



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FERNANDA NUNES DE ARAUJO FONSECA

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E A
IMPORTÂNCIA DAS TERRAS INDÍGENAS DO ECÓTONO
AMAZÔNIA/CERRADO**

BRASÍLIA - DF

2024

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

NF676ns Nunes de Araujo Fonseca, Fernanda
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E A
IMPORTÂNCIA DAS TERRAS INDÍGENAS DO ECÓTONO AMAZÔNIA/CERRADO
/ Fernanda Nunes de Araujo Fonseca; orientador Mercedes
Maria da Cunha Bustamante. -- Brasília, 2024.
129 p.

Tese(Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade de
Brasília, 2024.

1. Serviços Ecossistêmicos. 2. Contribuições da Natureza
para as Pessoas. 3. Contribuições recíprocas entre pessoas e
natureza. 4. Terras Indígenas. 5. Ecótono Cerrado/Amazônia.
I. Maria da Cunha Bustamante, Mercedes, orient. II. Título.



FERNANDA NUNES DE ARAUJO FONSECA

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E A
IMPORTÂNCIA DAS TERRAS INDÍGENAS DO ECÓTONO
AMAZÔNIA/CERRADO**

Projeto de Tese de Doutorado apresentado ao
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais da Universidade de Brasília para
obtenção do título de Doutora em Ciências
Ambientais

Área de Concentração: Estrutura, Dinâmica
e Conservação Ambiental

Linha de Pesquisa: Modelagem ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Mercedes Maria da
Cunha Bustamante

Brasília - DF

2024



SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	7
ORGANIZAÇÃO, OBJETIVOS E CONCEITOS-CHAVE DA TESE	8
CONCEITOS-CHAVE	10
REFERÊNCIAS	13
CAPÍTULO 1 - CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA PARA AS PESSOAS: MAPEAMENTO SISTEMÁTICO DE ESTUDOS E INVENTÁRIO DE METODOLOGIAS E INDICADORES PARA A QUANTIFICAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS.....	15
RESUMO	15
REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
METODOLOGIA.....	20
RESULTADOS.....	26
Resultados gerais da revisão	26
Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos.....	31
DISCUSSÃO.....	36
CONCLUSÃO	39
REFERÊNCIAS	40
CAPÍTULO 2 – A IMPORTÂNCIA DOS TERRITÓRIOS INDÍGENAS PARA A PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO ECÓTONO CERRADO-AMAZÔNIA	46
RESUMO	46
INTRODUÇÃO.....	47
MATERIAIS E MÉTODOS	51
Área de estudo.....	52
Pré-processamento e modelagem de dados geoespaciais.....	57
Quantificação de serviços ecosistêmicos.....	60
1. Rendimento hídrico sazonal (SWY).....	60
2. Retenção de sedimentos (SDR).....	62
3. Qualidade de habitat (HQ).....	64
4. Armazenamento de carbono	67
Análises estatísticas.....	68
Visualização dinâmica de resultados.....	70



RESULTADOS.....	70
Dependência espacial dos indicadores de serviços ecossistêmicos	70
Mudanças no uso e cobertura da terra nas UPH ao longo de 36 anos.....	72
Quantificação e espacialização de SE nas UPHs: existe sobreposição entre hotspots de serviços ecossistêmicos e Terras Indígenas?	73
UPH Mearim	73
UPH Médio Araguaia.....	76
UPH Médio Tocantins.....	79
UPH Alto Juruena	82
Visão geral da contribuição das terras indígenas para a manutenção dos serviços ecossistêmicos nas bacias hidrográficas investigadas.....	85
DISCUSSÃO.....	88
MODELAGEM DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	88
IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	91
Direitos indígenas sob ameaça: a sustentabilidade dos SE fornecidos pelas TIs depende de salvaguardas territoriais e sociais.....	91
Caminhos possíveis para proteger TIs e SE garantidos pelos povos indígenas: proteger as pessoas para proteger os serviços	93
LIMITAÇÕES	94
CONCLUSÕES.....	96
REFERÊNCIAS	97
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
MATERIAL SUPLEMENTAR – CAPÍTULO 2.....	111

