

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NOS MUNICÍPIOS MATO-
GROSSENSSES DE ALTA FLORESTA E SINOP –
AMAZÔNIA LEGAL, BRASIL

CELSO DE ARRUDA SOUZA

Tese apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado (UNEMAT), como parte das exigências no Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutor.

CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023

CELSO DE ARRUDA SOUZA

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NOS MUNICÍPIOS MATO-
GROSSENSES DE ALTA FLORESTA E SINOP –
AMAZÔNIA LEGAL, BRASIL**

Tese apresentada à Universidade do Estado do Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado (UNEMAT), como parte das exigências do Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutor.

Linha de Pesquisa: Uso sustentável e conservação da biodiversidade do Pantanal, Amazônia e Cerrado.

Orientadora: Dr. Sandra de Souza Hacon
(UNEMAT/FIOCRUZ/ENSP)

Coorientador: Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior
(UNEMAT/PPGA)

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

FICHA CATALOGRÁFICA

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

S719s	SOUZA, Celso De Arruda. Serviços Ecossistêmicos nos Municípios Mato-Grossenses de Alta Floresta e Sinop-Amazônia Legal, Brasil / Celso de Arruda Souza – Cáceres, 2023. 187 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim) Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ciências Ambientais, Faculdade de Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023. Orientador: Sandra de Souza Hacon Coorientador: Ernandes Sobreira Oliveira Junior 1. Floresta Amazônica. 2. Reserva Legal. 3. Área de Preservação Permanente. 4. Uso da Terra. 5. Geotecnologia. I. Celso de Arruda Souza. II. Serviços Ecossistêmicos nos Municípios Mato-Grossenses de Alta Floresta e Sinop-Amazônia Legal, Brasil: CDU 502
-------	---

CELSO DE ARRUDA SOUZA

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NOS MUNICÍPIOS MATO-
GROSSENSSES DE ALTA FLORESTA E SINOP –
AMAZÔNIA LEGAL, BRASIL**

Linha de Pesquisa: Análise socioambiental do Pantanal, Amazônia e Cerrado.
Essa tese de doutorado foi julgada aprovada como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Cáceres, 27 de julho de 2023.

Banca Examinadora

Prof. Dr. Sandro Benedito Sguarezi
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

Prof. Dra. Sandra Mara Alves da Silva Neves
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

Prof. Dra. Ana Carolina Pires de Souza Araujo
Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca
(Membro Externo)

Prof. Dr. Diego Ricardo Xavier Silva
Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca
(Membro Externo)

Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso
(Coorientador)

Prof. Dra. Sandra de Souza Hacon
Universidade do Estado de Mato Grosso
(Orientador)

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

DEDICATÓRIA

A DEUS, pelo princípio de toda sabedoria.

À minha esposa, Regiane Soares da Silva Souza.

Aos meus filhos, Felipe Henrique, Caio Matheus, Pérola Fernanda e à nossa futura bebê, Arina Ester que está chegando em dezembro de 2023.

À minha maior fonte de inspiração, meu pai Eurípedes Gomes de Souza (*in memorian*), e, à minha mãe, Rosa Maria de Arruda que foi embora em 2020, mas continua viva em meu coração.

À minha orientadora, Professora Dra. Sandra de Souza Hacon, e, ao meu coorientador, Professor Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior, pela dedicação e atenção.

À minha família, pelo constante incentivo e apoio em todos os momentos, para nunca desistir deste sonho.

AGRADECIMENTOS

A DEUS pela oportunidade de poder contemplar a conquista deste título de Doutorado em Ciências Ambientais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, na pessoa do coordenador atual Prof. Dr. Claumir Cesar Muniz, assim como a coordenadora da gestão passada Prof. Dra. Aurea Regina Alves Ignacio.

A todos os professores que contribuíram para minha formação acadêmica e profissional.

À minha orientadora Professora Dra. Sandra de Souza Hacon e ao meu coorientador Professor Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior, pela dedicação e atenção, por todas as críticas e sugestões relevantes feitas durante a minha caminhada, pelo apoio em todos os momentos, por acreditar e contribuir para meu amadurecimento profissional.

À Prof. Dra. Ana Carolina Pires de Souza Araujo, Prof. Dr. Diego Ricardo Xavier Silva, Prof. Dra. Sandra Mara Alves da Silva Neves, e Prof. Dr. Sandro Benedito Sguarezi, pelas críticas construtivas e sugestões durante a qualificação, e pela sua contribuição na defesa da tese, meu muito obrigado.

Ao Pastor Valentim Baldino de Souza, que abriu a porta da Igreja Assembleia de DEUS Campo Cáceres, MT, para meu alojamento durante o período curso.

Aos Pastores, Osvaldo Silva Bortoloti e Wagner Vicente Pereira, que fizeram a intermediação o alojamento.

Aos cooperadores, Mougli de Souza Lopes e Durvalino e Jucineia, que me patrocinaram as refeições durante o ano de 2019, meu muito obrigado.

À minha família, pelo constante incentivo e apoio em todos os momentos.

À minha esposa Regiane Soares da Silva Souza, aos meus filhos, Felipe Henrique, Caio Matheus, Pérola Fernanda e à nossa futura bebê, Arina Ester que está chegando em dezembro de 2023.

À minha parceira Márcia Rodrigues Gonçalves, da UFRGS, que me ajudou na revisão ortográfica do texto.

Aos amigos e colegas do Doutorado, turma 2019, em especial aos técnicos e todos da secretaria do Programa de Pós-Graduação, pela atenção e incentivos.

ÍNDICE

DEDICATÓRIA.....	5
AGRADECIMENTOS	6
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	8
LISTA DE TABELA	10
LISTA DE FIGURAS	11
RESUMO	13
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO GERA.....	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	24
ARTIGO I. Conceito de serviços ecossistêmicos: desdobramento na ciência e política	28
ARTIGO II. Serviços ecossistêmicos da Amazônia Brasileira	59
ARTIGO III. Mudança no parâmetro biofísico no fornecedor dos serviços ecossistêmicos de suporte: APP e RL no norte mato-grossense.....	101
ARTIGO IV. Uso da geotecnologia na aplicação da síntese de avaliação de impacto nos serviços ecossistêmicos de suporte na vegetação da Amazônia Legal	133
CONCLUSÃO	157
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS CITADAS	161

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ALB – Amazônia Legal Brasileira

APP – Área de Preservação Permanente

APPD – Área de Preservação Permanente Degradada

CAR – Cadastro Ambiental Rural

COP21 – 21ª Conferência das Partes

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

ES – Serviços Ecossistêmicos

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

GEE – Gases de Efeito Estufa

ha – Hectare

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV – Instituto Centro de Vida

IDHM – Desenvolvimento Humano Municipal

IMAZON – Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPAM – Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

IPBES – Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

IPCC – Painel Internacional de Mudanças Climáticas

NVPL – Lei de proteção da vegetação nativa

NDVI – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada

MEA – Avaliação dos Ecossistemas do Milênio

MMA – Ministério do Meio Ambiente

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

PNPSA – Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais

PPCDAm – Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal

PRA – Programa de regularização ambiental

PRADA – Projeto de recomposição de áreas alteradas e degradadas

PRAD – Plano de Recuperação de Áreas Degradadas

PRODES – Projeto de Estimativa do Desflorestamento na Amazônia

REDD++ – Redução de Emissão por desmatamento e degradação florestal, conservação e agricultura

PRODES – Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal

RADIS – Regularização Ambiental e Diagnóstico dos Sistemas Agrários

RL – Reserva Legal

RLDs – Reservas Legais Degradadas

AS – Serviços Ambientais

SAFs – Sistemas agroflorestais

SAISES – Síntese de Avaliação de Impacto nos Serviços Ecossistêmicos de Suporte

SAD – *South American Datum*

SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática

SIG – Sistema de Informação Geográficas

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

TEEB – Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade

TI – Terras Indígenas

TRADE-OFF – Escolher uma Coisa em Detrimento de Outra "perde-e-ganha"

UC – Unidade de Conservação

USGS – Instituição de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos

UTM – Universal Transversa Mercator

ZSEE – Zoneamento Socioeconômico Ecológico

LISTA DE TABELA

ARTIGO I

Tabela .1. Gênese dos serviços ecossistêmicos encontrados na literatura..... 35

Tabela 2. Estados Brasileiros com Pagamentos por Serviços Ambientais 45

ARTIGO II

Tabela 1. Caracterização dos municípios e Alta Floresta e Sinop. 65

Tabela 2. Artigos publicados em diferentes locais da Amazônia Legal. 71

Tabela 3. Serviços de suporte encontrado no levantamento bibliográfico 73

Tabela 4. Serviços ecossistêmicos de suporte, provisão e regulação 74

Tabela 5. Serviços ecossistêmicos de suporte e regulação. 75

Tabela 6. Serviços ecossistêmicos de suporte e regulação 76

Tabela 7. Serviços ecossistêmicos de suporte e cultural 77

Tabela 8. Evidências de impactos negativos dos serviços ecossistêmicos (trade-off) encontrado no levantamento bibliográfico..... 77

Tabela 9. Causas dos impactos negativos dos serviços ecossistêmicos 80

Tabela 10. Impactos negativos dos serviços ecossistêmicos de forma direta . 80

ARTIGO III

Tabela 1. Informação das imagens de satélites..... 107

ARTIGO IV

Tabela 1. Informação das imagens de satélites..... 138

Tabela 2. Síntese do impacto nos serviços ecossistêmicos de suporte (SAISES)
..... 140

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 A. Modelo teórico para elaboração da tese.	22
Figura 1 B. Estrutura da tese e os artigos produzidos segundo temas.	23

ARTIGO I

Figura 1. Revistas que publicaram artigos científicos no período de 2005 a 2022.	37
Figura 2. Força total de ligação entre os países na abordagem do conceito de serviços ecossistêmicos.	38
Figura 3. Conectividade de universidade na abordagem do conceito de serviços ecossistêmicos.	40
Figura 4. Força total de ligação entre a conectividade entre os autores.	41

ARTIGO II

Figura 1. Localização da Área de Estudo (A) com destaque para a (B) Mesorregiões do Estado do Mato Grosso e (C) Municípios Alta Floresta e Sinop que compõem a mesorregião do norte mato-grossense	66
Figura 2. Fluxograma com o processo de seleção e triagem dos artigos buscados nas plataformas Scopus, Web of Science, e Scielo sobre evidências de impactos negativos (trade-off) sobre os serviços ecossistêmicos da Amazônia Legal.	69
Figura 3. Dinâmica das publicações no período de estudo (2000 a 2020).	71
Figura 4. Palavras-chave fornecidas pelos autores dos 48 artigos incluídos na análise de literatura realizada para publicações entre 2000 e 2020.	72
Figura 5. Dinâmica da área municipal destinada a plantação de monoculturas nos municípios de Sinop e Alta Floresta	82
Figura 6. Dinâmica da área municipal destinada ao rebanho de cabeça Bovino nos municípios de Sinop e Alta Floresta	83
Figura 7. Acúmulo de Desmatamento e remanescente de Floresta Nativa no município de Sinop e Alta Floresta	84

ARTIGO III

Figura 1. Localização da Área de Estudo Alta Floresta (B) e município de Sinop (C) que compõem a mesorregião do norte mato-grossense (A).	106
Figura 2. Média do índice de NDVI em Área de Preservação Permanente...	111
Figura 3. Análise temporal superior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020.	112
Figura 4. Análise temporal inferior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020	114
Figura 5. Análise temporal inferior dos 10 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020	115
Figura 6. Mapa de significância do NDVI em <i>Moran I</i> em Reserva Legal (superior a 20 módulos).....	116
Figura 7. Mapa de significância do NDVI em <i>Moran I</i> em Reserva Legal (inferior a 20 módulos).....	117
Figura 8. Mapa de significância do NDVI em <i>Moran I</i> em Reserva Legal (inferior a 10 módulos fiscais).....	118
Figura 9. A.B.C. Gráfico de dispersão do NDVI em <i>Moran I</i>	119

ARTIGO IV

Figura 1. Composição fitoecológica dos Município de Alta Floresta (B) e Sinop (C).	137
Figura 2. Atividade agropecuária sobre a Floresta Estacional dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).....	141
Figura 3. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Aberta dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).....	143
Figura 4. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Densa dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).....	144
Figura 5. Atividade agropecuária sobre a Savana Arborizado dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).....	146

RESUMO

ARRUDA SOUZA, Celso de. **Serviços ecossistêmicos nos municípios Mato-Grossenses de Alta Floresta e Sinop – Amazônia Legal, Brasil**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais/Unemat – CELBE – Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal, Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado. Cáceres, MT, p. 187, 2023.

O conceito de *serviços ecossistêmicos* entrou na agenda política e passou a ser divulgado após o relatório da Avaliação dos Ecossistemas do Milênio em 2003. A definição diferencia os *serviços ecossistêmicos* em *suporte*, *provisão*, *regulação* e *cultural*. A literatura que trata do conceito de *serviços ecossistêmicos* ganhou força no processo acadêmico, envolvendo a ciência e a política, para incentivar a conservação da natureza com a preocupação da perda da biodiversidade. A Floresta Amazônica oferece suporte de recursos naturais essenciais para a vida, sendo sua conservação necessária para a manutenção da biodiversidade e dos *serviços ecossistêmicos*. Áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente desempenham papel importante na preservação da biodiversidade e são fornecedoras dos *serviços ecossistêmicos de suporte*, como a manutenção de oferta de água, oferta de madeira e habitat para a diversidade de fauna e flora. Entretanto, a modificação na vegetação da Floresta Amazônica causa perda irreversível nos serviços ecossistêmicos da biodiversidade de fauna e flora, altera o clima e a umidade atmosférica local, gera perda de carbono e mudança no fluxo do ciclo hidrológico. Nesse sentido, preocupando-se com a situação temporal de perda de vegetação e, consequentemente, os *trade-offs* dos *serviços ecossistêmicos*, esta pesquisa tem como objetivo analisar alteração de uso e ocupação da terra, provenientes do processo de expansão agropecuária, sobre os serviços ecossistêmicos de suporte fornecidos pela vegetação da Floresta Amazônica, no período de 1990 a 2020, em Sinop e Alta Floresta (MT). Nos municípios analisados, ocorreu redução da vegetação em todas as categorias fitoecológicas: em Sinop, 40,54% com uma área de 165.771 hectares; em Alta Floresta, 50,6% com uma área de 452.808 hectares. Em comparação com o ano de 1990, Sinop computava 15% e Alta Floresta 18%. Enquanto a monocultura em Sinop representou 67% da ocupação do território, em Alta Floresta a agropecuária foi responsável por 50% da transformação da área de vegetação nativa. As análises na área de Reserva Legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP) mostraram que ocorreu menor refletância na biomassa no ano de 2020: o NDVI foi entre 0,2 e 0,3, em comparação com o ano de 1990, marco inicial da investigação. Nos demais período – 2000, 2010 –, o NDVI era no intervalo de 0,4 a 0,8 em ambos os municípios.

¹**Orientador:** Dra. Sandra de Souza Hacon (UNEMAT/FIOCRUZ/ENSP)

²**Coorientador:** Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior (UNEMAT/PPGA)

Em Sinop, a necessidade de recuperação de área de mata ciliar é de 1.821 ha e em Alta Floresta é 15.304 ha. Ainda, ocorre déficit de 126.300 ha de RL em Sinop; em Alta Floresta, de 228.000 ha. O acumulado de área desmatada somado dos dois municípios em 2020 nas RL em grandes propriedades é de 65.636 ha, em médias propriedades é de 49.069 ha e nas pequenas propriedades é de 11.617 ha. Concluimos que houve alteração em todas as categorias fitoecológicas impulsionadas pela expansão das atividades agropecuárias. As APP e RL afetadas pelo desflorestamento deixaram de ofertar os *serviços de suporte* da vegetação, os déficits de RL devem ter o cumprimento no limite da propriedade, permitindo a manutenção e a fertilidade do solo.

PALAVRAS-CHAVE: Floresta Amazônica; Reserva Legal; Área de Preservação Permanente; Uso da terra; Geotecnologia.

ABSTRACT

ARRUDA SOUZA, Celso de. **Ecosystem services in the Mato Grosso municipalities of Alta Floresta and Sinop – Legal Amazon, Brazil.** Thesis (Doctorate in Environmental Sciences) Postgraduate Program in Environmental Sciences / Unemat - CELBE - Research Center for Limnology, Biodiversity, Pantanal Ethnobiology, State University of Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado. Cáceres-MT, p. 187. 2023.

The concept of ecosystem services entered the political agenda and began to be publicized after the Millennium Ecosystem Assessment report in 2003. The definition differentiates ecosystem services into support, provision, regulation and cultural. The literature that deals with the concept of ecosystem services has gained strength in the academic process, involving science and politics, to encourage nature conservation with the concern of biodiversity loss. The Amazon Forest supports natural resources essential for life, and its conservation is necessary to maintain biodiversity and ecosystem services. Legal Reserve Areas and Permanent Preservation Areas play an important role in preserving biodiversity and are providers of supporting ecosystem services, such as maintaining water supply, wood supply and habitat for the diversity of fauna and flora. However, changes in the vegetation of the Amazon Forest cause irreversible loss of ecosystem services of fauna and flora biodiversity, alter the climate and local atmospheric humidity, generate carbon loss and change the flow of the hydrological cycle. In this sense, worrying about the temporal situation of vegetation loss and, consequently, the trade-offs of ecosystem services, this research aims to analyze changes in land use and occupation, arising from the process of agricultural expansion, on services ecosystem support provided by the vegetation of the Amazon Forest, from 1990 to 2020, in Sinop and Alta Floresta (MT). In the municipalities analyzed, there was a reduction in vegetation in all phytoecological categories: in Sinop, 40.54% with an area of 165,771 hectares; in Alta Floresta, 50.6% with an area of 452,808 hectares. Compared to 1990, Sinop accounted for 15% and Alta Floresta 18%. While monoculture in Sinop represented 67% of the territory's occupation, in Alta Floresta, agriculture was responsible for 50% of the transformation of the native vegetation area. Analyzes in the Legal Reserve (RL) and Permanent Preservation Area (APP) areas showed that there was lower reflectance in biomass in 2020: the NDVI was between 0.2 and 0.3, compared to 1990, initial milestone of the investigation. In the remaining periods – 2000, 2010 –, the NDVI was in the range of 0.4 to 0.8 in both municipalities.

¹Advisor: Dr^a. Sandra de Souza Hacon (UNEMAT/FIOCRUZ/ENSP)

² Co-advisor: Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior (UNEMAT/PPGA)

In Sinop, the need to recover riparian forest area is 1,821 ha and in Alta Floresta it is 15,304 ha. Furthermore, there is a deficit of 126,300 ha of RL in Sinop; in Alta Floresta, of 228,000 ha. The combined accumulated deforested area of the two municipalities in 2020 in RL on large properties is 65,636 ha, on medium properties it is 49,069 ha and on small properties it is 11,617 ha. We concluded that there were changes in all phytoecological categories driven by the expansion of agricultural activities. APPs and RL affected by deforestation no longer offer vegetation support services, RL deficits must be met within the property boundary, allowing soil maintenance and fertility.

KEYWORDS: Amazon rainforest; Legal reserve; Permanent preservation area; Land use; Geotechnology.

INTRODUÇÃO GERAL

O nome *serviço ecossistêmico* apareceu pela primeira vez em publicação científica na década de 1980, enfatizando a dependência do meio ambiente pela humanidade (EHRlich; MOONEY, 1983). No entanto, a partir da divulgação dos estudos referentes à Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, sigla em inglês) nos anos 2000, as pesquisas se intensificaram e evidenciaram o termo *serviços ecossistêmicos*, que são definidos como “os benefícios diretos e indiretos que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (MEA, 2003) a fim de aumentar a conscientização sobre a dependência humana em relação à natureza e a necessidade de preservar a biodiversidade e os *serviços ecossistêmicos* (AINSCOUGH et al., 2019; DAILY, 1997; COSTANZA et al., 1998; DE GROOT et al., 2002).

Os *serviços ecossistêmicos* são definidos na publicação do MEA em *serviços de suporte, provisão, regulação e culturais*. Os *serviços ecossistêmicos de suporte* contribuem diretamente na formação do solo e sua fertilidade, ciclagem de nutrientes, produção primária, dispersão de sementes e polinização, que auxiliam a biodiversidade biológica (MEA, 2003, 2005), além de constituírem o suporte a todo o funcionamento dos serviços nos ecossistemas em ambientes naturais (STEVENSON et al., 2021).

Os *serviços de provisão* caracterizam-se como produtos obtidos dos ecossistemas e oferecidos diretamente à sociedade, como alimentos e fibras naturais, madeira, água potável, materiais genéticos e medicinais. Os *serviços ecossistêmicos* na categoria de *regulação* são caracterizados como aqueles obtidos dos processos ecossistêmicos, como regulação do clima (qualidade do ar e controle da poluição), controle do ciclo hidrológico, controle biológico e regulação de danos naturais.

Os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas, que contribuem para o bem-estar da sociedade, como enriquecimento espiritual, diversidade cultural de povos, oportunidades de lazer, recreação, ecoturismo e educação ambiental denominam-se *serviços culturais* (COSTANZA et al., 2021; MEA, 2003, 2005).

A Floresta Amazônica fornece diversos bens e serviços, como diferentes tipos de habitats, alimentos, recursos hídricos, regulação do clima, umidade atmosférica local e uma grande diversidade biológica de genes e espécies de fauna e flora (LONDRES et al., 2023), além dos usos humanos.

A biodiversidade é fundamental para o suporte, provisão e regulação do ecossistema, sendo fundamental para o bem-estar da sociedade em diferentes escalas (NERFA et al., 2020). Regionalmente, a Floresta Amazônica dispõe de fornecimento multivariado de substâncias, formas de vida, fauna e flora, tanto para as comunidades tradicionais que sobrevivem das matérias-primas extraídas dos ecossistemas quanto para as comunidades urbana e rural, as quais dependem dos *serviços ecossistêmicos* de *provisão* e *regulação* para sobreviver (FERRANTE; FEARNSTIDE, 2022; URZEDO et al., 2020).

No entanto, quando do planejamento e desenvolvimento da ocupação do solo nos estados que compõem a Amazônia Legal brasileira, não foram considerados os ecossistemas da floresta, como espaços que fornecem diversos bens e *serviços ecossistêmicos* importantes para controle, prevenção, benefícios e bem-estar da população (THÉRY, 2002; PICOLI, 2011). Além disso, tal situação ainda gera conflitos e problemas socioambientais, pois, no processo de desenvolvimento da Amazônia Legal, os estados são colocados na condição de fronteira extrativa e agrária como fornecedora de produtos florestais, sendo integrada à economia brasileira (DIAS; MIZIARA, 2022; KOIFFMANN BECKER, 2010). O primeiro movimento ocorreu a partir da exportação da borracha e madeira, posteriormente, como fornecedora de recursos para a expansão da agricultura mecanizada, exploração mineral e da geração de hidroenergia (LAPOLA et al., 2023; NEPSTAD et al., 2014; SOUZA et al., 2020).

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 e onde se encontram os maiores índices de desmatamento da Amazônia (KUSCHNIG et al., 2021).

Segundo relatos, o norte de Mato Grosso tem como pano de fundo a formação dos municípios que se ergueram sob um impulso de uso da terra e

exploração agropecuárias (FREDSON, et al., 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; SILVA, et al., 2022).

Ambos os municípios iniciaram a mudança no uso da terra na década de 1970. Em Sinop, o empresário Sr. Martin Jorge Phillip iniciou a implantação da Gleba Celeste com 214 lotes em 1974 (ALVES; BAMPI, 2020). Em Alta Floresta, na década de 1970, o empresário Ariosto da Riva fazia uso da floresta para extração de látex da seringueira e, nos anos 1980, com a febre do ouro, a economia do município de Alta Floresta voltou-se para a atividade garimpeira (FARIAS, 2023; KOHLER et al., 2021). Esses imóveis rurais passaram a ser classificados no ano de 1979 em módulos fiscais (Lei nº 6.746/1979): em Sinop, cada módulo fiscal equivale 90 hectares e, no município de Alta Floresta, 100 hectares.

Em termos do recorte para o desenvolvimento do estudo, foram separados os municípios de Sinop e Alta Floresta, ambos caracterizados por serem criados por empresários que compraram terras na Floresta Amazônica, no norte de Mato Grosso na década de 1960, sendo beneficiados pelo governo na época com a principal finalidade de fomentar a produção agropecuária (DIAS; MIZIARA, 2022; PARSAMEHR et al., 2023).

É importante destacar que os pioneiros dos municípios de Sinop e Alta Floresta foram gradualmente destruindo-os, ano após ano, dando lugar lentamente a estradas, barragens, madeireiras, mineração e ao setor agropecuário (LOURENÇONI et al., 2021). Além disso, esses municípios são caracterizados no zoneamento socioeconômico ecológico do estado e pelo Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária como polo econômico de distribuição do agronegócio do estado (KOHLER et al., 2021; SILVA, et al., 2022).

Nesse sentido, preocupando-se com a situação temporal de mudança no uso e cobertura da terra em Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reserva Legal, fornecedoras de *serviço ecossistêmico de suporte* em propriedade privada, estabeleceu-se como problema de pesquisa a seguinte indagação: **a expansão agropecuária sobre a vegetação da Floresta**

Amazônica, nos municípios mato-grossenses de Sinop e Alta Floresta, impactou a disponibilidade dos *serviços ecossistêmicos de suporte* fornecidos pelas áreas de proteção da vegetação nativa?

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). Assim, este estudo tem como objetivo analisar alteração de uso e ocupação da terra, provenientes do processo de expansão agropecuária, sobre os *serviços ecossistêmicos de suporte* fornecidos pela vegetação da Floresta Amazônica, no período de 1990 a 2020, em Sinop e Alta Floresta (MT).

A partir desse contexto, este trabalho apresenta a seguinte hipótese: **a expansão da atividade agropecuária sobre a Floresta Amazônica, nos municípios mato-grossenses de Sinop e Alta Floresta, ocasionou a perda dos serviços ecossistêmicos de suporte, porque na área de proteção da vegetação nativa ocorreram mudanças na cobertura vegetal devido ao uso da terra agropecuário.** Dessa forma, esta tese está enquadrada na meta 15 do objetivo de desenvolvimento sustentável, estruturada em quatro capítulos (Figura 1 A. B), voltados para a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e seus *serviços de suporte* em ambiente florestal.

1. O primeiro capítulo tem como objetivo pesquisar sobre a evolução do conceito dos *serviços ecossistêmicos* no período de 2005 a 2022. Primeiramente, buscamos entender a forma como os pesquisadores dialogam sobre o conceito de *serviços ecossistêmicos*. Na sequência, identificar como a legislação brasileira está tratando o tema sobre o conceito de *serviços ecossistêmicos de suporte* em relação aos serviços ambientais. Assim, acredita-se que exista uma divergência conceitual sobre os *serviços ecossistêmicos* e a sua subcategoria “serviços ambientais” na literatura e legislação vigente no Brasil, porque o conceito dos serviços ambientais se caracteriza como incentivos econômicos ou compensações para os usuários da terra que adotam atividades que promovem os *serviços ecossistêmicos*.
2. Sequencialmente, o capítulo dois tem como objetivo identificar a oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte, provisão, regulação e cultural* na

Amazônia Legal, constituindo também uma narrativa dos municípios de Sinop e Alta Floresta que foram perdendo seus *serviços ecossistêmicos* ao longo do processo de uso e cobertura da terra, com marco de investigação no período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que a perda dos *serviços ecossistêmicos* fornecidos pela vegetação da Floresta Amazônica está associada aos processos da expansão da atividade agropecuária, principalmente devido à mudança no uso e cobertura da terra.

3. O capítulo três tem como objetivo aplicar o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para mensuração da quantidade e vigor da vegetação nas áreas de vegetação protegida (Reserva Legal e Área de Preservação Permanente), fornecedora de serviço ecossistêmico de suporte em propriedades privadas registradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) dos municípios de Sinop e Alta Floresta (MT), no período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que a conversão da Floresta Amazônica em agropecuária reduz a prestação de *serviços ecossistêmicos* em APP e RL nos municípios de Sinop e Alta Floresta, porque não há expansão da fronteira agropecuária na área de Proteção da Vegetação Nativa.
4. Posteriormente, o objetivo do capítulo quarto foi quantificar a mudança no uso e ocupação da terra na região fitoecológica da Amazônia sobre o *serviço de suporte* em Sinop e Alta Floresta (MT) no período de 1990 e 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.

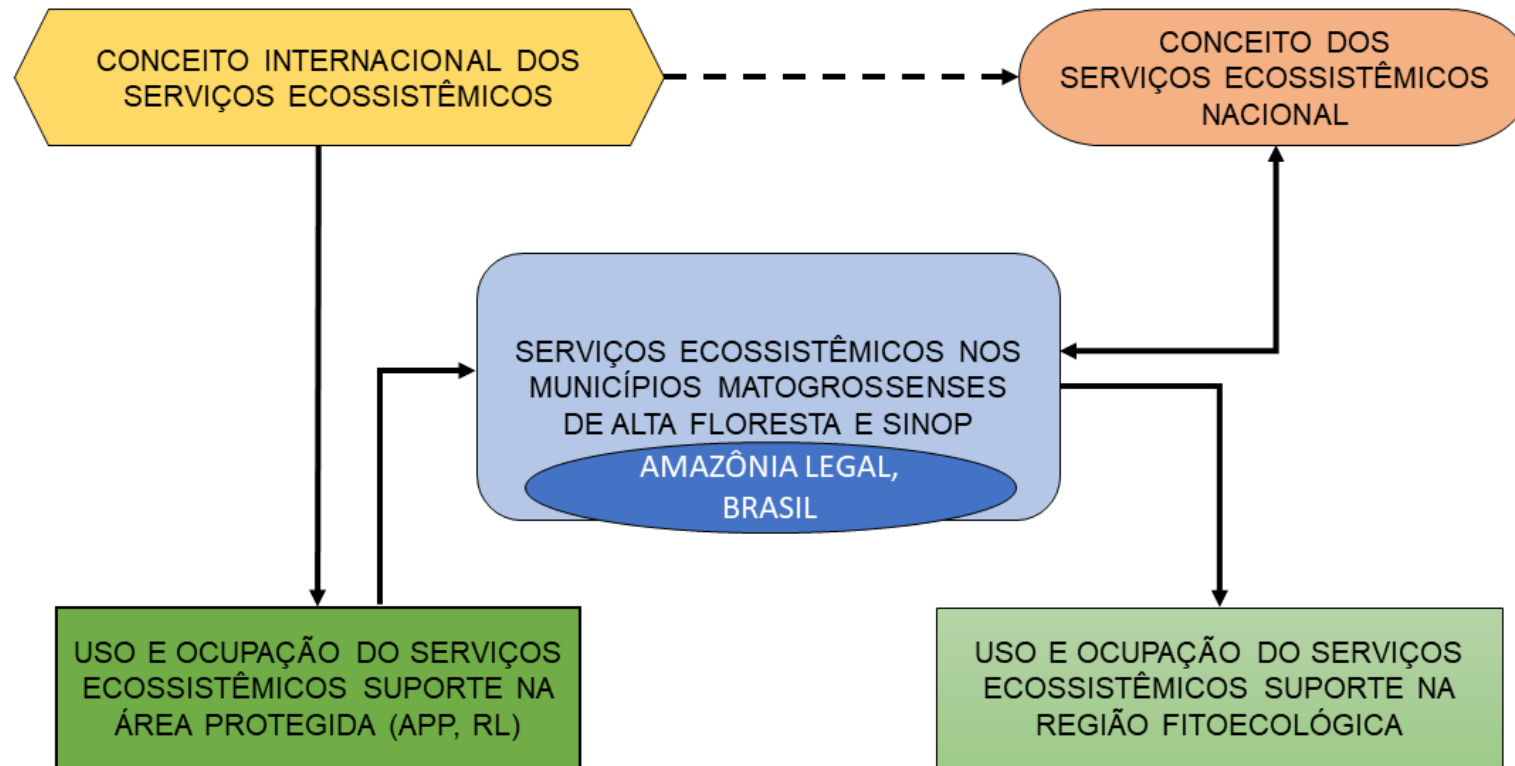


Figura 1 A. Modelo teórico para elaboração da tese.

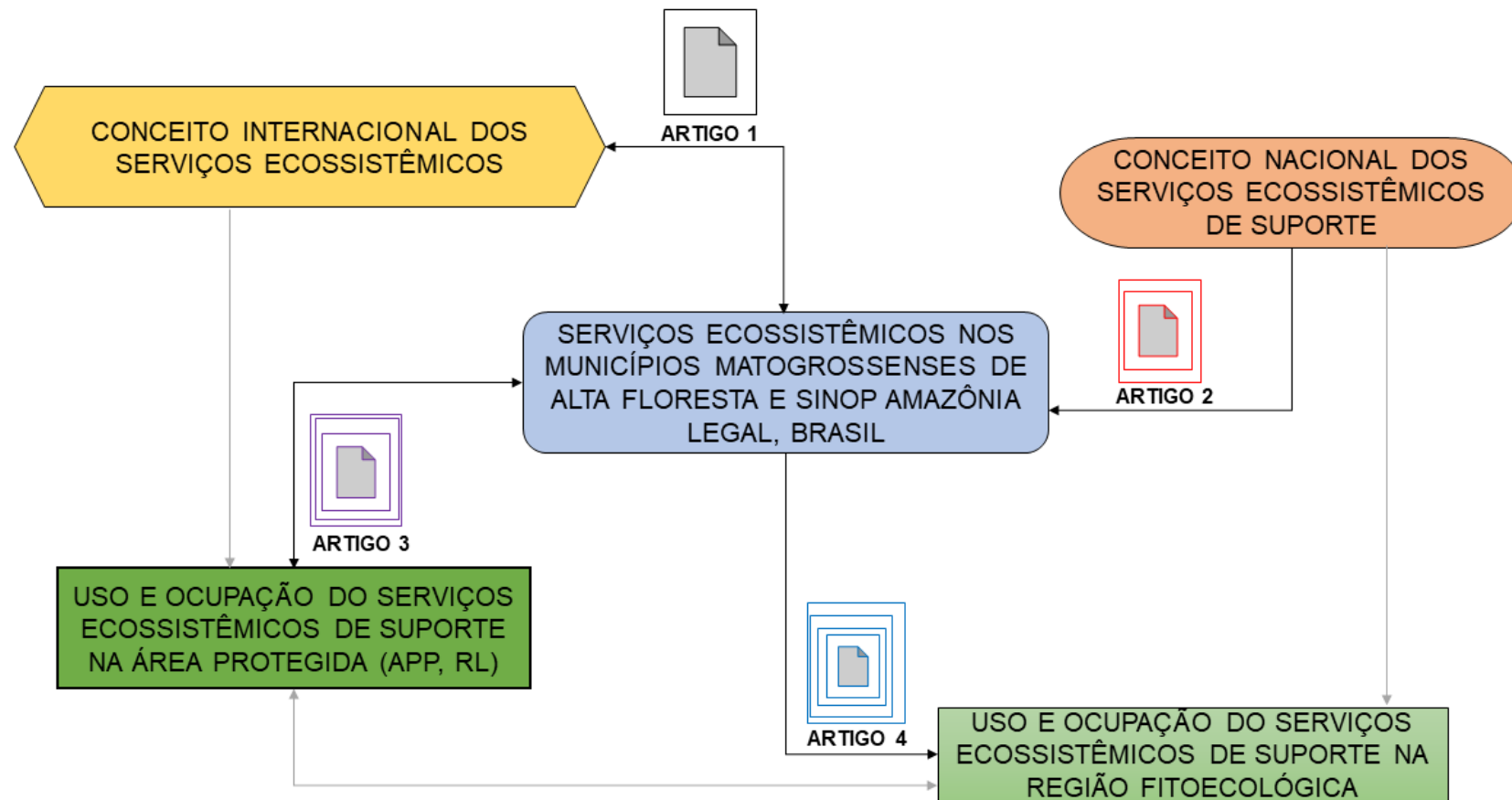


Figura 2 B. Estrutura da tese e os artigos produzidos segundo temas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AINSCOUGH, J.; DE VRIES LENTSCH, A.; METZGER, M.; ROUNSEVELL, M.; SCHRÖTER, M.; DELBAERE, B.; DE GROOT, R.; STAES, J. Navigating pluralism: Understanding perceptions of the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 36, n. 100892, p. 1-13, April. 2019.
- ALVES, P. A. S. S.; BAMPI, A. C. Gênese e desenvolvimento da cidade de Sinop e a relação com as atividades econômicas. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 230–245, ago. 2020.
- COSTANZA, R.; ATKINS, P. W. B.; HERNANDEZ-BLANCO, M.; KUBISZEWSKI, I. Common asset trusts to effectively steward natural capital and ecosystem services at multiple scales, **Journal of Environmental Management**, v. 280, n.111801, p. 1-8, febr. 2021.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, apr. 1998.
- DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems**. Washington: Island Press ed., 1997.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n 3, p 393-408, jun. 2002.
- DIAS, D. O.; MIZIARA, F. O governo de Getúlio Vargas e a política de expansão de fronteiras no Brasil Central (1930-1945). **Research, Society and Development**, v. 11, n. 6, p. 1-16, maio. 2022.
- EHRLICH, P. R.; MOONEY, H. A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services Source: **Bioscience**, v. 33, n. 4 p. 248-254, apr. 1983.
- FARIAS, L. F. Ditadura Civil Militar e Contrarreforma Agrária em Mato Grosso: Luta pela terra em meio ao avanço da fronteira amazônica. **Outros Tempos: Pesquisa em Foco - História**, v. 20, n. 35, p. 277–304, dez. 2023.
- FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Mining and Brazil's Indigenous peoples. **Science**, v. 375, n. 6578, p. 276-279, mar. 2022.
- FREDSON, B. A. S.; CASTRO, M.; SANTOS YANO. A gestão do território no Amazonas: O Estado e as centralidades territory management in amazonas: the state and centralities. **Revista Tocantinense de Geografia**, v. 12, n. 2317–9430, p. 1–19, mai. 2023.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; CASTRILLON, I.; LIMA, T. E. Desmatamento e degradação das microbacias hidrográficas de captação ao abastecimento urbano: a produção do déficit hídrico na cidade de Alta Floresta, MT. **Ciência Geográfica**, v. 25, n. 3, p. 1–24, apr. 2021.

KOIFFMANN BECKER, B. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas New territorialities in the Amazon: a challenge to public policies. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, n. 1, p. 17–23, abr. 2010.

KUSCHNIG, N.; CUARESMA, J. C.; KRISZTIN, T.; GILJUM, S. Spatial spillover effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-9, nov. 2021.

LAPOLA, D. M.; PINHO, P.; BARLOW, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BERENGUER, E.; CARMETA, R.; LIDDY, H. M.; SEIXAS, H.; SILVA, C. V. J.; SILVA-JUNIOR, C. H. L.; ALENCAR, A. A. C.; ANDERSON, L. O.; ARMENTERAS, D.; 15, 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. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, mar. 2023.

LONDRES, M.; SCHMINK, M.; BÖRNER, J.; DUCHELLE, A. E.; FREY, G. P. Multidimensional forests: Complexity of forest-based values and livelihoods across Amazonian socio-cultural and geopolitical contexts. **World Development**, v. 165, n. 106200 p.1-15, mar. 2023.

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. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, jun.2021.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington [online]. Disponível: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>. Acesso em 20 out. 2020.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; SEROA DA MOTTA, R.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-

HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118–1126, april. 2014.

NERFA, L.; RHEMTULLA, J. M.; ZERRIFFI, H. Forest dependence is more than forest income: Development of a new index of forest product collection and livelihood resources. **World Development**, v. 125, n. 1, p. 1–13, mar. 2020.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PICOLI, F. **Amazônia: pegadas na floresta: uma abordagem da super exploração da força de trabalho**. 2. ed. Florianópolis: EM DEBATE, 2011.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

SILVA, R. V.; SOUZA, C. A.; FERREIRA, E. As transformações sociais, econômicas e ambientais no município de Sinop, Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 12, p. 1-23, nov. 2022.

SOUZA, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PTERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n.1, p. 1-57, aug. 2020.

STEVENSON, H.; AULD, G.; ALLAN, J. I.; ELLIOTT, L.; MEADOWCROFT, J. The practical fit of concepts: Ecosystem services and the value of nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, aug. 2021.

THÉRY, H. Novas fronteiras na Amazônia. **Cruzando fronteras en América latina Tercer Congreso de latino americanistas Amsterdam, 2002**. Paris. https://www.academia.edu/614011/Novas_fronteras_na_Amazônia. Acesso em 20 out. 2022.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of

landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, march. 2020.

Conceito de *serviços ecossistêmicos*: desdobramento na ciência e política

Resumo

O conceito de *serviços ecossistêmicos* entrou na agenda política e passou a ser divulgado após o relatório da Avaliação dos Ecossistemas do Milênio em 2005. A definição diferencia os *serviços ecossistêmicos em suporte, provisão, regulação e culturais*. A literatura que trata do conceito de *serviços ecossistêmicos* ganhou força no processo acadêmico, envolvendo a ciência e a política, para incentivar a conservação da natureza a partir da preocupação com a perda da biodiversidade. Observando-se a crescente discussão sobre *serviços ecossistêmicos* e a sua subcategoria *serviços ambientais*, no cenário político, realizou-se um levantamento bibliográfico no banco de dados Scopus, com o objetivo pesquisar sobre a evolução do conceito dos serviços ecossistêmicos no período de 2005 a 2022. Primeiramente, buscamos entender a forma como os pesquisadores dialogam sobre o conceito de *serviços ecossistêmicos*, assim como a força de ligação dos países, instituições e autores. Na sequência, identificamos como a legislação brasileira está tratando o tema sobre conceitos de *serviços ecossistêmicos de suporte* em relação aos serviços ambientais. Dessa forma, nossos resultados demonstraram que os maiores números de artigos científicos publicados foram registrados em 2018 e 2020 (22%), com destaque para a revista *Ecosystem Services*, com 45% das publicações. Dos trinta e três periódicos científicos analisados, dois países têm o maior número de interação de conectividade entre universidade na abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos*, sendo a Alemanha, com uma força de ligação de 28, representada pela German Centre For Integrative Biodiversity Research, seguida pelo U.S. Geological Survey, Geosciences & Environmental Change Science Center, dos Estados Unidos da América, com força total de ligação de 18. Isso tem levado um aumento de conectividade entre os autores, destacando dois principais: Grunewald K., força de ligação de 21, seguido por Schleyer, força de ligação de 7. Dentre as 27 unidades federativas do Brasil, foi identificado o desdobramento da legislação em 17 estados brasileiros que já prescrevem o Pagamento por Serviços Ambientais, constituído no funcionamento natural dos ecossistemas e pela aplicação do conceito de *serviços ecossistêmicos de suporte*. Os autores mostraram nas pesquisas que todos os benefícios dos *serviços ecossistêmicos* que os seres humanos obtêm recebem do funcionamento do ecossistema. O conceito de *serviços ecossistêmicos* apresenta metas e práticas que buscam a perspectiva de sustentabilidade, mas torna necessário realizar instrumentos e planejamentos de política pública voltados para projetos sustentáveis, que promovam a conservação do meio ambiente.

Palavras-chave: Biodiversidade; Serviços Ambientais; Sustentabilidade.

Concept of ecosystem services: development in science and policy

Abstract

The concept of ecosystem services entered the political agenda and began to be publicized after the Millennium Ecosystem Assessment report in 2005. The definition differentiates ecosystem services into support, provision, regulation and cultural services. The literature that deals with the concept of ecosystem services has gained strength in the academic process, involving science and politics, to encourage nature conservation based on concerns about the loss of biodiversity. Observing the growing discussion about ecosystem services and its subcategory environmental services, in the political scenario, a bibliographic survey was carried out in the Scopus database, with the aim of researching the evolution of the concept of ecosystem services in the period from 2005 to 2022. Firstly, we seek to understand the way researchers talk about the concept of ecosystem services, as well as the connecting strength of countries, institutions and authors. Next, we identify how Brazilian legislation is dealing with the topic of concepts of ecosystem support services in relation to environmental services. Thus, our results demonstrated that the highest number of scientific articles published were recorded in 2018 and 2020 (22%), with emphasis on the Ecosystem Services magazine, with 45% of publications. Of the thirty-three scientific journals analyzed, two countries have the highest number of connectivity interactions between universities in approaching the concept of ecosystem services, being Germany, with a connection strength of 28, represented by the German Center For Integrative Biodiversity Research, followed by the U.S. Geological Survey, Geosciences & Environmental Change Science Center, from the United States of America, with a total bond strength of 18. This has led to an increase in connectivity between authors, highlighting two main ones: Grunewald K., link strength of 21, followed by Schleyer, link strength of 7. Among the 27 federative units in Brazil, the development of legislation was identified in 17 Brazilian states that already prescribe Payment for Environmental Services, consisting of the natural functioning of ecosystems and the application of the concept of supporting ecosystem services. The authors showed in research that all the benefits of ecosystem services that humans obtain from the functioning of the ecosystem. The concept of ecosystem services presents goals and practices that seek the perspective of sustainability, but makes it necessary to carry out public policy instruments and planning aimed at sustainable projects that promote environmental conservation.

