://doi.org/10.3390/fl5060919>.
- Owuor, M.A., Santos, T.M., Otieno, P., Mazzuco, A.C., Iheaturu, C.J., Bernardino, A.F., 2024. Flow of mangrove ecosystem services to coastal communities in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1329006>
- Parente, L., Mesquita, V., Mizziara, F., Baumann, L., Ferreira, L., 2019. Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. *Remote Sensing of Environment* 111301, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111301>.
- Pereira, E. J. A. L., De Santana Ribeiro, L. C., Da Silva Freitas, L. F., De Barros Pereira, H. B., 2020. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. *Land Use Policy* 92, 104491. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104491>.
- Perschke, M. J., Harris, L. R., Sink, K. J., Lombard, A. T., 2024. Systematic conservation planning for people and nature: Biodiversity, ecosystem services, and equitable benefit sharing, *Ecosystem Services*, 68, 101637 – 101644. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101637>.
- Pimentel, G., Pires, S. H., 1992. Metodologias de avaliação de impacto ambiental: aplicações e seus limites. *Revista Administração Pública*, 1 56–68.
- Pires, M. M., Benchimol, M., Cruz, L. R., Peres, C. A., 2023. Terrestrial food web complexity in Amazonian forests decays with habitat loss.

- Current Biology 1, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.11.066>.
- Preto, M. F., Garcia, A. S., Nakai, É. S., Casarin, L. P., Vilela, V. M. F. N., Ballester, M. V. R., 2022. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). *Land Use Policy* 106132, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106132>.
- REFLORA. Flora Brasileira. (2022). Disponível: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>. Acesso: 1 jan. 2023.
- Rodrigues, S. B.; Freitas, M. G.; Campos-Filho, E. M.; Do Carmo, G. H. P.; Da Veiga, J. M.; Junqueira, R. G. P.; Vieira, D. L. M., 2019. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 451 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>.
- Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M. C., Bezerra, A. S., Couto, A. F., Vasconcelos, V., Schüller, J., Bolfe, E. L., 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, 232, 818–828. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>.
- Sangha, K., Ahammad, R., Russell-Smith, J., Costanza, R., 2024. Payments for Ecosystem Services opportunities for emerging Nature-based Solutions: Integrating Indigenous perspectives from Australia, *Ecosystem Services*, 66, 101600 – 101619. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101600>.
- Spletzer, A. G., Rodrigues, L., Dos Santos, C. R., Koch, A. K., Zanuncio, J. C., & Soares-Lopes, C. R. A., 2023. Composition and structure of tree species in two forest fragments in southern amazon region. *Brazilian Journal of Botany*, 46, 189-203. <https://doi.org/10.1007/s40415-022-00863-8>.
- Shibu, J., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforest Syst* 76, 1–10.
- Silva, R. V., Souza, C. A., Ferreira, E., 2022. As transformações sociais, econômicas e ambientais no município de Sinop, Mato Grosso. *Research, Society and Development* 12, 1-23. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i12.34229>.
- Silva, M. C., Moonlight, P., Oliveira, R. S., Pennington, R. T., Rowland, L., 2022. Toward diverse seed sourcing to upscale ecological restoration in the Brazilian Cerrado. *Frontiers in Ecology and Evolution* 1147, 1-10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1045591>.
- Silva, R. M., Lopes, A. G., Santos, C. A. G. 2023. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: Impacts on rainfall variability and land surface temperature, *Journal of Environmental Management*, 326, 116664 – 11679. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116664>
- Silva, S. D. P., Santos, S. B., Pereira, P. C. G., Melo, M. R. S., Eugenio, F. C. 2021. Landscape analysis in a municipality in the arc of deforestation of the Brazilian Amazon rainforest, *Ecological Engineering*, 173, 106417 – 106429. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106417>.
- Solen, L. C., Nicolas, J., De Sartre Xavier, A., Thibaud, D., Simon, D., Michel, G., Johan, O., 2018. Impacts of Agricultural Practices and Individual Life Characteristics on Ecosystem Services: A Case Study on Family Farmers in the Context of an Amazonian Pioneer Front. *Environmental Management* 61, 772–785. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1004-y>.
- Souza Mello, I., Soares, G., Duarte, D., Neto, G. G., 2015. Sinopse de fabaceae-caesalpinioideae para a flora de Mato Grosso, Brasil. *Biodiversidade* 14, 43–49.
- Strassburg, B. B. N., Beyer, H. L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Barros, F., De Siqueira, M. F., Sánchez-Tapia, A., Balmford, A., Sansevero, J. B. B., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Filho, A. O., Gardner, T. A., Gordon, A., Latawiec, A., Loyola, R., Metzger, J. P., Mills, M., Possingham, H. P., Rodrigues, R. R., Scaramuzza, C. A. M., Scarano, F. R., Tambosi, L., Uriarte, M., 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology and Evolution* 3, 62–70. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0743-8>.
- Urzedo, D. I., Neilson, J., Fisher, R., Junqueira, R. G. P., 2020. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change* 61, 59–62. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102059>.
- USGS. The U.S. Geological Survey. (2013). Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description Ed. Geological Survey Open-File Report. Disponível:

- https://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/ofr13_1057.pdf. Acesso: 22 dez 2022.
- USGS. The U.S. Geological Survey. (2018). Landsat Missions: Imaging the Earth Since. Ed. Landsat Missions Timeline. Disponível: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-mission-s.pdf>. Acesso: 22 dez 2022.
- USGS. The U.S. Geological Survey. (2018). Landsat 8 (L8) Data Users Handbook. Ed. Geological Survey Open-File Report. South Dakota. Disponível: <https://dl.icdst.org/pdfs/files/2512b7ec8c34f3a7330e7fa339792e5e.pdf>. Acesso: 22 dez 2022.
- Wills, A. R., Shirima, D. D., Villemare-Côté, O., Platts, P. J., Knight, S. J., Loveridge, R., Seki, H., Waite, C. E., Munishi, P. K. T., Lyatuu, H., Bernal, B., Pfeifer, M., Marshall, A. R., 2023. A practice-led assessment of landscape restoration potential in a biodiversity hotspot. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 1867, 1-20. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0070>.
- Yude Pan, Birdsey, R. A., Phillips, O. L. 2024. New pathways for reducing global illegal logging, *Forest Ecology and Management*, Volume 568, 2024, 122114, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122114>.
- Zanin, P. R., Cavalcante, R. B. L., Fleischmann, A. S., Peres, C. A., Ferreira, D. M., Serrão, E. A. O., Pontes, P. R. M., 2024. Do protected areas enhance surface water quality across the Brazilian Amazon?, *Journal for Nature Conservation*, 81, 126684 – 126700. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126684>.