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Conceitos-chave utilizados na tese.	11
Figura 2. Diferenças entre os conceitos de serviços ecossistêmicos e contribuições da natureza para as pessoas, reunindo diagramas conceituais elaborados no âmbito da MEA (2005), das publicações de Diaz et al. (2018) e Ellis et al. (2019).	12
Figura 3. Protocolo de mapeamento sistemático.	25
Figura 4. Protocolo de mapeamento sistemático resumido.	25



Figura 5. Número de artigos publicados por ano.	26
Figura 6. Contagem de artigos publicados por periódico científico (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.....	27
Figura 7. Resultados da análise dos resumos considerando a escala espacial das áreas de estudo (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.....	27
Figura 8. Resultados da análise dos resumos considerando as regiões das áreas de estudo (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.	28
Figura 9. Resultados da análise dos resumos considerando o ano de publicação dos trabalhos e classes de SE conforme a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA) (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.	28
Figura 10. Resultados da análise dos resumos considerando o ano de publicação dos trabalhos, classes de NCP e tipos de métricas de estimação de SE (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.	29
Figura 11. Paisagem científica de co-ocorrência de palavras-chave para o conjunto completo de artigos (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.....	30
Figura 12. Paisagem científica de co-ocorrência de autores para o conjunto completo de artigos (n=196). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 2.	31
Figura 13. Contagem de artigos publicados por periódico científico (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.....	32
Figura 14. Paisagem científica de co-ocorrência de autores para o conjunto de artigos sobre SEH (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 2.....	32
Figura 15. Paisagem científica de co-ocorrência de palavras-chave para o conjunto de artigos sobre SEH (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 3.....	33
Figura 16. Mapa contendo coordenadas geográficas das áreas de estudo de cada artigo de SEH. As cores dos pontos se referem a diferentes países, e o tamanho foi ponderado pelo número de indicadores de SEH utilizados em cada trabalho. Disponível em formato dinâmico no Painel Web 3.	35
Figura 17. Contagem de artigos de SEH por país e por escala de estudo. Disponível em formato dinâmico no Painel Web 3.	35
Figura 18. Acima, a contagem de artigos que estimaram SEH para localidades no Brasil. Abaixo, mapa de calor de estudos de SEH mapeados para o Brasil (n=4). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 3.	37
Figura 19. Mapa da área de estudo. Unidades de planejamento hídrico delimitadas por linhas azuis. Sistema de Referência de Coordenadas Geográficas, Datum WGS 1984. Bancos de dados utilizados: Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).	53
Figura 20. Modelos digitais de elevação e distribuição de terras indígenas e outras áreas protegidas (unidades de conservação) nas unidades de planejamento hídrico estudadas. Bases de dados utilizadas: FUNAI, IBGE e MERIT DEM (Multi-Error-Removed Improved-Terrain DEM).....	55
Figura 21. Fluxograma metodológico da pesquisa.	59



Figura 22. Diagrama de Sankey mostrando as mudanças na proporção de áreas cobertas por ecossistemas naturais (verde) e áreas antropizadas (rosa) entre os cenários de linha de base (1985) e atual (2021). Diagrama feito com o auxílio da ferramenta SankeyMATIC (https://sankeymatic.com/).	72
Figura 23. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Mearim entre 1985 e 2021.	73
Figura 24. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Mearim. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.	75
Figura 25. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Médio Araguaia entre 1985 e 2021.	76
Figura 26. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Médio Araguaia. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.	78
Figura 27. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Médio Tocantins entre 1985 e 2021.	79
Figura 28. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Médio Tocantins. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.	81
Figura 29. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Alto Juruena entre 1985 e 2021.	82
Figura 30. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Alto Juruena. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.	84
Figura 31. Quantidade de serviços ecossistêmicos fornecidos por TIs nas UPH estudadas.	85