Keywords: Biodiversity; Environmental services; Sustainability.

INTRODUÇÃO

O conceito de serviço ecossistêmico passou a ser divulgado internacionalmente a partir do final da década de 2000 (GATTO; LEO, 2000), com o objetivo de oferecer uma visão mais orientada dos *serviços ecossistêmicos* para as governanças e a sociedade ambientalista (STEVENSON et al., 2021). A clareza da definição oferece detalhamento de cada *serviço ecossistêmico* dentro de quatro categorias visando ao bem-estar humano: segurança, saúde, boas relações sociais e liberdade de escolha e ação (MEA, 2005).

O conceito de *serviço ecossistêmico* ganhou força como um meio de integrar os benefícios sociais à ecologia subjacente e ao funcionamento dos ecossistemas; por extensão, está sendo frequentemente incluído em pesquisas acadêmicas, nas tomadas de decisões técnicas e nas legislações ambientais (TOWNSEND et al., 2018). Os serviços disponíveis dos ecossistemas revertem-se em benefícios diretos e indiretos para o bem-estar humano tais como habitats, alimentos, água potável, qualidade do ar, regulação do clima e controle biológico de doenças (COSTANZA et al., 1998; ELLWANGER et al., 2020; MEA, 2005).

Objetivamente, o conceito de *serviços ecossistêmicos* é classificado pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio em quatro categorias fundamentais (MEA, 2003, 2005):

1- *Serviços de suporte* – como a formação e a fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, produção primária (que estão na base do crescimento e manutenção do ciclo de vida). Dispersão de sementes e polinização que auxiliam na diversidade biológica de genes e espécies (encontrada em ambientes naturais constituem o suporte a todo o funcionamento dos ecossistemas).

2- *Serviços de provisão* – como alimentos e fibras naturais, madeira, água potável, material genético e medicinais (são produtos obtidos dos ecossistemas sendo oferecidos diretamente à sociedade).

3- *Serviços de regulação* – do clima (qualidade do ar e o controle da poluição), dos fluxos de água (ciclo hidrológico), doenças (controle biológico), regulação de danos naturais (obtidos dos processos ecossistêmicos).

4- *Serviços culturais* – que são os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas, que contribuem para o bem-estar da sociedade, como enriquecimento espiritual, diversidade cultural de povos, os processos naturais para a educação ambiental, oportunidades de lazer, ecoturismo e recreação (MEA, 2003, 2005).

O entendimento do que é *serviço ecossistêmico* fortalece o planejamento de política pública para enfrentar a constante mudança na estrutura e dinâmica dos ecossistemas provocada pelo uso da terra (COSTANZA et al., 2017). A percepção na literatura do conceito de *serviços ecossistêmicos* nos processos acadêmicos envolve a ciência-prática-política e as representações sociais locais, apoiando a deliberação participativa sobre o planejamento e a gestão dos recursos naturais (DE VREESE et al., 2019). A presença dos preceitos dos *serviços ecossistêmicos* no planejamento participativo regional facilitou a compreensão dos interventores locais como beneficiários (SPYRA et al., 2019).

No quadro geral da literatura, os conceitos de *serviços ecossistêmicos* foram abordados explicitamente em documentos de planejamento, divididos nas categorias de preservação e conservação do recurso natural (KVALVIK; SOLÅS; SORDAHL, 2020), buscando contribuir, significativamente, para proteger os ecossistemas e a biodiversidade (THOMPSON; SHERREN; DUINKER, 2019). Embora o conceito de *serviço ecossistêmico* apresente clareza na definição dentro das suas categorias, ainda ocorre uma lacuna dentro da política pública em sua aplicação para reduzir a mudança no uso e cobertura da terra (ALTMANN; SILVA STANTON, 2018; PARSAMEHR et al., 2023), o que tem gerado mudança irreversível na biodiversidade na Floresta Amazônica (LAPOLA et al., 2023).

Nesse sentido, foi realizado o levantamento bibliográfico para esta pesquisa sobre o conceito dos serviços ecossistêmicos, a partir do bem comum entre ser humano e natureza, com o objetivo de pesquisar a evolução do conceito dos serviços ecossistêmicos, durante o período de 2005 a 2022, na perspectiva da identificação de como a legislação brasileira está tratando o tema sobre conceitos de *serviços ecossistêmicos de suporte* em relação aos serviços ambientais. Assim, acredita-se que exista uma divergência conceitual sobre os

serviços ecossistêmicos e a sua subcategoria “serviços ambientais” na literatura e legislação vigente no Brasil (CASTELLA; LESTRELIN, 2021).

Nesse contexto, engloba a problemática da utilização dos recursos naturais e as externalidades do processo produtivo, com ênfase no uso sustentável das funções dos serviços ecossistêmicos e na capacidade do ecossistema de suportar o funcionamento econômico a fim de solucionar os dilemas e conflitos entre sustentabilidade e economia de mercado (SANTOS; SILVANO, 2016; PRETO et al., 2022), porque o conceito dos serviços ambientais se caracterizam como incentivos econômicos ou compensações para os usuários da terra que adotam atividades que promovem os serviços ecossistêmicos.

METODOLOGIA

O trabalho está dividido em duas partes. Na primeira delas, realizou-se um levantamento bibliográfico sobre conceito de *serviços ecossistêmicos* em artigos já publicados na área de ciências ambientais durante o período de 2005 a 2022 (MARCONI; LAKATOS, 2010). Para tanto, foi utilizada a base de dados *Scopus*, que é considerado o maior banco de dados de periódicos indexados (KUBISZEWSKI et al., 2023). Na sequência, utilizou-se o software *VOSviewer* para realizar uma análise de visualização de redes bibliométricas, para verificar a dimensão dos periódicos (e.g. VAN ECK; WALTMAN, 2020; KIRBY, 2023).

As publicações foram exportadas do *Scopus* no formato de planilhas do programa *Excel* para cada ano completo, 2005-2022. Para análise das publicações, realizamos uma leitura do resumo do artigo. Caso se evidenciasse o conceito de *serviços ecossistêmicos*, faríamos a leitura do artigo na íntegra e, para cada artigo separado, como o título, resumo, autores, relação institucional, palavras-chave e todas as informações de citação (PAUNA et al., 2018). Esse método de análise de rede bibliométrica facilita a identificação de autores, relação institucional e países que têm maior influência em rede de pesquisa na abordagem do descrito sobre o conceito de *serviços ecossistêmicos* (PAUNA et al., 2018).

Para a interpretação de redes bibliométricas no *software VOSviewer*, linhas conectam os diferentes termos e a força de ligação indica o número de publicações em que dois termos ocorrem juntos; linhas mais grossas indicam um elo mais forte (KIRBY, 2023). O *VOSviewer* determina que os itens estão intimamente relacionados quando o *software* calcula forças de associação entre quesitos semelhantes, em que a força de associação é uma proporção do total de co-ocorrências entre os elementos para o total esperado de co-ocorrências entre esses itens (ANAND; GUPTA, 2020). A espessura da linha de conexão entre as palavras é chamada de força de ligação, ou seja, quanto maior a espessura, maior concentração de pesquisas na área (e.g. VAN ECK; WALTMAN, 2020).

Os critérios adotados para inclusão de periódicos no levantamento bibliográfico foram (i) periódicos científicos; (ii) abordagens descritoras de conceito *serviços ecossistêmicos*. A busca pelos periódicos científicos na base de dados *Scopus* deu-se a partir das seguintes palavras-chave: *conceito de serviços ecossistêmicos OR concept of ecosystem services; serviços ecossistêmicos e conceito OR ecosystem services AND concept*. Foram excluídos (i) registros em idiomas diferentes do inglês e português; (ii) periódicos científicos duplicados; (iii) pesquisa conduzida em ambientes marinhos e oceânico com abordagens descritoras do conceito de *serviços ecossistêmicos*.

Na segunda parte, foi identificado o desdobramento da legislação brasileira sobre conceitos de *serviços ecossistêmicos de suporte* em relação aos serviços ambientais (ALTMANN; SILVA STANTON, 2018). Dessa forma, foram encontradas as leis e decretos federais no portal de assuntos jurídicos da Presidência da República, Casa Civil <https://www.planalto.gov.br>, como também foram visitados os portais de cada uma das 27 unidades federativas brasileiras que possuem suas próprias constituições.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Gênese dos *serviços ecossistêmicos*

A Conferência de Estocolmo, realizada em junho de 1972, constituiu-se um marco para o alastramento do pensamento ecológico no mundo (DE PRADA,

1972). Entre os temas de sua pauta, contemplou-se com mais ênfase a exploração de recursos naturais (TOMASSINI, 1972).

No documento proposto pela delegação brasileira em Estocolmo, foi destacada a importância dos *serviços ecossistêmicos* fornecidos pelas florestas, com a riqueza genética da biodiversidade da flora e da fauna silvestres e seus diversos tipos de habitats (CAVALCANTI, 1972). Consequentemente, tal documento destacou a importância de manter a conservação da vegetação, que contribui com a qualidade e manutenção da oferta de água e umidade do solo (CDHUSP, 1972).

Nessa conferência foi tratada também ~~sobre~~ a preocupação com as modificações ecológicas introduzidas pelo homem no uso e cobertura da terra para a expansão da produção agropecuária, assim como o crescimento da atividade econômica da mineração, a geração de hidroenergia e pesca predatória (CAVALCANTI, 1972).

O nome *serviço ecossistêmico* apareceu pela primeira vez em publicação científica na década de 1980, enfatizando a dependência dos recursos naturais pela humanidade (EHRlich; MOONEY, 1983). O termo *serviço ecossistêmico* passou a fazer parte dos debates, de modo mais efetivo, na literatura acadêmica a partir do final da década de 1990, impulsionado pela Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, a Rio92, quando diversos autores adotaram esse conceito e publicaram trabalhos que se tornaram referência em nível internacional (DALY, 1992).

Dentre essas publicações, enfatizando a importância dos *serviços ecossistêmicos* para as pessoas, destacam-se o livro *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*, da autora Daily (1997), que reuniu textos de diversos especialistas em serviços ecossistêmicos, e o artigo de Costanza et al., (1998) *The value of the world's ecosystem services and natural capital*.

No entanto, foi a partir dos anos 2000 que o termo *serviço ecossistêmico* se consagrou e ultrapassou os limites da academia, por conta da primeira publicação em 2003 da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, sigla em inglês), relacionando a biodiversidade, os ecossistemas e serviços ofertados com o bem-estar humano (MEA, 2003) a fim de aumentar a conscientização

sobre a dependência humana da natureza, bem como a necessidade de preservar a biodiversidade e os *serviços de ecossistema* (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

Na literatura científica, existem diversas definições pedagógicas sobre o conceito de *serviços ecossistêmicos* e todas estão relacionadas entre os benefícios dos ecossistemas e o bem-estar humano. Na Tabela 1, a seguir, estão dispostos os principais autores que contribuíram para a formulação desse conceito.

Tabela.1. Gênese dos *serviços ecossistêmicos* encontrados na literatura

Definição de <i>serviços ecossistêmicos</i>	Referências
A dependência da humanidade na utilização dos <i>serviços ecossistêmicos</i> .	(EHRLICH; MOONEY, 1983)
As funções ecossistêmicas através dos processos naturais do funcionamento dos ecossistemas da fauna e flora, que sustentam os benefícios da vida humana.	(DAILY, 1997)
Benefícios das funções ecossistêmicas ofertados para população humana de forma direta ou indiretamente.	(COSTANZA et al., 1998)
A conscientização sobre a dependência humana da natureza e fornecimentos de produtos e serviços que satisfaçam o bem-estar humano.	(DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).
Relacionando a biodiversidade com os ecossistemas e serviços ofertados com o bem-estar humano.	(MEA, 2003).
Os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas.	(MEA, 2005)
As contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano.	(TEEB, 2010)

No início do século XXI, a iniciativa para promover essa dimensão pedagógica, mais compreensível, o conceito de *serviços ecossistêmicos* entrou na agenda política com o comprometimento de mais de 2.000 autores e revisores de diversos países, para realizar a Avaliação dos Ecossistemas do Milênio, publicado em 2005 (MEA, 2005). O estudo denominado “A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB)”, conduzido entre 2007 e 2011, liderado pelo economista ambiental ligado ao setor financeiro, Pavan Sukhdev, fez parte de uma iniciativa para alertar a comunidade internacional sobre os benefícios econômicos da manutenção da biodiversidade. Fortaleceu o conceito

dos *serviços ecossistêmicos*, demonstrando os benefícios econômicos da biodiversidade, incluindo os custos crescentes decorrentes da sua perda e da degradação dos ecossistemas (TEEB, 2011).

O conceito de *serviços ecossistêmicos* (ES) é considerado útil como suporte para políticas ambientais voltadas para o desenvolvimento sustentável como, por exemplo, dentro da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e *Serviços Ecossistêmicos* (IPBES) em 2012 (TEEB, 2012), e as metas da Convenção da Diversidade Biológica para o ano de 2020 (GARCÍA-NIETO et al., 2013). A classificação pedagógica mais acessível do conceito de *serviços ecossistêmicos* influenciou significativamente as políticas nacional e internacional de conservação da Biodiversidade e *Serviços Ecossistêmicos* nas últimas décadas (ALTMANN; SILVA STANTON, 2018; BLANCO et al., 2022).

Diálogo dos pesquisadores sobre conceito de serviços ecossistêmicos

O levantamento bibliográfico identificou, na base de dados *Scopus*, 82 artigos na área de ciências ambientais; todavia, foram excluídos 49 (19 por duplicação e 30 por pesquisa conduzida em ambiente marinhos e oceânicos). Dessa forma, foram analisados 33 artigos com abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos*, com a principal premissa pedagógica de interdisciplinaridade, agregando ciência e políticas públicas (MEA, 2005). O maior número de artigos pertinentes a esta pesquisa foi registrado em 2018 e 2020 (22%), com destaque para a revista *Ecosystem Services* com 45% dos artigos publicados (Figura 1).

Desde então, a publicação da Avaliação dos Ecossistemas do Milênio em 2005 passou a ser mais do que um conceito teórico; é uma ferramenta operacional que facilita a integração de perspectivas sociais, econômicas e ecológicas, ligando os processos ecossistêmicos ao bem-estar humano (NAKAOKA et al., 2018). Além disso, há uma dimensão do conhecimento na extensa literatura, uma vez que a discussão dos *serviços ecossistêmicos* torna os benefícios da natureza mais visíveis, permitindo que a comunidade científica compreenda a relação entre a conservação da biodiversidade, funções ecossistêmicas e *serviços ecossistêmicos* (LIMA; BASTOS, 2019).

O termo *serviços ecossistêmicos* foi utilizado para conceituar os benefícios que os ecossistemas oferecem para as pessoas (COSTANZA et al., 2017). Já *função dos ecossistemas* se referia ao conjunto de processos ecossistêmicos operando em um sistema ecológico, que desencadeia uma série de *serviços ecossistêmicos* que beneficia de forma direta ou indireta a qualidade de vida das pessoas (LE CLEC'H et al., 2018). Portanto, existe uma forte relação entre a paisagem ecológica e o conceito de *serviços ecossistêmicos*, com uma ligação de dependência das funções dos ecossistemas naturais, para o desenvolvimento dos *serviços ecossistêmicos* (ALEXANDER et al., 2016). No entendimento de Fisher e Brown (2015), a “biodiversidade” também é entendida como sustentador do conceito *serviços ecossistêmicos*, para atingir estratégia de conservação dentro das políticas ambientais.

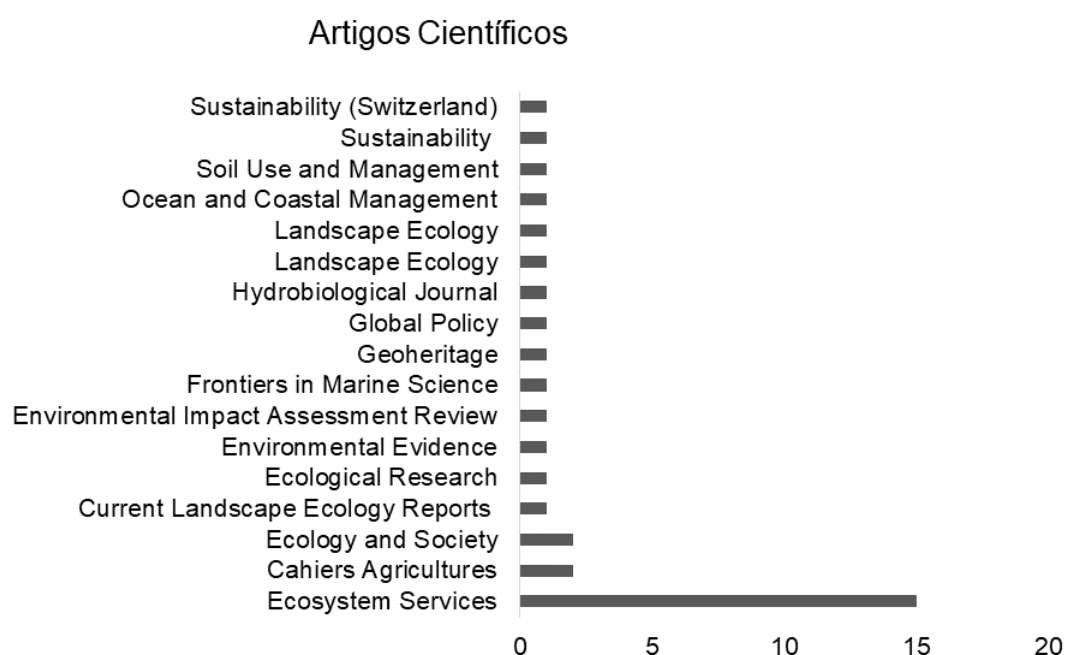


Figura 3. Revistas que publicaram artigos científicos no período de 2005 a 2022.

No entanto o conceito *serviços ecossistêmicos* tem a sua abordagem na escala geográfica de paisagem ecológica, fortalecendo tomada de decisões no contexto político e na aplicação de planejamento do uso da terra (BASTIAN; GRUNEWALD; KHOROSHEV, 2015).

O conceito de *serviços ecossistêmicos* chama atenção do planejamento político para que possa reduzir a degradação ambiental e a perda de biodiversidade (HANSEN et al., 2015). O papel da compreensão da política estabelecida no conceito de *serviços ecossistêmicos*, como fenômeno complexo socioecológico, pode efetivar a prática da sustentabilidade na gestão de governança dos recursos naturais (BRÜCK et al., 2022). Dos trinta e três periódicos científicos que foram analisados, três países sobressaem-se, apresentando o maior número de publicações e interação na abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos*, como a Alemanha, força total de ligação de 42, seguida pelo Reino Unido, com força total de ligação de 38 (Figura 2).

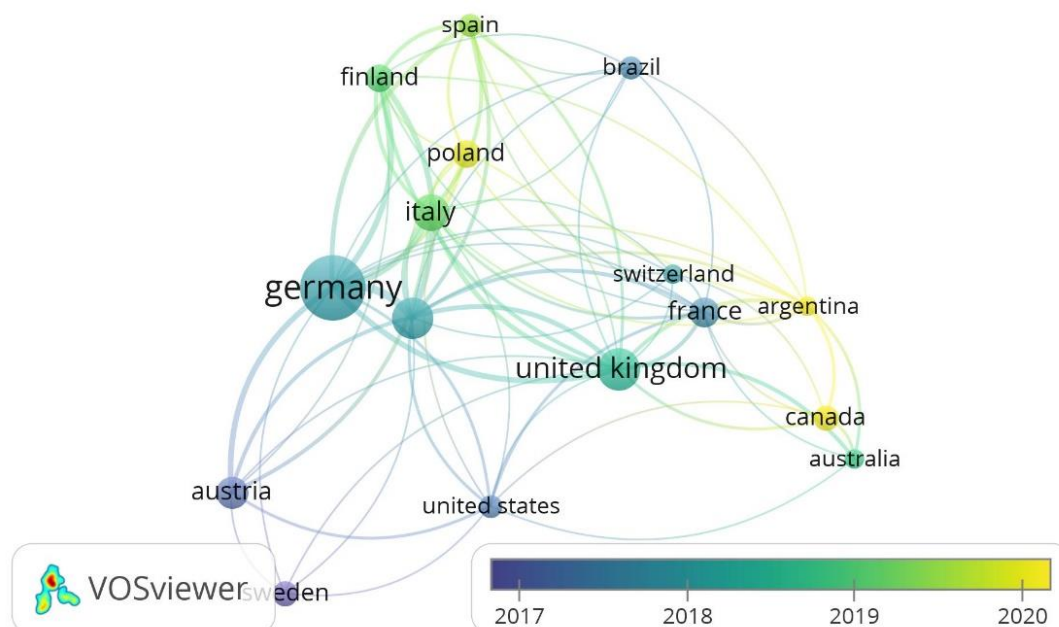


Figura 4. Força total de ligação entre os países na abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos*.

Há um grande esforço do conceito de *serviços ecossistêmicos* em reconectar a sociedade à natureza visando ao fortalecimento de conscientização de dependência dos ecossistemas naturais para o bem-estar humano (MURADIAN; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2021) como ferramenta que promova o uso conceitual no saber local que influencia crenças e valores com processo de divulgação pedagógica dos *serviços ecossistêmicos* (BEERY et al., 2016).

Quando se ensina o conceito de *serviços ecossistêmicos*, garante-se a disseminação do saber ecológico, os benefícios dos *serviços ecossistêmicos* (PALACIOS-AGUNDEZ et al., 2022), além de desempenhar o papel fundamental na divulgação dos principais aspectos conceituais, e da importância estratégica dos *serviços ecossistêmicos* e dos benefícios imprescindíveis da natureza para a vida humana (WINKLER; DADE; RIEB, 2021).

O fortalecimento do conceito *serviços ecossistêmicos* no espaço científico, principalmente na área da pesquisa interdisciplinar fomenta a conscientização do uso da terra de forma sustentável (SCHLEYER et al., 2017). No geral, é importante a sensibilização do papel do conceito dos *serviços ecossistêmicos*, em nível de organizações públicas e privadas, no âmbito de implementação de instrumentos e políticas públicas que estimulam a conservação do meio ambiente (BLICHARSKA; HILDING-RYDEVIK, 2018).

Os artigos demonstram uma conectividade de pesquisa na abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos* que estabelece uma relação institucional com outras universidades, entidades e centros de pesquisa, como destaque para *German Centre For Integrative Biodiversity Research*, na Alemanha, com força total de ligação de 28, seguida por *U.S. Geological Survey, Geosciences & Environmental Change Science Center*, no Estados Unidos da América, com força total de ligação de 18, representado na Figura 3.

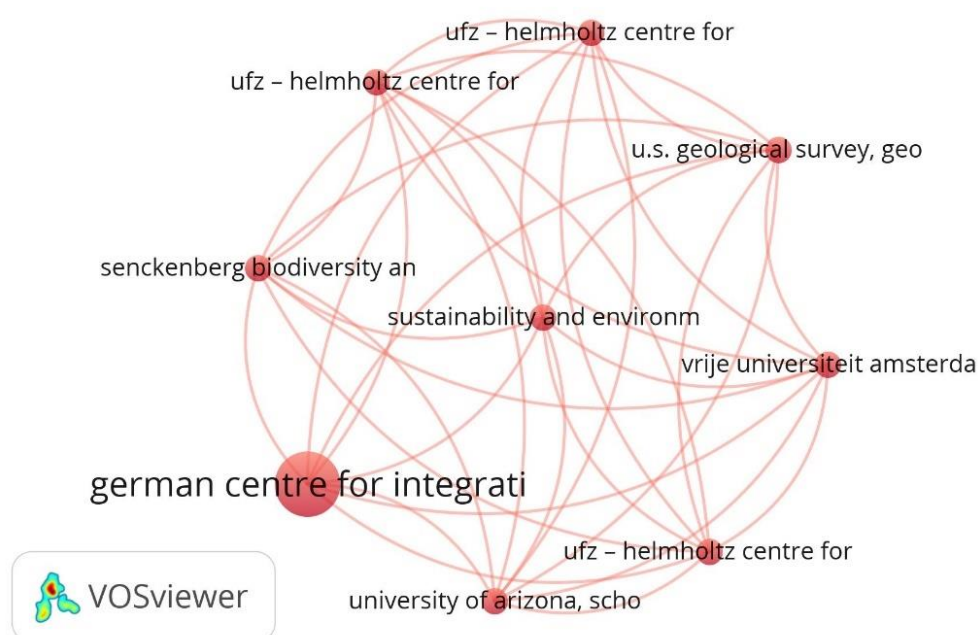


Figura 5. Conectividade de universidade na abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos*.

A visão dos pesquisadores sobre conceito *serviços ecossistêmicos* e sociedade

Em teoria pedagógica, o conceito de *serviços ecossistêmicos* aparece como estrutura, destacando a importância dos ecossistemas para a sociedade humana (LEBRETON et al., 2019) como os *serviços ecossistêmicos* de suporte (ESS) que contribuem para a manutenção da produtividade e da heterogeneidade, aumentando a multifuncionalidade da paisagem da floresta (BELLÓN et al., 2022), dando suporte para funcionalidade da vida da fauna e flora que refletem benefícios socioecológicos (FEARNSIDE; NOGUEIRA; YANAI, 2018). De acordo com Barros et al. (2019), o conceito da categoria de serviços de suporte contribui diretamente na formação do solo e sua fertilidade, ciclagem de nutrientes, produção primária, e dispersão de sementes e polinização que auxilia na biodiversidade biológica.

Além do mais, o conceito de *serviços ecossistêmicos* tem sido amplamente adotado por diversos pesquisadores como os benefícios, contribuições ou presentes que a natureza fornece aos seres humanos (JAX et al., 2018; UZUNOV; PROTASOV, 2019). Cada vez mais os pesquisadores têm reconhecido que o conceito de *serviços ecossistêmicos* precisa ser conectado aos sistemas socioecológicos para criar oportunidades eficazes para entrega de gestão de políticas públicas dos *serviços ecossistêmicos* à sociedade (HOLZER et al., 2022). A maioria das pesquisas mostra uma preocupação dos autores com a abordagem do conceito de *serviços ecossistêmicos* e isso tem levado um aumento de conectividade entre os autores, com destaque para os dois principais: *Grunewald k.* com força total de ligação 21, seguida por *Schleyer* com força total de ligação 7, representado na Figura 4.

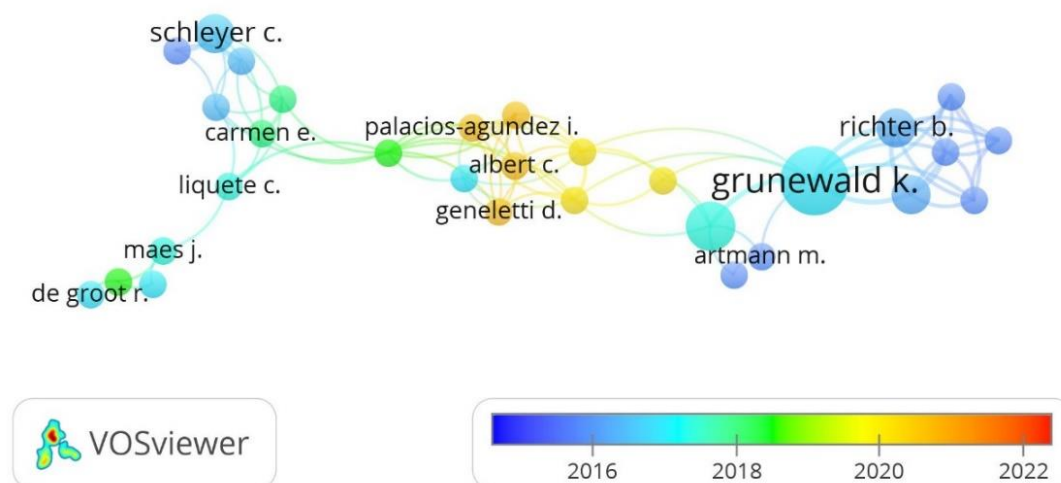


Figura 6. Força total de ligação entre a conectividade entre os autores.

Convém que os aspectos dos conceitos de *serviços ecossistêmicos* incluam valores da importância do suporte da natureza nos processos dos formuladores de políticas públicas efetivas, com elementos que assegurem a manutenção dos *serviços ecossistêmicos* no desenvolvimento humano (URBAN; RADWANEK-BAK; MARGIELEWSKI, 2022). O conceito de *serviços ecossistêmicos* pode contribuir para as metas e práticas de sustentabilidade, com indicadores de qualidade sustentáveis dos *serviços ecossistêmicos*, com avaliação de perda e ganho da biodiversidade (SWANGJANG, 2022). O conceito de *serviço ecossistêmico* é considerado um instrumento no quadro político brasileiro, fomentando plataformas de fóruns de diversas discussões e até mesmo negociações internacionais visando ao cumprimento de protocolos e metas que contribuam com a sustentabilidade (KLINK et al., 2020).

De acordo com Singh e Singh (2017), o conceito *serviço ecossistêmico* é uma ligação entre a ecologia e a economia prestada à sociedade para sua sobrevivência, e depende do funcionamento do ecossistema da natureza que se encontra constantemente ameaçado pelo crescimento econômico (MEA, 2005).

O conceito dos *serviços ecossistêmicos* na literatura recorrente tem sido cada vez mais abordado através da perspectiva que busca reduzir os efeitos das mudanças socioambientais (ROSA; SÁNCHEZ, 2015). Mas, para isso acontecer nos estados brasileiros, precisa ocorrer formulação de instrumentos e planejamentos de política pública voltados para projetos sustentáveis, que promovam a conservação do meio ambiente para alcançar o desenvolvimento do conceito dos *serviços ecossistêmicos* (AINSCOUGH et al., 2019).

O desdobramento do conceito dos *serviços ecossistêmicos* na política brasileira

A Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 estabeleceu o marco inicial do ordenamento jurídico compartilhado entre o setor público e a sociedade civil, servindo de parâmetro para a manutenção de um ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988). O governo deve conservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e providenciar o manejo ecológico de espécies e ecossistemas (art. 225, §1º, I da Constituição Federal de 1988); preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético do país, fiscalizando seu uso (art. 225, § 1º, II da CF/88), bem como fixar áreas protegidas (art. 225, § 1º, III da CF/88), promover a dimensão pedagógica em níveis de ensino para a preservação do meio ambiente (art. 225, § 1º, VI da CF/88), bem como proteger a fauna e flora para não colocar em risco sua função ecológica no ecossistema (art. 225, § 1º, V da CF/88). O poder constituinte garante a criação e manutenção de áreas protegidas, que leva a proteção legal dos *serviços ecossistêmicos* (BRASIL, 1988).

O Código Florestal Brasileiro (CFB) (Lei nº 12.651/2012) ratifica a proteção das Áreas de Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APPs) (BRASIL, 2012). Segundo o CFB, essas áreas protegidas desempenham papel importante à preservação da biodiversidade e são fornecedoras dos *serviços ecossistêmicos de suporte* ofertados pela vegetação na área de entorno de nascentes. Assim sendo, as APPs servem para a manutenção de oferta de serviço de provisão de água potável, bem como proteção de matas ciliares nas margens dos córregos, rios e lagos, evitando assoreamento do solo, assim como auxiliam no fluxo genético de fauna e flora, asseguram biodiversidade local,

garantido o bem-estar das populações humanas (art.3 Lei 12.651/2012). Vale ressaltar que a Área de Reserva Legal é prestadora de *serviço ecossistêmico* de suporte, ofertando madeira, reposição de sementes e manejo de produtos não madeireiros obtidos dos ecossistemas, tais como frutos, cipós, folhas, e ainda servem de habitat para a fauna e flora (Art. 21 Lei 12.651/2012).

Entretanto, a Política Nacional de Biodiversidade apresentava várias referências dos *serviços ecossistêmicos* no texto como serviços ambientais, destacando a importância de estudos de valorização para garantir a oferta dos *serviços ecossistêmicos* (BRASIL, 2002). Conforme quinto relatório nacional para a Convenção da Diversidade Biológica, publicado em 2016, o tema de *serviços ecossistêmicos* já é mencionado no documento como bens e serviços ambientais (MMA, 2015).

A Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) – promulgada em 2021 – instituiu o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (BRASIL, 2021). O Governo considera o ecossistema como interação de comunidade de flora e fauna e microrganismos que interagem como uma unidade funcional na natureza (Art. 2º, I da Lei 14.119/2021); beneficiando a sociedade com os *serviços ecossistêmicos* e melhorando as condições ambientais (Art. 2º, II da Lei 14.119/2021); como o *serviços ecossistêmicos de suporte* que mantêm a perenidade da vida na Terra, tais como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta e a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético (Art. 2º, II b da Lei 14.119/2021).

Conceito de *serviços ecossistêmicos* e serviços ambientais na política

A incorporação do conceito de *serviços ambientais* no Brasil tem sido feita no campo político (no nível de governos estaduais) e nas organizações não governamentais em escalas local e regional, gerando incentivo para realização dos Pagamentos por Serviços Ambientais para a manutenção e produção de

serviços ecossistêmicos (MMA, 2015). O conceito de *serviços ambientais* (SA) foi definido pela EMBRAPA (2015) como os benefícios ambientais resultantes de intervenções intencionais da sociedade na dinâmica dos ecossistemas, tais como as atividades humanas para a manutenção ou a recuperação dos componentes dos ecossistemas. O conceito de *serviços ambientais* (SA) é uma subcategoria do conceito de *serviços ecossistêmicos* (SE), abordado na administração política e inserido na legislação de gestão dos recursos naturais como política de Pagamentos por Serviços Ambientais (PAS) para o desenvolvimento econômicos (CASTELLA; LESTRELIN, 2021).

Essa legislação (PNPSA) permite que o Poder Executivo federal crie programas que utilizem Pagamentos por Serviços Ambientais para práticas de gestão nos estados brasileiros, com o intuito de proteger o conjunto de ecossistemas da vegetação remanescente (BRASIL, 2021). A ideia de pagamentos por serviço ambiental refere-se à ação para manter ou aumentar os *serviços ecossistêmicos* (MERAL et al., 2022). Embora o uso de PSA seja apenas uma das ferramentas disponíveis para o pagamento de recuperação de áreas degradadas, para manter a oferta dos *serviços ecossistêmicos* (ALLAN et al., 2022), coloca o conceito de *serviços ecossistêmicos* e ambientais no centro das atenções para os formuladores de políticas e uma maior conscientização (ALTMANN; SILVA STANTON, 2018).

No entanto, o foco do PSA é gerar fonte de financiamento para fortalecer e manter os *serviços ecossistêmicos*, no nível territorial, em áreas anteriormente ocupadas pela cobertura da vegetação nativa, substituída para criar áreas de produção (MONTEIRO et al., 2018). Portanto, a adoção do PSA baseada em incentivos econômicos revelou ao público em geral a importância dos serviços ecossistêmicos pelos projetos do MEA/2005 para o bem-estar humano (MEYER et al., 2016). A compreensão dos serviços ambientais, bem como dos serviços ecossistêmicos, é fundamental para a adoção dessa política do PSA, em todo o país, assim adotando progressivamente pelos estados esse conceito em sua legislação (PAUDYAL; BARAL; KEENAN, 2016).

Das vinte e sete unidades federativas, somente dezessete possuem legislação sobre PSA. São eles Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Sul, São

Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Bahia, Paraíba, Pernambuco, Tocantins, Rondônia, Acre e Amazonas, conforme mostra a Tabela 2.

Tabela 2. Estados Brasileiros com Pagamentos por Serviços Ambientais

NACIONAL		LEI Nº	DESCRIÇÃO
BRASIL			Constituição da República Federativa do Brasil de 1988
BRASIL	12.651/2012		Institui o Código Florestal Brasileiro
BRASIL	12.651/2012		Institui o Código Florestal Brasileiro
BRASIL	14.119/2021		Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais
ESTADO	Lei Nº	Decreto	Descrição
REGIÃO SUL			
SANTA CATARINA	15.133/2010		Cria a Política e o Programa Estadual para o PSA e seu Fundo.
PARANÁ	17.134/2012	4.381/2012	Institui o PSA no estado no âmbito do Programa BIOCLIMA e institui o Programa Biocrédito.
RIO GRANDE DO SUL	15.434/2020	56.640/2022	Institui o PSA no âmbito das atividades que favorecem a conservação, proteção, recuperação e melhoria dos <i>serviços ecossistêmicos</i> .
REGIÃO SUDESTE			
SÃO PAULO		66.549/2022	Institui o PPSA para incentivar as ações que contribuam para a recuperação e melhoria dos <i>serviços ecossistêmicos</i> .
RIO DE JANEIRO	3.239/99 (artigos 5º, II e 11)	42.029/2011	Regulamenta o Programa Estadual de Conservação e Revitalização dos Recursos Hídricos; institui o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais para proteção florestal.

ESPÍRITO SANTO	9.864/2012	3.182-R/2012	Institui o PSA para contribuir com a conservação e recuperação dos serviços prestados pela natureza, denominados serviços ambientais e ecossistêmicas.
MINAS GERAIS	9.978/2013		Institui o programa "Bolsa Verde"
REGIÃO CENTRO-OESTE			
MATO GROSSO	9878/2013		Cria o Sistema de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal, Conservação, Manejo Florestal Sustentável e Aumento dos Estoques de Carbono Florestal (REDD+).
MATO GROSSO DO SUL	5235/2018		Institui o PAS com diretrizes e ações de preservação dos Serviços Ambientais de forma a promover o desenvolvimento sustentável.
GOIÁS		9.130/2017	Cria PEPSA como finalidade de fomentar atividades de preservação, conservação e recuperação ambiental.
REGIÃO NORDESTE			
BAHIA	13.223/2015		Institui PSA e o Programa e Incentivos de Pagamentos por Serviços.
PARAÍBA	10.165/2013		Estabelece a PSA e prevê autorização para a criação de um Fundo de Pagamentos por Serviços Ambientais dedicado.
PERNAMBUCO	14.090/2010		Institui a PEMC que tem como um de seus instrumentos os Pagamentos por Serviços Ambientais.
REGIÃO NORTE			

ACRE	2.025/2008	Portaria nº 17/10/SEM A	Estabelece o programa de Certificação da Unidade de Produção Familiar.
	2.308/2010		Cria o SISA – Sistema de Incentivos a Serviços Ambientais.
AMAZO- NAS	4.266/2015		Institui a PESGSA e Fundo Estadual para as Alterações Climáticas, a Conservação Ambiental e os Serviços Ambientais.
TOCAN- TINS	1.917/2008		Institui a PEMC e Desenvolvimento Sustentável para Conservação Ambiental. Embora não mencione diretamente o PSA, menciona no art. 8º a possibilidade de oferecer incentivos econômicos para a prevenção e restauração ambiental.
RONDÔNIA	4437/2018		Cria o Sistema Estadual de Governança Climática e Serviços Ambientais – SGSA.

OBS: Dezesete unidades federativas que instituíram Leis e Decretos de Pagamentos por Serviços Ambientais.

O conceito dos *serviços ecossistêmicos* impulsionou o surgimento da criação do pagamento por serviços ambientais (PSA) nas unidades federativas brasileiras, como uma estratégia para lidar de forma mais consciente com os *trade-offs* entre objetivos ambientais e de desenvolvimento (CHEN et al., 2012; WUNDER, 2015). A adoção do pagamento por serviços ambientais na Amazônia Legal contempla quatro unidades federativas brasileiras na região Norte, Tocantins, Rondônia, Acre e Amazonas e o estado de Mato Grosso na região Centro-Oeste. A criação da Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais contempla outras regiões do Brasil, como estados da região Sul, Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul; na sequência, os estados da região Sudeste, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Minas Gerais; na região Nordeste, os estados Bahia, Paraíba e Pernambuco e mais dois estados da

região Centro-Oeste, Goiás e Mato Grosso do Sul (ALTMANN; SILVA STANTON, 2018).

Todas as dezessete unidades federativas brasileiras seguem os mesmos princípios do "usuário paga" e do "provedor recebe", quem contribui para a geração de *serviços ecossistêmicos* deve ser remunerado por isso e quem se beneficia deve pagar por isso (WUNDER, 2015). Portanto, o conceito do pagamento por serviços ambientais caracteriza-se como incentivos econômicos ou compensações para os usuários da terra que adotam atividades que promovem os *serviços ecossistêmicos* (MAMEDES et al., 2023).

Algumas unidades federativas como Mato Grosso, Amazonas e Santa Catarina sancionaram a lei, criando a política estadual de mudanças climáticas REDD, buscando o desenvolvimento sustentável. Com objetivo de reduzir as emissões por desmatamento e degradação florestal, o REDD+ é uma técnica para reduzir a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e, ao mesmo tempo, proteger os *serviços ecossistêmicos* da Floresta (PARSAMEHR et al., 2023).

Vale ressaltar que as unidades federativas como Mato Grosso e Acre são beneficiadas pelo Programa *Global REDD Early Movers* (REM), recebendo remuneração de serviços ambientais baseada em resultados de comprometimento com a redução de emissões de CO₂ por meio de ações de conservação dos serviços ecossistêmicos da Floresta (BOYD et al., 2018). O REM contribui com a Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC, na sigla em inglês) firmada na Rio 92 (MCFARLAND, 2015). Os recursos do programa REM são distribuídos nos subprogramas; agricultura familiar de povos e comunidades tradicionais na Amazônia, Cerrado e Pantanal, territórios indígenas e produção, e inovação e mercado sustentáveis, além do fortalecimento institucional e políticas públicas estruturantes de entidades governamentais do estado (BOYD et al., 2018).

Ocorre também uma outra linha de pagamento por serviços ambientais para a conservação e revitalização dos recursos hídricos, buscando reduzir a mudança insustentável dos *serviços ecossistêmicos de suporte* no uso da terra (PRETO et al., 2022), que tem resultado em vários danos, como erosão do solo, esgotamento de nutrientes, escassez de água, salinidade, poluição, perda de

biodiversidade, desertificação da terra e assoreamento de rios (MAMEDES et al., 2023). O conceito dos *serviços ecossistêmicos*, dentro da política das dezessete unidades federativas brasileiras, busca compensar financeiramente através do pagamento por serviços ambientais os proprietários rurais que realizaram o desmatamento dentro da sua propriedade rural (AZEVEDO-SANTOS et al., 2021; BELLÓN et al., 2022).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As aplicações da abordagem do conceito de serviços ecossistêmicos, estão relacionadas com a integração de ações em torno dos ecossistemas naturais e dos serviços que eles fornecem à sociedade humana.

Entretanto, a legislação brasileira tem avançado em relação aos Pagamentos por Serviços Ambientais (PAS) em dezessete unidades federativas brasileiras, buscando desenvolver os planejamentos para realizar os programas e projetos voltados para *serviços ecossistemas de suporte*.

O conceito de *serviços ecossistêmicos* apresenta metas e práticas, que busca a perspectiva de sustentabilidade, mas torna necessário realizar instrumentos e planejamentos de política pública voltados para projetos sustentáveis, que promovam a conservação do meio ambiente. Ocorre que, para uma compreensão mais profunda do conceito *serviços ecossistêmicos*, deve haver desenvolvimento de programa e projeto de ação nas unidades federativas que ainda não possuam iniciativa legislativa sobre os *serviços ecossistêmicos*.

REFERÊNCIAS

AINSCOUGH, J.; DE VRIES LENTSCH, A.; METZGER, M.; ROUNSEVELL, M.; SCHRÖTER, M.; DELBAERE, B.; DE GROOT, R.; STAES, J. Navigating pluralism: Understanding perceptions of the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 36, n. 100892, p. 1-13, apr. 2019.

ALEXANDER, S.; ARONSON, J.; WHALEY, O.; LAMB, D. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. **Ecology and Society**, v. 21, n.1, p. 1-10, mar. 2016.

ALLAN, J. I.; AULD, G.; CADMAN, T.; STEVENSON, H. Comparative Fortunes of Ecosystem Services as an International Governance Concept. **Global Policy**, v. 13, n. 1, p. 62–75, jan. 2022.

ALTMANN, A.; SILVA STANTON, M. The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 282–293, apr. 2018.

ANAND, S.; GUPTA, S. Provisioning ecosystem services: Multitier bibliometric analysis and visualisation, **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, n. 100081, p. 1-12, dec. 2020.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; RODRIGUES-FILHO, J. L.; FEARNside, P. M.; LOVEJOY, T. E.; BRITO, M. F. G. Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 1, p. 235–241, mar. 2021.

BARROS, F. M.; PERES, C. A.; PIZO, M. A.; RIBEIRO, M. C. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. **Landscape Ecology**, v.34, n. 1, p.879–894, apr. 2019.

BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K.; KHOROSHEV, A. V. The significance of geosystem and landscape concepts for the assessment of ecosystem services: exemplified in a case study in Russia. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 7, p. 1145–1164, jul. 2015.

BLANCO, J.; BELLÓN, B.; BARTHELEMY, L.; CAMUS, B.; JAFFRE, L.; MASSON, A. S.; MASURE, A.; ROQUE, F. de O.; SOUZA, F. L.; RENAUD, P. C. A novel ecosystem (dis)service cascade model to navigate sustainability problems and its application in a changing agricultural landscape in Brazil. **Sustainability Science**, v. 17, n. 1, p. 105–119, jun. 2022.

BEERY, T.; STÅLHAMMAR, S.; JÖNSSON, K. I.; WAMSLER, C.; BRAMRYD, T.; BRINK, E.; EKELUND, N.; JOHANSSON, M.; PALO, T.; SCHUBERT, P. Perceptions of the ecosystem services concept: Opportunities and challenges in the Swedish municipal context. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 123–130, dec. 2016.

BELLÓN, B.; A.W. HENRY, D.; RENAUD, P. C.; ROQUE, F. de O.; SANTOS, C. C.; MELO, I.; ARVOR, D.; DE VOS, A. Landscape drivers of mammal habitat use and richness in a protected area and its surrounding agricultural lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 334, n.10798915, p. 1-13, aug. 2022.

BLICHARSKA, M.; HILDING-RYDEVIK, T. “A thousand flowers are flowering just now” – Towards integration of the ecosystem services concept into decision making. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 181–191, aug. 2018.

BOYD, W.; STICKLER, C.; DUCHELLE, A. E.; SEYMOUR, F.; NEPSTAD, D.; BAHAR, N. H. A.; RODRIGUEZ-WARD, D. Jurisdictional approaches to REDD+ and low emissions development: progress and prospects ending tropical deforestation: A stock-take of progress and challenges. **World Resources Institute**, v. 1, n.1 p. 1–14, dez. 2018. Disponível em: <https://www.gcftf.org/wp-content/uploads/2020/12/ending-tropical-deforestation-jurisdictional-approaches-redd.pdf>. Acesso em: 17 maio. 2019.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. Decreto-Lei n. 4.339, de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, v. 181, p.22, 22 de agosto de 2002.

BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 14.119**, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm>. Acesso em: 23 fev. 2020.

BRÜCK, M.; ABSON, D. J.; FISCHER, J.; SCHULTNER, J. Broadening the scope of ecosystem services research: Disaggregation as a powerful concept for sustainable natural resource management. **Ecosystem Services**, v. 53, n.1, p. 1–11, aug. 2022.

BURNHAM, J. F. Scopus database: A review. **Biomedical Digital Libraries**, v. 3, n1, p.1-9, mar. 2006. Doi:10.1186/1742-5581-3-1.

CARMEN, E.; WATT, A.; CARVALHO, L.; DICK, J.; FAZEY, I.; GARCIA-BLANCO, G.; GRIZZETTI, B.; HAUCK, J.; IZAKOVICOVA, Z.; KOPPEROINEN, L.; LIQUETE, C.; ODEE, D.; STEINGRÖVER, E.; YOUNG, J. Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 441–451, mar. 2018.

CASTELLA, J. C.; LESTRELIN, G. Exploring the environmental impact of agrarian changes in Southeast Asia through participatory evaluation of ecosystem services. **Cahiers Agricultures**, v. 30, n. 1, p. 1–11, aug. 2021.

CAVALCANTI, J. C. **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano (Estocolmo, 1972): relatório da Delegação do Brasil à Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente**. São Paulo, SP, 1972. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/proclima/wp-content/uploads/sites/36/2013/12/estocolmo_72_Volume_I.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2023.

CHEN, X.; LUPI, F.; AN, L.; SHEELY, R.; VIÑA, A.; LIU, J. Agent-based modeling of the effects of social norms on enrollment in payments for ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 229, p. 16–24, aug. 2012.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, out. 1998.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, n 25, p. 1–16, out. 2017.

CDHUSP, C. de D. H. **DECLARAÇÃO, DE ESTOCOLMO SOBRE O. MEIO. AMBIENTE HUMANO**. In: **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano**. São Paulo, SP, 1972. Disponível em: <https://www.mpma.mp.br/arquivos/COCOM/arquivos/centros_de_apoio/cao_direitos_humanos/direitos_humanos/meio_ambiente/decEstocolmo.htm>. Acesso em: 12 jun. 2023.

DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems**. Island Press ed. Washington, 1997.

DALY, H. E. U.N. Conferences on Environment and Development: Retrospect on Stockholm and Prospects for Rio. **Economia Ecológica**, v. 5, p. 9–14, jun.1992.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n 3, p 393-408, jun. 2002.

DE VREESE, R.; VAN HERZELE, A.; DENDONCKER, N.; FONTAINE, C. M.; LEYS, M. Are stakeholders' social representations of nature and landscape compatible with the ecosystem service concept? **Ecosystem Services**, v. 37, n.100911, p. 1-11, jun. 2019.

DE PRADA, V. R. R. V. La conferencia de Estocolmo sobre el medio ambiente. **Revista de administración pública**, v.5, n.1, p. 381–404, jul.1972.

EHRlich, P. R.; MOONEY, H. A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services Source: **Bioscience**, v. 33, n. 4 p. 248-254, apr. 1983.

EMBRAPA. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF, 2015. p 374.

FEARNSIDE, P. M.; NOGUEIRA, E. M.; YANAI, A. M. Maintaining carbon stocks in extractive reserves in Brazilian Amazonia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 48, n.1, p. 446–476, apr. 2018.

FISHER, J. A.; BROWN, K. Ecosystem services concepts and approaches in conservation: Just a rhetorical tool? **Ecological Economics**, v. 108, n. 1, p. 257–265, out. 2015.

GARCÍA-NIETO, A. P.; GARCÍA-LLORENTE, M.; INIESTA-ARANDIA, I.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Mapping Forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 126–138, aug. 2013.

GATTO, M.; LEO, G. A. Pricing Biodiversity and Ecosystem Services: The Never-Ending Story. **BioScience**, v. 50, n. 4, p. 347–355, sep. 2000.

GRÊT-REGAMEY, A.; SIRÉN, E.; BRUNNER, S. H.; WEIBEL, B. Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 306–315, aug. 2017.

HANSEN, R.; FRANTZESKAKI, N.; MCPHEARSON, T.; RALL, E.; KABISCH, N.; KACZOROWSKA, A.; KAIN, J. H.; ARTMANN, M.; PAULEIT, S. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. **Ecosystem Services**, v. 12, n.1, p. 228–246, set. 2015.

HOLZER, J. M.; HOBBS, I.; BAIRD, J.; HICKEY, G. How is the ecosystem services concept used as a tool to foster collaborative ecosystem governance? A systematic map protocol. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 1, p. 1–8, aug. 2022.

JAX, K.; FURMAN, E.; SAARIKOSKI, H.; BARTON, D. N.; DELBAERE, B.; DICK, J.; DUKE, G.; GÖRG, C.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; HARRISON, P. A.; MAES, J.; PÉREZ-SOBA, M.; SAARELA, S. R.; TURKELBOOM, F.; VAN DIJK, J.; WATT, A. D. Handling a messy world: Lessons learned when trying to make the ecosystem services concept operational. **Ecosystem Services**, v 29, n.1, p. 415-427, feb. 2018.

KIRBY, A. Exploratory Bibliometrics: Using VOSviewer as a Preliminary Research Tool. **Publications**, v. 11, n. 1, p. 1-14, feb. 2023.

KLINK, C. A.; SATO, M. N.; CORDEIRO, G. G.; RAMOS, M. I. M. The role of vegetation on the dynamics of water and fire in the cerrado ecosystems:

Implications for management and conservation. **Plants**, v. 9, n.12, p. 1-27, dec. 2020.

KVALVIK, I.; SOLÅS, A. M.; SØRDAHL, P. B. Introducing the ecosystem services concept in Norwegian coastal zone planning. **Ecosystem Services**, v. 42, n.1, p. 1-11, feb. 2020.

KUBISZEWSKI, I.; CONCOLLATO, L.; COSTANZA, R.; STERN, D. I. Changes in authorship, networks, and research topics in ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 59, n.101501 p.1-20, sep. 2023.

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.; 15, 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. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, mar. 2023.

LEBRETON, B.; RIVAUD, A.; PICOT, L.; PRÉVOST, B.; BARILLÉ, L.; SAUZEAU, T.; BESERES POLLACK, J.; LAVAUD, J. From ecological relevance of the ecosystem services concept to its socio-political use. The case study of intertidal bare mudflats in the Marennes-Oléron Bay, France. **Ocean and Coastal Management**, v. 172, n. 15, p. 41–54, april. 2019.

LE CLEC'H, S.; SLOAN, S.; GOND, V.; CORNU, G.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. Mapping ecosystem services at the regional scale: the validity of an upscaling approach. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 32, n. 8, p. 1593–1610, apr, 2018.

LIMA, F. P.; BASTOS, R. P. Perceiving the invisible: Formal education affects the perception of ecosystem services provided by native areas. **Ecosystem Services**, v. 40, n. 2, p. 1-9, sep. 2019.

LONDRES, M.; SCHMINK, M.; BÖRNER, J.; DUCHELLE, A. E.; FREY, G. P. Multidimensional forests: Complexity of forest-based values and livelihoods across Amazonian socio-cultural and geopolitical contexts. **World Development**, v. 165, n. 106200 p.1-15, mar. 2023.

MAMEDES, I.; GUERRA, A.; RODRIGUES, D. B. B.; GARCIA, L. C.; GODOI, R. de F.; OLIVEIRA, P. T. S. Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 11, n. 1, p. 276-289, jan. 2023.

MARCONI, M. A; LAKATOS, E. N. **Fundamentos de Metodologia Científica**. ed. Atals S.A. São Paulo, 2010. Disponível em: www.atlasnet.com.br. Acesso em: 18 Maio. 2022.

MCFARLAND, B. J. International Finance for REDD+ Within the Context of Conservation Financing Instruments. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 34, n. 7, p. 534–546, sep. 2015.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington [online]. Disponível: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>. Acesso em 20 out. 2020.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

MERAL, P.; ANDRIAMAHEFAZAFY, F.; CASTELLA, J. C.; NEANG, M.; SERPANTIE, G.; TITTONELL, P. Integrating the concept of ecosystem services into agricultural policies and practices in the South. **Cahiers Agricultures**, v. 31, n.1, p. 1–10, sep. 2022.

MEYER, C.; SCHOMERS, S.; MATZDORF, B.; BIEDERMANN, C.; SATTTLER, C. Civil society actors at the nexus of the ecosystem services concept and agri-environmental policies. **Land Use Policy**, v. 55, n.1, p. 352–356, sep. 2016.

MMA. **5º Relatório nacional à convenção sobre a diversidade biológica instituo da conservação da natureza e das florestas**. Brasília, 2015. Disponível: <https://www.icnf.pt/api/file/doc/bb709ce80ed2991c>. Acesso em 20 out. 2020.

MONTEIRO, L. I. B.; PRUSKI, F. F.; CALEGARIO, A. T.; OLIVEIRA, A. N. G.; PEREIRA, S. B. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 515–524, jan. 2018.

MURADIAN, R.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Beyond ecosystem services and nature's contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? **Ecological Economics**, v. 185, n.1, p. 1-9, apr. 2021.

NAKAOKA, M.; SUDO, K.; NAMBA, M.; SHIBATA, H.; NAKAMURA, F.; ISHIKAWA, S.; MAKINO, M.; YAMANO, H.; MATSUZAKI, S. ichiro S.; YAMAKITA, T.; YU, X.; HOU, X.; LI, X.; BRODIE, J.; KANEMOTO, K.; MORAN, D.; VERONES, F. TSUNAGARI: a new interdisciplinary and transdisciplinary study toward conservation and sustainable use of biodiversity and ecosystem services. **Ecological Research**, v. 33, n. 1, p. 35–49, sep. 2018.

PALACIOS-AGUNDEZ, I.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; HAGEMANN, N.; SYLLA, M.; SPYRA, M. Teaching the ecosystem service concept: experience from academia. **Ecology and Society**, v. 27, n. 3, p. 1–14, apr. 2022.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PAUDYAL, K.; BARAL, H.; KEENAN, R. J. Local actions for the common good: Can the application of the ecosystem services concept generate improved societal outcomes from natural resource management? **Land Use Policy**, v. 56, p. 327–332, aug. 2016.

PAUNA, V. H.; PICONE, F.; LE GUYADER, G.; BUONOCORE, E.; FRANZESE, P. P. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. **Ecological Questions**, v. 29, n. 3, p. 53–62, feb. 2018.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, jul. 2022.

ROSA, J. C. S.; SÁNCHEZ, L. E. Is the ecosystem service concept improving impact assessment? Evidence from recent international practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 50, n. 1, p. 134–142, aug. 2015.

SANTOS, F. L. Dos; SILVANO, R. A. M. Aplicabilidade, potenciais e desafios dos Pagamentos por Serviços Ambientais para conservação da água no sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38 n. 1, p.1-20, ago. 2016.

SCHLEYER, C.; LUX, A.; MEHRING, M.; GÖRG, C. Ecosystem Services as a Boundary Concept: Arguments from Social Ecology. **Sustainability**, v. 9, n. 7, p. 1107–1121, jul. 2017.

SPYRA, M.; KLEEMANN, J.; CETIN, N. I.; VÁZQUEZ NAVARRETE, C. J.; ALBERT, C.; PALACIOS-AGUNDEZ, I.; AMETZAGA-ARREGI, I.; LA ROSA, D.; ROZAS-VÁSQUEZ, D.; ADEM ESMAIL, B.; PICCHI, P.; GENELETTI, D.; KÖNIG, H. J.; KOO, H. M.; KOPPEROINEN, L.; FÜRST, C. The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes? **Landscape Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1715–1735, aug. 2019.

STEVENSON, H.; AULD, G.; ALLAN, J. I.; ELLIOTT, L.; MEADOWCROFT, J. The practical fit of concepts: Ecosystem services and the value of nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, aug. 2021.

SWANGJANG, K. Linkage of Sustainability to Environmental Impact Assessment Using the Concept of Ecosystem Services: Lessons from Thailand. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 9, p. 1–18, jul. 2022.

TEEB. **The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 2010**. Ed Progress Press, Malta [online]. Disponível: <<https://teebweb.org/publications/teeb/>>. Acesso em: 24 jan. 2023.

TEEB. The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**, 2012. Ed. By Pushpam Kumar [online]. Disponível em: <<https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781849775489/economics-ecosystems-biodiversity-ecological-economic-foundations-pushpam-kumar>> . Acesso em: 24 jan. 2023.

TOMASSINI, L. Implicaciones internacionales del deterioro ambiental. **Estudios Internacionales**, v. 5, n. 18, p. 88–118, sep.1972.

THOMPSON, K.; SHERREN, K.; DUINKER, P. N. The use of ecosystem services concepts in Canadian municipal plans. **Ecosystem Services**, v. 38, n.100950, p. 1-12, aug. 2019.

TOWNSEND, M.; DAVIES, K.; HANLEY, N.; HEWITT, J. E.; LUNDQUIST, C. J.; LOHRER, A. M. The challenge of implementing the marine ecosystem service concept. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n.10, p. 1–13, oct. 2018.

TUSZNIO, J.; PIETRZYK-KASZYŃSKA, A.; RECHCIŃSKI, M.; OLSZAŃSKA, A.; GRODZIŃSKA-JURCZAK, M. Application of the ecosystem services concept at the local level – Challenges, opportunities, and limitations. **Ecosystem Services**, v. 42, n.101077.p1-13, apr. 2020.

URBAN, J.; RADWANIEK-BAK, B.; MARGIELEWSKI, W. Geoheritage Concept in a Context of Abiotic Ecosystem Services (Geosystem Services) — How to Argue the Geoconservation Better? **Geoheritage**, v. 14, n. 2, p. 1–15, aug. 2022.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, mar. 2020.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. **VOSviewer Manual Version 1.6.15**. Ed. Universiteit Leiden. Países Baixos, 2020. Disponível em: <<https://www.vosviewer.com/getting-started?vosviewer-manual>>. Acesso em: 9 jun. 2021.

WINKLER, K. J.; DADE, M. C.; RIEB, J. T. Mismatches in the Ecosystem Services Literature—a Review of Spatial, Temporal, and Functional-Conceptual

Mismatches. **Current Landscape Ecology Reports** 2021 6:2, v. 6, n. 2, p. 23–34, apr. 2021.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, n.1, p. 234–243, aug. 2015.

*Serviços ecossistêmicos da Amazônia Brasileira***Resumo**

A Amazônia brasileira é a maior floresta tropical da América do Sul e fornece uma pluralidade ecossistêmica que beneficia a sociedade. Pensando na importância dos serviços que essa floresta apresenta, realizou-se um levantamento bibliográfico com o objetivo de identificar a oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte, provisão, regulação e cultura* na Amazônia Legal, constituindo-se também uma narrativa em escala local sobre o processo de uso e cobertura da terra nos municípios de Sinop e Alta Floresta, no período de 1990 a 2020. Os *serviços ecossistêmicos* mais abordados foram os de suporte (27 artigos), suporte, regulação e provisão (23), suporte e regulação (18), regulação (10) e de suporte e cultural (7). Do total, 48% das pesquisas envolveram os nove estados brasileiros que compõem a Amazônia Legal. Ademais, 33% dos estudos foram realizados no Mato Grosso. O maior número de artigos (31%) aponta a Floresta Amazônica como fornecedora de três classes de serviços; (I) manutenção da biodiversidade; (II) diversidade biológica (incluindo genes e espécies) e (III) ciclagem de nutrientes, fotossíntese e acesso à água. 58% dos artigos descrevem a Amazônia em três classes de *trade-off*: (I) exploração de madeira seletiva; (II) desmatamento para extração mineral; e (III) corte raso da floresta. Em escala local, no período 1990 a 2020, municípios de Sinop e Alta Floresta, situados no arco do desmatamento, perderam em média 61% da vegetação nativa. Enquanto a monocultura em Sinop representou 67% da ocupação do território, em Alta Floresta a pecuária foi responsável por 30% da transformação da área de vegetação nativa. Nesses municípios, ocorre uma disputa no que tange ao uso da terra, ocasionando permanente conflito devido à exploração dos *serviços ecossistêmicos* atrelados à floresta nativa.

Palavras-chave: Déficit de vegetação, Geotecnologia, Amazônia Brasileira, Região Norte de Mato Grosso.

Ecosystem services in the Brazilian Amazon

Abstract

The Brazilian Amazon is the largest tropical forest in South America and provides an ecosystem plurality that benefits Society. Thinking about the importance of the services that this forest presents, a bibliographical survey was carried out with the objective of identifying the offer of ecosystem services for support, provision, regulation and culture in the Legal Amazon, also constituting a narrative on a local scale about the process of land use and coverage in the municipalities of Sinop and Alta Floresta, from 1990 to 2020. The most discussed ecosystem services were support (27 articles), support, regulation and provision (23), support and regulation (18), regulation (10) and support and cultural (7). Of the total, 48% of the research involved the nine Brazilian states that make up the Legal Amazon. Furthermore, 33% of the studies were carried out in Mato Grosso. The largest number of articles (31%) points to the Amazon Forest as a supplier of three classes of services; (I) maintenance of biodiversity; (II) biological diversity (including genes and species) and (III) nutrient cycling, photosynthesis and access to water. 58% of the articles describe the Amazon in three trade-off classes: (I) selective logging; (II) deforestation for mineral extraction; and (III) clear cutting of the forest. On a local scale, from 1990 to 2020, the municipalities of Sinop and Alta Floresta, located in the arc of deforestation, lost an average of 61% of their native vegetation. While monoculture in Sinop represented 67% of the territory's occupation, in Alta Floresta, livestock farming was responsible for 30% of the transformation of the native vegetation area. In these municipalities, there is a dispute regarding land use, causing permanent conflict due to the exploitation of ecosystem services linked to the native forest.

Keywords: Vegetation deficit, Geotechnology, Brazilian Amazon, Northern Region of Mato Grosso.

INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica brasileira fornece diversos bens e serviços, como diferentes tipos de habitats, alimentos, recursos hídricos, regulação do clima, umidade atmosférica local e uma grande diversidade biológica de genes e espécies de fauna e flora (LONDRES et al., 2023), além do uso da floresta pelos humanos. A biodiversidade é fundamental para o suporte, provisão e regulação do ecossistema, que é fundamental para o bem-estar da sociedade em diferentes escalas (NERFA et al., 2020).

Regionalmente, a Floresta Amazônica dispõe de fornecimento multivariado de substâncias/formas de vida/fauna e flora, tanto para as comunidades tradicionais, que sobrevivem das matérias-primas extraídas dos ecossistemas, quanto para as comunidades urbana e rural, as quais dependem dos *serviços ecossistêmicos de provisão e regulação* para sobreviver (URZEDO et al., 2020). Cabe ressaltar que os *serviços ecossistêmicos* são benefícios gerados pelo ecossistema natural e as suas interações no meio natural com outros elementos de um ecossistema, gerando as funções ecossistêmicas que desencadeiam uma série de *serviços ecossistêmicos* que beneficiam de forma direta ou indireta a qualidade de vida das pessoas (COSTANZA et al., 2021). Os *serviços ecossistêmicos de suporte* contribuem para a manutenção da produtividade e da heterogeneidade, aumentando a multifuncionalidade da paisagem da Floresta (BELLÓN et al., 2022), bem como constituem ambientes naturais que apoiam todo o funcionamento dos ecossistemas, refletindo em benefícios socioecológicos (SWANGJANG, 2022).

A literatura que trata do conceito de *serviços ecossistêmicos* define os serviços em quatro categorias: o *serviço de suporte*, que 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 (MEA, 2003, 2005; STEVENSON et al., 2021). Os *serviços de provisão* são definidos como produtos obtidos dos ecossistemas, sendo oferecidos diretamente à sociedade, como alimentos e fibras naturais, madeira, água potável, material genético e medicinais. Além disso, o relatório da Avaliação dos

Ecossistemas do Milênio em 2003/2005 define o conceito de *serviços ecossistêmicos de regulação* como serviços obtidos dos processos ecossistêmicos, como regulação do clima (qualidade do ar e o controle da poluição), controle do ciclo hidrológico, controle biológico e regulação de danos naturais. Sequentemente, os *serviços culturais* são definidos como os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas que contribuem para o bem-estar da sociedade, como enriquecimento espiritual, diversidade cultural de povos, oportunidades de lazer, recreação, ecoturismo e educação ambiental (COSTANZA et al., 2021; MEA, 2003, 2005).

Entretanto, a interferência antrópica desordenada, o processo de degradação, as alterações na dinâmica e na estrutura dos ecossistemas são ameaças para o futuro da Floresta Amazônica (ALBERT et al., 2023). O avanço do desmatamento na Floresta Amazônica brasileira teve, como marco inicial, a década de 1960, mas o aumento do desmatamento ocorreu na década de 1980, com acumulado de 21.050 km², com a fragmentação florestal e o uso generalizado da terra (RUARO et al., 2022) ocasionados pela retirada da cobertura vegetal que permanece até a década atual, com acumulado de 11.568 km² (LEVY et al., 2023).

Embora o desmatamento tenha sido amplamente documentado na Floresta Amazônica, a degradação também ocasiona grandes impactos na biodiversidade e no armazenamento de carbono (SILVA JUNIOR et al., 2021). Segundo Lapola et al. (2023), os principais *drivers* dos resultados da degradação da Floresta Amazônica, a partir do desmatamento, são a extração de madeira, a fragmentação de habitats, a extração dos recursos naturais minerais, os incêndios florestais e as secas. De acordo com Tavares et al. (2022), a taxa de desmatamento na Floresta Amazônica é um determinante-chave do auge da ocorrência ativa de incêndios, embora a expansão de terras agrícolas em regiões com baixa cobertura florestal tenha resultado no ápice da ocorrência de fogo acontecendo em áreas com maior cobertura florestal.

Para Silva et al. (2020), a maioria das estimativas de CO₂ está relacionada com incêndios florestais, emissões brutas da combustão durante o incêndio e, subsequentemente, mortalidade e decomposição das árvores contabilizam, no

período de 30 anos, 126,1 Mg CO₂ Ha⁻¹, dos quais, 73% (92,4 Mg CO₂ Ha⁻¹) resultaram de mortalidade e de decomposição da floresta. A perda estimada de carbono por esses distúrbios de incêndios florestais varia de 0,05 a 0,20 Pg CO₂ ano⁻¹ e é comparável à perda de carbono por desmatamento, que é de 0,06 a 0,21 Pg CO₂ ano⁻¹ (LAPOLA et al., 2023). Entretanto, o desmatamento e a realização dos incêndios florestais para limpeza de área desmatada causam perda de biodiversidade e degradação de novas áreas florestadas, além de levar à redução de 2 a 34% na evapotranspiração da estação seca em área de floresta queimada (NUMATA et al., 2021). Cabe ressaltar que cerca de 85,6% do desmatamento que ocorre na Amazônia poderia ser evitado (BOURGOIN et al., 2021). Mesmo com a legislação protetiva, o desmatamento no limite da Amazônia Legal continua causando perda irreversível da biodiversidade (SANTOS et al., 2021).

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 e onde se encontram os maiores índices de desmatamento da Amazônia (KUSCHNIG et al., 2021). Os relatos dão conta de que o norte de Mato Grosso tem como pano de fundo a formação de municípios que se ergueram sob um impulso de uso da terra e exploração agropecuária de uma região considerada antes “vazia”, demográfica e economicamente, de acordo com a visão do Estado brasileiro (FREDSON et al., 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; KOHLER et al., 2021). Ambos – Sinop e Alta Floresta – iniciaram a mudança no uso da terra na década de 1970 (FARIAS, 2023; SIQUEIRA-GAY, 2021). Em termos do recorte para o desenvolvimento deste estudo, foram separados os municípios de Alta Floresta e Sinop, ambos caracterizados por serem criados por empresários que compraram terras na Floresta Amazônica no norte de Mato Grosso na década de 1960 para usá-las, sendo beneficiados pelo governo na época com a principal finalidade de

fomentar a produção agropecuária (DIAS; MIZIARA, 2022; PARSAMEHR et al., 2023).

É importante destacar que os pioneiros dos municípios de Alta Floresta e Sinop foram gradualmente destruindo-as, ano após ano, dando lugar lentamente a estradas, barragens, madeireiras, mineradoras e ao setor agropecuário (LOURENÇONI et al., 2021). Além disso, os municípios citados são caracterizados no zoneamento socioeconômico ecológico do estado e pelo Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária como polo econômico de distribuição do agronegócio do estado (KOHLEER et al., 2021; SILVA, et al., 2022). 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 da pecuária (PEREIRA et al., 2020).

Nesse sentido, foi realizado um levantamento bibliográfico com o objetivo de identificar a oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte, provisão, regulação e cultura* na Amazônia Legal, constituindo-se também uma narrativa em escala local sobre o processo de uso e cobertura da terra nos municípios de Sinop e Alta Floresta, no período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que a perda dos *serviços ecossistêmicos* fornecidos pela vegetação da Floresta Amazônica está associada aos processos da expansão da atividade agropecuária, principalmente devido à mudança no uso e cobertura da terra.

MATERIAL E MÉTODO

O trabalho está dividido em duas partes. Na primeira, foi realizada um levantamento bibliográfico sobre os *serviços ecossistêmicos* da região da Amazônia Legal, construindo-se um levantamento da oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte, provisão, regulação e cultura*, apontando os benefícios socioecológicos (MARCONI; LAKATOS, 2010; MEA, 2005). Retomou-se o debate acerca da caracterização espacial dos impactos negativos (*trade-off*) na ocupação da Amazônia Legal (LAPOLA et al., 2023). Sequentemente, foi constituída 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* ao longo do processo de expansão da atividade agropecuária (ALVES; BAMPI, 2020; DA CRUZ et al., 2022).

Área de estudo

Na década de 1970, iniciou o histórico de ocupação de ambos os municípios que estão localizados na região norte mato-grossense no arco do desmatamento (Figura 1). A Colonizadora Sinop S/A, por meio do empresário Sr. Martin Jorge Phillip, iniciou a implantação da Gleba Celeste com 214 lotes. Em 1974, o município de Sinop foi criado às margens da BR-163, Cuiabá-Santarém, facilitando o escoamento econômico, que era a retirada de madeira da Floresta (ALVES; BAMPI, 2020).

Na mesma década, teve início a intensa atividade seringueira no município de Alta Floresta. O empresário Ariosto da Riva adquiriu uma grande área no norte de Mato Grosso com a intenção de abrir caminhos no meio da Floresta Amazônica. Entretanto, com a febre do ouro nos anos 1980, a economia do município de Alta Floresta se voltou para a atividade garimpeira (KOHLE et al., 2021).

Caracterização dos municípios

Enquanto Alta Floresta está localizada em uma Depressão (Depressão de Alta Floresta), Sinop situa-se no Planalto (Planalto dos Parecis). Os dois municípios estão inseridos na sub-bacia do Juruena-Teles Pires, mas Sinop ainda tem uma porção na bacia do Xingu. Mesmo estando em bacias semelhantes, há diferença tanto na composição do solo, quanto na composição fitoecológica dessas duas regiões (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização dos municípios e Alta Floresta e Sinop.

Dados	Alta Floresta – (AF/MT)	Sinop – (Sp/MT)
Território	8.955,999 km ²	3.990,87 km ²
Representa	0,99% do Estado.	0,44% do Estado
Sub-bacia	Juruena Teles Pires	Juruena Teles Pires 80,8%
(IBGE, 2021)		Xingú 19,2%.
Solo	Argissolo 73,8%	Latossolo Vermelho-Amarelo 62,8%;
(dominante)	Neossolo 16,6%	Latossolo Vermelho 32,3%
(IBGE, 2015)		

Geomorfologia (dominante) (IBGE, 2009)	Depressão de Alta Floresta 74,4%	Planalto dos Parecis 84%
	Serra dos Caiabis 11%	Planalto do Alto Xingu 12%
Geológica (dominante) (IBGE, 1998)	Proterozoico e sub-província Amazônia 44,04%;	Fanerozoico e sub-província Alto Xingu;
	Detrito-Laterítica Cenozoica 34,3%	Dardanelos 79%, litologia Amazônia 18,3%
Região fitoecológica (IBGE, 2012)	Floresta Ombrófila Aberta 76,7%.	Floresta Estacional 87,7%
	Floresta Estacional, 9,3%.	Savana Arborizado 5,7%;
	Floresta Ombrófila Densa 7%	Floresta Ombrófila Aberta 5,5%
	Savana Arborizada 7%	Floresta Ombrófila Densa 1,5%

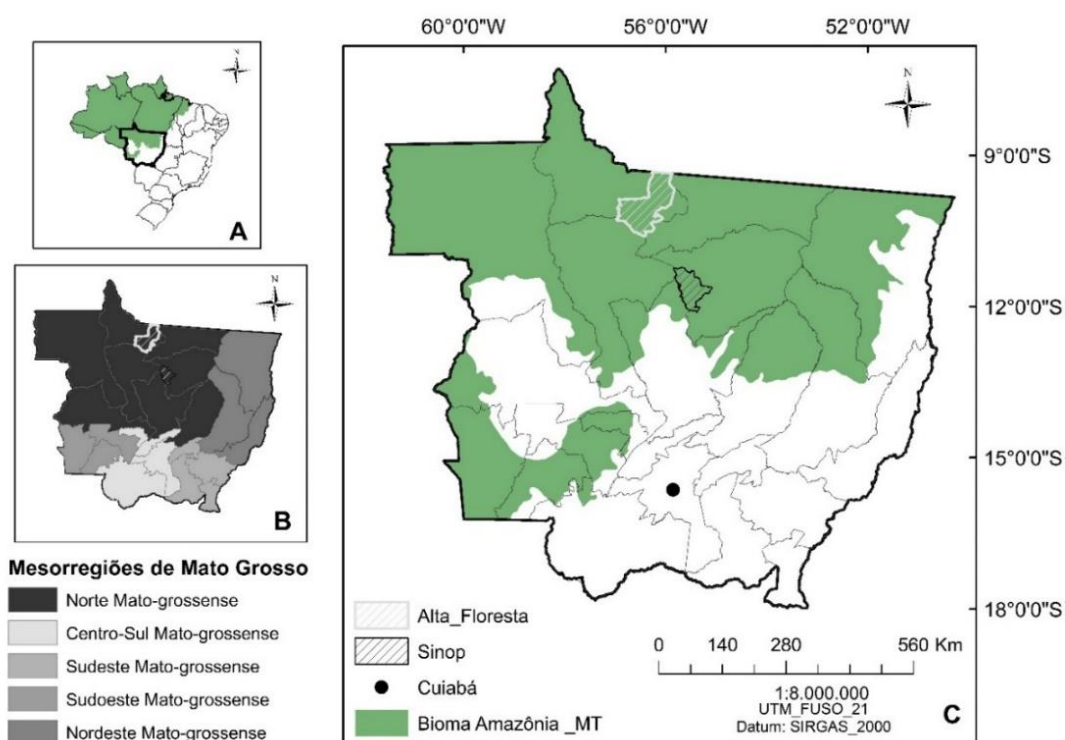


Figura 1. Localização da Área de Estudo (A) com destaque para a (B) Mesorregiões do Estado do Mato Grosso e (C) Municípios Alta Floresta e Sinop que compõem a mesorregião do norte mato-grossense.
Fonte: IBGE (2020).

Desenho do estudo

Considerando a importância dos serviços que a vegetação da floresta apresenta, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre dos *serviços*

ecossistêmicos nas seguintes bases de dados: *Web of Science*, *Scopus* e *Scielo* (MARCONI; LAKATOS, 2010; SILVA DE SOUSA et al., 2021).

Para o levantamento bibliográfico, foram adotados os seguintes critérios para a inclusão de artigos: (i) periódicos científicos; (ii) pesquisa nos limites da Floresta Amazônica brasileira; (iii) levantamento dos *serviços ecossistêmicos* (SE). Foram utilizadas as seguintes palavras-chave: *serviços ecossistêmicos E Amazônia Brasil OR ecosystem services AND amazon Brazil*; *serviços ecossistêmicos E Mato Grosso OR Mato Grosso AND ecosystem services*. Foram excluídos: (i) registros em idiomas diferentes do inglês e português; (ii) pesquisa em outros países que não o Brasil; (iii) estudos realizados sobre o tema em outros estados não pertencentes à Amazônia Legal Brasileira.

Seleção e análise das publicações

Para a seleção dos artigos, a identificação foi realizada a partir dos títulos das publicações e, posteriormente, pelos resumos com os termos *serviços ecossistêmicos* na Floresta Amazônica brasileira. O recorte temporal – artigos publicados de 2000 até 2020 – justifica-se por se referir ao período pré e pós-lançamento do *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment* em 2003/2005, reconhecido como o documento que explica o termo *serviços ecossistêmicos* nas seguintes categorias: *suporte, provisão, regulação e culturais*.

Para os artigos selecionados, foi estabelecida uma série de critérios (autor e ano de publicação, local da pesquisa) e de conteúdos (evidência de *trade-off*, *serviços ecossistêmicos* fornecidos pela Floresta Amazônica) relevantes para responder à questão do estudo como um todo.

Mapeamento das palavras-chave

O programa *VOSViewer* foi utilizado para a elaboração do mapeamento das palavras-chave (e.g. VAN ECK, WALTMAN, 2020). A espessura da linha de conexão entre as palavras é chamada de força de ligação, ou seja, quanto maior a espessura, maior concentração de pesquisas na área.

Análises geoespaciais

Os impactos negativos dos acumulados de desmatamento nos municípios de Sinop e Alta Floresta foram analisados durante o período de 1990 a 2020. A aplicação da abordagem do serviço ecossistêmico foi dividida em duas questões principais: (i) escala temporal de perda de vegetação e (ii) identificação de evidências de sinergias, *trade-offs* a partir do levantamento bibliográfico (FISHER; TURNER, 2009). A análise quali-quantitativa dos serviços ecossistêmicos constitui a pré-condição para a classificação das mudanças ambientais e sociais em relação ao estado real (BUSCH et al., 2012).

As informações geográficas permitiram comparações entre os municípios de Alta Floresta e Sinop, possibilitando a integração de estudos locais mais detalhados em um contexto geoespacial mais amplo dos municípios, sendo o segundo passo da pesquisa (MARCONI; LAKATOS, 2010). Assim sendo, foi possível detectar alterações em escala temporal de perda de vegetação pré-evento (antes de ocorrer alteração na vegetação) e pós-evento (depois que ocorreu a alteração) (MENESES; ALMEIDA, 2012; INPE, 2019).

Dados dos municípios (Produtividade agropecuária)

Para a análise da produtividade agropecuária do município para monocultura em área plantada (em hectares), e para pecuária (quantidade do rebanho) utilizou-se o banco de dados SIDRA do IBGE (plataformas digitais do governo federal), sendo possível obter tabelas relativas aos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020, referentes aos municípios selecionados (SIDRA, 2022).

Monitoramento do desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite

Os dados de identificação do percentual da evolução da área desmatada de floresta foram obtidos na plataforma PRODES, para as décadas de 1990, 2000, 2010, e 2020 (INPE, 2019). Foi possível quantificar a mudança no uso da terra pelo avanço do desmatamento e a vegetação remanescente de Floresta Amazônica.

Monitoramento em área de Reserva Legal e Área de Preservação

Permanente.

Os arquivos vetoriais foram extraídos em formato *shapefile*, disponibilizados gratuitamente para *download* (<https://www.car.gov.br>). Foram utilizados os perímetros da área de Reserva Legal e Área de Preservação Permanente, definidos pela Lei nº 12.651/2012, para quantificar o impacto negativo (BRASIL, 2021).

As propriedades foram classificadas em módulos fiscais (medida em hectare), de acordo com o Estatuto da Terra – Lei nº 6.746/1979. A área do módulo fiscal depende de cada município, variando de cinco a 110 ha. Nesse contexto, cada módulo fiscal em Sinop equivale a 90 hectares; em Alta Floresta, 100 hectares.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas bases de dados consultadas, foram identificados 85 artigos, sendo 38 na *Scopus*, 27 na *Web of Science*, e 10 na *Scielo*. Quinze trabalhos foram excluídos por duplicação, resultando em 70 para a triagem. Por conseguinte, 22 publicações foram descartadas devido à pesquisa ter sido conduzida em outros países que não o Brasil (Figura 2).

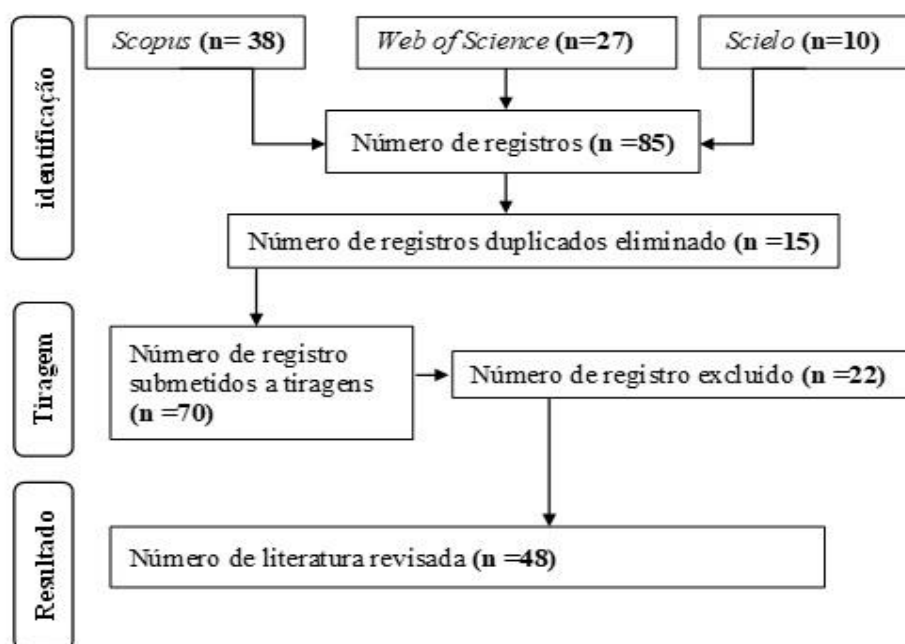


Figura 2. Fluxograma com o processo de seleção e triagem dos artigos buscados nas plataformas *Scopus*, *Web of Science*, e *Scielo* sobre evidências

de impactos negativos (*trade-off*) sobre os *serviços ecossistêmicos* da Amazônia Legal.

O resultado do levantamento bibliográfico fez 48 artigos publicados, que corresponderam aos critérios de evidências de impactos negativos (*trade-off*) sobre a perda de vegetação que implica em perda da biodiversidade, perda de habitat, perda de umidade do solo, e liberação de CO₂. Os *serviços ecossistêmicos* apresentados nas pesquisas foram de *suporte* (27 artigos), de *suporte, regulação e provisão* (23), de *suporte e regulação* (18), de *regulação* (10) e *suporte e cultural* (7).

O maior número de artigos pertinentes a esta pesquisa foi registrado em 2018 (23%). Anos com menos publicações apresentaram pelo menos uma publicação nessa área (2000, 2001, 2003, 2005, 2008, 2011 e 2014). Observa-se que houve um crescimento do número dos estudos após a divulgação do relatório marco conceitual da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2003) e, posteriormente, do relatório de avaliação de mudança dos *serviços ecossistêmicos* (2005), apresentando uma tendência crescente em 2007 (6%) e um aumento de 16% nas publicações em 2017; no ano de 2020, 11%; dados organizados na Figura 3.

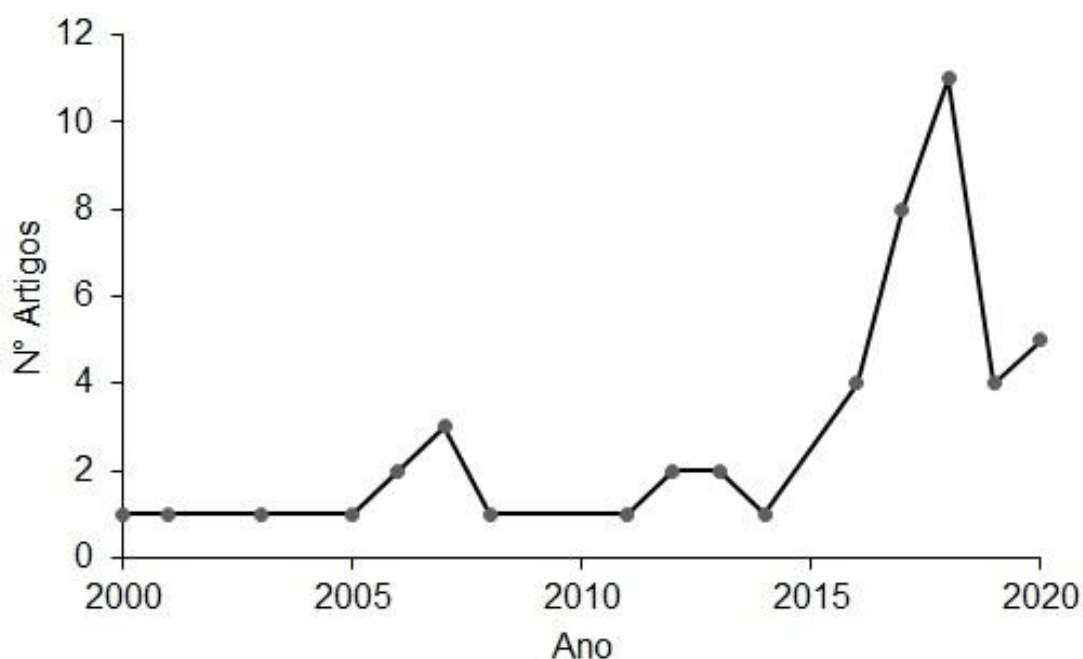


Figura 3. Dinâmica das publicações no período de estudo (2000 a 2020).