Figura 32. Espacialização de áreas com contribuição significativa para o fornecimento de serviços ecossistêmicos hidrológicos (escoamento superficial anual, escoamento de águas subterrâneas, recarga hídrica local, erosão evitada e exportação de sedimentos evitada) e serviços ecossistêmicos de biodiversidade e regulação climática (qualidade do habitat, raridade do habitat e armazenamento de carbono). 87

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Bases de dados, chaves de pesquisa e número de artigos retornados por pesquisa.	20
Tabela 2. Critérios de inclusão de resumos e análise dos artigos selecionados para o mapeamento da literatura.....	21
Tabela 3. Clusters de co-ocorrência de palavras-chave formados para o conjunto completo de artigos analisados (n=196), com as palavras mais frequentes destacadas em negrito.....	30
Tabela 4. Clusters de co-ocorrência de palavras-chave formados para o conjunto de artigos que tratam de SEH (n=103), com as palavras mais frequentes destacadas em negrito.....	34
Tabela 5. Informações dimensionais das unidades de planejamento hídrico (UPH) estudadas e sobre as terras indígenas (TIs) dentro de cada UPH.	56
Tabela 6. Resultados dos testes de autocorrelação espacial para o índice global de Moran I ($p < 0,05$) e LISA, para cada UPH, para os parâmetros gerados pelos modelos SWY (B = fluxo de base, i.e. escoamento de água subterrânea da contribuição local, Bsum = fluxo de base da contribuição do pixel a montante, Lsum.avail = água disponível para consumo local, Lsum = água que flui pelo pixel, QF = fluxo rápido, i.e. escoamento superficial), SDR (AvEro = erosão evitada, AvExp = exportação de sedimentos evitada), HQ (HQ = qualidade de habitat, RAR = raridade de habitat), e CS (CS = armazenamento de carbono). Valores LISA > 0.50 (negrito) evidenciam a existência de dependência espacial. ** $p < 0.01$, *** $p < 0.0001$	71
Tabela 7. Quantidade de serviços ecossistêmicos fornecidos por Terras Indígenas por Unidade de Planejamento Hídrico (B = fluxo de base ou escoamento de água subterrânea da contribuição local, QF = escoamento rápido, Lsum.avail = água disponível para consumo local, AvEro = erosão evitada, AvExp = exportação de sedimentos evitada, HQ = qualidade de habitat, RAR = raridade de habitat, e CS = armazenamento de carbono). 86	



AGRADECIMENTOS

Dedico este trabalho às pessoas que se ocupam e preocupam com a manutenção das florestas, savanas e biodiversidade em pé, e que, por essa razão, reconhecem a importância das populações indígenas e comunidades tradicionais neste contexto. Essas pessoas têm nomes, culturas, famílias, territórios, direitos.

Entre 2019 e 2024, período de realização desta tese, servidores da FUNAI, do IBAMA, lideranças indígenas, lideranças tradicionais e camponesas, foram vítimas de inúmeras emboscadas, violências e perseguições políticas. Alguns, para nossa tristeza, viraram estrelas. Deixaram sementes.

Agradeço, sem palavras suficientes, à minha orientadora, Mercedes Bustamante, por não ter soltado a minha mão, por compreender que a trajetória trabalhista das servidoras e servidores públicos da FUNAI se reveste de contornos de odisseia.

Agradeço ao professor Antônio Felipe Couto Jr., *in memoriam*, grande cientista, animador e coorientador de meu projeto. Deixou saudades e inspirações. Agradeço à professora Erina Rodrigues, também pelo apoio acadêmico e compromisso com o PPGCiamb/UnB.

Agradeço, também sem palavras que bastem, à minha família, amigas e amigos que torceram e vibraram pela conclusão bem sucedida da pesquisa.