Autores como Morton et al. (2006), Chambers et al. (2007) e Fortin et al. (2020) apontaram a preocupação com as mudanças na vegetação e nos bens e *serviços ecossistêmicos* na Floresta Amazônica. Quando analisada a proporção de área de pesquisa, 48% das publicações envolveram os nove estados brasileiros que compõem a Amazônia Legal, e 33% foram realizadas no Mato Grosso (Tabela 2).

Tabela 2. Artigos publicados em diferentes locais da Amazônia Legal

Área de pesquisa	Número de artigos publicados	%
Amazônia Brasileira	23	48
Amazônia Mato Grosso	16	33,3
Amazônia Pará	5	10,4
Amazônia Mato Grosso e Pará	2	4,2
Amazônia Amapá	1	2,1
Sudoeste da Amazônia	1	2,1
Total	48	100

Das cento e quarenta e quatro palavras-chave que foram inscritas pelos autores, com destaque para os três principais: Le Clec'h Solen, Carvalho Ribeiro e Córdoba Diana, as que mais apareceram foram: *serviços ecossistêmicos* (força total de ligação 134) e biodiversidade (força total de ligação 126), com ambas apresentando campo semântico associado ao uso da terra. Ademais, proteção ambiental e Floresta Amazônica foram outras duas palavras-chave que se destacam, na sequência, com força total de ligação superior a 117 (Figura 4).

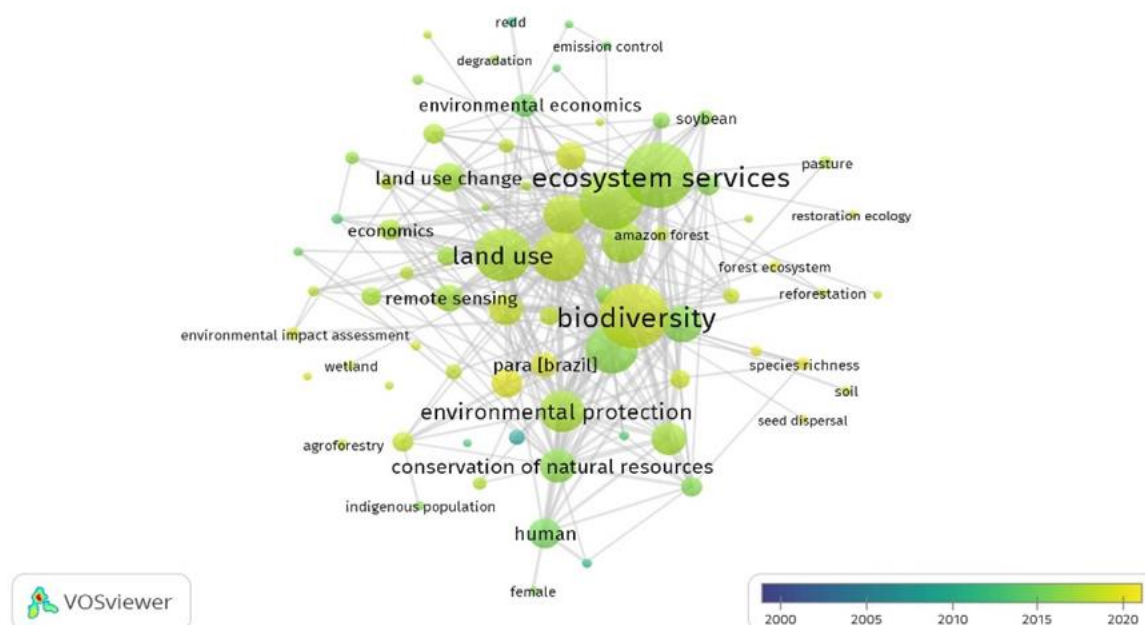


Figura 4. Palavras-chave fornecidas pelos autores dos 48 artigos incluídos na análise de literatura realizada para publicações entre 2000 e 2020.

Nas publicações selecionadas, as palavras-chave com maior ocorrência foram *serviços ecossistêmicos* seguido de biodiversidade. Ambos os vocábulos estão interligados com o funcionamento e a conservação desses serviços na Floresta Amazônica (CARVALHO RIBEIRO et al., 2018; CÓRDOBA et al., 2019; LE CLEC'H et al., 2018b). A maioria das pesquisas mostra uma preocupação dos autores com as mudanças no uso da terra da Floresta Amazônica em relação aos bens e serviços prestados para sociedade em escala local. Entretanto, os benefícios extraídos da floresta influenciam na sobrevivência dos ribeirinhos, com a oferta de alimentos e fibras naturais, habitat, madeira, água potável, plantas medicinais (GOLLNOW et al., 2018), assim como a população das áreas urbanas se beneficia da regulação do clima (qualidade do ar e o controle da poluição), do ciclo hidrológico, do controle biológico que regula as doenças e do controle e regulação de danos naturais (BIGGS et al., 2019).

Além disso, o setor econômico – com a produção da monocultura, pecuária, aquicultura e indústrias – é dependente do funcionamento dos bens e serviços ecossistêmicos da floresta, como os serviços de suporte que oferta a formação do solo e sua fertilidade, ciclagem de nutrientes e a polinização que auxilia o desenvolvimento da produção agropecuária (SANTOS et al., 2021).

Levantamento bibliográfico – *serviço ecossistêmico* fornecido pelo bioma Amazônia brasileira

A análise dos 48 artigos revelou que a Floresta Amazônica fornece três classes de *serviços ecossistêmicos de suporte*, representada em quinze estudos (31,3%) em escala regional (Tabela 3). A primeira é a manutenção da biodiversidade, a diversidade biológica (incluindo genes e espécies), encontrada em ambientes naturais da Floresta. A segunda classe é a manutenção do ciclo de vida: ciclagem de nutrientes, água e fotossíntese. A terceira é a formação do solo, cujos benefícios consistem em fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes e produção primária. Entretanto, dentre os 48 artigos selecionados e estudados, observou-se que os autores (das mais diferentes instituições) afirmam que o desmatamento é um dos principais fatores para a perda dos *serviços ecossistêmicos de suporte*.

Ressalta a pesquisa de Urzedo et al. (2020) cuja categoria de *serviços de suporte* é a base para o desenvolvimento de outros *serviços ecossistêmicos*. Portanto, a expansão do desmatamento vai acarretando problemas para que haja manutenção da biodiversidade dos *serviços de suporte* da Floresta Amazônica (STABILE et al., 2020), e sua alteração leva à perda da qualidade dos *serviços de provisão*, com a poluição do ar e contaminação da água (KOHLE et al., 2021; MILHEIRAS; MACE, 2019). Esse suporte é observado pela manutenção da floresta resultando em altas taxas fotossintéticas, fazendo parte dos ciclos do Oxigênio e Carbono e, conseqüentemente, formação de biomassa. Além disso, a vegetação auxilia na filtração da água e é elemento básico para a manutenção do ciclo de vida (BELLÓN et al., 2022; PINILLOS et al., 2020).

Tabela 3. *Serviços de suporte* encontrado no levantamento bibliográfico

Classe	Serviços Ecossistêmicos	Autores
1º	Manutenção da biodiversidade Diversidade biológica (incluindo genes e espécies).	FEARNSIDE (2017); GRECCHI et al. (2017); SCHIELEIN; BÖRNER (2018); MILHEIRAS; MACE (2019)

2º	Ciclagem de nutrientes Fotossíntese Água potável	BÖRNER; MENDOZA (2007); STICKLER et al. (2013); MÜLLER; GRIFFITHS; HOSTERT (2016); ALIX-GARCIA; GIBBS (2017); GRECCHI et al. (2017); STABILE et al. (2020)
3º	Formação do solo Fertilidade do solo Ciclagem de nutrientes Produção primária	BÖRNER; MENDOZA (2007); CELENTANO et al. (2017); BARBOSA et al. (2018); URZEDO et al. (2020)

O ecossistema natural da Floresta Amazônica é um ciclo fechado de *serviços de suporte, provisão e regulação* (Tabela 4), fornecendo nove classes de serviços, representado em treze estudos (27,1%). Segundo a literatura, a riqueza da biodiversidade está na base natural da Floresta Amazônica e o seu funcionamento, devido à pluralidade de riquezas, oferta benefícios para o bem-estar da sociedade, regulando a qualidade do clima, recursos genéticos e variedades de polinizadores, habitat, água potável, alimento, plantas medicinais. A madeira de lei (com alto valor econômico) incorpora a beleza cênica natural da Floresta.

Tabela 4. *Serviços ecossistêmicos de suporte, provisão e regulação*

Classe	Serviços Ecossistêmicos	Autores
<i>Suporte</i> <i>Provisão</i> <i>Regulação</i>	Riqueza da biodiversidade;	WALKER; MORAN (2000); PORTELA; RADEMACHER (2001);
	Variedades de polinizadores; Recursos genéticos; Regulação do clima; Plantas medicinais; Madeira de lei; Água potável; Alimento; Habitat	CARDILLE; FOLEY (2003); MORTON et al. (2006); ARVOR et al. (2012); CARVALHO; DOMINGUES (2017); GRECCHI et al. (2017); SILVA; LIMA (2018); ALIX-GARCIA et al. (2018); KALAMANDEEN et al. (2018); GOLLNOW et al. (2018); CARVALHO et al. (2019);

Serviços ecossistêmicos nos municípios de Sinop e Alta Floresta

É importante enfatizar que os impactos na biodiversidade da Floresta alteram o clima e o fluxo d'água potável (PARSAMEHR et al., 2023). Entretanto, a biodiversidade modificada pela remoção da vegetação afetou o abastecimento de água potável em alguns bairros do município de Alta Floresta, MT (ALVES et al., 2023) e, mais ainda, afirmam que a perda de biodiversidade ocorre em todo o limite da Amazônia Legal (BERENGUER et al., 2022; FORTIN et al., 2020). Por extensão, esse resultado é encontrado não somente em Alta Floresta e Sinop, MT, mas também no município de Sorriso, MT, em que o desmatamento formou fragmentos de Floresta remanescente, comprometendo o fluxo da fauna levando à perda da biodiversidade (SANTOS et al., 2021; SILVA et al., 2022).

O funcionamento natural dos ciclos biogeoquímicos atua como sistemas integrados em quatro classes de *serviços ecossistêmicos* (ciclo da Água/ Oxigênio/ Carbono/ Nitrogênio) e são classificados na literatura como categorias agrupadas de dois *serviços de suporte e regulação* (Tabela 5), representado por 12 estudos (25%).

É importante destacar que o ecossistema natural da Floresta Amazônica funciona como um ciclo fechado de *serviços de suporte, provisão e regulação*, na qualidade do clima, recursos genéticos, e variedades de polinizadores, habitat, água potável – serviços ecossistêmicos que são chaves cruciais para a manutenção da sociedade local (NÓBREGA et al., 2020).

Tabela 5. *Serviços ecossistêmicos de suporte e regulação.*

Classe	Serviços Ecossistêmicos	Autores
<i>Suporte Regulação</i>	Ciclo da Água; Ciclo Oxigênio; Ciclo Carbono; Ciclo Nitrogênio;	PORTELA; RADEMACHER (2001); CHAMBERS et al. (2007); FEARNSIDE (2008); KEYS; WANG- ERLANDSSON (2016); CLEC'H et al. (2016); LE CLEC'H et al. (2018)

O funcionamento natural dos ciclos biogeoquímicos na Floresta Amazônica são elementos essenciais para a vida da sociedade regional, são ciclos que funcionam continuamente em sistemas de *feedback* de vegetação-atmosfera (GASTAUER et al., 2020; ZEMP et al., 2017). De forma natural, a Floresta libera oxigênio e armazena na biomassa carbono retirado da atmosfera, e parte do carbono retirado da atmosfera no processo de fotossíntese é transferido para as raízes, agregando ao ciclo de nutrientes do solo (BENDINI et al., 2022).

A Floresta fornece oito classes de *serviços de regulação* (Tabela 6), representado por cinco estudos (10,5%). Os autores desses trabalhos descrevem a qualidade do ar, do clima (incluindo sequestro de carbono), dos fluxos de água (enchente/seca), purificação da água, fertilidade do solo, prevenção da erosão, controle biológico (doenças/pragas), polinização e prevenção de desastres, como um funcionamento contínuo obtido do ecossistema natural da Floresta Amazônica. Em outras pesquisas, os autores Navrud e Strand (2018) e Stabile et al. (2020) relatam que a mudança na função de suporte da Floresta aumenta as emissões de gases de efeito estufa. Além de alterar o ciclo de carbono armazenado na Floresta, conseqüentemente, a devastação dessa área contribui para as mudanças climáticas (PARSAMEHR et al., 2023).

Tabela 6. *Serviços ecossistêmicos de suporte e regulação*

Classe	Serviços Ecossistêmicos	Autores
Regulação	Regulação da qualidade do ar/ Regulação do clima	FEARNSIDE (2005);
	Sequestro de carbono	KIRBY et al. (2006);
	Fluxos de água (enchente/seca) / Purificação da água	ZEMP et al. (2017b);
	Fertilidade do solo	CÓRDOBA et al. (2019);
	Prevenção da erosão	NÓBREGA et al. (2020)
	Controle biológico (doenças/pragas)	
	Polinização	
	Prevenção de desastres	

Os autores de três trabalhos, Cardille e Foley, (2003) e Carvalho Ribeiro et al. (2018) e Strand et al. (2018) destacam que os *serviços ecossistêmicos de*

suporte fornecidos pela Floresta Amazônica são essenciais para o desenvolvimento de quatro *serviços culturais* que contribuem para o bem-estar da sociedade, como na vida humana (Tabela 7).

Tabela 7. *Serviços ecossistêmicos de suporte e cultural*

Classe	Serviços Ecossistêmicos	Autores
<i>Suporte Cultural</i>	Extração de matérias-primas; Enriquecimento espiritual; Oportunidades de lazer; Ecoturismo; Educação ambiental	STRAND et al. (2018); CARVALHO RIBEIRO et al. (2018); CARDILLE; FOLEY (2003)

Levantamento bibliográfico – impactos negativos (*trade-off*) nos serviços ecossistêmicos do bioma Amazônia.

Nas últimas três décadas, a degradação acelerada da Floresta Amazônica tem sido cada vez mais abordada na literatura mediante a perspectiva dos *serviços ecossistêmicos*. As evidências encontradas na análise dos 48 artigos (Tabela 8) identificaram como impactos negativos o manejo inadequado do solo, alteração no ciclo d'água e perda da biodiversidade. Os autores dos trabalhos destacam que a conversão de florestas para agricultura e pecuária, além do processo de urbanização e industrialização e mineração ilegal, impactam negativamente os ecossistemas terrestres e aquático.

Tabela 8. Evidências de impactos negativos dos *serviços ecossistêmicos (trade-off)* encontrado no levantamento bibliográfico

Serviço Ecossistêmicos (achados na literatura)	Categoria (MEA)	Local	Referências
Exploração de madeira seletiva	<i>Suporte</i>	Amazônica MT	GRECCHI et al. (2017b)
Impacto na biodiversidade, altera o clima e fluxo d'água	<i>Suporte</i>	Amazônia Legal	SCHIELEIN; BÖRNER (2018)
Altera a beleza cênica natural, risco de extinção das espécies	<i>Suporte</i>	Amazônica MT	STICKLER et al. (2013)

nativas da flora e fauna- perda de biodiversidade			
Aumenta as emissões de gases, altera o ciclo de carbono, contribui para mudanças climáticas	<i>Suporte</i>	Amazônica MT/ Pará Amazônia Legal Amazônica MT	ALIX-GARCIA; GIBBS (2017) NAVRUD; STRAND (2018); STABILE et al. (2020) MÜLLER; GRIFFITHS (2016); SOUZA et al. (2013)
Altera ciclagem de nutrientes do solo e recursos genéticos, altera fluxo d'água potável	<i>Suporte</i>	Amazônica MT	URZEDO et al. (2020); KEYS; WANG-ERLANDSSON (2016)
Altera o fluxo de nutrientes do solo e estoques de carbono	<i>Suporte</i>	Amazônica MT/Pará Amazônia Legal Amazônia Legal	ALIX-GARCIA et al. (2018) BÖRNER; MENDOZA (2007) CARDILLE; FOLEY (2003); FEARNSSIDE (2017)
Perda de biodiversidade	<i>Suporte</i>	Amazônica MT (Alta Floresta e Sorriso)	SANTOS et al. (2019)
		Amazônia Legal	BIGGS et al. (2019); ZEMP et al. (2017a); KLEMICK (2011); KIRBY et al. (2006); CELENTANO et al. (2017)
Afeta o ciclo hidrológico	<i>Regulação</i>	Amazônica Pará Sudoeste da Amazônica MT (Alta Floresta)	CÓRDOBA et al. (2019) LIMA et al. (2014)
Afeta a manutenção da biodiversidade, ciclo de água e estoques de carbono	<i>Suporte / Regulação</i>	Amazônica Pará Amazônia Legal	NÓBREGA et al. (2020); BARBOSA et al. (2018) LE CLEC'H ET al. (2018b); PINILLOS et al. (2020) CHAMBERS et al. (2007)
Altera meios de subsistência, atividades extrativistas de castanha-do-pará, borracha e turismo ecológico	<i>Suporte / Regulação</i>	Amazônia Legal	FEARNSSIDE (2008); STRAND et al. (2018)
Afeta a riqueza de polinizadores (polinização); Ciclos biogeoquímicos, ciclo de	<i>Regulação / Suporte</i>	Amazônia Legal	PORTELA; RADEMACHER (2001)

carbono do solo e ciclo hidrológico			CARVALHO RIBEIRO et al. (2018)
		Amazônia Legal	CARVALHO; DOMINGUES (2017); CARVALHO et al. (2019); FREITAS et al. (2018); (2018)
			KALAMANDEEN et al. (2018)
Altera a biodiversidade, afeta o ciclo hidrológico e ciclo do carbono (fixado nas plantas), os ciclos biogeoquímicos dos nutrientes no solo	Suporte/ Regulação/ Provisão	Amazônica MT	ROSA; SOUZA (2012); WALKER; MORAN (2000) ARVOR et al. (2012); CARDILLE E FOLEY (2003); FORTIN et al. (2020); GOLLNOW et al. (2018); MORTON et al. (2006); ROSA; SOUZA (2012); SILVA; LIMA (2018)

Obs.: Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA); Mato Grosso (MT); Floresta Amazônia; Amazônia Legal; Artigos publicados entre 2000 a 2020.

O ecossistema é alterado com a mudança da cobertura da terra da Amazônia Legal, evidenciado pelos impactos negativos dos serviços ecossistêmicos (*trade-off*) encontrados na literatura

A transformação da Floresta Amazônica, na mesorregião do norte mato-grossense, iniciou na década 1970 e permanece até os dias atuais pelo constante desmatamento para fronteiras agropecuárias que sobrepõem a Floresta, gerando impactos negativos (*trade-off*), remotamente, em toda a região. Os serviços ofertados pela Floresta nessa região são substituídos pela demanda de crescimento da produtividade de *commodities* (soja, milho, algodão e carne bovina) (LOURENÇONI et al., 2021; SCHIELEIN; URZEDO et al. 2020). Outras pesquisas relatam que a perda da Floresta e seus serviços naturais são de manobra de ajuste político para impulsionar a fronteira agropecuária (RUARO et al., 2022). À medida que a redução da vegetação da Floresta aumenta, ocorre também fragmentação dos *serviços ecossistêmicos* (FORTIN et al., 2020).

Em relação à classificação das situações que causam os impactos negativos dos *serviços ecossistêmicos (trade-off)* encontrados na literatura (Tabela 9), encontra-se a (I) Exploração madeireira seletiva; (II) Desmatamento para extração mineral; (III) Corte raso da floresta, representados em vinte e sete

estudos (58%) com reflexos econômicos com maior impulso do desmatamento na floresta amazônica.

Tabela 9. Causas dos impactos negativos dos *serviços ecossistêmicos*

<i>Trade-off</i>	<i>Autores</i>
(I) Exploração madeireira seletiva	WALKER; MORAN, (2000); KIRBY et al. (2006); FOLEY et al. (2007); CHAMBERS et al. (2007); FEARNSIDE et al. (2009); STICKLER et al. (2013); ROSA; SOUZA (2012); LIMA et al. (2014); LEC'H et al. (2016); MÜLLER; GRIFFITHS (2016); Fearnside, (2005; 2017)
(II) Desmatamento para extração mineral	GIBBS (2017); GRECCHI et al. (2017); ZEMP et al. (2017a); (2017b); ALIX-GARCIA et al. (2018); STRAND et al. (2018);
((III) Corte raso da floresta	BARBOSA et al. (2018); CARVALHO RIBEIRO et al. (2018); KALAMANDEEN et al. (2018); LE CLEC'H et al. (2018); CARVALHO et al.(2019); MILHEIRAS; MACE (2019); FORTIN et al. (2020); PINILLOS et al. (2020); STABILE et al. (2020)

O desmatamento para uso do solo na atividade econômica da monocultura e na pecuária é a principal evidência de *trade-off* nos *serviços ecossistêmicos* encontrados na literatura (Tabela 10), representado em 20 estudos (42%).

Tabela 10. Impactos negativos dos *serviços ecossistêmicos* de forma direta

<i>Trade-off</i>	<i>Autores</i>
------------------	----------------

Desmatamento
de forma direta

PORTELA; RADEMACHER (2001);
CARDILLE; FOLEY (2003);
MORTON et al. (2006);
BÖRNER; MENDOZA (2007);
FEARNSIDE (2008);
KLEMICK (2011);
ARVOR et al. (2012);
SOUZA et al. (2013);
KEYS; WANG-ERLANDSSON (2016);
CARVALHO; DOMINGUES (2017);
CELENTANO et al. (2017);
BÖRNER (2018);
SILVA; LIMA (2018);
FREITAS et al. (2018);
GOLLNOW et al. (2018);
BIGGS et al. (2019);
CÓRDOBA et al. (2019);
SANTOS et al. (2019);
NÓBREGA et al. (2020);
SCHIELEIN; URZEDO et al. (2020)

Análises geoespaciais – narrativa dos impactos negativos (*trade-off*) da expansão do setor agropecuário sobre a Floresta Amazônica em escala municipal em Alta Floresta e Sinop

A produção de grandes monoculturas de exportação (a soja, o milho e o algodão) fez crescer o desmatamento. Sinop aumentou 21 vezes o tamanho de área destinada para a agricultura entre 1990 e 2020. Em Alta Floresta, o espaço utilizado para monocultura reduziu quatro vezes entre os anos de 1990 e 2010; entretanto, entre os anos de 2010 e 2020, aumentou em oito vezes, sendo duas vezes maior do que em 1990 (Figura 5). Ao todo, o município de Sinop (67,20%) e Alta Floresta (4,83%), juntos, destinam, cada vez mais, as mudanças no uso da terra à produção de grãos, tendo Sinop seis vezes mais área plantada do que em Alta Floresta.

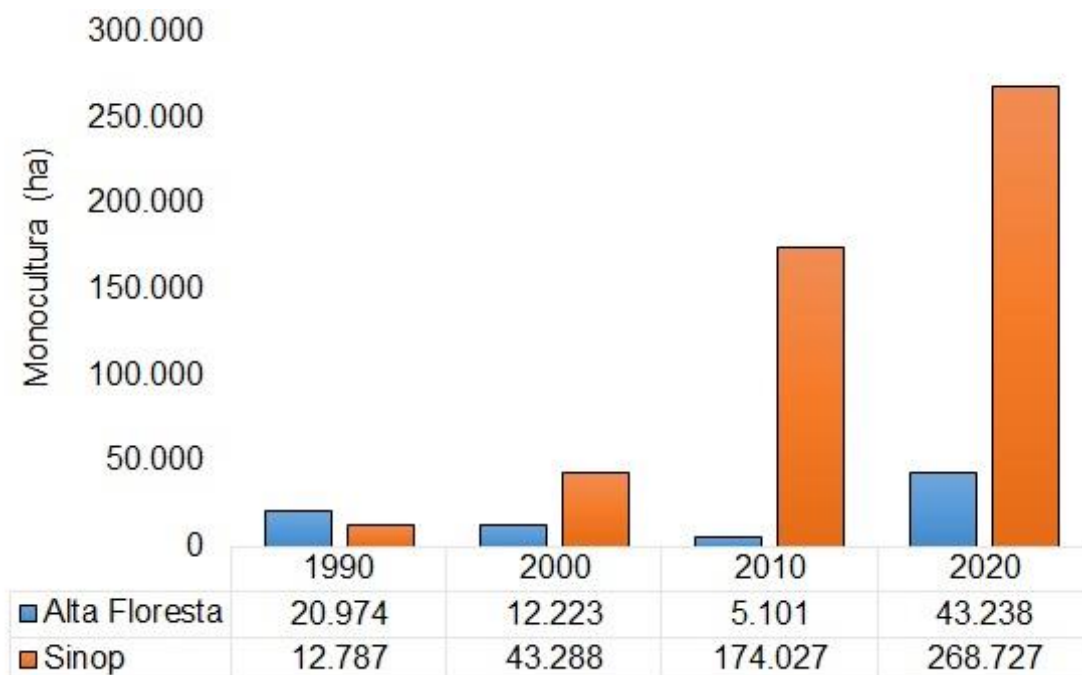


Figura 5. Dinâmica da área municipal destinada a plantação de monoculturas nos municípios de Sinop e Alta Floresta.

Fonte: Sidra (2022a).

A pecuária extensiva nessas regiões representou 848.130 cabeças de gado. O município de Sinop apresenta um quantitativo 14 vezes menor do que o de Alta Floresta. A dinâmica da atividade demonstrou que Sinop reduziu 34% o número de cabeças de gado entre 1990 e 2020. Em contrapartida, Alta Floresta apresentou um crescimento gradual (1990 a 2010), quintuplicando o número de cabeças de gado. Entre 2010 e 2020, houve uma queda de 6% na produção pecuária nesse município (Figura 6).

Somados, Sinop e Alta Floresta contam com 3,3% da produção bovina do Estado. O setor agropecuário gerou em ambos os municípios 26.031 empregos diretos entre o período de 2007 a 2019. Em contrapartida, em 2020, no sistema do Ministério do Trabalho, desse montante, no município de Sinop, 132 trabalhadores (0,46%) continuam empregados, enquanto no município de Alta Floresta 504 permaneceram na ativa (2,2%).

Os dados relativos a Sinop e Alta Floresta revelam alto crescimento, melhoria na qualidade de vida, cujas atividades de ponta foram a extração de madeira e mineral, a pecuária extensiva e a monocultura (ARAÚJO; BOAVENTURA, 2020). Oportunidades de empregos diretos ocorrem também

em 54 municípios da região norte de Mato Grosso que iniciaram o processo de uso e cobertura da terra em 2006, onde não havia plantação de grãos, mas entre 2009 a 2016 começaram a conversão da floresta para a expansão da monocultura. Ocorre, no entanto, que ficaram mascarados, sob esses dados positivos, a destruição da biodiversidade e da floresta em pé, o avanço desenfreado da monocultura e da pecuária (MARQUES; TELLES, 2022).

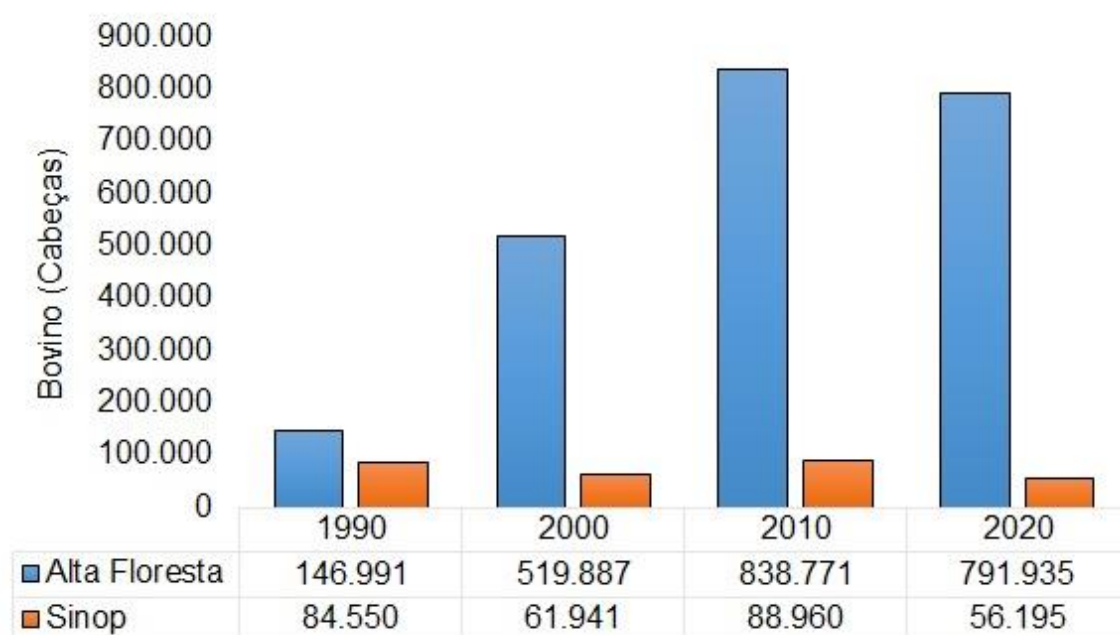


Figura 6. Dinâmica da área municipal destinada ao rebanho de cabeça Bovino nos municípios de Sinop e Alta Floresta. Fonte: Sidra, (2022b).

Análises geoespaciais – narrativa em escala local, no processo de uso e cobertura da terra dos municípios de Sinop e Alta Floresta

O município de Sinop tem um acumulado de desmatamento de 9,7% maior do que o de Alta Floresta. Entre 1990 e 2020, Sinop computou 66%; Alta Floresta apresentou 56% para o mesmo período de desmatamento acumulado. A Floresta Amazônica remanescente perfaz 70,27% entre 1990 e 2020 para os dois municípios somados (Figura 7).

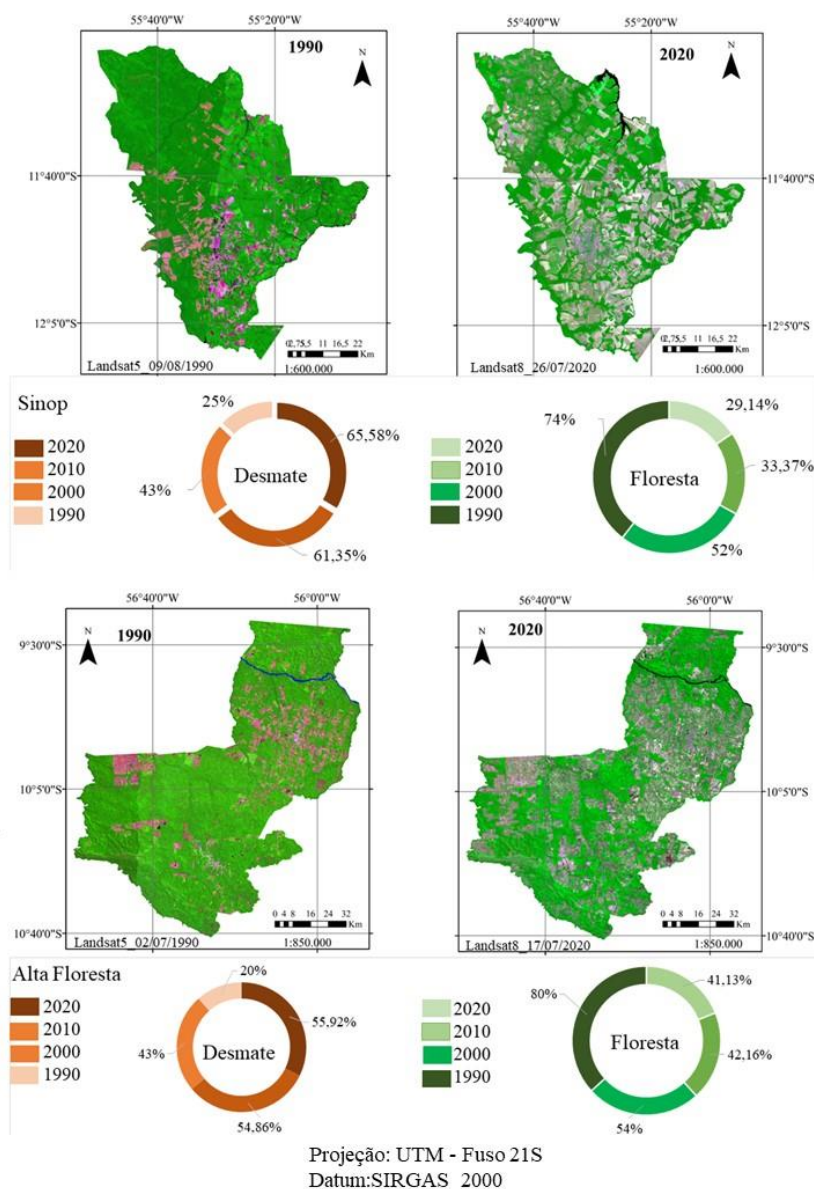


Figura 7. Acúmulo de desmatamento e remanescente de Floresta Nativa no município de Sinop e Alta Floresta.
Fonte: Inpe (2021).

Sinop tem a menor área de floresta remanescente, 29%; em contrapartida, Alta Floresta possui maior área, com 41%. No cenário atual, a floresta primária está sendo reduzida e os *serviços ecossistêmicos* fornecidos pela vegetação esgotam-se lentamente (STABILE et al., 2020). Em outras palavras, pesquisas mostram que a floresta remanescente está sendo transformada em monocultura, alterando os serviços do fluxo de nutrientes do solo (BISPO et al., 2022; FEARNSTIDE, 2022).

A preocupação com a redução dos *serviços ecossistêmicos* ofertados pela Floresta Amazônica está crescendo à medida que a extensão de destruição da vegetação da floresta aumenta (LOURENÇONI et al., 2021). Assim sendo, a Floresta Amazônica tem sido negligenciada em virtude do constante impacto do desmatamento (BISPO et al., 2022), afetando a qualidade de vida, principalmente da sociedade que vive em áreas de fronteira agropecuárias, cujo meio de subsistência depende do funcionamento da floresta (HOLZER et al., 2022).

Outros estudos de Fortin et al. (2020) e Preto et al., (2022) apontam que as várias fisionomias de vegetação possuem seus próprios ciclos biogeoquímicos que, apesar de ter similaridades entre si, divergem por causa das características ligadas à biodiversidade na composição florística, no solo, estrutura e disponibilidade de nutrientes, e hidrologia relativa à disponibilidade de água (GASTAUER et al., 2020).

É importante ressaltar que a degradação dessa vegetação reduz os serviços de ciclagem de carbono do solo, fósforo, capacidade de troca de cátion, além de comprometer a porosidade dos solos, o que reduz a taxa de infiltração de água (ALVES et al., 2023; PRETO et al., 2022). A remoção da vegetação (pelo desmatamento para uso da terra) aumenta a perdas de solo e desaparecimento de nascentes, córrego e até pequenas bacias hidrográficas (PRETO et al., 2022).

Entretanto, nas áreas desmatadas na Amazônia, por exemplo, devido ao cultivo de monoculturas ou pastagens com uma só espécie de gramínea, os impactos negativos são esperados e severos, já que os mecanismos básicos de funcionamento do ecossistema da Floresta ou outras fisionomias de vegetação natural, que favorecem efetiva proteção da superfície do solo e reciclagem de matéria orgânica e nutrientes são rompidos (FEARNSIDE, 2022).

A evidência de que os *serviços ecossistêmicos* foram degradados pode ser observada nos dados de perda de áreas florestadas nos municípios de Sinop e Alta Floresta, onde a área vegetada foi reduzida, chegando a menos de 30% em Sinop. Assim, em todos os limites da Amazônia Legal podem ser comprovados por imagens de satélite, que fornecem dados confiáveis,

detalhando o desmatamento ao longo do tempo (FORTIN et al., 2020). Essa devastação dos serviços de suporte da Floresta pode ser observada de forma detalhada na exploração de madeira seletiva em outros municípios da região norte de Mato Grosso (SILVA et al., 2022).

Ambos os municípios em 2020 apresentaram mais de 85% do território registrados no sistema de licenciamentos de imóveis rurais. No sistema SICAR, foram identificados 2.209 imóveis rurais cadastrados no município de Sinop, representando 1,3% no Estado. Em Alta Floresta, 3.322 imóveis rurais, perfazendo 2% no Estado. A pequena propriedade (minifúndio), menor que 10 módulos fiscais, atingiu 64% em Sinop e, em Alta Floresta, 66%. Para a média propriedade, menor que 20 módulos fiscais, Sinop apresentou 9,3% e Alta Floresta, 8,9%. A grande propriedade (latifúndio), área superior a 20 módulos fiscais, em Sinop totalizou 26%, enquanto Alta Floresta alcançou 25,4%.

Os municípios supracitados perderam reserva legal nos últimos 30 anos [Sinop (46%) e Alta Floresta (35,7%), respectivamente]. Esse montante representa uma área de 354.300 hectares de vegetação nativa dessas regiões. Ainda, mesmo com o sistema de cadastro ambiental rural em 2009, no ano de 2020, a perda de floresta em RL foi de 41% em média. Outros estudos relataram que os déficits nos municípios de Sinop e Alta Floresta foram gerados pela expansão da monocultura e pecuária (LOURENÇONI et al., 2021). O objetivo dessas áreas é garantir a conservação de biodiversidade, o suporte de múltiplos *serviços ecossistêmicos de provisão* como água potável, hábitat; porém, são utilizados nas propriedades rurais (KOHLENER et al., 2021). Existe a exigência de reserva legal de 80% da propriedade privada, para imóvel que está localizado na Floresta Amazônica, como condição substantiva para proteção dos *serviços ecossistêmicos de suportes* (BOURGOIN et al., 2021).

A região Centro-Oeste do Brasil – compreendendo Mato Grosso e mais três unidades da federação (Mato Grosso do Sul, Goiás e Distrito Federal) – também têm uma ocorrência considerável de déficits de reserva legal, cerca de 40% do nacional (TISLER et al., 2022). Trinta e dois municípios do estado do Pará (em propriedades privadas) igualmente apresentaram diminuição da Reserva Legal (17% desse Estado) (NUNES et al., 2016; MOFFETTE et al.,

2021). Assim, o uso da RL como espaço produtor não se trata de um problema endêmico (STABILE et al., 2020).

Os desmatamentos no meio rural levaram a práticas inadequadas dos recursos naturais, derrubando a mata nativa, desconfigurando os solos, poluindo as águas, alterando/suprimindo a biodiversidade, entre outras agressões (FEARNside, 2022). Não estão em disputa somente as formas distintas de apropriação dos territórios, também os benefícios fornecidos pelos bens e *serviços ecossistêmicos*, assim como a manutenção do suporte da Floresta (GAO et al., 2021; KOHLER et al., 2021). A degradação dos *serviços ecossistêmicos* agrava a pobreza para a comunidade de pequenas áreas rurais, que sobrevive da agricultura de subsistência, pois as suas atividades estão ligadas com a prestação dos *serviços ecossistêmicos* da Floresta (LAPOLA et al., 2023; PEROZO; ZUCHI DA CONCEIÇÃO, 2022).

CONCLUSÃO

A Floresta Amazônica (em escala regional) fornece diversos bens e serviços ecossistêmicos, que beneficiam as comunidades tradicionais, urbana e rural na sua sobrevivência. Destacamos os serviços ecossistêmicos, fornecidos direta e indiretamente à sociedade, como os diferentes tipos de habitats, alimentos, recursos hídricos, regulação do clima, umidade atmosférica local, além da diversidade biológica de genes e espécies de fauna e flora que prestam serviços voluntário para a sociedade local.

Mas é importante destacar que na Amazônia Legal brasileira ocorre uma disputa no que tange ao uso da terra, ocasionando permanente conflito devido à exploração da natureza pela crescente expansão da fronteira agropecuária. Os principais “drivers” que impactam negativamente os ecossistemas terrestres nos limites da Amazônia Legal são o processo de desmatamento, retirada de madeira, incêndios florestais, urbanização, agropecuária, industrialização e mineração.

A produção de grandes monoculturas de exportação (a soja, o milho e o algodão) fez crescer o desmatamento sobre a floresta, transformando a área de

vegetação nativa em ambos os municípios. Alta Floresta será uma Sinop no futuro próximo, com projeção de crescimento no setor da agricultura mecanizada.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, F. A. O. M.; BOAVENTURA, D. M. R. Municípios do agronegócio no estado de Mato Grosso: Efeitos e defeitos da atividade da moderna municipalities. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 14, n. 2, p. 100-122, set. 2020.

ALBERT, J. S.; CARNAVAL, A. C.; FLANTUA, S. G. A.; LOHMANN, L. G.; RIBAS, C. C.; RIFF, D.; CARRILLO, J. D.; FAN, Y.; FIGUEIREDO, J. J. P.; GUAYASAMIN, J. M.; HOORN, C.; DE MELO, G. H.; NASCIMENTO, N.; QUESADA, C. A.; ULLOA, C. U., VAL, P.; ARIEIRA, J.; ENCALADA, A. C.; NOBRE, C. A. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v 379, n. 6630 p.1-3, jan 2023.

ALMEIDA-MAUÉS, P. C. R.; BUENO, A. S.; PALMEIRIM, A. F.; PERES, C. A.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. Assessing assemblage-wide mammal responses to different types of habitat modification in Amazonian forests. **Scientific Reports**, v.12 n. 1797 p. 1-20, feb. 2022.

ALIX-GARCIA, J.; GIBBS, H. K. Forest conservation effects of Brazil's zero deforestation cattle agreements undermined by leakage. **Global Environmental Change**, v. 47, n. 1, p. 201-217, nov. 2017.

ALIX-GARCIA, J.; RAUSCH, L. L.; L'ROE, J.; GIBBS, H. K.; MUNGER, J. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon. **Conservation Letters**, [S. l.], v. 11, n. 1 p.1–8. Febr. 2018
ALVES, M. A. B.; DE SOUZA, A. P.; DE ALMEIDA, F. T.; HOSHIDE, A. K.; ARAÚJO, H. B.; DA SILVA, A. F.; DE CARVALHO, D. F.; RUSU, T.; AURÉLIO, M.; ALVES, B.; PACHECO DE SOUZA, A.; TERRA DE ALMEIDA, F.; HOSHIDE, A. K.; BORGES ARAÚJO, H.; FRANCISCO DA SILVA, A.; FONSECA DE CARVALHO, D. Effects of Land Use and Cropping on Soil Erosion in Agricultural Frontier Areas in the Cerrado-Amazon Ecotone, Brazil, Using a Rainfall Simulator Experiment. **Sustainability**, v.15 n. 4954 p. 1-19, mar. 2023.

ALVES, P. A. S. DA S.; BAMPI, A. C. Gênese e desenvolvimento da cidade de Sinop e a relação com as atividades econômicas. **Revista Equador**, v. 11, n. 20189 p.230–245, set. 2020.

ARVOR, D.; MEIRELLES, M.; DUBREUIL, V.; BÉGUÉ, A.; SHIMABUKURO, Y. E. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p.702-713, mar. 2012.

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.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p.1-7, mar. 2018.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C. LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p.1-16, dez. 2016.

BRASIL. **Lei n. 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 4.771**, de 15 de setembro 1965. Institui o Código Florestal. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: < https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art83>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BELLÓN, B.; A.W. HENRY, D.; RENAUD, P. C.; ROQUE, F. de O.; SANTOS, C. C.; MELO, I.; ARVOR, D.; DE VOS, A. Landscape drivers of mammal habitat use and richness in a protected area and its surrounding agricultural lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 334, n.10798915, p. 1-13, aug. 2022.

BENDINI, H. N.; FONSECA, L. M. G.; MATOSAK, B. M.; MARIANO, R. F.; HAIDAR, R. F.; VALERIANO, D. M. 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**, v. 43, n.1, p. 841-847, aug. 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. **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. Nova Iorque, 2021.

BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A.; BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A. Florística e estrutura de uma floresta ombrófila aberta submontana. Conservação e biodiversidade amazônica: potencialidade e incertezas. **Sciences**, v. 1, n. 1, p. 108–124, sep. 2022.

BIGGS, T. W.; SANTIAGO, T. M. O.; SILLS, E.; CAVIGLIA-HARRIS, J. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2381–2394, sep. 2019.

BÖRNER, J., MENDOZA, A.; VOSTI, S. A. Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. **Ecological Economics**, v. 64, n.1, p.356–373, sep. 2007.

BOURGOIN, C.; BETBEDER, J.; LE ROUX, R.; GOND, V.; OSZWALD, J.; ARVOR, D.; BAUDRY, J.; BOUSSARD, H.; LE CLECH, S.; MAZZEI, L.; DESSARD, H.; LÄDERACH, P.; REYMONDIN, L.; & BLANC, L. Looking beyond forest cover: an analysis of landscape-scale predictors of forest degradation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 114045, p.1-15, nov. 2021 [

BOUSFIELD, C. G.; MASSAM, M. R.; ACOSTA, I. A.; PERES, C. A.; EDWARDS, D. P. Land-sharing logging is more profitable than land sparing in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 11, p. 1-20, oct. 2021.

BRÜCK, M.; ABSON, D. J.; FISCHER, J.; SCHULTNER, J. Broadening the scope of ecosystem services research: Disaggregation as a powerful concept for sustainable natural resource management. **Ecosystem Services**, v. 53, n.1, p. 1–11, aug. 2022.

BUSCH, M.; LA NOTTE, A.; LAPORTE, V.; ERHARD, M. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, n.1, p. 89-103, oct. 2012.

CARDILLE, J. A.; FOLEY, J. A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazônia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n.1, p. 551–562, octo. 2003.

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. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP)

maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? **Ecosystem Services**, v. 31, p. 517–526, apr. 2018.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P.; HORRIDGE, J. M. Controlling deforestation in the Brazilian Amazon: Regional economic impacts and land-use change. **Land Use Policy**, v. 64, n.1, p. 327-341, may. 2017.

CARVALHO, W. D.; MUSTIN, K.; HILÁRIO, R. R.; VASCONCELOS, I. M.; EILERS, V.; FEARNSIDE, P. M. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122-130, jul. 2019.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; ENGEL, V. L.; ZELARAYÁN, M.; OLIVEIRA, E. C.; ARAUJO, A. C. M.; DE MOURA, E. G. Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 1, p. 482–493, sep. 2017

CHAMBERS, J. Q., ASNER, G. P., MORTON, D. C., ANDERSON, L. O., SAATCHI, S. S., ESPÍRITO-SANTO, F. D. B., PALACE, M.; SOUZA, C. Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 414–423, sep. 2017.

CLEC'H, S. LE.; OSZWALD, J.; DECAENS, T.; DESJARDINS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; JEGOU, N.; LAVELLE, P. Mapping multiple ecosystem services indicators: Toward an objective-oriented approach. **Ecological Indicators**, v. 69, n. 1, p. 508–521, apr. 2016.

CIRNE, M. B.; FERNANDES, I. M. M. Desnaturando o licenciamento ambiental: a inconstitucionalidade dos prazos previstos no projeto de lei n. 654/2015. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, v. 11, n. 1, p. 178–189, sep. 2020.

COSTANZA, R.; ATKINS, P. W. B.; HERNANDEZ-BLANCO, M.; KUBISZEWSKI, I. Common asset trusts to effectively steward natural capital and ecosystem services at multiple scales, **Journal of Environmental Management**, v. 280, n.111801, p. 1-8, feb. 2021.

CÓRDOBA, D.; JUEN, L.; SELFA, T.; PEREDO, A. M.; MONTAG, L. F. de A.; SOMBRA, D.; SANTOS, M. P. D. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 109, n. 8, p. 1-21, apr. 2019.

DA CRUZ, D. C.; FERREIRA, G. C.; RIBEIRO, S. S.; SCHWARTZ, G.; MONTEIRO, A. Priority areas for restoration in permanent preservation areas of

rural properties in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 115, n. 8, p. 1-14, apr. 2022

DIAS, D. O.; MIZIARA, F. O governo de Getúlio Vargas e a política de expansão de fronteiras no Brasil Central (1930-1945). **Research, Society and Development**, v. 11, n. 6, p. 1-16, mai. 2022.

ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; DA VEIGA, A. B. G.; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CAESAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E. M.; BORBA, M. R.; DA HORA, V. P.; CHIES, J. A. B. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1-20, sep. 2020.

EGUIGUREN, P.; FISCHER, R.; GÜNTER, S. Degradation of Ecosystem Services and Deforestation in Landscapes With and Without Incentive-Based Forest Conservation in the Ecuadorian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 1, p. 1-26, sep. 2019.

FARIAS, L. F. Ditadura Civil Militar e Contrarreforma Agrária em Mato Grosso: Luta pela terra em meio ao avanço da fronteira amazônica. **Outros Tempos: Pesquisa em Foco - História**, v. 20, n. 35, p. 277–304, dez. 2023.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Mining and Brazil's Indigenous peoples. **Science**, v. 375, n. 6578, p. 276-279, mar 2022.

FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**, v. 1, n. 1, p. 1-50, sep. 2017.

FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest Maintenance as a Source of Environmental Services. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 80, n. 1, p. 1-20, sep. 2021.

FREDSON, B. A. S.; CASTRO, M.; SANTOS YANO. A gestão do território no Amazonas: O Estado e as centralidades territory management in amazonas: the state and centralities. **Revista Tocantinense de Geografia**, v. 12, n. 2317–9430, p. 1–19, mai. 2023.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 1, p. 1–19, sep. 2009.

FOLEY, J. A.; ASNER, G. P.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; GIBBS, H. K.; HOWARD, E. A.; OLSON, S.; PATZ, J.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25–32, apr. 2009.

FORTIN, J. A.; CARDILLE, J. A.; PEREZ, E. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, n.111266, p. 1-20, april. 2020.

FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; PERSSON, U. M.; ENGLUND, O.; BARRETTO, A.; MÖRTBERG, U. Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 665–670, sep. 2018.

GAO, L.; EBTEHAJ, A.; CHAUBELL, M. J.; SADEGHI, M.; LI, X.; WIGNERON, J. P. Reappraisal of SMAP inversion algorithms for soil moisture and vegetation optical depth. **Remote Sensing of Environment**, v. 264 n. 1, p. 1-20, apr. 2021.

GASTAUER, M.; CAVALCANTE, R. B. L.; CALDEIRA, C. F.; NUNES, S. de S. Structural Hurdles to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, n.1, p. 1-21, oct. 2020.

GOLLNOW, F.; HISSA, L. DE B. V.; RUFIN, P.; LAKES, T. Property-level direct and indirect deforestation for soybean production in the Amazon region of Mato Grosso, Brazil. **Land Use Policy**, v. 78, n.1, p. 377–385, sep. 2018.

GRECCHI, R. C.; BEUCHLE, R.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAI, E.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 61, n.1, p. 70–80, sep. 2017.

HOLZER, J. M.; HOBBS, I.; BAIRD, J.; HICKEY, G. How is the ecosystem services concept used as a tool to foster collaborative ecosystem governance? A systematic map protocol. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 1, p. 1–8, aug. 2022.

IBGE. **Manual técnico de geologia**. 1 ed. Rio de Janeiro, 1998.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2012.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3 ed. Rio de Janeiro, 2015.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2009.

IMPE. **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. 1 ed. São Paulo, 2019.

INPE. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. Disponível: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em 20 set. 2021.

KALAMANDEEN, M.; GLOOR, E.; MITCHARD, E.; QUINCEY, D.; ZIV, G.; SPRACKLEN, D.; SPRACKLEN, B.; ADAMI, M.; ARAGAÑO, L. E. O. C.; GALBRAITH, D. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–10, aug. 2018.

KEYS, P. W.; WANG-ERLANDSSON, L.; GORDON, L. J. Revealing invisible Water: Moisture recycling as an ecosystem service. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–16, aug. 2016.

KIRBY, K. R.; LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A. K.; SCHROTH, G.; FEARNSIDE, P. M.; BERGEN, S.; VENTICINQUE, E. M.; DA COSTA, C. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 1, p. 432–453, sep. 2006.

KLEMICK, H. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: Evidence from the Eastern Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 61, n. 1, p. 1–22, sep. 2011.

KNOKE, T.; PAUL, C.; RAMMIG, A.; GOSLING, E.; HILDEBRANDT, P.; HÄRTL, F.; PETERS, T.; RICHTER, M.; DIERTL, K. H.; CASTRO, L. M.; CALVAS, B.; OCHOA, S.; VALLE-CARRIÓN, L. A.; HAMER, U.; TISCHER, A.; POTTHAST, K.; WINDHORST, D.; HOMEIER, J.; WILCKE, W.; VELESCU, A.; GERIQUE, A.; POHLE, P.; ADAMS, J.; BREUER, L.; MOSANDL, R.; BECK, E.; WEBER, M.; STIMM, B.; SILVA, B.; VERBURG, P. H.; BENDIX, J. Accounting for multiple ecosystem services in a simulation of land-use decisions: Does it reduce tropical deforestation?. **Global Change Biology**, v. 1, n. 1, p. 1–18, jan. 2020.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; SILVA, C. A. F.; ARANTES, A.; GASPAS, W. J.; O desmatamento da Amazônia brasileira sob o prisma da pecuária: a degradação dos recursos hídricos no contexto da região norte de Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. 1–24, sep. 2021.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; CASTRILLON, I.; LIMA, T. E. Desmatamento e degradação das microbacias hidrográficas de captação ao abastecimento urbano: a produção do déficit hídrico na cidade de Alta Floresta, MT. **Ciência Geográfica**, v. 25, n. 3, p. 1–24, apr. 2021.

KUSCHNIG, N.; CUARESMA, J. C.; KRISZTIN, T.; GILJUM, S. Spatial spillover effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1–9, nov. 2021.

LAI, S. L.; CHEN, D. N. A research on the relationship between environmental sustainability management and human development. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 1, p. 1–20, sep. 2020.

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.; 15, 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. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, mar. 2023.

LE CLEC'H, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions for the Case of Deforested Areas Within the Amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216–236, may. 2018.a.

LE CLEC'H, S.; SLOAN, S.; GOND, V.; CORNU, G.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. Mapping ecosystem services at the regional scale: the validity of an upscaling approach. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 32, n. 8, p. 1593–1610, apr. 2018.

LEVY, S. A.; CAMMELLI, F.; MUNGER, J.; GIBBS, H. K.; GARRETT, R. D. Deforestation in the Brazilian Amazon could be halved by scaling up the implementation of zero-deforestation cattle commitments. **Global Environmental Change**, v. 80, n. 1, p. 1-20, apr. 2023.

LIMA, L. S.; COE, M. T.; SOARES FILHO, B. S.; CUADRA, S. V.; DIAS, L. C. P.; COSTA, M. H.; LIMA, L. S.; RODRIGUES, H. O. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 1, p. 261–274, jan. 2014.

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. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, jun.2021.

LONDRES, M.; SCHMINK, M.; BÖRNER, J.; DUCHELLE, A. E.; FREY, G. P. Multidimensional forests: Complexity of forest-based values and livelihoods across Amazonian socio-cultural and geopolitical contexts. **World Development**, v. 165, n. 106200 p.1-15, mar. 2023.

MAEDA, E. E.; ABERA, T. A.; SILJANDER, M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE MOURA, Y. M.; HEISKANEN, J. Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 7, p. 1-20, sep. 2021.

MARQUES, F. C.; TELLES, T. S. Os efeitos espaciais são fatores determinantes dos preços das terras agrícolas no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 61, n. 1, p. 1-20, sep. 2022.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington [online]. Disponível: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>. Acesso em 20 out. 2020.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**, 1 ed. Brasília, 2012.

MILHEIRAS, S. G.; MACE, G. M. Assessing ecosystem service provision in a tropical region with high forest cover: Spatial overlap and the impact of land use change in Amapá Brazil. **Ecological Indicators**, v. 99, n. 1, p. 1-21, sep. 2019.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; DEL BON ESPIRITO-SANTO, F.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 1, p. 14637–14641, sep. 2006.

MOFFETTE, F.; SKIDMORE, M.; GIBBS, H. K. Environmental policies that shape productivity: Evidence from cattle ranching in the Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 109, n. 102490, p. 1-21, Sep. 2021.

MÜLLER, H.; GRIFFITHS, P.; HOSTERT, P. Long-term deforestation dynamics in the Brazilian Amazon—Uncovering historic frontier development along the Cuiabá–Santarém highway. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 44, n. 1, p. 1-21, sep. 2016.

NAVRUD, S.; STRAND, J. Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest. **Environmental and Resource Economics**, v. 70, n. 1, p. 249–269, sep. 2018.

NERFA, L.; RHEMTULLA, J. M.; ZERRIFFI, H. Forest dependence is more than forest income: Development of a new index of forest product collection and livelihood resources. **World Development**, v. 125, n. 1, p. 1–13, may 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. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the

Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, n.1, p. 819–834, feb. 2020.

PINILLOS, D.; BIANCHI, F. J. J. A.; POCCARD-CHAPUIS, R.; CORBEELS, M.; TITTONELL, P.; SCHULTE, R. P. O. Understanding Landscape Multifunctionality in a Post-forest Frontier: Supply and Demand of Ecosystem Services in Eastern Amazonia. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, n.1, p. 1–16, may. 2020.

PINHEIRO, J. A.; BAMPI, A. C.; SILVA, C. A. F. O projeto de assentamento conjunto Terranova I na borda meridional da Amazônia Mato-Grossense: efeitos territoriais da ocupação. Inter espaço: **Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 5, n. 1, p. 1–27, apr. 2022.

PALACIOS-AGUNDEZ, I.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; HAGEMANN, N.; SYLLA, M.; SPYRA, M. Teaching the ecosystem service concept: experience from academia. **Ecology and Society**, v. 27, n. 3, p. 1–14, apr. 2022.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PEROZO, D., ZUCHI DA CONCEIÇÃO, P. H. Is Deforestation a Synonym for Development? A Study Based on Principal Component Analysis (Pca) in Mato Grosso, Brazil. **SSRN Electronic Journal**, v. 10, n. 1, p 1-20, apr. 2022.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, jul. 2022.

PORTELA, R.; RADEMACHER, I. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 143, n. 1, p. 115–146, jul. 2001.

READER, M. O.; EPPINGA, M. B.; DE BOER, H. J.; DAMM, A.; PETCHEY, O. L.; SANTOS, M. J. The relationship between ecosystem services and human modification displays decoupling across global delta systems. **Communications Earth & Environment**, v. 3, n. 1, p. 1–13, sep. 2022.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in Size of Deforested Patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 26, n. 1, p. 932–937, april. 2012.

RUARO, R.; ALVES, G. H. Z.; TONELLA, L.; FERRANTE, L.; FEARNside, P. M. Loosening of environmental licensing threatens Brazilian biodiversity and sustainability. **Journal of the Geographical Society of Berlin**, v. 153, n. 1, p. 1-20, apr. 2022.

SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; RUDKE, A. P.; MELO, S. N. D. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: assessing new spatial predictors. **Journal of Environmental Management**, v. 294, n. 1, p. 20-22, sep. 2021.

SANTOS, R. C.; LIMA, M.; SILVA JUNIOR, C. A.; BATTIROLA, L. D. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, n. 1, p. 1-22, otc. 2019.

STRAND, J.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, M. H.; OLIVEIRA, U.; RIBEIRO, S. C.; PIRES, G. F.; OLIVEIRA, A.; RAJÃO, R.; MAY, P.; VAN DER HOFF, R.; SIIKAMÄKI, J.; DA MOTTA, R. S.; TOMAN, M. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Sviceser. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 1-18, sep. 2018.

SCHIELEIN, J.; BÖRNER, J. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 76, n. 1, p. 1-20, apr. 2018.

STEVENSON, H.; AULD, G.; ALLAN, J. I.; ELLIOTT, L.; MEADOWCROFT, J. The practical fit of concepts: Ecosystem services and the value of nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, apr. 2021.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Produção Agropecuário Municipal - PAM - 1985-2020. Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Área plantada (Hectares /1990/2000/2010/2020). Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Efetivo dos rebanhos municípios. Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

SILVA, C. A.; LIMA, M. Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement. **Land Use Policy**, v. 71, n. 1, p. 1-21, apr. 2018.

SIQUEIRA-GAY, J.; SÁNCHEZ, L. E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 1, p. 1-5, apr. 2021.

SILVA, R. V.; SOUZA, C. A.; FERREIRA, E. As transformações sociais, econômicas e ambientais no município de Sinop, Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 1, p. 1-20, etc. 2022.

SWANGJANG, K. Linkage of Sustainability to Environmental Impact Assessment Using the Concept of Ecosystem Services: Lessons from Thailand. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 9, p. 1–18, mar. 2022.

SOUZA, C. M.; SIQUEIRA, J. V.; SALES, M. H.; FONSECA, A. V.; RIBEIRO, J. G.; NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P.; ROBERTS, D. A.; BARLOW, J. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 1, p 5493–5513, apr. 2013.

STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, n. 104362, p 1-21, apr. 2020.

STICKLER, C. M.; NEPSTAD, D. C.; AZEVEDO, A. A.; MCGRATH, D. G. Defending public interests in private lands: Compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1, p 1-13, mar. 2013

SNYDER, H. Literature review as a research methodology: An overview and guidelines. **Journal of Business Research**, v. 104, n. 1, p. 1-20, apr. 2019.

SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X. Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; SOUZA, R. C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOS, V.; JZU ERMGASSEN, E. K. H.; VALIN, H.; RAMOS, F. M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, n. 074021, p. 1-21, sep. 2018.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, mar. 2020.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. **VOSviewer Manual Version 1.6.15**. Ed. Universiteit Leiden. Países Baixos, 2020. Disponível em: <<https://www.vosviewer.com/getting-started?vosviewer-manual>>. Acesso em: 9 jun. 2021.

WALKER, R.; MORAN, E.; ANSELIN, L. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. **World Development**, v. 28, n. 1, p. 683–699, mar. 2000.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STAAL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. Self-amplified Amazon Forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, etc. 2017.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; RAMMIG, A. Deforestation effects on Amazon forest resilience. **Geophysical Research Letters**, v. 44, n. 1, p. 6182–6198, etc. 2017.b.

Mudança no parâmetro biofísico no fornecedor dos *serviços ecossistêmicos* de suporte: APP e RL no norte mato-grossense

Resumo

A Floresta Amazônica oferece suporte de recursos naturais essenciais para a vida, sendo sua conservação necessária para a manutenção da biodiversidade e *serviços ecossistêmicos*. Áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente desempenham papel importante na preservação da biodiversidade e são fornecedoras dos *serviços ecossistêmicos de suporte*, como a manutenção de oferta de água potável, de madeira e habitat para uma diversidade de fauna e flora. Entretanto, a Floresta Amazônica tem sido amplamente devastada, principalmente pelo desmatamento para o avanço da agropecuária. Esse bioma é ainda mais prejudicado em estados como o Mato Grosso. Dessa forma, este estudo tem como objetivo analisar o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) na área de vegetação protegida (Reserva Legal/RL e Área de Preservação Permanente/APP), fornecedoras de serviço ecossistêmico de suporte, em propriedade privada registrada no Cadastro Ambiental Rural (CAR) nos municípios de Sinop e Alta Floresta (MT) no período de 1990 a 2020, aqueles com alto potencial de desmatamento no estado. Para a realização deste trabalho, foram utilizadas imagens de satélite Landsat para extração do índice de NDVI nos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020. Os resultados das análises mostraram que ocorreu menor refletância na biomassa, com NDVI de 0,2 a 0,3, no ano de 2020 em comparação como anos anteriores, com refletância do NDVI acima de 0,4 a 0,8 em ambos os municípios supracitados. Em Sinop, a necessidade de recuperação de área de mata ciliar é de 1.821 hectares de APPD; já em Alta Floresta é de 15.304 hectares de APPD. Ainda, em Sinop houve um déficit de 126.300 hectares de reserva legal e em Alta Floresta de 228.000 hectares. Para que os imóveis rurais possam manter os *serviços ecossistêmicos de suporte* em escala local, os déficits de LR de 354.300 ha devem ter o cumprimento no limite da propriedade rural em área superior a 20 módulos fiscais, inferior a 20 módulos e em área inferior a 10 módulos, permitindo, assim, a manutenção e a fertilidade do solo no processo de regeneração natural da vegetação, como incremento de plantio de espécies nativas. Nossos resultados indicam que o acumulado de perda de vegetação levou à mudança da biomassa da Floresta em áreas de preservação permanente e em área de reserva legais no ano de 2020 em ambos os municípios.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; Cadastro Ambiental Rural; NDVI.

Change in the biophysical parameter in the supplier of ecosystem support services: APP and RL in the north of Mato Grosso

Abstract

The Amazon Forest supports natural resources essential for life, and its conservation is necessary to maintain biodiversity and ecosystem services. Legal Reserve Areas and Permanent Preservation Areas play an important role in preserving biodiversity and are providers of supporting ecosystem services, such as maintaining the supply of drinking water, wood and habitat for a diversity of fauna and flora. However, the Amazon Forest has been largely devastated, mainly by deforestation for the advancement of agriculture. This biome is even more harmed in states like Mato Grosso. Therefore, this study aims to analyze the normalized difference vegetation index (NDVI) in the protected vegetation area (Legal Reserve/RL and Permanent Preservation Area/APP), providers of ecosystem support services, on private property registered with the Rural Environmental Registry (CAR) in the municipalities of Sinop and Alta Floresta (MT) from 1990 to 2020, those with a high potential for deforestation in the state. To carry out this work, Landsat satellite images were used to extract the NDVI index in the years 1990, 2000, 2010 and 2020. The results of the analyzes showed that there was lower reflectance in the biomass, with NDVI of 0.2 to 0.3, in 2020 compared to previous years, with NDVI reflectance above 0.4 to 0.8 in both municipalities aforementioned. In Sinop, the need to recover the riparian forest area is 1,821 hectares of APPD; in Alta Floresta there are 15,304 hectares of APPD. Furthermore, in Sinop there was a deficit of 126,300 hectares of legal reserve and in Alta Floresta of 228,000 hectares. In order for rural properties to maintain supporting ecosystem services on a local scale, LR deficits of 354,300 ha must be met within the rural property limit in an area greater than 20 tax modules, less than 20 modules and in an area less than 10 modules, thus allowing the maintenance and fertility of the soil in the process of natural vegetation regeneration, as well as an increase in the planting of native species. Our results indicate that the accumulated loss of vegetation led to the change in Forest biomass in permanent preservation areas and legal reserve areas in 2020 in both municipalities.

Keywords: Amazon Rainforest; Rural Environmental Registry; NDVI.

INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica proporciona suporte de recursos naturais essenciais para a vida, por isso sua conservação assegura a manutenção da biodiversidade de flora e fauna, bem como de *serviços ecossistêmicos* (JOLY et al., 2019). A floresta mantém um rico e complexo processo de evapotranspiração para prover vapor de água para o suporte e a regulação dos ciclos hidrológicos que geram chuva, alimentam a agricultura, pecuária, realimentam o lençol freático e dão suporte à qualidade de vida e bem-estar humano.

Os serviços disponíveis dos ecossistemas naturais da floresta se traduzem em benefícios diretos e indiretos para o bem-estar humano (MEA, 2005), como os *serviços ecossistêmicos* de suporte, os quais são desenvolvidos na formação da base do crescimento e manutenção do ciclo da vida, assim como no funcionamento dos ecossistemas naturais (COSTANZA et al., 2017; MEA, 2005). O desmatamento da floresta produz perda irrecuperável da biodiversidade, principalmente nos *serviços ecossistêmicos* em áreas de proteção de vegetação nativa da Floresta Amazônica (BOURGOIN et al., 2021).

Dessa forma, o cumprimento da legislação brasileira de Proteção à Vegetação Nativa (NVPL – Lei nº 12.651/2012) é importante para reduzir os efeitos da perda de *serviços ecossistêmicos*, principalmente em escala regional (BRASIL, 2012). Portanto, a aplicação efetiva da NVPL é importante no que se refere à preservação da biodiversidade e aos *serviços ecossistêmicos* fornecidos pelas Reservas Legais/RL e pelas Áreas de Preservação Permanente/APPs (SOUZA; CIRNE, 2021). Essa legislação possui instrumentos para assegurar os recursos naturais dentro da RL nos imóveis rurais, como a proteção da vegetação nativa e dos processos ecológicos da conservação da biodiversidade (METZGER et al., 2019).

Quanto à regularização fundiária oficial concernente a terras públicas e privadas, do total de 8,5 milhões de km² de todas as terras (36%) são públicas (com 6,4% oficialmente não designadas), 44,2% são privadas e 16,6% não estão registradas ou têm posse desconhecida (SPAROVEK et al., 2019). Dessa forma,

61% das terras no Brasil são imóveis privados e 25,5% dessas áreas são destinadas à proteção da vegetação em RL e APP (EMBRAPA, 2020).

Todas as fazendas individuais devem manter a Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP e, para terras situadas na Floresta Amazônica, é exigido que proprietários tenham uma área de RL de 80% do terreno (BRASIL, 2012).

Vale ressaltar que a RL é prestadora de *serviço ecossistêmico de suporte*, que oferta madeira, reposição de semente e manejo de produtos não madeireiros obtidos dos ecossistemas, tais como frutos, cipós, folhas, e ainda serve de habitat para a fauna e a flora (Art. 31 Lei nº 12.651/2012). Em área de Reserva Legal desmatada em uso, a compensação pode ser realizada em até dois anos (BRASIL, 2012), o que muda a escala da oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte* fornecidos pela Floresta Amazônica (SOTERRONI et al., 2018).

De acordo com a Lei nº 12.651/2012, a APP também possui um importante papel na manutenção dos *serviços ecossistêmicos*. O *serviço de suporte* ofertado pela vegetação na área de entorno de nascentes (APP) serve para a manutenção de oferta de serviço de provisão de água potável, bem como proteção de matas ciliares nas margens dos córregos, rios e lagos, evitando assoreamento do solo (BRASIL, 2012).

Dentro da área denominada de Amazônia Legal brasileira, o estado de Mato Grosso, localizado na borda sul, é caracterizado por apresentar o arco do desmatamento (ISA, 2019), onde a fronteira agrícola avançou na mesorregião norte em direção à floresta, e onde há os maiores índices de desmatamento da Amazônia (OKIDA et al., 2021).

Essa porção da mesorregião do norte mato-grossense transformou o ecossistema da floresta em uma grande área produtora e exportadora internacional da monocultura (soja, milho e algodão) e pecuária (PEREIRA et al., 2020). É importante destacar que os pioneiros das cidades de Alta Floresta, Sinop e outros municípios da região escolheram utilizar os recursos naturais dos ecossistemas da Floresta Amazônica, que foram gradualmente destruídas ano após ano, dando lugar lentamente a estradas, barragens, madeiras, mineradoras e agropecuária (LOURENÇONI et al., 2021).

Nesse sentido, preocupando-se com a situação temporal de perda de vegetação e, conseqüentemente, de *serviços ecossistêmicos de suporte*, este estudo tem como objetivo aplicar o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI para mensuração da quantidade e vigor da vegetação nas áreas de vegetação protegida (Reserva Legal e Área de Preservação Permanente), fornecedora de *serviço ecossistêmico de suporte* em propriedades privadas registradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) dos municípios de Sinop e Alta Floresta (MT), no período de 1990 a 2020. Assim, acredita-se que a conversão da Floresta Amazônica em área de atividade agropecuária reduz a prestação de *serviços ecossistêmicos* em APP e RL nos municípios de Alta Floresta e Sinop porque não há expansão da fronteira agropecuária na área de Proteção da Vegetação Nativa.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Alta Floresta possui um território de 8.955,999 km² e representa 0,99% do estado, sendo o 10º município mais populoso de Mato Grosso e estando em 28º no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM). Sua economia tem a maior força na pecuária extensiva, agricultura e extração de madeira e mineral, detendo 491.912 hectares de área de Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP.

O território de Sinop perfaz 3.990,87 km² e representa 0,44% do estado, estando na 4ª posição estadual no número de habitantes e na 5ª posição em relação ao IDHM. A economia de Sinop destina 268,727 hectares para a produção de grandes monoculturas de exportação (soja, milho e algodão). Sinop possui 197.443 hectares de área de Proteção da Vegetação Nativa em forma de RL e APP, representado na Figura 1.

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 estão posicionados na sub-bacia do Juruena-Teles Pires, mas Sinop ainda tem uma porção na bacia do Xingu (IBGE, 2021). Mesmo estando em bacias semelhantes, há diferença na composição do solo: em Alta

Floresta, domina o Argissolo (73,8%) e Latossolo Vermelho-Amarelo (62,8%); já em Sinop domina o Neossolo (16,6%) e Latossolo Vermelho (32,3%) (IBGE, 2015).

Há quatro composições fitoecológicas com tamanhos de área diferentes nas duas regiões: Alta Floresta é composta pela Floresta Ombrófila Aberta (76,7%); Floresta Estacional (9,3%); Floresta Ombrófila Densa (7%); e Savana Arborizada (7%). Em Sinop, a maior área é Floresta Estacional (87,7%), seguida de Savana Arborizada (5,7%); Floresta Ombrófila Aberta (5,5%); e Floresta Ombrófila Densa (1,5%) (IBGE, 2012).

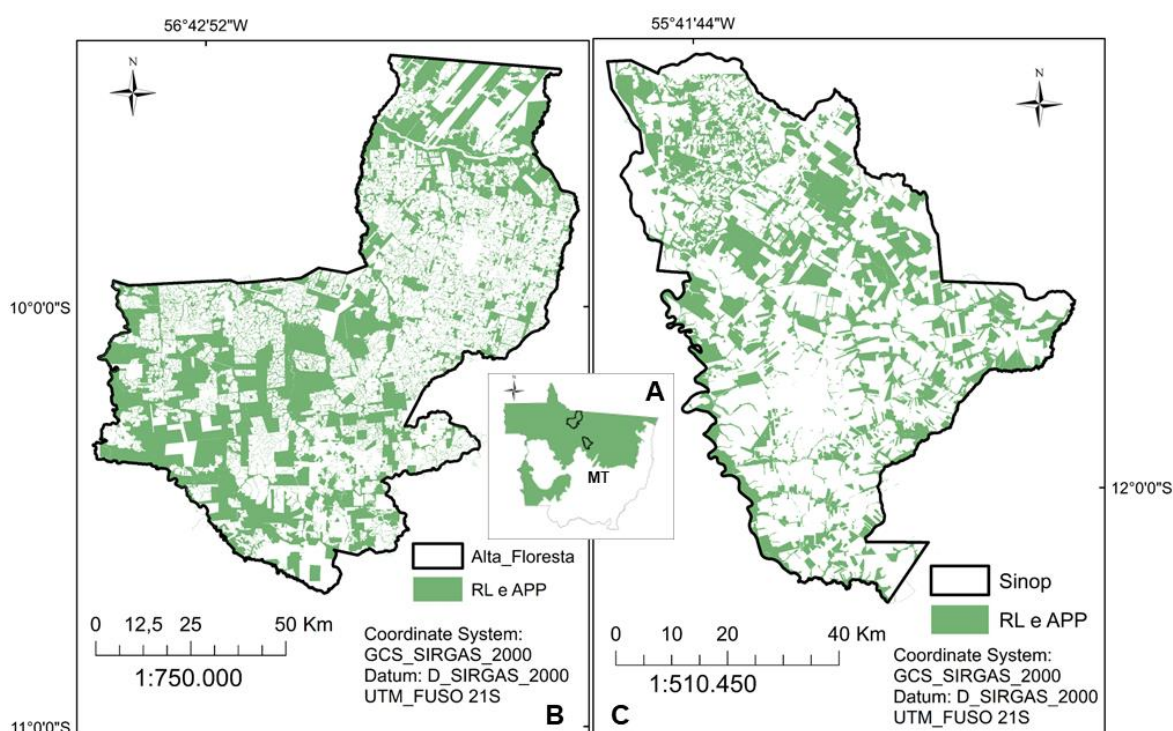


Figura 1. Localização da Área de Estudo Alta Floresta (B) e município de Sinop (C) que compõem a mesorregião do norte mato-grossense (A).
Fonte: IBGE (2020).

Registro do Cadastro Ambiental Rural (CAR)

Os arquivos vetoriais foram extraídos em formato *shapefile*, disponibilizados gratuitamente para download (<https://www.car.gov.br>) na data de 09/11/2021. O monitoramento da mudança na vegetação nos perímetros da área de Reserva Legal e Área de Preservação Permanente foi realizado conforme definido pela Lei nº 12.651/2012.

Os perímetros da área de Reserva Legal foram classificados conforme os módulos fiscais dos imóveis rurais (Lei nº 6.746/1979), expressos em hectares, cuja área depende de cada município e varia de cinco a 110 ha. Em Alta Floresta, cada módulo fiscal equivale a 100 hectares; em Sinop, 90 hectares. O município de Alta Floresta possui uma área de 430.408 hectares de Reserva Legal e 61.504 hectares de Área de Preservação Permanente, enquanto Sinop possui uma área de 153.640 hectares de Reserva Legal e 43.803 hectares de Área de Preservação Permanente.

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, para o ano 1990 como marco inicial em virtude da investigação do período prévio. Na sequência, foram analisados os anos de 2000 e 2010 e duas cenas do satélite Landsat 8 (Tabela 1), sensores Operacional Land Imager (OLI) e Infravermelho Térmico (TIRS+) para 2020 (USGS, 2019). As imagens foram selecionadas nos períodos chuvosos, as quais 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 de aquisição	Órbita/Ponto	Data de aquisição
Landsat 5 (TM)	228/067	29/06/1990	226/068	15/06/1990
	227/067	22/06/1990	227/068	22/06/1990
	228/067	08/06/2000	226/068	17/06/2000
	227/067	17/06/2000	227/068	10/06/2000
	228/067	19/05/2010	226/068	22/06/2010
	227/067	13/06/2010	227/068	29/06/2010

Landsat 8 (OLI e TIRS+)	228/067	24/06/2020	226/068	24/062020
	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: Informações 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; JUSTICE; LIU, 1994; HUETE; JACKSON; POST, 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 geoestatística da extração do pixel de NDVI

Os valores dos pixels de NDVI foram extraídos em 5.031 pontos aleatórios dentro dos polígonos da área de Reserva Legal, com uma distância mínima de raio de um km² para evitar que pontos fiquem muito próximos uns aos outros.

Para criar um banco de dados espacial no software QGIS 3.22, foram separados os imóveis rurais em módulos fiscais. Ao município de Alta Floresta, foram gerados 3.015 pontos; a Sinop, 2.016. Todos esses montantes estão divididos em área de Reserva Legal em propriedade superior a 20 módulos fiscais: em Alta Floresta totalizaram 110 pontos; em Sinop, 51 pontos. Para a média propriedade, menor que 20 módulos fiscais, à Alta Floresta criaram-se 1.010 pontos; a Sinop, 279 pontos. Nos pequenos imóveis rurais, com área

inferior a 10 módulos fiscais, em Alta Floresta geraram-se 1.895 pontos; em Sinop, 1.686 pontos.

Análise geoestatística

Foi utilizado o software Geoda, versão 1.22, para a interpolação de dados de NDVI, com análise geoestatística de *Moran I* (ANSELIN et al, 2010). O *I'Moran* univariado foi utilizado para comparar o grau de correlação da própria variável em diferentes espaços de distância de autocorrelação espacial (MORAN, 1950). Para verificar a significância de agrupamento espacial do *I'Moran*, utilizou-se a distância métrica *Euclidean* com variáveis de distância *coordinates* (Tabela 2), foi gerada a média e a mediana dos vizinhos (AABEYIR; PEPRAH; HACKMAN, 2022). O pseudo p-valor foi obtido a partir de 999 permutações entre os pontos da grade amostral nos níveis de probabilidade de 1% e 5% (ZHOU et al., 2016).

Tabela 2. Informação do *I'Moran* univariado nos três módulos fiscais.

Propriedade		Informação do <i>I'Moran</i> univariado		
tipo		threshold		
simetria		symmetric		
variável de id		POLY_ID		
métrica de distância		Euclidean		
variáveis de distância		coordinates		
unidade de distância		metre		
Sinop	inferior a 10	inferior a 20	superior a 20	
valor limite	9145,64	5776,3	8266,06	
# observações	1686	279	51	
min vizinhos	1	1	1	
max vizinhos	353	18	9	
média dos vizinhos	161,98	7,61	4,51	
mediana dos vizinhos	148,00	7,00	4,00	
% diferente de zero	9,61%	2,73%	8,84%	
Alta Floresta	inferior a 10	inferior a 20	superior a 20	
valor limite	20300	12015,5	26575,1	
# observações	2540	1011	110	
min vizinhos	1	1	1	
max vizinhos	1208	155	36	
média dos vizinhos	732,08	72,90	21,60	
mediana dos vizinhos	771,50	72,00	21,00	
% diferente de zero	28,82%	7,21%	19,64%	

RESULTADOS

Os municípios de Sinop e Alta Floresta possuem uma área de desmatamento, que, somada, atinge 769,517 hectares entre 1990 e 2020. O acumulado demonstrou que Sinop computou 67% e Alta Floresta 56% no mesmo período.

A Floresta Amazônica remanescente perfaz 484,610 hectares (valores somados) entre 1990 e 2020 para os dois municípios. Ambos têm floresta remanescente, com maior concentração em áreas de proteção de vegetação nativa em RL e APP. Sinop tem a menor área de remanescente de vegetação, 29% e Alta Floresta possui maior área 41%.

Igualmente, perderam área de RL nos últimos 30 anos: Sinop, 32% e Alta Floresta, 25%. Esse montante representa uma área de 354.300 hectares de vegetação nativa dessas regiões. Mesmo com o sistema ativo de cadastro ambiental rural em 2009, no ano de 2020 a perda de floresta em RL foi de 41% em média para os dois municípios.

Sinop e Alta Floresta possuem uma área de preservação permanente degradada (APPD) que soma 17.125 hectares entre 2000 e 2020. Sinop tem a menor área (0,5%) e Alta Floresta computa a maior área, 1,7%.

Vegetação na Área de Preservação Permanente

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento das APPs que representava 42,04% da área total dos municípios. Esse valor cresceu para 88% no ano de 2020, apresentando um acumulado de 39.363 hectares desmatados. No ano de 1990, Sinop computou uma NDVI média de 0,6, enquanto em Alta Floresta foi de 0,4. Essa média diminuiu no ano de 2020, chegando a 0,3 para ambos os municípios (Figura 2).

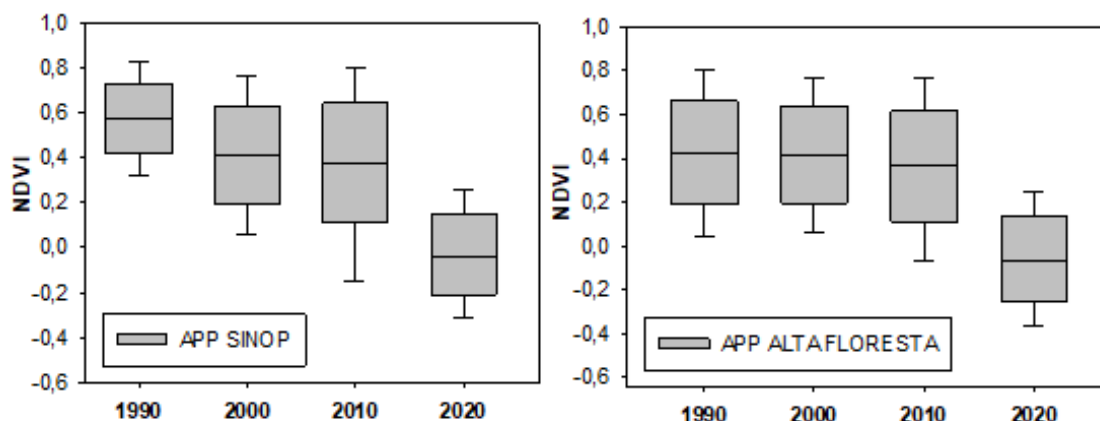


Figura 2. Média do índice de NDVI em Área de Preservação Permanente.

Reservas legais em grande propriedade, superior a 20 módulos Fiscais

Os municípios supracitados possuem 227 reservas legais em propriedades rurais superiores a 20 módulos fiscais: Sinop tem 17 RL e Alta Floresta tem 110 RL, respectivamente. Esse montante representa uma área de 301.191 hectares de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento somado na RL de 7.676 hectares, montante que aumentou para 13.511 hectares em 2000, chegando a 47.641 hectares no ano de 2010. A quantidade de área desmatada em 2020 representa uma somatória de 65.636 hectares dos municípios supracitados. No ano de 1990, Sinop computou um intervalo do NDVI de - 0,03 a 0,8, enquanto em Alta Floresta era entre -1 a 0,9. Já no ano de 2000, Sinop e Alta Floresta obtiveram o intervalo de NDVI entre -0,2 a 0,8. No entanto, no ano de 2010, o intervalo do NDVI chegou a -01 a 1 para ambos os municípios. Esse intervalo do NDVI diminuiu no ano de 2020, ficando entre -0,1 a 0,3 em Sinop e entre -0,1 a 0,08 em Alta Floresta (Figura 3).

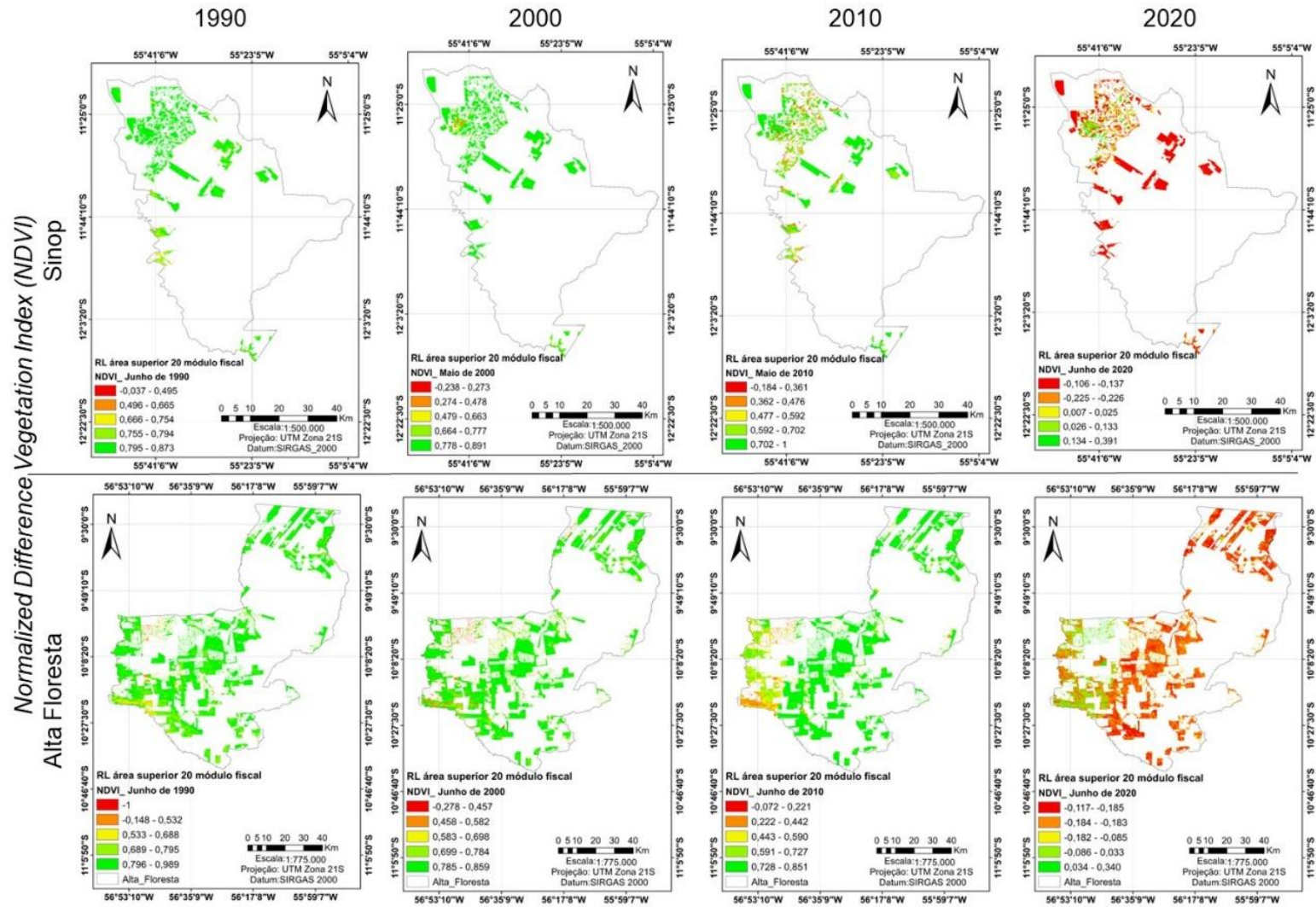


Figura 3. Análise temporal superior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020.

Reservas legais em médias propriedades, inferiores a 20 módulos fiscais

Os municípios possuem 1.290 reservas legais em imóveis rurais com área menor que 20 módulos fiscais (Sinop possui 279 RL e Alta Floresta 1.011 RL) cadastrados no Sistema de Cadastro Ambiental Rural (CAR). Esse montante representa uma área de 237.051 hectares de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham um acumulado de desmatamento, somado na RL, de 7.769 hectares, valor que aumentou para 11.279 ha em 2000. No ano de 2010, os dois municípios somaram 22.243 ha. A área desmatada em 2020 representa uma somatória de 49.069 ha nos municípios. Em 1990, Sinop e Alta Floresta computaram um intervalo do NDVI de -0,4 a 0,9; em 2000, foi entre -0,1 a 0,8. No entanto, em 2010, chegou a -0,07 a 0,8 para ambos os municípios. O interstício do NDVI diminuiu no ano de 2020, pois Sinop e Alta Floresta registraram entre -0,1 a 0,3, dados representados na Figura 4.

Reservas legais em pequenas propriedades, inferiores a 10 módulos fiscais

Sinop e Alta Floresta somam 4.232 reservas legais cadastradas no sistema CAR. Os imóveis rurais menores que 10 módulos fiscais contabilizaram 1.689 RL em Sinop e 2.543 RL em Alta Floresta. Esse montante representa uma área de 45.806 ha de vegetação nessas regiões.

Em 1990, Sinop e Alta Floresta tinham uma área somada de desmatamento na RL de 3.650 ha. Esse número aumentou para 5.420 ha em 2000. Conforme o tempo foi avançando, em 2010, o montante somado subiu para 9.451 ha. Esse acumulado de área desmatada em 2020 representa uma somatória de 11.617 hectares nos municípios supracitados. No ano de 1990, Sinop e Alta Floresta computaram um intervalo do NDVI de -0,1 a 0,8; entretanto, entre os anos de 2000 e 2010, esses municípios tiveram o intervalo de NDVI entre -0,1 a 0,8, o qual diminuiu no ano de 2020, correspondendo a -0,1 a 0,3, em Sinop e Alta Floresta, conforme demonstra a Figura 5.

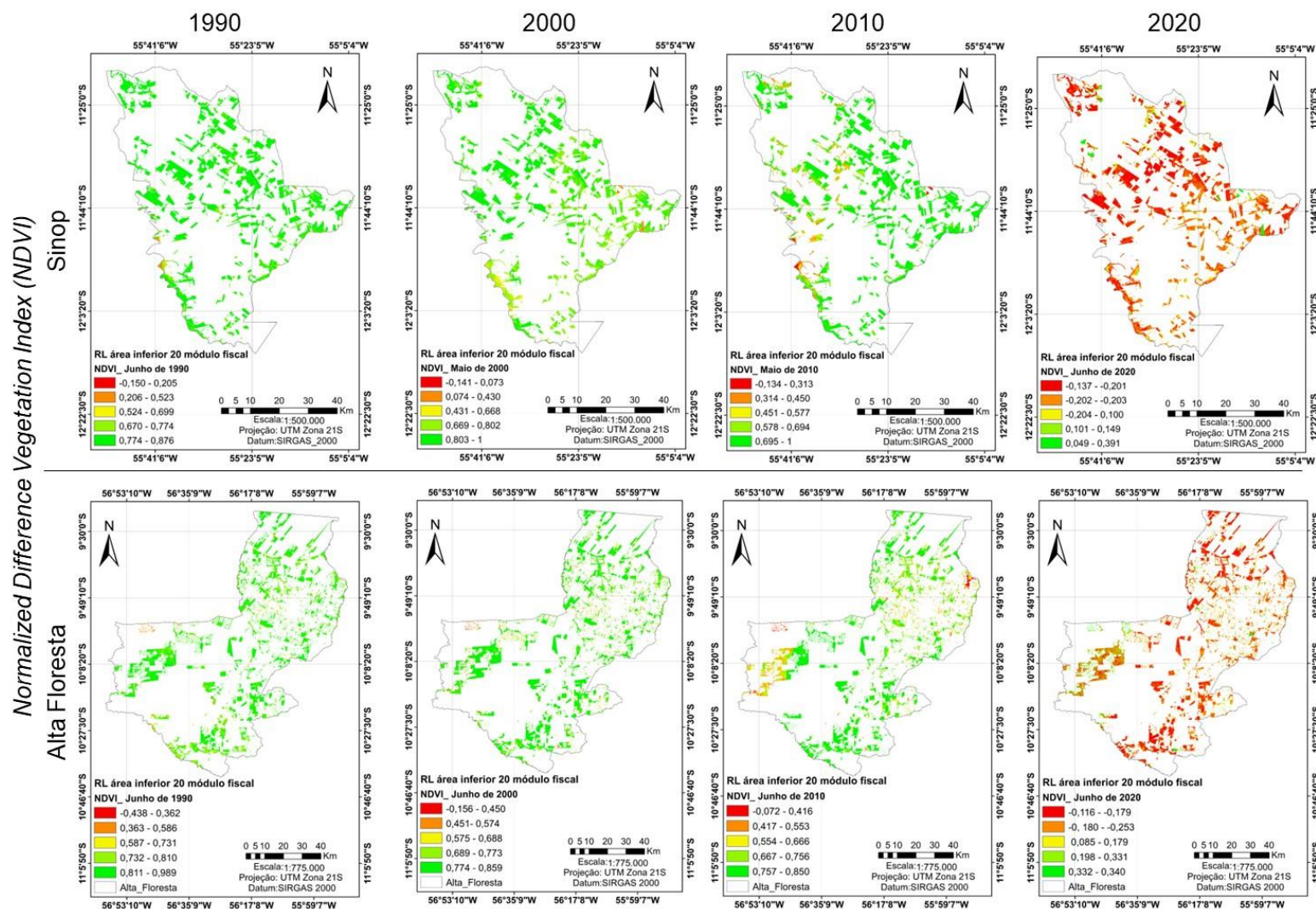


Figura 4. Análise temporal inferior dos 20 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020

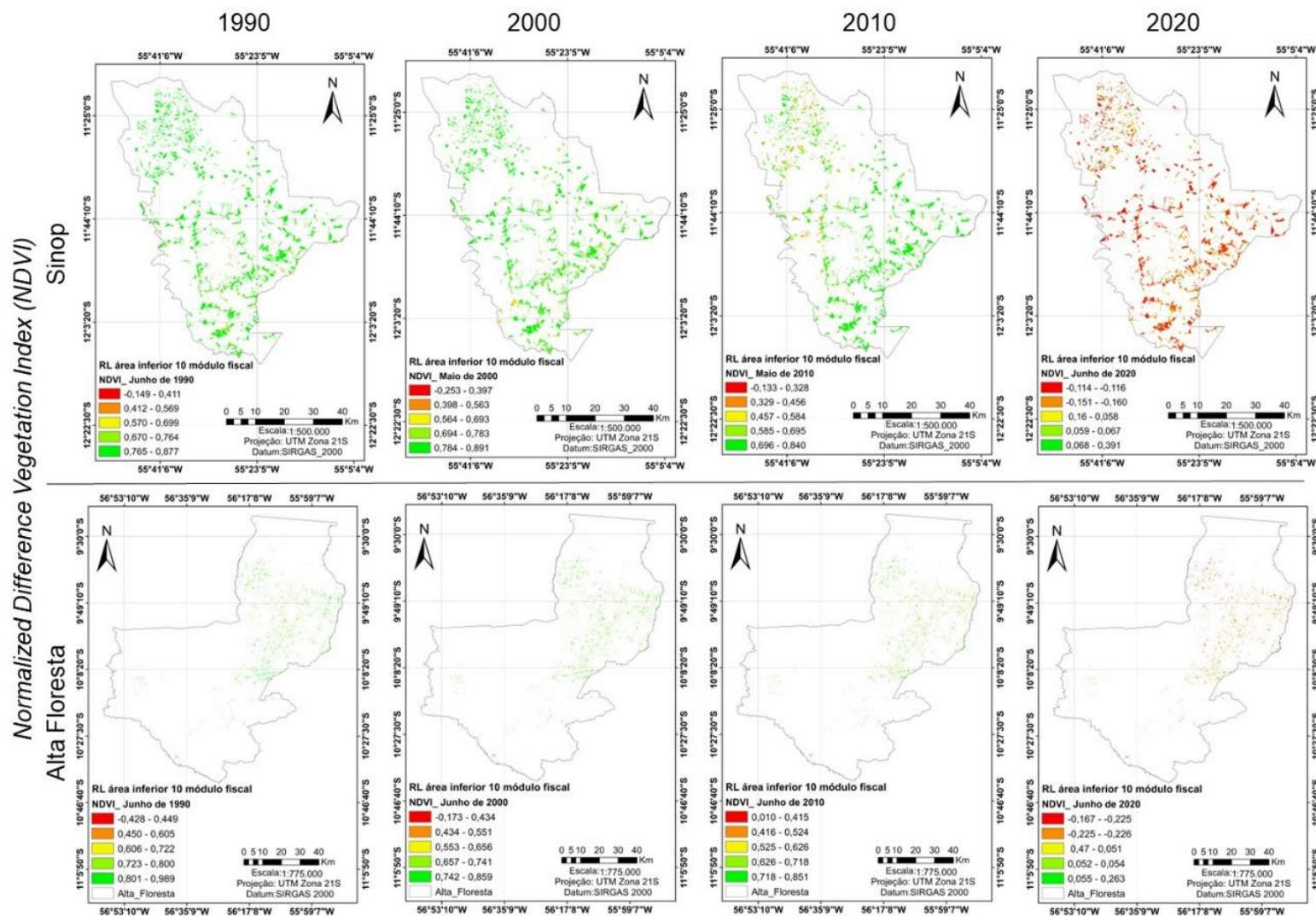


Figura 5. Análise temporal inferior dos 10 módulos fiscais em Reserva legal, no período de 1990 a 2020

Análise de significância do NDVI em *Moran I* em RL em área superior a 20 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das grandes propriedades rurais superiores a 20 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância no norte do município de Sinop, enquanto em Alta Floresta a concentração ocorre na região sul. Sinop apresentou a significância de 9, e, em Alta Floresta, foi de 3 com a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 10 e em Alta Floresta foi de 25 com a correlação de Pearson (p) 0.05. No ano de 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 9 e em Alta Floresta foi de 1, e a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2020 a significância foi de 4 em Sinop e Alta Floresta computou 15 com a correlação de Pearson (p) 0.05, representado na Figura 6.

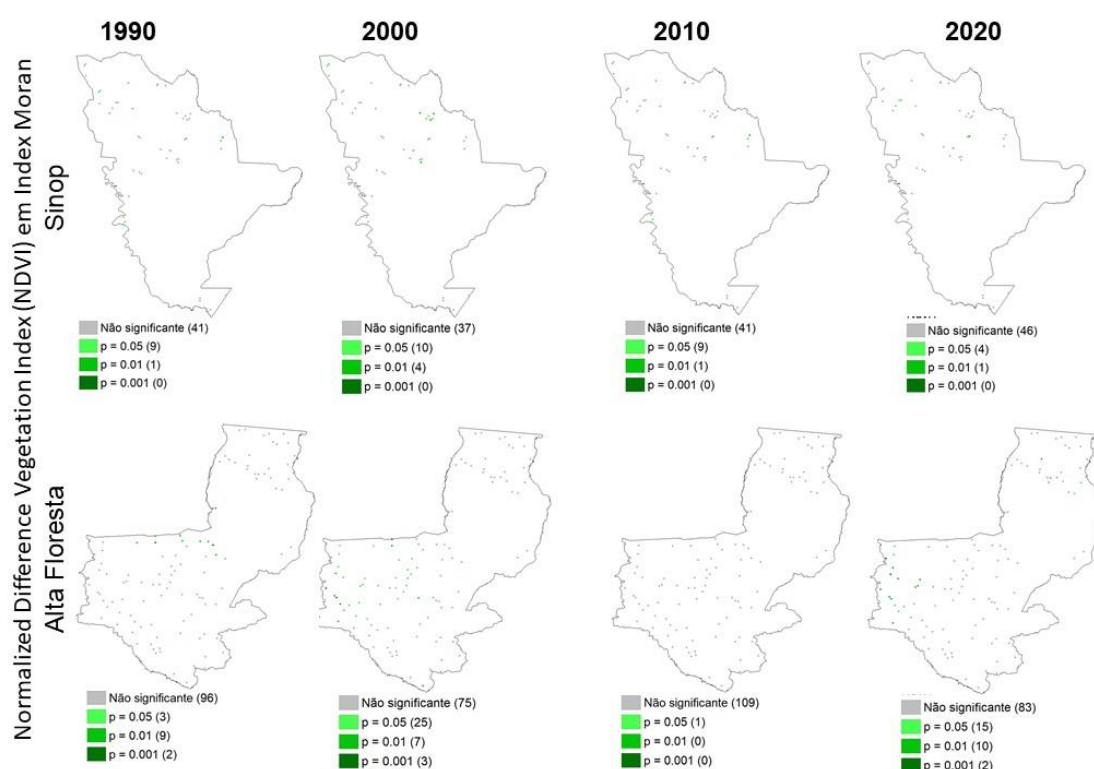


Figura 6. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (superior a 20 módulos).

Análise de significância do NDVI em Moran I em RL em área inferior a 20 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das médias propriedades rurais inferiores a 20 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância aleatória distribuída pelo município de Sinop, mas, em Alta Floresta, o aglomerado ocorre nas regiões norte e sul (Figura 7). Em Sinop, o valor alcançou 22 e, em Alta Floresta, 73 com a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 50; em Alta Floresta, 140 com a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 26; em Alta Floresta, 174, e a correlação de Pearson (p) 0.05. No ano de 2020, a significância foi de 31 em Sinop e Alta Floresta computou 168 com a correlação de Pearson (p) 0.05.

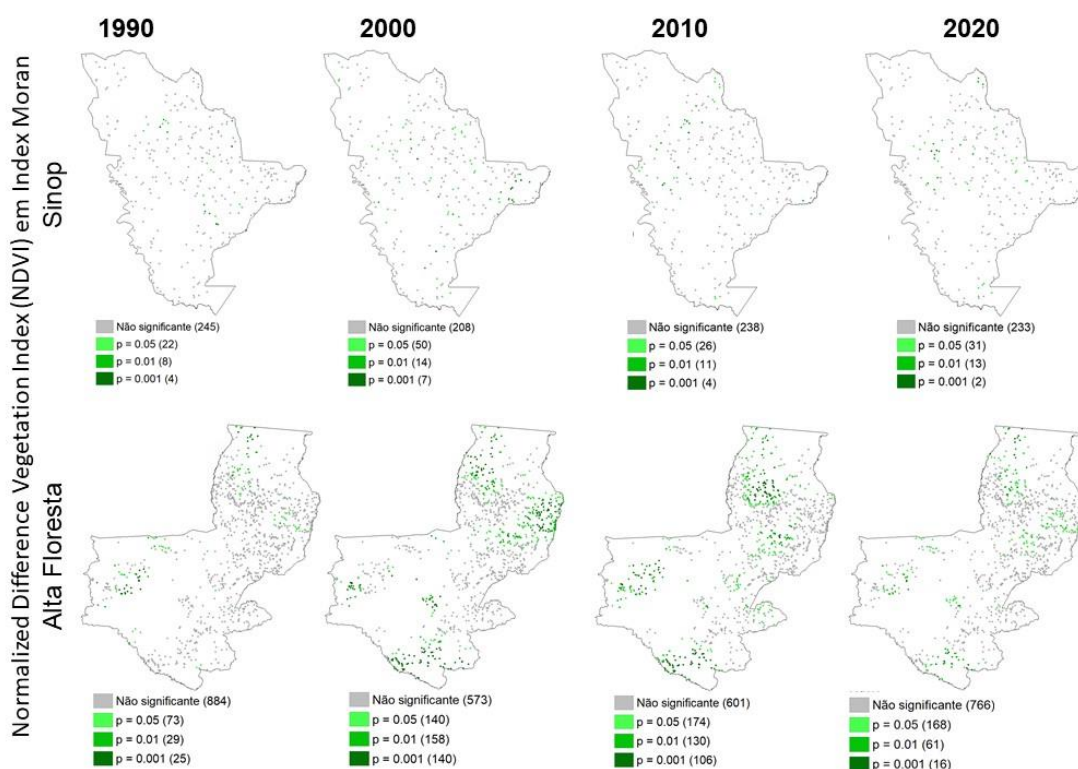


Figura 7. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (inferior a 20 módulos).

Análise de significância do NDVI em *Moran I* em RL em área inferior a 10 módulos

No ano de 1990, na vegetação da RL das pequenas propriedades rurais inferiores a 10 módulos fiscais, os dados de autocorrelação espacial do *Moran I* no índice de NDVI, apresentaram alta concentração de significância na região norte e sul do município de Sinop, enquanto Alta Floresta apresenta-a na região sul (Figura 8). Sinop apresentou a significância de 355 e Alta Floresta, 634 com a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2000, Sinop computou em *Moran I* a significância de 279; Alta Floresta, 836 com a correlação de Pearson (p) 0.05. Em 2010, Sinop registrou no *Moran I* a significância de 424; em Alta Floresta, 735, e a correlação de Pearson (p) 0.05. No ano de 2020, a significância foi de 199 em Sinop e Alta Floresta computou 255 com a correlação de Pearson (p) 0.05.

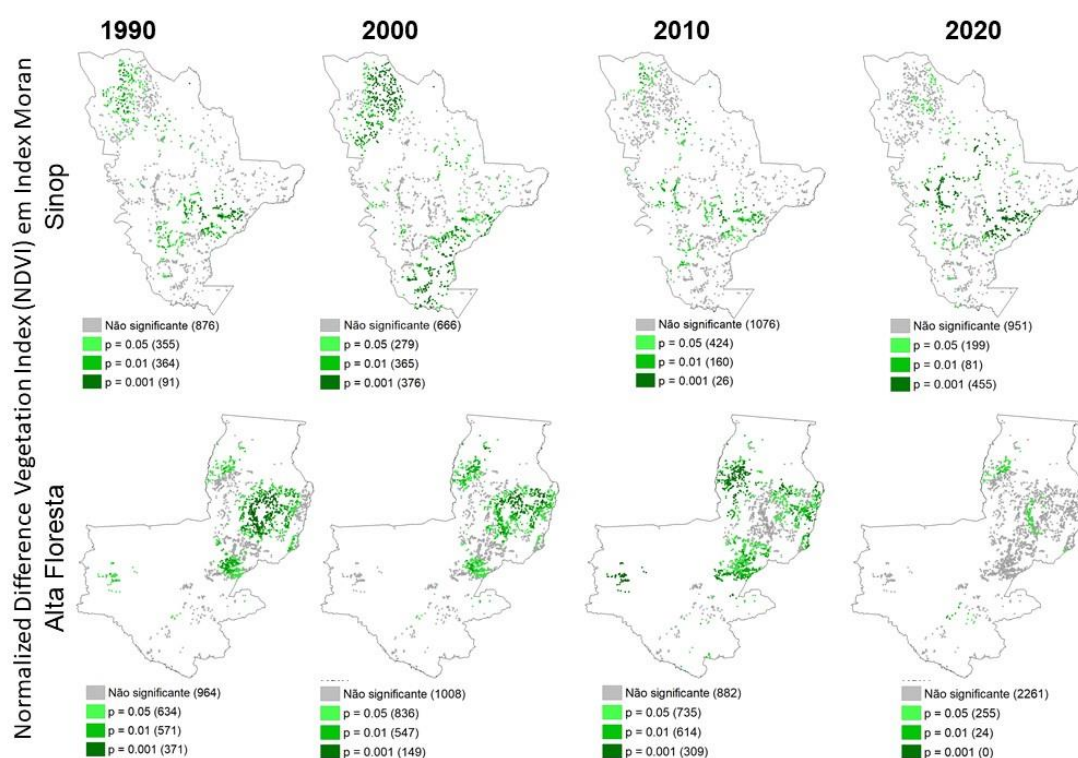


Figura 8. Mapa de significância do NDVI em *Moran I* em Reserva Legal (inferior a 10 módulos fiscais).

ANÁLISE DISPERSÃO DO NDVI EM MORAN I

Os dados na área do NDVI mostram um padrão de linha reta que tem uma tendência positiva entre 1990, 2000 e 2010 (Figura 9 A.B.C); porém, em 2020, os dados mostram um padrão de propagação de um ponto e não têm valor atípico.

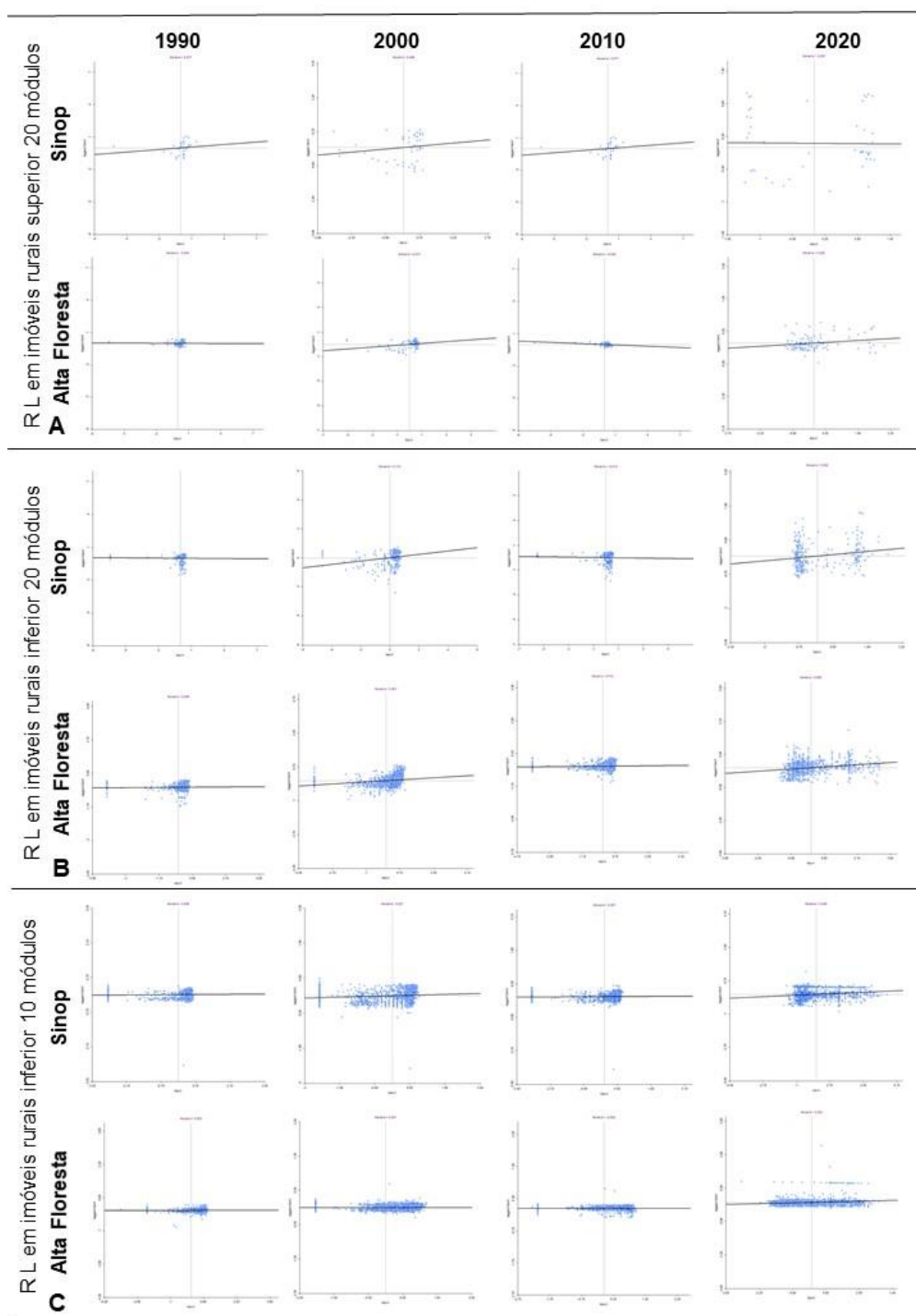


Figura 9. A.B.C. Gráfico de dispersão do NDVI em *Moran I*

DISCUSSÃO

A importância da Vegetação em RL e APP em escala local

Conforme o Código Florestal, o percentual em RL de 80% de vegetação nativa é cobrado em todos os municípios localizados na Floresta Amazônica a fim de beneficiar toda a sociedade pelos serviços fornecidos pelos ecossistemas florestais devidamente conservados e funcionando adequadamente (BRASIL, 2012).

Essas áreas de RL e APP fornecem *serviços ecossistêmicos de suporte* que beneficiam o bem-estar humano na melhoria da qualidade de vida pela disponibilidade de serviços essenciais, como oferta de água, manutenção da qualidade do ar (METZGER et al., 2019), regulação do clima, suporte da biodiversidade, remoção de carbono. Além disso, a vegetação da APP influencia na quantidade e qualidade da disponibilidade de água das nascentes, córregos, rios e lagos, sendo que esses mananciais na maioria das vezes são utilizados como prestadores de serviço de pivô de irrigação em produção agrícola (BIGGS et al., 2019).

Ainda, a vegetação nativa de RL é prestadora de *serviços ecossistêmicos* à manutenção de ciclos hidrológicos, regulação dos sistemas climáticos, controle biológico de pragas, manutenção e fertilidade do solo, e polinização de nutrientes (NÓBREGA et al., 2020). Portanto, assegurar a existência da RL no interior dos imóveis rurais nos diferentes módulos fiscais garante a proteção das APPs.

Conforme afirmaram Freitas et al. (2018), manter a proteção da vegetação nativa da RL é de suma importância para a manutenção dos mananciais hídricos (KOCH et al., 2019), pois, pela maioria das declarações dos proprietários inseridos no sistema do Cadastro Rural – CAR, cerca de 70% nos municípios citados, consta que as APPs estão inseridas dentro dos limites da RL.

Entretanto, a expansão da atividade agropecuária no limite da área de RL é uma das grandes preocupações ambientais na Floresta Amazônica (MOFFETTE; SKIDMORE; GIBBS, 2021). Esse uso da RL como espaço produtor traz resultados ambientais negativos em todos os serviços ecossistêmicos de suporte da floresta, afetando principalmente os mananciais e os habitats da fauna e flora (STABILE et al., 2020).

Os municípios foco desta pesquisa perderam Reserva Legal nos últimos 30 anos. Outros estudos relataram que os déficits nos municípios citados foram gerados pela expansão da monocultura e da pecuária (BARBOSA et al., 2018; KOHLER et al., 2021). Portanto, o avanço da atividade agropecuária na RL ocorre com frequência no norte mato-grossense, assim como em toda a Amazônia Legal brasileira (SANTOS et al., 2021). A Floresta Amazônica e os seus serviços estão ameaçados pelas constantes mudanças na dinâmica e na estrutura do ecossistema (BULLOCK et al., 2020; NÓBREGA et al., 2020).

De acordo com Figueiredo, Cak e Markewitz (2020), nos últimos 20 anos, todos os tipos de propriedades rurais de pequenos, médios e grandes agricultores representam um importante grupo que impulsiona os impactos na mudança da cobertura fundiária na região da Floresta Amazônica, bem como suas atividades podem influenciar no desaparecimento de nascentes, córregos e até pequenas bacias hidrográficas (PRETO et al., 2022).

A atividade econômica da agropecuária desenvolvida no ambiente da Floresta Amazônica depende do funcionamento dos ciclos hidrológicos que alimentam os mananciais (BIGGS et al., 2019). A fragmentação da mata de APP interfere no serviço ecossistêmico fornecido pela vegetação, no controle de cargas de sedimentos do solo e impedem a modificação das estruturas dos córregos e rios, resultando no aumento da temperatura e alteração da qualidade da água por material erosivo (NEILL et al., 2017).

Em contrapartida, os *serviços ecossistêmicos de suporte* fornecidos por paisagens de APPs intocadas são essenciais para a manutenção da biodiversidade da fauna e flora, regulação da qualidade da água e abastecimento das zonas rural e urbana, assim como para o armazenamento de carbono do solo (GUSWA et al., 2014). Um estudo de Nóbrega et al. (2020) demonstra que a zona ribeirinha sustenta os *serviços ecossistêmicos*, proporcionando uma intensa sinergia entre a biodiversidade vegetal e a qualidade do solo e da água.

Quando esses ambientes de vegetação protegida nos imóveis rurais estão sob ameaça de mudanças antropogênicas, a vegetação da RL e APP é geralmente um dos primeiros componentes ecossistêmicos afetados pelos desmatamentos (FIGUEIREDO; CAK; MARKEWITZ, 2020; NÓBREGA et al.,

2020). Portanto, a supressão da vegetação na área de preservação permanente pode resultar em impactos significativos nos processos dos serviços hidrológicos e biogeoquímicos dos mananciais (BLEICH et al., 2014).

Padrão semelhante foi encontrado no norte de Mato Grosso, onde a floresta da cabeceira era geralmente mais degradada que as matas ciliares e tanto os grandes quanto os pequenos proprietários limpavam suas manchas de cabeceira muito além das disposições legais, muitas vezes removendo-as completamente (ZIMBRES; MACHADO; PERES, 2018). Nessas áreas de estudo, há intensa atividade agropecuária e utilização de corpos hídricos para a irrigação, assim como uso para sedimentação de animais no recorte de estudo desta pesquisa.

Para Ballester et al. (2020), a extensão do desmatamento nessas Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal denotam vulnerabilidade, gerando impactos antrópicos e ameaças à segurança hídrica. Os efeitos locais da perda dos serviços de suporte pela degradação florestal nesses municípios provavelmente terão consequências cumulativas mais amplas no futuro (CASTELLO et al., 2013).

As mudanças nos serviços de suporte em APP e RL não são endêmicas da área pesquisada. São alterações generalizadas presentes em outros municípios da Floresta Amazônica no norte de Mato Grosso. Em Querência, MT, por exemplo, os déficits de vegetação ribeirinha são de 11% em propriedade que faz uso da terra para atividade agropecuária. São José do Xingu apresenta o maior déficit – 29% de APP – encontrado no imóvel rural que faz uso da terra para atividade de pecuárias para criação de bovinos (PRETO et al., 2022). Nova Marilândia possui 1.706 hectares de fragmentos de APPD para recomposição, sendo que, desse total, 1.594 ha apresentaram baixo nível de NDVI: entre 0.0 a 0.1 (WEBBER et al., 2022).

O monitoramento e a manutenção da vegetação em escala local

O monitoramento da floresta em escala local nos imóveis rurais separados pelos módulos fiscais nas Reservas Legais demonstrou que o índice de NDVI em *Moran I* das três primeiras décadas corresponde à refletância da cobertura

vegetativa do solo – 1990, 2000, 2010 – possui correlação espacial de valores positivos. Em outra área remota na Floresta Amazônica (RUDKE et al., 2020), o Índice Moran em escala local respondeu com alta relevância de correlação espacial para identificar vulnerabilidade e pressão ambiental em áreas protegidas. A autocorrelação espacial apresentada pelo RL, portanto, sugere que áreas semelhantes são geralmente mais próximas umas das outras. Infere-se, então, que as áreas de Reservas Legais Degradadas (RLD) são vulneráveis pela alteração do uso da terra e estão interligadas umas às outras, enquanto as áreas RL vegetadas estão agrupadas.

O recente estudo de Gao et al. (2021) mostra que alterações na Floresta Amazônica aumentam a vulnerabilidade do estado hídrico da vegetação, o qual fica altamente afetado pela variabilidade da água do solo em todas as áreas com pouca vegetação, como arbustos abertos, plantações e pastagens. Conforme Lapola et al. (2023) descreveram, nas áreas amazônicas que estão degradadas o processo de evapotranspiração na estação seca reduz em até 34% e causa a perda de biodiversidade, além de modificação da vegetação remanescente.

Em estudo recente de Parsamehr et al. (2023), foi indicado que a degradação da floresta é a principal fonte dominante de emissões de CO₂ armazenado na biomassa vegetal na Amazônia Legal. Nesse mesmo trabalho, os estudiosos relatam que o carbono orgânico sequestrado da atmosfera via fotossíntese da vegetação, transferindo para a biomassa da planta e depois para o solo, onde é armazenado na forma de carbono orgânico, é perdido pelo desmatamento da Floresta Amazônica (PARSAMEHR et al., 2023).

Tavares Silva et al. (2021), em pesquisa realizada em Belém do Pará, encontraram na estatística de *Moran I* áreas formadas por aglomerados de valores semelhantes entre os vizinhos mais vulneráveis, com autocorrelação de significância espacial positiva de alteração do uso da terra, o que levou à mudança em escala local da temperatura da superfície.

Em outro estudo, Tiemann e Ring (2022) apontam que essa alteração da vegetação no uso da terra proporciona indicadores biofísicos no solo e na água que afetam de forma indireta a qualidade do fluxo de *serviços ecossistêmicos* da floresta.

As análises ilustram a influência das mudanças de uso da terra da RL em todos os módulos fiscal no ano de 2020. Le Clec'h et al. (2017) apontaram na época que a oferta de *serviços ecossistêmicos* da Floresta Amazônica sofreu efeitos na alteração da heterogeneidade do ambiente natural e biofísico provocados pelo desmatamento.

É importante enfatizar que, no trabalho de Vitor Borges da Silva et al. (2022), foi destacada a existência de baixa ecoeficiência na produção agropecuária dos municípios amazônicos pela mensuração de autocorrelação em *Moran I*, o que permitiu visualizar a existência de padrões espaciais de efeitos relacionados ao desmatamento e à deterioração da diversidade biológica da Floresta Amazônica, especialmente em área de produção agrícola e pecuária com baixa preservação de áreas de APP e RL.

Com isso, forma-se a mudança de RL compensada para outra escala fora dos municípios de origem em vez de realizar a recuperação de área de RLD nos municípios de Sinop e Alta Floresta. Para Brito (2020), era mais viável compensar essa RL em outra escala dentro da Bacia Amazônica do que fazer a restauração porque o valor de terra no mercado indicava que as terras desmatadas eram avaliadas, em média, três vezes mais do que as florestas e seus *serviços ecossistêmicos*, atingindo seis vezes mais quando comparadas ao preço de áreas florestais de baixo valor, com áreas desmatadas adequadas à agricultura (BRITO, 2020). O Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) permite compensar o déficit de RL e todos os *serviços ecossistêmicos* de ambos os municípios citados para outra escala.

A floresta degradada agrava a pobreza nos *serviços ecossistêmicos* da RL localizada na Floresta Amazônica e reflete diretamente nas pequenas áreas rurais que estão no entorno de grandes imóveis rurais. A comunidade vizinha sobrevive da agricultura de subsistência em escala local e necessita dos *serviços ecossistêmicos* prestados pela floresta (CÓRDOBA et al., 2019). A recuperação da vegetação da RL é crucial para a manutenção da função dos *serviços ecossistêmicos* dentro e fora dos imóveis rurais (NÓBREGA et al., 2020; URZEDO et al., 2020).

A primeira alternativa para o cumprimento do déficit de RL dentro da propriedade rural é manter o *serviço ecossistêmico de suporte*, permitindo a manutenção e a fertilidade do solo no processo de regeneração natural da vegetação, como o incremento de plantio de árvores nativas *in loco*.

A segunda opção é levar esses *serviços ecossistêmicos* prestados para a escala regional, ou seja, para fora da propriedade rural, compensando áreas de Unidades de Conservação que já são fornecedoras de *serviços ecossistêmicos* para a sociedade no seu entorno. A primeira alternativa é uma potencial aliada da restauração florestal, mas depende das políticas que induzem os agricultores a restaurar (NUNES et al., 2016).

Em outra pesquisa, Pacheco et al. (2021) indicaram que as chances de os agricultores mato-grossenses adotarem o cumprimento do déficit de LR pelo Programa de Regularização Ambiental (PRA) aumentam entre os agricultores mais velhos, que reconhecem que há esse déficit de RL dentro de suas propriedades rurais. A única resistência é a daqueles que não reconhecem ter déficits de RL nos seus imóveis rurais.

Seria importante que fossem resolvidas todas as irregularidades e déficits em RL dentro das propriedades rurais em escala local para sua recuperação, pois são fundamentais para fortalecer a prestação dos *serviços ecossistêmicos* na Floresta Amazônica.

CONCLUSÃO

O acumulado de perda de vegetação levou à mudança no vigor da vegetação nas áreas de vegetação protegida, Reserva Legal e Área de Preservação Permanente no ano de 2020, nos imóveis rurais dos três módulos fiscais. As APPs afetadas pelo desflorestamento deixaram de ofertar os serviços de suporte da vegetação no entorno de nascentes, bem como proteção das margens dos córregos, rios e lagos, o que evita o assoreamento do solo.

A mudança no vigor da vegetação ocasionado pelo desmatamento da Floresta em Reserva Legal impactou diretamente a prestação de serviço ecossistêmico de suporte, afetando pontualmente o habitat para a fauna e a flora, a reposição de sementes, assim com o manejo de produtos não madeireiros

obtidos dos ecossistemas, tais como frutos, cipós e folhas. Para que os imóveis rurais possam manter os serviços ecossistêmicos de suporte em escala local, os déficits de RL devem ter o cumprimento no limite da propriedade, permitindo a manutenção e a fertilidade do solo no processo de regeneração natural da vegetação, como incremento de plantio de espécies nativas.

REFERÊNCIAS

AABEYIR, R.; PEPRAH, K.; HACKMAN, K. O. Spatio-temporal pattern of urban vegetation in the central business district of the Wa municipality of Ghana. **Trees, Forests and People**, v. 8, n.100261, p. 1-20, jan. 2022.

ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Handbook of Applied Spatial Analysis**, v.1, p. 73–89, 2010.

BALLESTER, M. V. R.; GARCIAL, A. S.; RIZZO, R.; VILELAL, V. M. F.; NAKAIL, É. S.; PRETO, M. D. F.; CASARIN, L. P.; TOURNE, D. M. Soil functions and land management: Potential synergies and tradeoffs at the tropical agricultural frontier (Brazil). **Land use Changes: Management and Applications**, v.5, n.1, p. 59–81, feb. 2020.

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.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–7, mar. 2018.

BIGGS, T. W.; SANTIAGO, T. M. O.; SILLS, E.; CAVIGLIA-HARRIS, J. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2381–2394, sep. 2019.

BLEICH, M. E.; MORTATI, A. F.; ANDRÉ, T.; PIEDADE, M. T. F. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 4, p. 657–676, dec. 2014.

BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRITO, B. The pioneer market for forest law compliance in Paragominas, Eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 94, n. 104310, p. 104310, may 2020.

BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; SOUZA, C.; OLOFSSON, P. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956–2969, sep. 2020.

CASTELLO, L.; MCGRATH, D. G.; HESS, L. L.; COE, M. T.; LEFEBVRE, P. A.; PETRY, P.; MACEDO, M. N.; RENÓ, V. F.; ARANTES, C. C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 217–229, april. 2013.

CHAVE, J.; DAVIES, S. J.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; SIST, P.; SCHEPASCHENKO, D.; ARMSTON, J.; BAKER, T. R.; COOMES, D.; DISNEY, M.; DUNCANSON, L.; HÉRAULT, B.; LABRIÈRE, N.; MEYER, V.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; SCIPAL, K.; SAATCHI, S. Ground Data are Essential for Biomass Remote Sensing Missions. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 863–880, dec. 2019.

CÓRDOBA, D.; JUEN, L.; SELFA, T.; PEREDO, A. M.; MONTAG, L. F. de A.; SOMBRA, D.; SANTOS, M. P. D. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 109, n. 8, p. 1-21, april. 2019

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, n 25, p. 1–16, out. 2017.

EMBRAPA. **Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural**. Campinas, SP, 2022. Disponível em: <www.embrapa.br/car>. Acesso em: 27 out. 2022.

FIGUEIREDO, R. O.; CAK, A.; MARKEWITZ, D. Agricultural impacts on hydrobiogeochemical cycling in the Amazon: Is there any solution? **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, p. 1–14, marc. 2020.

FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; PERSSON, U. M.; ENGLUND, O.; BARRETTO, A.; MÖRTBERG, U. Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 665–670, sep. 2018.

GAO, L.; EBTEHAJ, A.; CHAUBELL, M. J.; SADEGHI, M.; LI, X.; WIGNERON, J. P. Reappraisal of SMAP inversion algorithms for soil moisture and vegetation optical depth. **Remote Sensing of Environment**, v. 264 n. 1, p. 1-20, april. 2021.

GUSWA, A. J.; BRAUMAN, K. A.; BROWN, C.; HAMEL, P.; KEELER, B. L.; SAYRE, S. S. Ecosystem Services: Challenges and Opportunities for Hydrologic

Modeling to Support Decision Making. **Resources Research**, v. 50, p. 4535–4544., may. 2014.

IBGE. **Manual técnico de geologia**. 1 ed. Rio de Janeiro, 1998.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2012.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3 ed. Rio de Janeiro, 2015.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2009.

IBGE. **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil**. 1 ed. Rio de Janeiro, 2021

INPE. **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. 1 ed. São Paulo, 2019.

ISA. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; MARIA, T.; GADDA, C.; WALTER, J. P. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy: summary for policy makers. **Biota neotropica**, v. 4, n. 4, p. 1-8, sep. 2019.

KOCH, N.; ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; WEHKAMP, J.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCHWERHOFF, G. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon, **Oxford University Press**, v. 101, n. 3, p. 919-940, mar. 2019.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; CASTRILLON, I.; LIMA, T. E. Desmatamento e degradação das microbacias hidrográficas de captação ao abastecimento urbano: a produção do déficit hídrico na cidade de Alta Floresta, MT. **Ciência Geográfica**, v. 25, n. 3, p. 1–24, apr. 2021.

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.; 15, 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. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, mar. 2023.

LE CLEC'H, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions

for the Case of Deforested Areas Within the Amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216–236, may. 2018.

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. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 1-15, jun.2021.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, july. 2019. a.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104–116, sep. 2019. b.

MOFFETTE, F.; SKIDMORE, M.; GIBBS, H. K. Environmental policies that shape productivity: Evidence from cattle ranching in the Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 109, n. 102490, p. 1-21, sep. 2021.

MORAN, P. A. P. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. **Oxford Journal**, v. 37, n. 1, p. 17–23, jun.1950.

NEILL, C.; JANKOWSKI, K. J.; BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEEGAN, L. A.; MACEDO, M. N.; RISKIN, S. H.; PORDER, S.; ELSENBEEER, H.; KRUSCHE, A. V. Surprisingly Modest Water Quality Impacts From Expansion and Intensification of Large-Sscale Commercial Agriculture in the Brazilian Amazon-Cerrado Region. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n.1, p. 1-5, jun. 2017.

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. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, n.1, p. 819–834, feb. 2020.

NUNES, S.; GARDNER, T.; BARLOW, J.; MARTINS, H.; SALOMÃO, R.; MONTEIRO, D.; SOUZA, C. Compensating for past deforestation: Assessing the

legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. **Land Use Policy**, v. 57, n.1, p. 749–758, nov. 2016.

OKIDA, D. T. S.; DE CARVALHO JÚNIOR, O. A.; DE CARVALHO, O. L. F.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Relationship between Land Property Security and Brazilian Amazon Deforestation in the Mato Grosso State during the Period 2013–2018. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1-20, feb. 2021.

OVIEDO, A.; PEREIRA, L. W.; AUGUSTO, C. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PACHECO, R.; RAJÃO, R.; VAN DER HOFF, R.; SOARES-FILHO, B. Will farmers seek environmental regularization in the Amazon and how? Insights from the Rural Environmental Registry (CAR) questionnaires. **Journal of Environmental Management**, v. 284, n.112010, p. 1-20, april. 2021.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, july. 2022.

REY, S. J.; ANSELIN, L. PySAL: A Python Library of Spatial Analytical Methods. **The Review of Regional Studies**, v. 37, n. 1, p. 5–27, sep. 2007.

RUDKE, A. P.; SIKORA DE SOUZA, V. A.; SANTOS, A. M. Dos; FREITAS XAVIER, A. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MARTINS, J. A. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: A GIS- and remote sensing-based assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 263, n.110392, p 1-20, jun. 2020.

SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; RUDKE, A. P.; MELO, S. N. D. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: assessing new spatial predictors. **Journal of Environmental Management**, v. 294, n. 1, p. 20-22, sep. 2021.

SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X. Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; SOUZA, R. C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOŠ, V.; JZU ERMGASSEN, E. K. H.; VALIN, H.; RAMOS, F. M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, n. 074021, p. 1-21, sep. 2018.

SOUZA, L.R.; CIRNE, M. B. **40 Anos da Política Nacional de Meio Ambiente**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <https://repositorio.uniceub.br/jspui/handle/prefix/15159>. Acesso em: 22 dez 2022.

SPAROVEK, G.; REYDON, B. P.; GUEDES PINTO, L. F.; FARIA, V.; DE FREITAS, F. L. M.; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARDNER, T.; HAMAMURA, C.; RAJÃO, R.; CERIGNONI, F.; SIQUEIRA, G. P.; CARVALHO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, n. 104062, p. 1-20, sep. 2019.

STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, n. 104362, p 1-21, april. 2020.

TAVARES SILVA, M.; DA SILVA MARGALHO, E.; AFONSO DE OLIVEIRA SERRÃO, E.; CARTAXO DE SOUZA, A.; DE SÁ SOARES, C.; ANTONIO COSTA DOS SANTOS, C.; BARBOSA DA SILVA, B. Application of Spatial Modeling of Biophysical Variables in an Urbanized Area in the Amazon: The Case of the Metropolitan Area of Belém-Pará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 2, p. 271–283, sep. 2021.

TIEMANN, A.; RING, I. Towards ecosystem service assessment: Developing biophysical indicators for forest ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 137, n.108704, p. 1-20, april. 2022.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, mar. 2020.

USGS. **Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description**. Ed. Geological Survey Open-File Report. Virginia, USA, 2013. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/ofr13_1057.pdf. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat Missions: Imaging the Earth Since 1972**. Ed. Landsat Missions Timeline. Virginia, USA, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-mission- s.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. Ed. Geological Survey Open-File Report. South Dakota, USA, 2018. Disponível em: <https://dl.icdst.org/pdfs/files/2512b7ec8c34f3a7330e7fa339792e5e.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

VITOR BORGES DA SILVA, J.; ROSANO-PEÑA, C.; MÁRCIA VIANA MARTINS, M.; CASTRO TAVARES, R.; HENRIQUE BORGES DA SILVA, P. Ecoeficiência da produção agropecuária na Amazônia brasileira: fatores determinantes e dependência espacial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, p. 250–271, out. 2022.

WEBBER, A.; RAMOS, P.; NEVES, S. M.; DALLACORT, R. Índice integral de conectividade aplicado na seleção de áreas de preservação permanentes prioritárias à recomposição no município de Nova Marilândia, Mato Grosso – Brasil. **Geo UERJ**, v. 41, n. 9, p. 1–22, set. 2022.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STAAL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, otco. 2017.

ZIMBRES, B.; MACHADO, R. B.; PERES, C. A. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. **Land Use Policy**, v. 72, n. 2, p. 354–363, aug. 2018.

ZHOU, X.; ZHANG, X.; WANG, B. Online Support Vector Machine: A Survey and Computing. **Advances in Intelligent Systems and Computing**, v. 382, n.1, p. 269–278, sep. 2016.

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

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 com redução da vegetação em todas as categorias fitoecológicas da Floresta Amazônica nos municípios de Alta Floresta e Sinop. As modificações dessas composições fitoecológicas foram impulsionadas através da expansão agropecuária em Alta Floresta que computou 50,6% (452.808 hectares), em Sinop 40,54% com uma área de 165.771 hectares em comparação com o ano de 1990 que era menor o uso da terra, 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 e as modificações dessas categorias fitoecológicas foram impulsionadas através da expansão das atividades agropecuárias.

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 with a reduction in vegetation in all phytoecological categories of the Amazon Forest in the municipalities of Alta Floresta and Sinop. The changes in these phytoecological compositions were driven by agricultural expansion in Alta Floresta, which accounted for 50.6% (452,808 hectares), in Sinop 40.54% with an area of 165,771 hectares compared to the year 1990, when the use of land, 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 and the changes in these phytoecological categories were driven by the expansion of agricultural activities.

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 (JOLY et al., 2019). 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 (BARROS et al., 2019). 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; LE CLEC'H et al., 2018).

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; Ver FEARNSIDE et al., 2005).

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, 2019; ISA, 2019). 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; SOUZA; FERREIRA, 2022). 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, 1992, 2022).

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.

MATERIAIS E MÉTODOS

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 arborizado 5,7%; floresta ombrófila aberta 5,5% e floresta ombrófila densa 1,5% conforme revela a Figura 1 (IBGE, 2012).

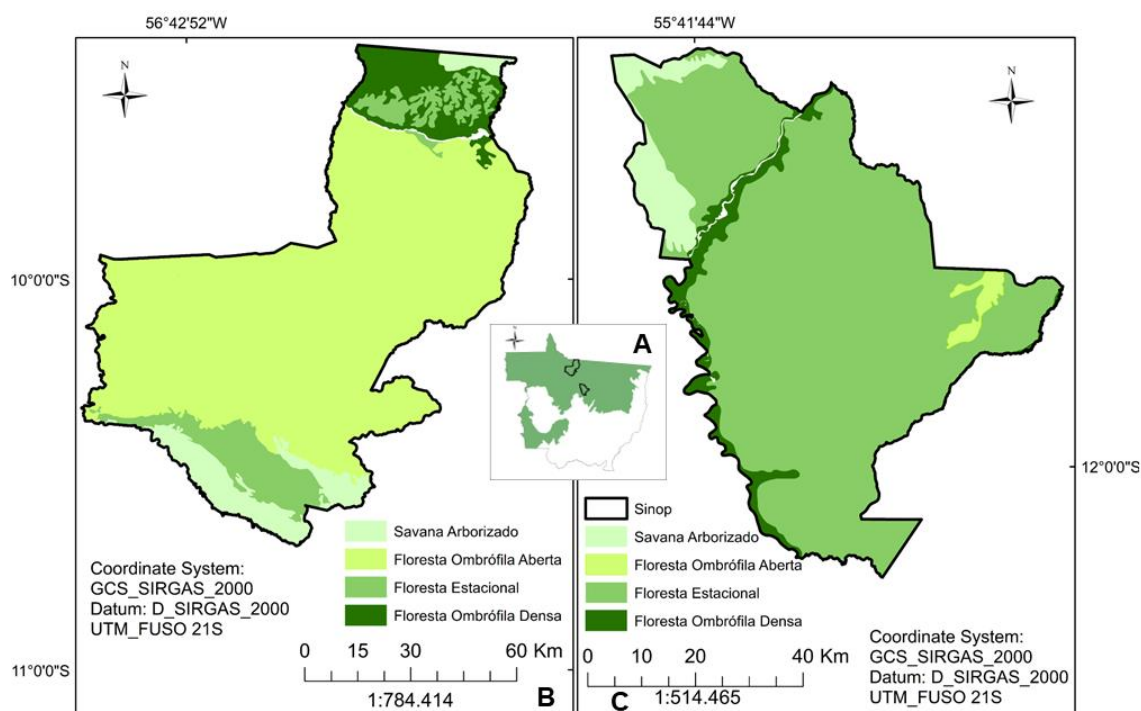


Figura 1. Composição fitoecológica dos Municípios de Alta Floresta (B) e Sinop (C).

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; JUSTICE; LIU, 1994; HUETE; JACKSON; POST, 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): $NDVI = (p_NIR - p_red) / (p_NIR + p_red)$

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 (CREMONEZ 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).

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									

Obs. Os cenários I e II estão representados nos mapas temáticos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Classificação fitoecológica atual da cobertura vegetal

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.

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).

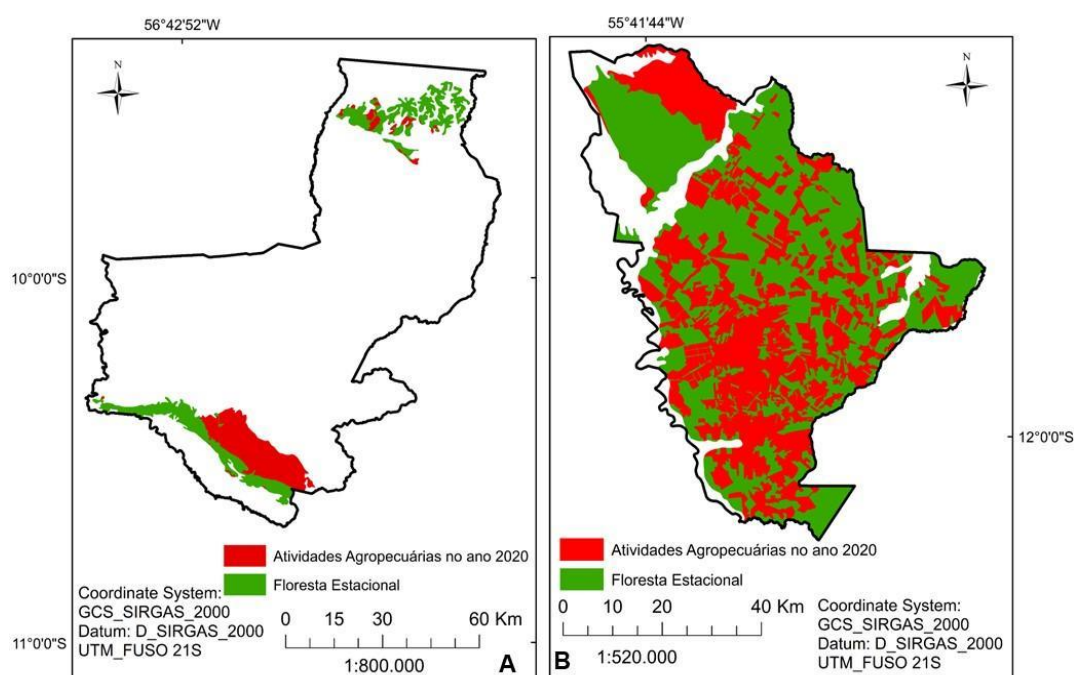


Figura 2. Atividade agropecuária sobre a Floresta Estacional dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

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).

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).

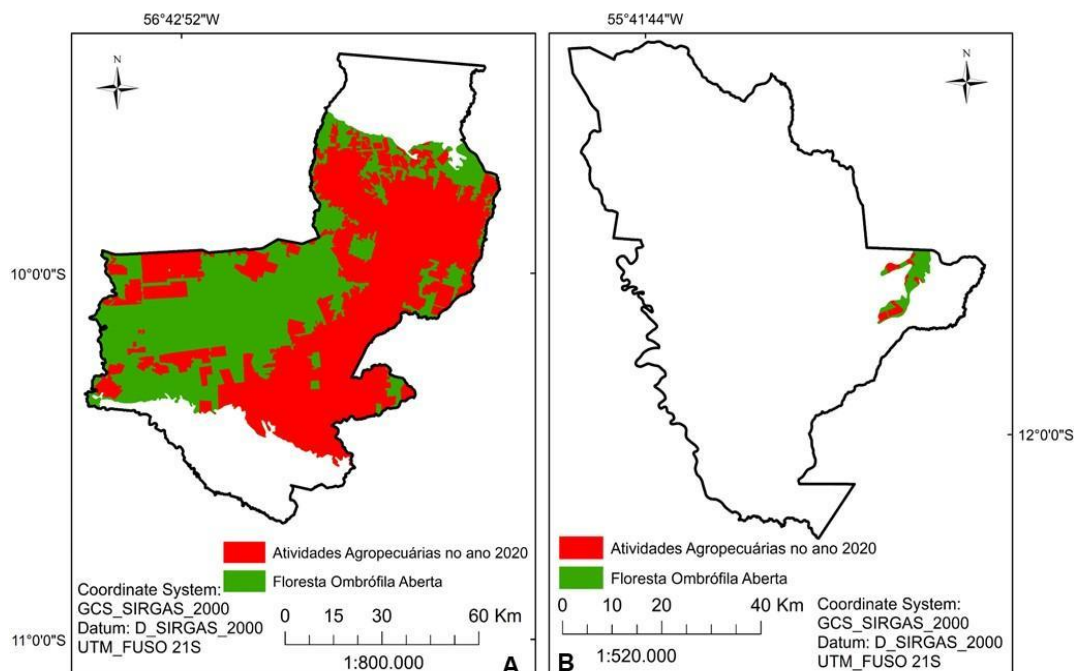


Figura 3. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Aberta dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

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).

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).

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.

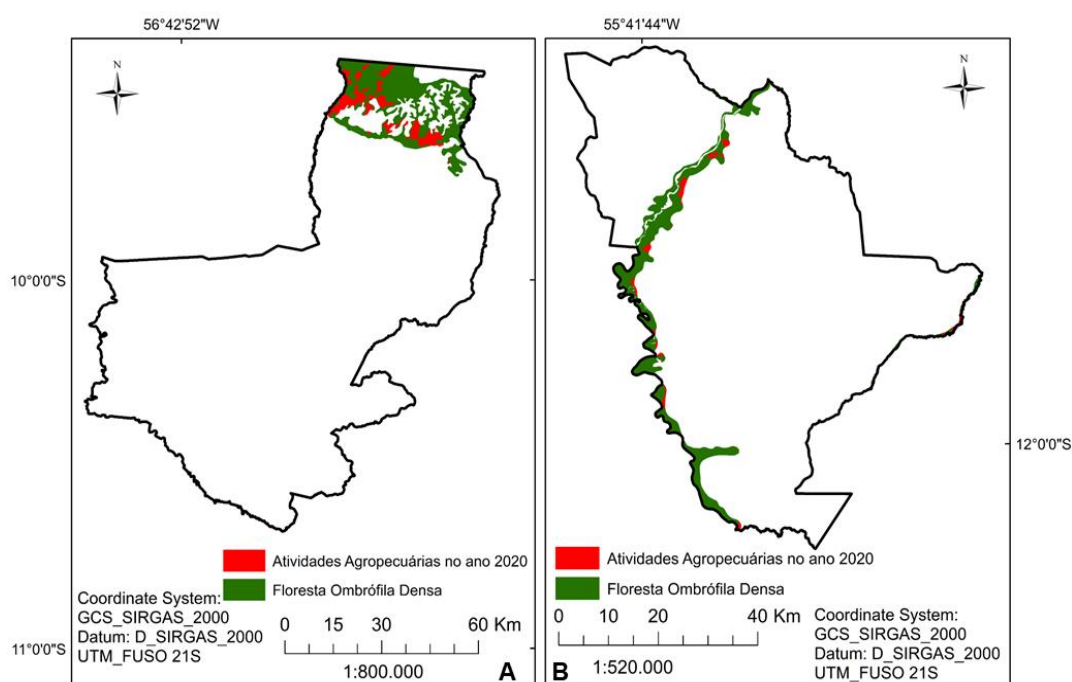


Figura 4. Atividade agropecuária sobre a Floresta Ombrófila Densa dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

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).

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).

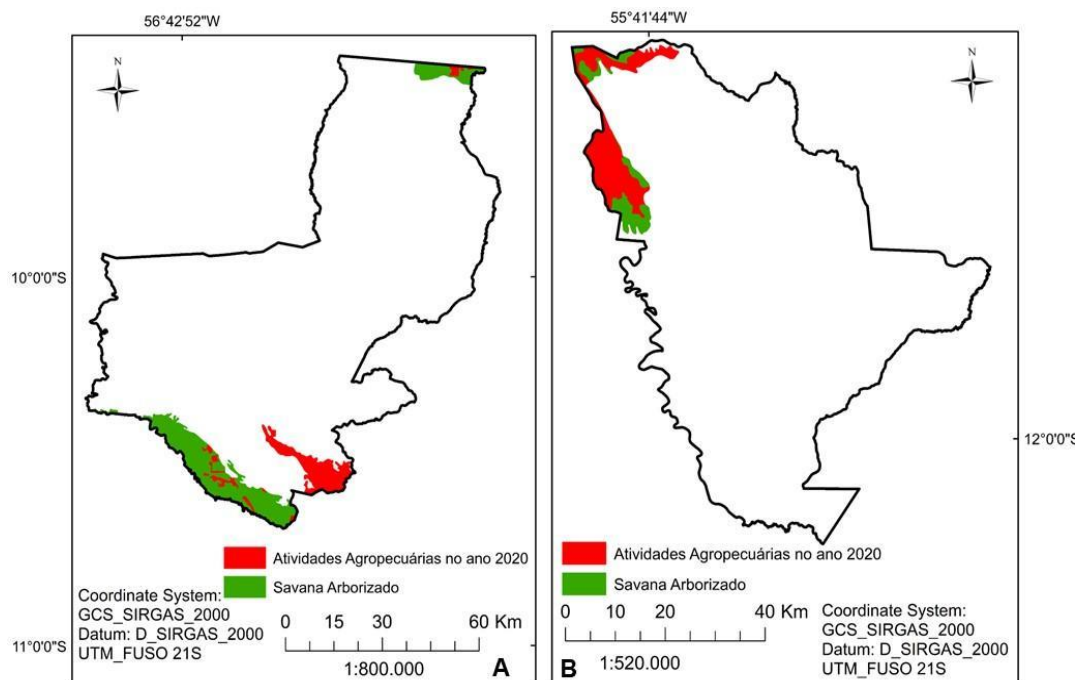


Figura 5. Atividade agropecuária sobre a Savana Arborizado dos municípios de Alta Floresta (A) e Sinop (B).

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).

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 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). 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

Houve alteração em todas as categorias fitoecológicas da Floresta Amazônica nos municípios de Alta Floresta e Sinop, que foram impulsionadas a partir da expansão das atividades agropecuárias. Para que pudessem ser realizadas outras atividades – a exploração de minerais, construção de hidrelétricas, formação de cidades e abertura de estradas – sacrificou-se o habitat natural, suprimindo a floresta com sua multiplicidade de espécies animais e vegetais.

A limpeza e a perturbação da vegetação Amazônica são consideradas as maiores ameaças à conservação da biodiversidade e os *serviços ecossistêmicos de suporte* na década atual. Portanto, a restauração é uma ferramenta

importante para preservar a biodiversidade remanescente e para manter os *serviços ecossistêmicos* em escala local.

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. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p.902- 924, dec.2020.

ALIX-GARCIA, J.; RAUSCH, L. L.; L'ROE, J.; GIBBS, H. K.; MUNGER, J. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon. **Conservation Letters**, v. 11, n. 1 p.1–8. feb. 2018.

ALMEIDA-MAUÉS, P. C. R.; BUENO, A. S.; PALMEIRIM, A. F.; PERES, C. A.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. Assessing assemblage-wide mammal responses to different types of habitat modification in Amazonian forests. **Scientific Reports**, v.12 n. 1797 p. 1-20, feb. 2022.

ALVES, P. A. S. S.; BAMPI, A. C. Gênese e desenvolvimento da cidade de Sinop e a relação com as atividades econômicas. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 230–245, agos. 2020.

BALLESTER, M. V. R.; GARCIAL, A. S.; RIZZO, R.; VILELAL, V. M. F.; NAKAIL, É. S.; PRETO, M. D. F.; CASARIN, L. P.; TOURNE, D. M. Soil functions and land management: Potential synergies and tradeoffs at the tropical agricultural frontier (Brazil). **Land use Changes: Management and Applications**, v.5, n.1, p. 59–81, feb. 2020.

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.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p.1-7, mar. 2018.

BARROS, F. M.; PERES, C. A.; PIZO, M. A.; RIBEIRO, M. C. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. **Landscape Ecology**, v.34, n. 1, p.879–894, april. 2019.

BENDINI, H. N.; FONSECA, L. M. G.; MATOSAK, B. M.; MARIANO, R. F.; HAIDAR, R. F.; VALERIANO, D. M. 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**, v. 43, n.1, p. 841-847, aug. 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. **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**. Nova Iorque, 2021.

BIGGS, T. W.; SANTIAGO, T. M. O.; SILLS, E.; CAVIGLIA-HARRIS, J. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2381–2394, sep. 2019.

BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A.; BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A. Florística e estrutura de uma floresta ombrófila aberta submontana. Conservação e biodiversidade amazônica: potencialidade e incertezas. **Sciences**, v. 1, n. 1, p. 108–124, sep. 2022.

BOUSFIELD, C. G.; MASSAM, M. R.; ACOSTA, I. A.; PERES, C. A.; EDWARDS, D. P. Land-sharing logging is more profitable than land sparing in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 11, p. 1-20, oct. 2021.

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. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. 3223–3226, sep. 2019.

BRASIL. **Lei n. 14.119**, de 13 de janeiro de 2021. 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm>. Acesso em: 23 fev. 2022.

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. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? **Ecosystem Services**, v. 31, p. 517–526, april. 2018.

COELHO, G. C. Ecosystem Services In Brazilian's Southern Agroforestry Systems. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 20, n. 1, p. 475–492, jun. 2017.

CREMONEZ, F. E.; CREMONEZ, P. A.; FEROLDI, M.; CAMARGO, M. P. De; KLAJN, F. F.; FEIDEN, A. Avaliação De Impacto Ambiental: Metodologias Aplicadas No Brasil. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 5, p. 3821–3830, sep. 2014.

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. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 12709, p. 1–9, feb. 2020.

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.; DA ROCHA NINA JUNIOR, A. Silvicultural interventions and agroforestry systems increase the economic and ecological value of *Bertholletia excelsa* plantations in the Amazon. **Agroforestry Systems**, v.97, n.1, p.197–207, dec. 2023.

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. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. **Conservation Biology**, v. 32, n. 6, p. 1380–1391, sep. 2018.

FEARNside, P. M. DEFORESTATION IN BRAZILIAN AMAZONIA: THE EFFECT OF POPULATION AND LAND TENURE. **Ambio-Journal of Human Environment Research and Management**. 1 ed. INPA. Manaus, AM, 1992. Disponível em: < http://inct-servamb.inpa.gov.br/publ_livres/Preprints/1993/C-WOOD-M-AMB.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2019.

FEARNside, P. M. **Destruição e conservação da floresta Amazônica**. 1 ed. INPA. Manaus, AM, 2022. Disponível em: < www.gov.br/inpa>. Acesso em: 23 fev. 2022.

FERNANDES, G.; LAERTE, R.; FERREIRA, G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de desmatamentos no bioma cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n.03, p. 341–349, abril. 2011.

FORTIN, J. A.; CARDILLE, J. A.; PEREZ, E. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, n.111266, p. 1-20, april. 2020.

FRANCO, A. L. C.; SOBRAL, B. W.; SILVA, A. L. C.; WALL, D. H. Amazonian deforestation and soil biodiversity. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 590–600, dec. 2019.

GASTAUER, M.; CAVALCANTE, R. B. L.; CALDEIRA, C. F.; NUNES, S. de S. Structural Hurdles to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, n.1, p. 1-21, octo. 2020.

GIRARDIN, C. A. J.; JENKINS, S.; SEDDON, N.; ALLEN, M.; LEWIS, S. L.; WHEELER, C. E.; GRISCOM, B. W.; MALHI, Y. Nature-based solutions can help cool the planet-if we act now. **Nature**, v. 593, n.13, p. 191-194, may. 2021.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. Rio de Janeiro. v. 2ª edição

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro. v. 2ª edição

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro. v. 3ª edição

IBGE. **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil**. 1 ed. Rio de Janeiro, 2021

ICV. **Características do Desmatamento na Amazônia Mato- Grossense em 2019**. 1 ed Icv. Cuiabá, MT, 2019. Disponível em: <<https://www.icv.org.br/drop/wp-content/uploads/2019/12/2019AnaliseDesmatamentoAmazoniaMT.pdf>>. Acesso em: 5 jan. 2023.

INPE. **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. 1 ed. São Paulo, 2019.

ISA. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; MARIA, T.; GADDA, C.; WALTER, J. P. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy: summary for policy makers. **Biota neotropica**, v. 4, n. 4, p. 1-8, sep. 2019.

KOCH, N.; ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; WEHKAMP, J.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCHWERHOFF, G. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon, **Oxford University Press**, v. 101, n. 3, p. 919-940, mar. 2019.

LE CLEC'H, S.; SLOAN, S.; GOND, V.; CORNU, G.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. Mapping ecosystem services at the regional

scale: the validity of an upscaling approach. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 32, n. 8, p. 1593–1610, april, 2018.

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. Identifying hotspots for ecosystem restoration across heterogeneous tropical savannah-dominated regions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, p. 1-12, april. 2023.

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. 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**, v. 101, n. 102630, p 1-11, may. 2020.

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. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, jun. 2021.

MAEDA, E. E.; ABERA, T. A.; SILJANDER, M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE MOURA, Y. M.; HEISKANEN, J. Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 7, p. 1-20, sep. 2021.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 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. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, n.1, p. 819–834, feb. 2020.

PARENTE, L.; MESQUITA, V.; MIZIARA, F.; BAUMANN, L.; FERREIRA, L. 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**, v. 232, n. 111301, p. 1-20, april. 2019.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

PIMENTEL, G.; PIRES, S. H. Metodologias de avaliação de impacto ambiental: aplicações e seus limites. **Revista Administração Pública**, v. 26, n. 1, p. 56–68, sep. 1992.

PIRES, M. M.; BENCHIMOL, M.; CRUZ, L. R.; PERES, C. A. Terrestrial food web complexity in Amazonian forests decays with habitat loss. **Current Biology**, v. 33, n. 1, p. 1–8, Jan, 2023.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, july. 2022.

REFLORA. **Flora Brasileira 2022**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>>. Acesso em: 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. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 451 n.1, p. 1-8, may 2019.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO, A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232 n.1, p. 818–828, dec. 2019.

SHIBU, J. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. **Agroforest Syst**, v. 76 n.1, p. 1–10, dec. 2009.

SILVA, R. V.; SOUZA, C. A.; FERREIRA, E. As transformações sociais, econômicas e ambientais no município de Sinop, Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 12, p. 1-23, nov. 2022.

SILVA, M. C.; MOONLIGHT, P.; OLIVEIRA, R. S.; PENNINGTON, R. T.; ROWLAND, L. Toward diverse seed sourcing to upscale ecological restoration in the Brazilian Cerrado. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 1147, n. 1-10, nov. 2022.

SOLE, L. C.; NICOLAS, J.; DE SARTRE XAVIER, A.; THIBAUD, D.; SIMON, D.; MICHEL, G.; JOHAN, O. 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**, v. 61, n. 5, p. 772–785, mar. 2018.

SOUZA MELLO, I.; SOARES, G.; DUARTE, D.; NETO, G. G. Sinopse de fabaceae-caesalpinioideae para a flora de Mato Grosso, Brasil. **Biodiversidade**, v. 14, n.2, p. 43–49, set. 2015.

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. de M.; SCARANO, F. R.; TAMBOSI, L.; URIARTE, M. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology and Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, jun. 2019.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, mar. 2020.

USGS. **Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description**. Ed. Geological Survey Open-File Report. Virginia, USA, 2013. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/ofr13_1057.pdf. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat Missions: Imaging the Earth Since 1972**. Ed. Landsat Missions Timeline. Virginia, USA, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-mission-s.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. Ed. Geological Survey Open-File Report. South Dakota, USA, 2018. Disponível em: <https://dl.icdst.org/pdfs/files/2512b7ec8c34f3a7330e7fa339792e5e.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

WILLS, A. R.; SHIRIMA, D. D.; VILLEMAIRE-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. A practice-led assessment of landscape restoration potential in a biodiversity hotspot. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, p. 1-20, jun. 2023.

CONCLUSÃO

As aplicações da abordagem do conceito de serviços ecossistêmicos estão relacionadas com a integração de ações em torno dos ecossistemas naturais e os serviços que eles fornecem à sociedade humana.

A floresta amazônica em escala regional fornece diversos bens e serviços ecossistêmicos, que beneficiam as comunidades tradicionais, urbana e rural na sua sobrevivência. São *serviços ecossistêmicos* fornecidos direta e indiretamente à sociedade, como os diferentes tipos de habitats, alimentos, recursos hídricos, regulação do clima, umidade atmosférica local, além da diversidade biológica de genes e espécies de fauna e flora que prestam serviços voluntário para a sociedade local.

Mas é importante destacar que, na floresta amazônica dos municípios Sinop e Alta Floresta, ocorre um acumulado de perda de vegetação natural. Essa alteração da vegetação levou à mudança no vigor da vegetação nas áreas de preservação permanente e áreas de reserva legal, nos imóveis rurais dos três módulos fiscais. As APPs afetadas pelo desmatamento deixaram de ofertar os *serviços de suporte* da vegetação em área do entorno de nascentes, bem como proteção das margens dos córregos, rios e lagos e, assim sendo, não evitaram o assoreamento do solo.

A limpeza e a perturbação da vegetação impactaram a prestação de *serviço ecossistêmico de suporte* em reserva legal, afetando diretamente o habitat para a fauna e flora, a reposição de semente, assim com o manejo de produtos não madeireiros obtidos dos ecossistemas, tais como frutos, cipós e folhas. Houve alteração em todas as categorias fitoecológicas da floresta Amazônica em ambos os municípios e as modificações foram impulsionadas através da expansão das atividades agropecuárias.

O afrouxamento das políticas públicas colaborou para formar cenários de mudança e de destruição da floresta Amazônica, principalmente após o ano de 2012, em que foram impulsionadas as maiores destruições, ameaçando constantemente a conservação da biodiversidade e os seus *serviços ecossistêmicos de suporte*, que são refletidos na década atual.

O desmatamento em reserva legal e depois a compensação em outra escala não podem ser permitidos dentro do estado de Mato Grosso e nos seus municípios, pois essa situação tem mudado a escala dos serviços ecossistêmicos *de suporte*. Reforço o papel da política pública do estado de Mato Grosso para evitar a destruição dessa área de proteção que desencadeia destruição para o serviço da sociobiodiversidade local. Ressaltamos a importância da sociedade civil, principalmente os produtores de serviços agropecuários, à importância dos *serviços ecossistêmicos de suporte* ofertados pela área de reserva legal e a área de preservação permanente que beneficiam de forma direta e indireta o setor agropecuário.

Para que os imóveis rurais possam manter os *serviços ecossistêmicos de suporte* em escala local, os déficits de reserva legal devem ter o cumprimento no limite da propriedade, permitindo a manutenção e a fertilidade do solo no processo de regeneração natural da vegetação, como incremento de plantio de espécies nativas.

Gestores públicos são um dos grupos sociais que podem fazer uso dos dados apresentados nesta tese. Assim, apresentamos a seguir medidas de manejo usuais que podem ser utilizadas para a redução dos impactos causados pelo avanço do desmatamento e pela perda dos *serviços ecossistêmicos*, principalmente relacionadas à elaboração de projeto de restauração da vegetação no limite da Reserva Legal e Área de Preservação Permanente.

1. O primeiro projeto seria a implementar o restauro em áreas de preservação permanente degradadas, nos dois municípios, que somam 17.125 hectares. Aqui fica a sugestão para o desenvolvimento do método do plantio direto de espécies nativas catalogadas nas áreas de preservação permanente em escala local e o método da regeneração natural, com o isolamento da área a ser recuperada. Os gestores também podem organizar a implementação do programa produtor de água, por meio do Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para o reflorestamento das Áreas de Preservação Permanente.

2. O segundo projeto seria a implementação e acompanhamento de restauração nas Reservas Legais, nos três módulos fiscais, buscando desenvolver o projeto na seguinte escala: pequenas propriedades (inferiores a

10 módulos fiscais) nos dois municípios somam 11.617 hectares; sequencialmente, nos imóveis rurais (inferiores a 20 módulos), que nos dois municípios somam 49.069 hectares. Para ambos os módulos fiscais, sugerimos dois métodos para os gestores: o método do plantio direto de espécies nativas catalogadas nas áreas de Reserva Legal em escala local e o outro método a ser utilizado junto com o plantio é a regeneração natural, consistindo em deixar que os processos naturais atuem livremente. Para essas duas categorias de módulos fiscais, há possibilidade de implementação de programas e projetos de restauração da vegetação por meio do Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

3. Para Reservas Legais em grandes propriedades (superiores a 20 módulos fiscais), os dois municípios somam 65.636 hectares. Aqui sugerimos dois métodos de restauração: o uso do método do plantio direto de espécies nativas catalogadas nas áreas de Reserva Legal em escala local e o método da regeneração natural. O gestor também pode usar o procedimento de recuperação, vinculado ao processo de Cadastro Ambiental Rural (CAR) no momento da regulação ambiental no órgão estadual. O proprietário tem a obrigatoriedade de apresentar ao órgão estadual o Programa de Recuperação de Área Degradada (PRAD). Essas áreas de proteção ambiental são ferramentas importantes para preservar a biodiversidade remanescente e para manter os *serviços ecossistêmicos de suporte* em habitat natural, oferta de água, umidade do solo e concentração de CO₂ em escala local.

4. Sugerimos aos gestores que novos estudos envolvam o aprofundamento em restauração da vegetação de Reserva Legal e Área de Preservação Permanente nos imóveis rurais dos três módulos fiscais, para aumentar a *oferta de serviços ecossistêmicos de suporte* que não foi detectada na pesquisa. Recomendamos também a utilização de novas tecnologias envolvendo o uso do *LIDAR* no Mapeamento Aéreo, com *drones* em escala local.

5. Dados para futuras pesquisas podem também envolver o conceito de *serviços ecossistêmicos* para sociobiodiversidade em escala local, buscando o conhecimento e prática sustentável em comunidade tradicional e indígenas da Amazônia Legal; analisar o avanço da produção dos grandes grupos sobre

dentro da Amazonia Legal em relação ao serviço da sociobiodiversidade; quantificar a perda do estoque de Carbono e sua liberação na atmosfera, afetando as mudanças climáticas; cálculo do estoque de Carbono em áreas de Reserva Legal e Preservação Permanente; uso dessas áreas como possíveis neutralizadoras de emissões de Carbono, principalmente em caso do incremento de áreas preservadas; retorno de faunas de uso antrópico, como abelhas, formigas, besouros; análise da biodiversidade do solo através da análise genética, garantindo a compreensão dos organismos ali presentes que podem auxiliar na restauração ambiental.

Espera-se que os resultados desta pesquisa sejam úteis para apoiar a definição de estratégias e de políticas públicas com a finalidade de garantir a oferta dos *serviços ecossistêmicos de suporte* e a sustentabilidade do ecossistema da floresta no norte mato-grossense.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS CITADAS

AABEYIR, R.; PEPRAH, K.; HACKMAN, K. O. Spatio-temporal pattern of urban vegetation in the central business district of the Wa municipality of Ghana. **Trees, Forests and People**, v. 8, n.100261, p. 1-20, jan. 2022.

AINSCOUGH, J.; DE VRIES LENTSCH, A.; METZGER, M.; ROUNSEVELL, M.; SCHRÖTER, M.; DELBAERE, B.; DE GROOT, R.; STAES, J. Navigating pluralism: Understanding perceptions of the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 36, n. 100892, p. 1-13, April. 2019.

ALBERT, J. S.; CARNAVAL, A. C.; FLANTUA, S. G. A.; LOHMANN, L. G.; RIBAS, C. C.; RIFF, D.; CARRILLO, J. D.; FAN, Y.; FIGUEIREDO, J. J. P.; GUAYASAMIN, J. M.; HOORN, C.; DE MELO, G. H.; NASCIMENTO, N.; QUESADA, C. A.; ULLOA, C. U., VAL, P.; ARIEIRA, J.; ENCALADA, A. C.; NOBRE, C. A. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v 379, n. 6630 p.1-3, jan 2023.

ALEXANDER, S.; ARONSON, J.; WHALEY, O.; LAMB, D. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. **Ecology and Society**, v. 21, n.1, p. 1-10, mar. 2016.

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. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p.902- 924, dec.2020.

ALIX-GARCIA, J.; RAUSCH, L. L.; L'ROE, J.; GIBBS, H. K.; MUNGER, J. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon. **Conservation Letters**, v. 11, n. 1 p.1–8. feb. 2018.

ALIX-GARCIA, J.; GIBBS, H. K. Forest conservation effects of Brazil's zero deforestation cattle agreements undermined by leakage. **Global Environmental Change**, v. 47, n. 1, p. 201-217, nov. 2017.

ALLAN, J. I.; AULD, G.; CADMAN, T.; STEVENSON, H. Comparative Fortunes of Ecosystem Services as an International Governance Concept. **Global Policy**, v. 13, n. 1, p. 62–75, jan. 2022.

ALMEIDA-MAUÉS, P. C. R.; BUENO, A. S.; PALMEIRIM, A. F.; PERES, C. A.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. Assessing assemblage-wide mammal responses to different types of habitat modification in Amazonian forests. **Scientific Reports**, v.12 n. 1797 p. 1-20, feb. 2022.

ALTMANN, A.; SILVA STANTON, M. The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 282–293, apr. 2018.

ALVES, P. A. S. S.; BAMPI, A. C. Gênese e desenvolvimento da cidade de Sinop e a relação com as atividades econômicas. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 230–245, ago. 2020.

ALVES, M. A. B.; DE SOUZA, A. P.; DE ALMEIDA, F. T.; HOSHIDE, A. K.; ARAÚJO, H. B.; DA SILVA, A. F.; DE CARVALHO, D. F.; RUSU, T.; AURÉLIO, M.; ALVES, B.; PACHECO DE SOUZA, A.; TERRA DE ALMEIDA, F.; HOSHIDE, A. K.; BORGES ARAÚJO, H.; FRANCISCO DA SILVA, A.; FONSECA DE CARVALHO, D. Effects of Land Use and Cropping on Soil Erosion in Agricultural Frontier Areas in the Cerrado-Amazon Ecotone, Brazil, Using a Rainfall Simulator Experiment. **Sustainability**, v.15 n. 4954 p. 1-19, mar. 2023.

ANAND, S.; GUPTA, S. Provisioning ecosystem services: Multitier bibliometric analysis and visualisation, **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, n. 100081, p. 1-12, dec. 2020.

ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Handbook of Applied Spatial Analysis**, v.1, p. 73–89, 2010.

ARAÚJO, F. A. O. M.; BOAVENTURA, D. M. R. Municípios do agronegócio no estado de Mato Grosso: Efeitos e defeitos da atividade da moderna municipalities. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 14, n. 2, p. 100-122, set. 2020.

ARVOR, D.; MEIRELLES, M.; DUBREUIL, V.; BÉGUÉ, A.; SHIMABUKURO, Y. E. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p.702-713, mar. 2012.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; RODRIGUES-FILHO, J. L.; FEARNSIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; BRITO, M. F. G. Conservation of Brazilian freshwater biodiversity: Thinking about the next 10 years and beyond. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 1, p. 235–241, mar. 2021.

BALLESTER, M. V. R.; GARCIAL, A. S.; RIZZO, R.; VILELAL, V. M. F.; NAKAIL, É. S.; PRETO, M. D. F.; CASARIN, L. P.; TOURNE, D. M. Soil functions and land management: Potential synergies and tradeoffs at the tropical agricultural frontier (Brazil). **Land use Changes: Management and Applications**, v.5, n.1, p. 59–81, feb. 2020.

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.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p.1-7, mar. 2018.

BARROS, F. M.; PERES, C. A.; PIZO, M. A.; RIBEIRO, M. C. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. **Landscape Ecology**, v.34, n. 1, p.879–894, april. 2019.

BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K.; KHOROSHEV, A. V. The significance of geosystem and landscape concepts for the assessment of ecosystem services: exemplified in a case study in Russia. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 7, p. 1145–1164, jul. 2015.

BLANCO, J.; BELLÓN, B.; BARTHELEMY, L.; CAMUS, B.; JAFFRE, L.; MASSON, A. S.; MASURE, A.; ROQUE, F. de O.; SOUZA, F. L.; RENAUD, P. C. A novel ecosystem (dis)service cascade model to navigate sustainability problems and its application in a changing agricultural landscape in Brazil. **Sustainability Science**, v. 17, n. 1, p. 105–119, jun. 2022.

BEERY, T.; STÅLHAMMAR, S.; JÖNSSON, K. I.; WAMSLER, C.; BRAMRYD, T.; BRINK, E.; EKELUND, N.; JOHANSSON, M.; PALO, T.; SCHUBERT, P. Perceptions of the ecosystem services concept: Opportunities and challenges in the Swedish municipal context. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 123–130, dec. 2016.

BELLÓN, B.; A.W. HENRY, D.; RENAUD, P. C.; ROQUE, F. de O.; SANTOS, C. C.; MELO, I.; ARVOR, D.; DE VOS, A. Landscape drivers of mammal habitat use and richness in a protected area and its surrounding agricultural lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 334, n.10798915, p. 1-13, aug. 2022.

BELLÓN, B.; A.W. HENRY, D.; RENAUD, P. C.; ROQUE, F. de O.; SANTOS, C. C.; MELO, I.; ARVOR, D.; DE VOS, A. Landscape drivers of mammal habitat use and richness in a protected area and its surrounding agricultural lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 334, n.10798915, p. 1-13, aug. 2022.

BENDINI, H. N.; FONSECA, L. M. G.; MATOSAK, B. M.; MARIANO, R. F.; HAIDAR, R. F.; VALERIANO, D. M. 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**, v. 43, n.1, p. 841-847, aug. 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. **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**. Nova Iorque, 2021.

BLEICH, M. E.; MORTATI, A. F.; ANDRÉ, T.; PIEDADE, M. T. F. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 4, p. 657–676, dec. 2014.

BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A.; BISPO, L. B.; SILVA, S. A. L. Da; GARCIA, M. L.; WATZLAWICK, L. F.; MAZON, J. A. Florística e estrutura de uma floresta ombrófila aberta submontana. Conservação e biodiversidade amazônica: potencialidade e incertezas. **Sciences**, v. 1, n. 1, p. 108–124, sep. 2022.

BIGGS, T. W.; SANTIAGO, T. M. O.; SILLS, E.; CAVIGLIA-HARRIS, J. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2381–2394, sep. 2019.

BLICHARSKA, M.; HILDING-RYDEVIK, T. “A thousand flowers are flowering just now” – Towards integration of the ecosystem services concept into decision making. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 181–191, aug. 2018.

BOYD, W.; STICKLER, C.; DUCHELLE, A. E.; SEYMOUR, F.; NEPSTAD, D.; BAHAR, N. H. A.; RODRIGUEZ-WARD, D. Jurisdictional approaches to REDD+ and low emissions development: progress and prospects ending tropical deforestation: A stock-take of progress and challenges. **World Resources Institute**, v. 1, n.1 p. 1–14, dez. 2018. Disponível em: <https://www.gcftf.org/wp-content/uploads/2020/12/ending-tropical-deforestation-jurisdictional-approaches-redd.pdf>. Acesso em: 17 maio. 2019.

BÖRNER, J., MENDOZA, A.; VOSTI, S. A. Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. **Ecological Economics**, v. 64, n.1, p.356–373, sep. 2007.

BOURGOIN, C.; BETBEDER, J.; LE ROUX, R.; GOND, V.; OSZWALD, J.; ARVOR, D.; BAUDRY, J.; BOUSSARD, H.; LE CLECH, S.; MAZZEI, L.; DESSARD, H.; LÄDERACH, P.; REYMONDIN, L.; & BLANC, L. Looking beyond forest cover: an analysis of landscape-scale predictors of forest degradation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 114045, p.1-15, nov. 2021 [

BOUSFIELD, C. G.; MASSAM, M. R.; ACOSTA, I. A.; PERES, C. A.; EDWARDS, D. P. Land-sharing logging is more profitable than land sparing in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 11, p. 1-20, oct. 2021.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C. LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p.1-16, dez. 2016.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. Decreto-Lei n. 4.339, de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, v. 181, p.22, 22 de agosto de 2002.

BRASIL. **Lei n. 4.771**, de 15 de setembro 1965. Institui o Código Florestal. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 23 fev. 2019.

BRASIL. **Lei n. 14.119**, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm>. Acesso em: 23 fev. 2020.

BRITO, B. The pioneer market for forest law compliance in Paragominas, Eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 94, n. 104310, p. 104310, may 2020.

BRÜCK, M.; ABSON, D. J.; FISCHER, J.; SCHULTNER, J. Broadening the scope of ecosystem services research: Disaggregation as a powerful concept for sustainable natural resource management. **Ecosystem Services**, v. 53, n.1, p. 1–11, aug. 2022.

BURNHAM, J. F. Scopus database: A review. **Biomedical Digital Libraries**, v. 3, n1, p.1-9, mar. 2006. Doi:10.1186/1742-5581-3-1.

BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; SOUZA, C.; OLOFSSON, P. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956–2969, sep. 2020.

CASTELLA, J. C.; LESTRELIN, G. Exploring the environmental impact of agrarian changes in Southeast Asia through participatory evaluation of ecosystem services. **Cahiers Agricultures**, v. 30, n. 1, p. 1–11, aug. 2021.

CASTELLO, L.; MCGRATH, D. G.; HESS, L. L.; COE, M. T.; LEFEBVRE, P. A.; PETRY, P.; MACEDO, M. N.; RENÓ, V. F.; ARANTES, C. C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 217–229, april. 2013.

CARDILLE, J. A.; FOLEY, J. A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazônia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n.1, p. 551–562, octo. 2003.

CARMEN, E.; WATT, A.; CARVALHO, L.; DICK, J.; FAZEY, I.; GARCIA-BLANCO, G.; GRIZZETTI, B.; HAUCK, J.; IZAKOVICOVA, Z.; KOPPEROINEN, L.; LIQUETE, C.; ODEE, D.; STEINGRÖVER, E.; YOUNG, J. Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 441–451, Mar. 2018.

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. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? **Ecosystem Services**, v. 31, p. 517–526, apr. 2018.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P.; HORRIDGE, J. M. Controlling deforestation in the Brazilian Amazon: Regional economic impacts and land-use change. **Land Use Policy**, v. 64, n.1, p. 327–341, may. 2017.

CARVALHO, W. D.; MUSTIN, K.; HILÁRIO, R. R.; VASCONCELOS, I. M.; EILERS, V.; FEARNSIDE, P. M. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122–130, jul. 2019.

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. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? **Ecosystem Services**, v. 31, p. 517–526, april. 2018.

CAVALCANTI, J. C. **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano (Estocolmo, 1972): relatório da Delegação do Brasil à Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente**. São Paulo, SP, 1972. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/proclima/wp-content/uploads/sites/36/2013/12/estocolmo_72_Volume_I.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2023.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; ENGEL, V. L.; ZELARAYÁN, M.; OLIVEIRA, E. C.; ARAUJO, A. C. M.; DE MOURA, E. G. Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 1, p. 482–493, sep. 2017.

CHAMBERS, J. Q., ASNER, G. P., MORTON, D. C., ANDERSON, L. O., SAATCHI, S. S., ESPÍRITO-SANTO, F. D. B., PALACE, M.; SOUZA, C. Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 414–423, sep. 2017.

CHAVE, J.; DAVIES, S. J.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; SIST, P.; SCHEPASCHENKO, D.; ARMSTON, J.; BAKER, T. R.; COOMES, D.; DISNEY, M.; DUNCANSON, L.; HÉRAULT, B.; LABRIÈRE, N.; MEYER, V.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; SCIPAL, K.; SAATCHI, S. Ground Data are Essential for Biomass Remote Sensing Missions. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 863–880, dec. 2019.

CHEN, X.; LUPI, F.; AN, L.; SHEELY, R.; VIÑA, A.; LIU, J. Agent-based modeling of the effects of social norms on enrollment in payments for ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 229, p. 16–24, aug. 2012.

CLEC'H, S. LE.; OSZWALD, J.; DECAENS, T.; DESJARDINS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; JEGOU, N.; LAVELLE, P. Mapping multiple ecosystem services indicators: Toward an objective-oriented approach. **Ecological Indicators**, v. 69, n. 1, p. 508–521, apr. 2016.

CREMONEZ, F. E.; CREMONEZ, P. A.; FEROLDI, M.; CAMARGO, M. P. De; KLAJN, F. F.; FEIDEN, A. Avaliação De Impacto Ambiental: Metodologias Aplicadas No Brasil. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 5, p. 3821–3830, sep. 2014.

CIRNE, M. B.; FERNANDES, I. M. M. Desnaturando o licenciamento ambiental: a inconstitucionalidade dos prazos previstos no projeto de lei n. 654/2015. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, v. 11, n. 1, p. 178–189, sep. 2020.

COELHO, G. C. Ecosystem Services In Brazilian's Southern Agroforestry Systems. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 20, n. 1, p. 475–492, jun. 2017.

COSTANZA, R.; ATKINS, P. W. B.; HERNANDEZ-BLANCO, M.; KUBISZEWSKI, I. Common asset trusts to effectively steward natural capital and ecosystem services at multiple scales, **Journal of Environmental Management**, v. 280, n.111801, p. 1-8, feb. 2021.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, out. 1998.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, n 25, p. 1–16, out. 2017.

CÓRDOBA, D.; JUEN, L.; SELFA, T.; PEREDO, A. M.; MONTAG, L. F. de A.; SOMBRA, D.; SANTOS, M. P. D. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 109, n. 8, p. 1-21, apr. 2019.

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. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 12709, p. 1–9, feb. 2020.

CDHUSP, C. de D. H. **DECLARAÇÃO, DE ESTOCOLMO SOBRE O. MEIO. AMBIENTE HUMANO**. In: **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano**. São Paulo, SP, 1972. Disponível em: <https://www.mpma.mp.br/arquivos/COCOM/arquivos/centros_de_apoio/cao_direitos_humanos/direitos_humanos/meio_ambiente/decEstocolmo.htm>. Acesso em: 12 jun. 2023.

DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems**. Island Press ed. Washington, 1997.

DALY, H. E. U.N. Conferences on Environment and Development: Retrospect on Stockholm and Prospects for Rio. **Economia Ecológica**, v. 5, p. 9–14, jun.1992.

DA CRUZ, D. C.; FERREIRA, G. C.; RIBEIRO, S. S.; SCHWARTZ, G.; MONTEIRO, A. Priority areas for restoration in permanent preservation areas of rural properties in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 115, n. 8, p. 1-14, apr. 2022

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n 3, p 393-408, jun. 2002.

DE VREESE, R.; VAN HERZELE, A.; DENDONCKER, N.; FONTAINE, C. M.; LEYS, M. Are stakeholders' social representations of nature and landscape compatible with the ecosystem service concept? **Ecosystem Services**, v. 37, n.100911, p. 1-11, jun. 2019.

DE PRADA, V. R. R. V. La conferencia de Estocolmo sobre el medio ambiente. **Revista de administración pública**, v.5, n.1, p. 381–404, jul.1972.

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.; DA ROCHA NINA JUNIOR, A. Silvicultural interventions and agroforestry systems increase the economic and ecological value of *Bertholletia excelsa* plantations in the Amazon. **Agroforestry Systems**, v.97, n.1, p.197–207, dec. 2023.

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. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. **Conservation Biology**, v. 32, n. 6, p. 1380–1391, sep. 2018.

DIAS, D. O.; MIZIARA, F. O governo de Getúlio Vargas e a política de expansão de fronteiras no Brasil Central (1930-1945). **Research, Society and Development**, v. 11, n. 6, p. 1-16, mai. 2022.

EGUIGUREN, P.; FISCHER, R.; GÜNTER, S. Degradation of Ecosystem Services and Deforestation in Landscapes With and Without Incentive-Based Forest Conservation in the Ecuadorian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 1, p. 1-26, sep. 2019.

EHRLICH, P. R.; MOONEY, H. A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services Source: **Bioscience**, v. 33, n. 4 p. 248-254, apr. 1983.

ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; DA VEIGA, A. B. G.; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CAESAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E. M.; BORBA, M. R.; DA HORA, V. P.; CHIES, J. A. B. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1-20, sep. 2020.

EMBRAPA. **Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural**. Campinas, SP, 2022. Disponível em: <www.embrapa.br/car>. Acesso em: 27 out. 2022.

EMBRAPA. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF, 2015. p 374.

FARIAS, L. F. Ditadura Civil Militar e Contrarreforma Agrária em Mato Grosso: Luta pela terra em meio ao avanço da fronteira amazônica. **Outros Tempos: Pesquisa em Foco - História**, v. 20, n. 35, p. 277–304, dez. 2023.

FRANCO, A. L. C.; SOBRAL, B. W.; SILVA, A. L. C.; WALL, D. H. Amazonian deforestation and soil biodiversity. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 590–600, dec. 2019.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Mining and Brazil's Indigenous peoples. **Science**, v. 375, n. 6578, p. 276-279, mar 2022.

FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**, v. 1, n. 1, p. 1-50, sep. 2017.

FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest Maintenance as a Source of Environmental Services. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 80, n. 1, p. 1-20, sep. 2021.

FEARNSIDE, P. M.; NOGUEIRA, E. M.; YANAI, A. M. Maintaining carbon stocks in extractive reserves in Brazilian Amazonia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 48, n.1, p. 446–476, apr. 2018.

FEARNSIDE, P. M. **Deforestation In Brazilian Amazonia: The Effect Of Population And Land Tenure**. **Ambio-Journal of Human Environment Research and Management**. 1 ed. INPA. Manaus, AM, 1992. Disponível em: http://inct-servamb.inpa.gov.br/publ_livres/Preprints/1993/C-WOOD-MAMB.Pdf. Acesso em: 23 fev. 2019.

FEARNSIDE, P. M. **Destruição e conservação da floresta Amazônica**. 1 ed. INPA. Manaus, AM, 2022. Disponível em: < www.gov.br/inpa >. Acesso em: 23 fev. 2022.

FERNANDES, G.; LAERTE, R.; FERREIRA, G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de desmatamentos no bioma cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n.03, p. 341–349, abril. 2011.

FREDSON, B. A. S.; CASTRO, M.; SANTOS YANO. A gestão do território no Amazonas: O Estado e as centralidades territory management in amazonas: the state and centralities. **Revista Tocantinense de Geografia**, v. 12, n. 2317–9430, p. 1–19, mai. 2023.

FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; PERSSON, U. M.; ENGLUND, O.; BARRETTO, A.; MÖRTBERG, U. Potential increase of legal

deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 665–670, sep. 2018.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 1, p. 1–19, sep. 2009.

FISHER, J. A.; BROWN, K. Ecosystem services concepts and approaches in conservation: Just a rhetorical tool? **Ecological Economics**, v. 108, n. 1, p. 257–265, out. 2015.

FIGUEIREDO, R. O.; CAK, A.; MARKEWITZ, D. Agricultural impacts on hydrobiogeochemical cycling in the Amazon: Is there any solution? **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, p. 1–14, marc. 2020.

FOLEY, J. A.; ASNER, G. P.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; GIBBS, H. K.; HOWARD, E. A.; OLSON, S.; PATZ, J.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25–32, apr. 2009.

FORTIN, J. A.; CARDILLE, J. A.; PEREZ, E. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, n.111266, p. 1-20, April. 2020.

GAO, L.; EBTEHAJ, A.; CHAUBELL, M. J.; SADEGHI, M.; LI, X.; WIGNERON, J. P. Reappraisal of SMAP inversion algorithms for soil moisture and vegetation optical depth. **Remote Sensing of Environment**, v. 264 n. 1, p. 1-20, apr. 2021.

GARCÍA-NIETO, A. P.; GARCÍA-LLORENTE, M.; INIESTA-ARANDIA, I.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Mapping Forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 126–138, aug. 2013.

GASTAUER, M.; CAVALCANTE, R. B. L.; CALDEIRA, C. F.; NUNES, S. de S. Structural Hurdles to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, n.1, p. 1-21, oct. 2020.

GATTO, M.; LEO, G. A. Pricing Biodiversity and Ecosystem Services: The Never-Ending Story. **BioScience**, v. 50, n. 4, p. 347–355, sep. 2000.

GRECCHI, R. C.; BEUCHLE, R.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAI, E.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 61, n.1, p. 70–80, sep. 2017.

GRÊT-REGAMEY, A.; SIRÉN, E.; BRUNNER, S. H.; WEIBEL, B. Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 306–315, aug. 2017.

GIRARDIN, C. A. J.; JENKINS, S.; SEDDON, N.; ALLEN, M.; LEWIS, S. L.; WHEELER, C. E.; GRISCOM, B. W.; MALHI, Y. Nature-based solutions can help cool the planet-if we act now. **Nature**, v. 593, n.13, p. 191-194, may. 2021.

GOLLNOW, F.; HISSA, L. DE B. V.; RUFIN, P.; LAKES, T. Property-level direct and indirect deforestation for soybean production in the Amazon region of Mato Grosso, Brazil. **Land Use Policy**, v. 78, n.1, p. 377–385, sep. 2018.

GUSWA, A. J.; BRAUMAN, K. A.; BROWN, C.; HAMEL, P.; KEELER, B. L.; SAYRE, S. S. Ecosystem Services: Challenges and Opportunities for Hydrologic Modeling to Support Decision Making. **Resources Research**, v. 50, p. 4535–4544., may. 2014.

HANSEN, R.; FRANTZESKAKI, N.; MCPHEARSON, T.; RALL, E.; KABISCH, N.; KACZOROWSKA, A.; KAIN, J. H.; ARTMANN, M.; PAULEIT, S. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. **Ecosystem Services**, v. 12, n.1, p. 228–246, set. 2015.

HOLZER, J. M.; HOBBS, I.; BAIRD, J.; HICKEY, G. How is the ecosystem services concept used as a tool to foster collaborative ecosystem governance? A systematic map protocol. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 1, p. 1–8, aug. 2022.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. Rio de Janeiro. v. 2ª edição

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro. v. 2ª edição

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro. v. 3ª edição

IBGE. **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil**. 1 ed. Rio de Janeiro, 2021

ICV. **Características do Desmatamento na Amazônia Mato- Grossense em 2019**. 1 ed Icv. Cuiabá, MT, 2019. Disponível em: <<https://www.icv.org.br/drop/wp-content/uploads/2019/12/2019AnaliseDesmatamentoAmazoniaMT.pdf>>. Acesso em: 5 jan. 2023.

INPE. **Metodologia Utilizada nos Projetos PRODES e DETER**. 1 ed. São Paulo, 2019.

INPE. **Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. Disponível: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em 20 set. 2021.

ISA. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Ed. Instituto Socioambiental. São Paulo, SP. 2019. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

JAX, K.; FURMAN, E.; SAARIKOSKI, H.; BARTON, D. N.; DELBAERE, B.; DICK, J.; DUKE, G.; GÖRG, C.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; HARRISON, P. A.; MAES, J.; PÉREZ-SOBA, M.; SAARELA, S. R.; TURKELBOOM, F.; VAN DIJK, J.; WATT, A. D. Handling a messy world: Lessons learned when trying to make the ecosystem services concept operational. **Ecosystem Services**, v 29, n.1, p. 415-427, feb. 2018.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; MARIA, T.; GADDA, C.; WALTER, J. P. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy: summary for policy makers. **Biota neotropica**, v. 4, n. 4, p. 1-8, sep. 2019.

KALAMANDEEN, M.; GLOOR, E.; MITCHARD, E.; QUINCEY, D.; ZIV, G.; SPRACKLEN, D.; SPRACKLEN, B.; ADAMI, M.; ARAGAÕ, L. E. O. C.; GALBRAITH, D. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–10, aug. 2018.

KVALVIK, I.; SOLÅS, A. M.; SØRDAHL, P. B. Introducing the ecosystem services concept in Norwegian coastal zone planning. **Ecosystem Services**, v. 42, n.1, p. 1-11, feb. 2020.

KEYS, P. W.; WANG-ERLANDSSON, L.; GORDON, L. J. Revealing invisible Water: Moisture recycling as an ecosystem service. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–16, aug. 2016.

KIRBY, K. R.; LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A. K.; SCHROTH, G.; FEARNSIDE, P. M.; BERGEN, S.; VENTICINQUE, E. M.; DA COSTA, C. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 1, p. 432–453, sep. 2006.

KIRBY, A. Exploratory Bibliometrics: Using VOSviewer as a Preliminary Research Tool. **Publications**, v. 11, n. 1, p. 1-14, feb. 2023.

KLINK, C. A.; SATO, M. N.; CORDEIRO, G. G.; RAMOS, M. I. M. The role of vegetation on the dynamics of water and fire in the cerrado ecosystems: Implications for management and conservation. **Plants**, v. 9, n.12, p. 1-27, dec. 2020.

KLEMICK, H. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem services: Evidence from the Eastern Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 61, n. 1, p. 1–22, sep. 2011.

KOCH, N.; ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; WEHKAMP, J.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCHWERHOFF, G. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon, **Oxford University Press**, v. 101, n. 3, p. 919-940, mar. 2019.

KOIFFMANN BECKER, B. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas New territorialities in the Amazon: a challenge to public policies. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, n. 1, p. 17–23, abr. 2010.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; SILVA, C. A. F.; ARANTES, A.; GASPAR, W. J.; O desmatamento da Amazônia brasileira sob o prisma da pecuária: a degradação dos recursos hídricos no contexto da região norte de Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. 1–24, sep. 2021.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; CASTRILLON, I.; LIMA, T. E. Desmatamento e degradação das microbacias hidrográficas de captação ao abastecimento urbano: a produção do déficit hídrico na cidade de Alta Floresta, MT. **Ciência Geográfica**, v. 25, n. 3, p. 1–24, apr. 2021.

KNOKE, T.; PAUL, C.; RAMMIG, A.; GOSLING, E.; HILDEBRANDT, P.; HÄRTL, F.; PETERS, T.; RICHTER, M.; DIERTL, K. H.; CASTRO, L. M.; CALVAS, B.; OCHOA, S.; VALLE-CARRIÓN, L. A.; HAMER, U.; TISCHER, A.; POTTHAST, K.; WINDHORST, D.; HOMEIER, J.; WILCKE, W.; VELESCU, A.; GERIQUE, A.; POHLE, P.; ADAMS, J.; BREUER, L.; MOSANDL, R.; BECK, E.; WEBER, M.; STIMM, B.; SILVA, B.; VERBURG, P. H.; BENDIX, J. Accounting for multiple ecosystem services in a simulation of land-use decisions: Does it reduce tropical deforestation?. **Global Change Biology**, v. 1, n. 1, p. 1–18, jan. 2020.

KUSCHNIG, N.; CUARESMA, J. C.; KRISZTIN, T.; GILJUM, S. Spatial spillover effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-9, nov. 2021.

KUBISZEWSKI, I.; CONCOLLATO, L.; COSTANZA, R.; STERN, D. I. Changes in authorship, networks, and research topics in ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 59, n.101501 p.1-20, sep. 2023.

LAI, S. L.; CHEN, D. N. A research on the relationship between environmental sustainability management and human development. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 1, p. 1–20, sep. 2020.

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.; 15, 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. The drivers and impacts of Amazon Forest degradation Extended summary. **Science**, v. 379, n. 1, p. 1–32, mar. 2023.

LEBRETON, B.; RIVAUD, A.; PICOT, L.; PRÉVOST, B.; BARILLÉ, L.; SAUZEAU, T.; BESERES POLLACK, J.; LAVAUD, J. From ecological relevance of the ecosystem services concept to its socio-political use. The case study of intertidal bare mudflats in the Marennes-Oléron Bay, France. **Ocean and Coastal Management**, v. 172, n. 15, p. 41–54, april. 2019.

LE CLEC'H, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions for the Case of Deforested Areas Within the Amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216–236, may. 2018.a.

LE CLEC'H, S.; SLOAN, S.; GOND, V.; CORNU, G.; DECAENS, T.; DUFOUR, S.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. Mapping ecosystem services at the regional scale: the validity of an upscaling approach. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 32, n. 8, p. 1593–1610, apr. 2018.

LEVY, S. A.; CAMMELLI, F.; MUNGER, J.; GIBBS, H. K.; GARRETT, R. D. Deforestation in the Brazilian Amazon could be halved by scaling up the implementation of zero-deforestation cattle commitments. **Global Environmental Change**, v. 80, n. 1, p. 1-20, apr. 2023.

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. Identifying hotspots for ecosystem restoration across heterogeneous tropical savannah-dominated regions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, p. 1-12, april. 2023.

LIMA, L. S.; COE, M. T.; SOARES FILHO, B. S.; CUADRA, S. V.; DIAS, L. C. P.; COSTA, M. H.; LIMA, L. S.; RODRIGUES, H. O. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 1, p. 261–274, jan. 2014.

LIMA, F. P.; BASTOS, R. P. Perceiving the invisible: Formal education affects the perception of ecosystem services provided by native areas. **Ecosystem Services**, v. 40, n. 2, p. 1-9, sep. 2019.

LONDRES, M.; SCHMINK, M.; BÖRNER, J.; DUCHELLE, A. E.; FREY, G. P. Multidimensional forests: Complexity of forest-based values and livelihoods across Amazonian socio-cultural and geopolitical contexts. **World Development**, v. 165, n. 106200 p.1-15, mar. 2023.

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. 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**, v. 101, n. 102630, p 1-11, may. 2020.

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. Advance of soy commodity in the southern Amazonia with deforestation via PRODES and Imazon Geo: a moratorium-based approach. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-15, jun. 2021.

MAEDA, E. E.; ABERA, T. A.; SILJANDER, M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE MOURA, Y. M.; HEISKANEN, J. Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 7, p. 1-20, sep. 2021.

MAMEDES, I.; GUERRA, A.; RODRIGUES, D. B. B.; GARCIA, L. C.; GODOI, R. de F.; OLIVEIRA, P. T. S. Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 11, n. 1, p. 276-289, jan. 2023.

MARCONI, M. A; LAKATOS, E. N. **Fundamentos de Metodologia Científica**. ed. Atals S.A. São Paulo, 2010. Disponível em: www.atlasnet.com.br. Acesso em: 18 Maio. 2022.

MARQUES, F. C.; TELLES, T. S. Os efeitos espaciais são fatores determinantes dos preços das terras agrícolas no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 61, n. 1, p. 1-20, sep. 2022.

MMA. **5º Relatório nacional à convenção sobre a diversidade biológica instituo da conservação da natureza e das florestas**. Brasília, 2015. Disponível: <https://www.icnf.pt/api/file/doc/bb709ce80ed2991c>. Acesso em 20 out. 2020.

MCFARLAND, B. J. International Finance for REDD+ Within the Context of Conservation Financing Instruments. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 34, n. 7, p. 534–546, sep. 2015.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington [online]. Disponível: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>. Acesso em 20 out. 2020.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. Millennium ed. Washington [online]. Disponível: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**, 1 ed. Brasília, 2012.

MERAL, P.; ANDRIAMAHEFAZAFY, F.; CASTELLA, J. C.; NEANG, M.; SERPANTIE, G.; TITTONELL, P. Integrating the concept of ecosystem services

into agricultural policies and practices in the South. **Cahiers Agricultures**, v. 31, n.1, p. 1–10, sep. 2022.

MEYER, C.; SCHOMERS, S.; MATZDORF, B.; BIEDERMANN, C.; SATTLER, C. Civil society actors at the nexus of the ecosystem services concept and agri-environmental policies. **Land Use Policy**, v. 55, n.1, p. 352–356, sep. 2016.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, july. 2019. a.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104–116, sep. 2019. b.

MILHEIRAS, S. G.; MACE, G. M. Assessing ecosystem service provision in a tropical region with high forest cover: Spatial overlap and the impact of land use change in Amapá Brazil. **Ecological Indicators**, v. 99, n. 1, p. 1-21, sep. 2019.

MOFFETTE, F.; SKIDMORE, M.; GIBBS, H. K. Environmental policies that shape productivity: Evidence from cattle ranching in the Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 109, n. 102490, p. 1-21, Sep. 2021.

MONTEIRO, L. I. B.; PRUSKI, F. F.; CALEGARIO, A. T.; OLIVEIRA, A. N. G.; PEREIRA, S. B. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 515–524, jan. 2018.

MORAN, P. A. P. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. **Oxford Journal**, v. 37, n. 1, p. 17–23, jun.1950.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; DEL BON ESPIRITO-SANTO, F.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 1, p. 14637–14641, sep. 2006.

MÜLLER, H.; GRIFFITHS, P.; HOSTERT, P. Long-term deforestation dynamics in the Brazilian Amazon—Uncovering historic frontier development along the Cuiabá–Santarém highway. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 44, n. 1, p. 1-21, sep. 2016.

MURADIAN, R.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Beyond ecosystem services and nature's contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? **Ecological Economics**, v. 185, n.1, p. 1-9, apr. 2021.

NAKAOKA, M.; SUDO, K.; NAMBA, M.; SHIBATA, H.; NAKAMURA, F.; ISHIKAWA, S.; MAKINO, M.; YAMANO, H.; MATSUZAKI, S. ichiro S.; YAMAKITA, T.; YU, X.; HOU, X.; LI, X.; BRODIE, J.; KANEMOTO, K.; MORAN, D.; VERONES, F. TSUNAGARI: a new interdisciplinary and transdisciplinary study toward conservation and sustainable use of biodiversity and ecosystem services. **Ecological Research**, v. 33, n. 1, p. 35–49, sep. 2018.

NAVRUD, S.; STRAND, J. Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest. **Environmental and Resource Economics**, v. 70, n. 1, p. 249–269, sep. 2018.

NEILL, C.; JANKOWSKI, K. J.; BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEEGAN, L. A.; MACEDO, M. N.; RISKIN, S. H.; PORDER, S.; ELSENBEER, H.; KRUSCHE, A. V. Surprisingly Modest Water Quality Impacts From Expansion and Intensification of Large-Sscale Commercial Agriculture in the Brazilian Amazon-Cerrado Region. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n.1, p. 1-5, jun. 2017.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; SEROA DA MOTTA, R.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118–1126, april. 2014.

NERFA, L.; RHEMTULLA, J. M.; ZERRIFFI, H. Forest dependence is more than forest income: Development of a new index of forest product collection and livelihood resources. **World Development**, v. 125, n. 1, p. 1–13, may 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. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, n.1, p. 819–834, feb. 2020.

NUNES, S.; GARDNER, T.; BARLOW, J.; MARTINS, H.; SALOMÃO, R.; MONTEIRO, D.; SOUZA, C. Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. **Land Use Policy**, v. 57, n.1, p. 749–758, nov. 2016.

OKIDA, D. T. S.; DE CARVALHO JÚNIOR, O. A.; DE CARVALHO, O. L. F.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Relationship between Land Property Security and Brazilian Amazon Deforestation in the Mato Grosso State during the Period 2013–2018. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1-20, feb. 2021.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PACHECO, R.; RAJÃO, R.; VAN DER HOFF, R.; SOARES-FILHO, B. Will farmers seek environmental regularization in the Amazon and how? Insights from the Rural Environmental Registry (CAR) questionnaires. **Journal of Environmental Management**, v. 284, n.112010, p. 1-20, april. 2021.

PALACIOS-AGUNDEZ, I.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G.; HAGEMANN, N.; SYLLA, M.; SPYRA, M. Teaching the ecosystem service concept: experience from academia. **Ecology and Society**, v. 27, n. 3, p. 1–14, apr. 2022.

PARSAMEHR, K.; GHOLAMALIFARD, M.; KOOCH, Y.; AZADI, H.; SCHEFFRAN, J. Impact of Land Cover Changes on Reducing Greenhouse Emissions: Site Selection, Baseline Modeling, and Strategic Environmental Assessment of REDD+ Projects. **Land Degradation & Development**, v. 129, n. 1, p. 1–16, feb. 2023.

PARENTE, L.; MESQUITA, V.; MIZIARA, F.; BAUMANN, L.; FERREIRA, L. 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**, v. 232, n. 111301, p. 1-20, april. 2019.

PAUDYAL, K.; BARAL, H.; KEENAN, R. J. Local actions for the common good: Can the application of the ecosystem services concept generate improved societal outcomes from natural resource management? **Land Use Policy**, v. 56, p. 327–332, aug. 2016.

PAUNA, V. H.; PICONE, F.; LE GUYADER, G.; BUONOCORE, E.; FRANZESE, P. P. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. **Ecological Questions**, v. 29, n. 3, p. 53–62, feb. 2018.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

PEROZO, D., ZUCHI DA CONCEIÇÃO, P. H. Is Deforestation a Synonym for Development? A Study Based on Principal Component Analysis (Pca) in Mato Grosso, Brazil. **SSRN Electronic Journal**, v. 10, n. 1, p 1-20, apr. 2022.

PEREIRA, E. J. A. L.; DE SANTANA RIBEIRO, L. C.; DA SILVA FREITAS, L. F.; DE BARROS PEREIRA, H. B. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. 104491, p 1-6, mar. 2020.

PRETO, M. F.; GARCIA, A. S.; NAKAI, É. S.; CASARIN, L. P.; VILELA, V. M. de F. N.; BALLESTER, M. V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation dynamics in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). **Land Use Policy**, v. 118, n. 106132, p. 1-13, jul. 2022.

PICOLI, F. **Amazônia: pegadas na floresta: uma abordagem da super exploração da força de trabalho**. 2. ed. Florianópolis: EM DEBATE, 2011.

PINILLOS, D.; BIANCHI, F. J. J. A.; POCCARD-CHAPUIS, R.; CORBEELS, M.; TITTONELL, P.; SCHULTE, R. P. O. Understanding Landscape Multifunctionality in a Post-forest Frontier: Supply and Demand of Ecosystem Services in Eastern Amazonia. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, n.1, p. 1–16, may. 2020.

PINHEIRO, J. A.; BAMPI, A. C.; SILVA, C. A. F. O projeto de assentamento conjunto Terranova I na borda meridional da Amazônia Mato-Grossense: efeitos territoriais da ocupação. Inter espaço: **Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 5, n. 1, p. 1–27, apr. 2022.

PIMENTEL, G.; PIRES, S. H. Metodologias de avaliação de impacto ambiental: aplicações e seus limites. **Revista Administração Pública**, v. 26, n. 1, p. 56–68, sep. 1992.

PIRES, M. M.; BENCHIMOL, M.; CRUZ, L. R.; PERES, C. A. Terrestrial food web complexity in Amazonian forests decays with habitat loss. **Current Biology**, v. 33, n. 1, p. 1–8, Jan, 2023.

REFLORA. **Flora Brasileira 2022**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>>. Acesso em: 1 jan. 2023.

REY, S. J.; ANSELIN, L. PySAL: A Python Library of Spatial Analytical Methods. **The Review of Regional Studies**, v. 37, n. 1, p. 5–27, sep. 2007.

PORTELA, R.; RADEMACHER, I. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. **Ecological Modelling**, v. 143, n. 1, p. 115–146, jul. 2001.

READER, M. O.; EPPINGA, M. B.; DE BOER, H. J.; DAMM, A.; PETCHEY, O. L.; SANTOS, M. J. The relationship between ecosystem services and human modification displays decoupling across global delta systems. **Communications Earth & Environment**, v. 3, n. 1, p. 1–13, sep. 2022.

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. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 451 n.1, p. 1-8, may 2019.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in Size of Deforested Patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 932–937, April. 2012.

ROSA, J. C. S.; SÁNCHEZ, L. E. Is the ecosystem service concept improving impact assessment? Evidence from recent international practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 50, n. 1, p. 134–142, aug. 2015.

RUARO, R.; ALVES, G. H. Z.; TONELLA, L.; FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Loosening of environmental licensing threatens Brazilian biodiversity and sustainability. **Journal of the Geographical Society of Berlin**, v. 153, n. 1, p. 1–20, apr. 2022.

RUDKE, A. P.; SIKORA DE SOUZA, V. A.; SANTOS, A. M. Dos; FREITAS XAVIER, A. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MARTINS, J. A. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: A GIS- and remote sensing-based assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 263, n.110392, p 1-20, jun. 2020.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO, A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232 n.1, p. 818–828, dec. 2019.

SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; RUDKE, A. P.; MELO, S. N. D. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: assessing new spatial predictors. **Journal of Environmental Management**, v. 294, n. 1, p. 20–22, sep. 2021.

SANTOS, F. L. D.; SILVANO, R. A. M. Aplicabilidade, potenciais e desafios dos Pagamentos por Serviços Ambientais para conservação da água no sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38 n. 1, p.1-20, ago. 2016.

SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; RUDKE, A. P.; MELO, S. N. D. Deforestation drivers in the Brazilian Amazon: assessing new spatial predictors. **Journal of Environmental Management**, v. 294, n. 1, p. 20–22, sep. 2021.

SANTOS, R. C.; LIMA, M.; SILVA JUNIOR, C. A.; BATTIROLA, L. D. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, n. 1, p. 1-22, etc. 2019.

STRAND, J.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, M. H.; OLIVEIRA, U.; RIBEIRO, S. C.; PIRES, G. F.; OLIVEIRA, A.; RAJÃO, R.; MAY, P.; VAN DER HOFF, R.; SIIKAMÄKI, J.; DA MOTTA, R. S.; TOMAN, M. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Sviceser. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 1-18, sep. 2018.

SCHIELEIN, J.; BÖRNER, J. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 76, n. 1, p. 1-20, apr. 2018.

STEVENSON, H.; AULD, G.; ALLAN, J. I.; ELLIOTT, L.; MEADOWCROFT, J. The practical fit of concepts: Ecosystem services and the value of nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, apr. 2021.

SHIBU, J. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. **Agroforest Syst**, v. 76 n.1, p. 1–10, dec. 2009.

SILVA, R. V.; SOUZA, C. A.; FERREIRA, E. As transformações sociais, econômicas e ambientais no município de Sinop, Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 12, p. 1-23, nov. 2022.

SILVA, M. C.; MOONLIGHT, P.; OLIVEIRA, R. S.; PENNINGTON, R. T.; ROWLAND, L. Toward diverse seed sourcing to upscale ecological restoration in the Brazilian Cerrado. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 1147, n. 1-10, nov. 2022.

SILVA, C. A.; LIMA, M. Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement. **Land Use Policy**, v. 71, n. 1, p. 1-21, apr. 2018.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Produção Agropecuário Municipal - PAM - 1985-2020. Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Área plantada (Hectares /1990/2000/2010/2020). Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

Sistema de Recuperação Automática (SIDRA). Efetivo dos rebanhos municípios. Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939#resultado>. Acesso em 20 jan. 2022.

SIQUEIRA-GAY, J.; SÁNCHEZ, L. E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 1, p. 1-5, apr. 2021.

SWANGJANG, K. Linkage of Sustainability to Environmental Impact Assessment Using the Concept of Ecosystem Services: Lessons from Thailand. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 9, p. 1–18, mar. 2022.

SOLEL, L. C.; NICOLAS, J.; DE SARTRE XAVIER, A.; THIBAUD, D.; SIMON, D.; MICHEL, G.; JOHAN, O. 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**, v. 61, n. 5, p. 772–785, mar. 2018.

SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X. Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; SOUZA, R. C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOŠ, V.; JZU ERMGASSEN, E. K. H.; VALIN, H.; RAMOS, F. M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, n. 074021, p. 1-21, sep. 2018.

SOUZA MELLO, I.; SOARES, G.; DUARTE, D.; NETO, G. G. Sinopse de fabaceae-caesalpinioideae para a flora de Mato Grosso, Brasil. **Biodiversidade**, v. 14, n.2, p. 43–49, set. 2015.

SOUZA, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n.1, p. 1-57, aug. 2020.

SOUZA, C. M.; SIQUEIRA, J. V.; SALES, M. H.; FONSECA, A. V.; RIBEIRO, J. G.; NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P.; ROBERTS, D. A.; BARLOW, J. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 1, p 5493–5513, apr. 2013.

SOUZA, L. R.; CIRNE, M. B. **40 Anos da Política Nacional de Meio Ambiente**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <https://repositorio.uniceub.br/jspui/handle/prefix/15159>. Acesso em: 22 dez 2022.

SOTERRONI, A. C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A. X. Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P. R.; SOUZA, R. C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOŠ, V.; JZU ERMGASSEN, E. K. H.; VALIN, H.; RAMOS, F. M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, n. 074021, p. 1-21, sep. 2018.

SNYDER, H. Literature review as a research methodology: An overview and guidelines. **Journal of Business Research**, v. 104, n. 1, p. 1-20, apr. 2019.

SCHLEYER, C.; LUX, A.; MEHRING, M.; GÖRG, C. Ecosystem Services as a Boundary Concept: Arguments from Social Ecology. **Sustainability**, v. 9, n. 7, p. 1107–1121, jul. 2017.

SPYRA, M.; KLEEMANN, J.; CETIN, N. I.; VÁZQUEZ NAVARRETE, C. J.; ALBERT, C.; PALACIOS-AGUNDEZ, I.; AMETZAGA-ARREGI, I.; LA ROSA, D.; ROZAS-VÁSQUEZ, D.; ADEM ESMAIL, B.; PICCHI, P.; GENELETTI, D.; KÖNIG, H. J.; KOO, H. M.; KOPPEROINEN, L.; FÜRST, C. The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes? **Landscape Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1715–1735, aug. 2019.

SPAROVEK, G.; REYDON, B. P.; GUEDES PINTO, L. F.; FARIA, V.; DE FREITAS, F. L. M.; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARDNER, T.; HAMAMURA, C.; RAJÃO, R.; CERIGNONI, F.; SIQUEIRA, G. P.; CARVALHO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, n. 104062, p. 1-20, sep. 2019.

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. de M.; SCARANO, F. R.; TAMBOSI, L.; URIARTE, M. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology and Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, jun. 2019.

STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, n. 104362, p 1-21, april. 2020.

STEVENSON, H.; AULD, G.; ALLAN, J. I.; ELLIOTT, L.; MEADOWCROFT, J. The practical fit of concepts: Ecosystem services and the value of nature. **Global Environmental Politics**, v. 21, n. 2, p. 3–22, aug. 2021.

STICKLER, C. M.; NEPSTAD, D. C.; AZEVEDO, A. A.; MCGRATH, D. G. Defending public interests in private lands: Compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1, p 1-13, mar. 2013

SWANGJANG, K. Linkage of Sustainability to Environmental Impact Assessment Using the Concept of Ecosystem Services: Lessons from Thailand. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 9, p. 1–18, jul. 2022.

TAVARES SILVA, M.; DA SILVA MARGALHO, E.; AFONSO DE OLIVEIRA SERRÃO, E.; CARTAXO DE SOUZA, A.; DE SÁ SOARES, C.; ANTONIO COSTA DOS SANTOS, C.; BARBOSA DA SILVA, B. Application of Spatial Modeling of Biophysical Variables in an Urbanized Area in the Amazon: The Case

of the Metropolitan Area of Belém-Pará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 2, p. 271–283, sep. 2021.

TEEB. **The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 2010**. Ed Progress Press, Malta [online]. Disponível: <<https://teebweb.org/publications/teeb/>>. Acesso em: 24 jan. 2023.

TEEB. The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**, 2012. Ed. By Pushpam Kumar [online]. Disponível em: <<https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781849775489/economics-ecosystems-biodiversity-ecological-economic-foundations-pushpam-kumar>> . Acesso em: 24 jan. 2023.

TIEMANN, A.; RING, I. Towards ecosystem service assessment: Developing biophysical indicators for forest ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 137, n.108704, p. 1-20, april. 2022.

THÉRY, H. Novas fronteiras na Amazônia. **Cruzando fronteras en América latina Tercer Congreso de latino americanistas Amsterdam, 2002**. Paris. https://www.academia.edu/614011/Novas_fronteras_na_Amazônia. Acesso em 20 out. 2022.

TOMASSINI, L. Implicaciones internacionales del deterioro ambiental. **Estudios Internacionales**, v. 5, n. 18, p. 88–118, sep.1972.

THOMPSON, K.; SHERREN, K.; DUINKER, P. N. The use of ecosystem services concepts in Canadian municipal plans. **Ecosystem Services**, v. 38, n.100950, p. 1-12, aug. 2019.

TOWNSEND, M.; DAVIES, K.; HANLEY, N.; HEWITT, J. E.; LUNDQUIST, C. J.; LOHRER, A. M. The challenge of implementing the marine ecosystem service concept. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n.10, p. 1–13, oct. 2018.

TUSZNIO, J.; PIETRZYK-KASZYŃSKA, A.; RECHCIŃSKI, M.; OLSZAŃSKA, A.; GRODZIŃSKA-JURCZAK, M. Application of the ecosystem services concept at the local level – Challenges, opportunities, and limitations. **Ecosystem Services**, v. 42, n.101077.p1-13, apr. 2020.

URBAN, J.; RADWANIEK-BAK, B.; MARGIELEWSKI, W. Geoheritage Concept in a Context of Abiotic Ecosystem Services (Geosystem Services) — How to Argue the Geoconservation Better? **Geoheritage**, v. 14, n. 2, p. 1–15, aug. 2022.

URZEDO, D. I.; NEILSON, J.; FISHER, R.; JUNQUEIRA, R. G. P. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. 1, p. 59–62, mar. 2020.

USGS. **Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description**. Ed. Geological Survey Open-File Report. Virginia, USA, 2013. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/ofr13_1057.pdf. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat Missions: Imaging the Earth Since 1972**. Ed. Landsat Missions Timeline. Virginia, USA, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-mission-s.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

USGS. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. Ed. Geological Survey Open-File Report. South Dakota, USA, 2018. Disponível em: <https://dl.icdst.org/pdfs/files/2512b7ec8c34f3a7330e7fa339792e5e.pdf>. Acesso em: 22 dez 2022.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. **VOSviewer Manual Version 1.6.15**. Ed. Universiteit Leiden. Países Baixos, 2020. Disponível em: <https://www.vosviewer.com/getting-started?vosviewer-manual>. Acesso em: 9 jun. 2021.

WALKER, R.; MORAN, E.; ANSELIN, L. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. **World Development**, v. 28, n. 1, p. 683–699, mar. 2000.

VITOR BORGES DA SILVA, J.; ROSANO-PEÑA, C.; MÁRCIA VIANA MARTINS, M.; CASTRO TAVARES, R.; HENRIQUE BORGES DA SILVA, P. Ecoeficiência da produção agropecuária na Amazônia brasileira: fatores determinantes e dependência espacial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, p. 250–271, out. 2022.

WINKLER, K. J.; DADE, M. C.; RIEB, J. T. Mismatches in the Ecosystem Services Literature—a Review of Spatial, Temporal, and Functional-Conceptual Mismatches. **Current Landscape Ecology Reports** 2021 6:2, v. 6, n. 2, p. 23–34, apr. 2021.

WILLS, A. R.; SHIRIMA, D. D.; VILLEMAIRE-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. A practice-led assessment of landscape restoration potential in a biodiversity hotspot. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, p. 1–20, jun. 2023.

WEBBER, A.; RAMOS, P.; NEVES, S. M.; DALLACORT, R. Índice integral de conectividade aplicado na seleção de áreas de preservação permanentes prioritárias à recomposição no município de Nova Marilândia, Mato Grosso – Brasil. **Geo UERJ**, v. 41, n. 9, p. 1–22, set. 2022.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, n.1, p. 234–243, aug. 2015.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STAAL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. Self-amplified Amazon Forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, etc. 2017.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; RAMMIG, A. Deforestation effects on Amazon forest resilience. **Geophysical Research Letters**, v. 44, n. 1, p. 6182–61901-10, etc. 2017.b.

ZIMBRES, B.; MACHADO, R. B.; PERES, C. A. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. **Land Use Policy**, v. 72, n. 2, p. 354–363, aug. 2018.

ZHOU, X.; ZHANG, X.; WANG, B. Online Support Vector Machine: A Survey and Computing. **Advances in Intelligent Systems and Computing**, v. 382, n.1, p.