ORGANIZAÇÃO, OBJETIVOS E CONCEITOS-CHAVE DA TESE

Em atenção ao regulamento do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade de Brasília, à Resolução nº 06/2018 do Colegiado do PPGCA e ao Guia Interno para Início e Término dos Processos de Defesas de Qualificação, Dissertação e Tese, este trabalho foi organizado em dois capítulos, sistematizados em formato de artigos científicos.

Os objetivos desta tese foram:

- i) ampliar o conhecimento disponível sobre metodologias e ferramentas de quantificação de serviços ecossistêmicos hidrológicos, considerando que, no Brasil, os esforços de produção, integração e disponibilização de dados desta natureza ainda são incipientes;
- ii) demonstrar, por meio de modelos quantitativos, espacialmente explícitos, a importância das Terras Indígenas para a provisão de serviços ecossistêmicos no ecótono Cerrado-Amazônia;
- iii) desenvolver painéis dinâmicos dos resultados das análises bibliométricas e de quantificação de serviços ecossistêmicos prestados por Terras Indígenas, a fim de facilitar a consulta por setores da sociedade interessados em desenvolver pesquisas e ações voltadas à conservação de serviços ecossistêmicos e ao fortalecimento de direitos dos povos indígenas enquanto cointeresses desses serviços.

O Capítulo 1 corresponde ao artigo¹ intitulado **“Contribuições da Natureza para as Pessoas: mapeamento sistemático de estudos e inventário de metodologias e indicadores para a quantificação de serviços ecossistêmicos hidrológicos”**. Por meio de análises bibliométricas, sistematizamos um conjunto de referências, metodologias,

¹ Publicado na Revista de Gestão Social e Ambiental (RGSA): <https://rgsa.openaccesspublications.org/rgsa/article/view/8340>.



métricas e indicadores de SE, com ênfase em SE hidrológicos. Espacializamos as áreas de estudo dos trabalhos analisados, a fim de evidenciar lacunas de conhecimento nos diferentes países e regiões.

O Capítulo 2 corresponde ao artigo intitulado “**A importância dos territórios indígenas para a provisão de serviços ecossistêmicos no ecótono Cerrado-Amazônia**”². A contribuição de territórios indígenas demarcados foi quantificada, em termos biofísicos e em escala de bacias hidrográficas na transição Cerrado-Amazônia, por meio de modelos espacialmente explícitos da suíte de ferramentas *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), para serviços ecossistêmicos hidrológicos - provisão hídrica e controle de erosões - e para serviços relacionados à biodiversidade (qualidade de habitats) e à regulação climática (armazenamento de carbono terrestre). A significância dos resultados foi explorada através do uso de análises de autocorrelação espacial (índices de Moran-I global e *Local Indicators of Spatial Autocorrelation* - LISA).

Discutimos, adicionalmente, a importância dos povos indígenas que habitam a região de estudo enquanto gestores de serviços ecossistêmicos, ou enquanto protagonistas de contribuições recíprocas entre pessoas e natureza (Ojeda *et al.* 2022), e abordamos algumas das principais ameaças aos direitos territoriais e socioculturais dessas coletividades, a exemplo da Lei nº 14.701/2023, conhecida como Lei do Marco Temporal (Brasil, 2023).

Os resultados da pesquisa foram organizados em dois painéis dinâmicos de visualização de dados, por meio de ferramenta de *Business Intelligence* (BI), cujos links estão disponíveis na seção inicial de cada artigo/capítulo da tese.

² Em fase de revisão pela revista *Ecosystem Services*, classificada com nota A1 pelo sistema de avaliação Qualis Periódicos/CAPES (2017-2020) para a área de Ciências Ambientais. O *preprint* encontra-se no link https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=4855858#paper-references-widget



CONCEITOS-CHAVE

A abordagem de serviços ecossistêmicos (SE) adquiriu progressiva popularidade desde a década de 1990, a partir da qual diversos segmentos sociais, com destaque para grupos de pesquisa acadêmica e organizações da sociedade civil, vêm somando esforços para estabelecer uma base conceitual e metodológica adequada à análise das interrelações entre sistemas naturais e humanos (Burkhard *et al.* 2010).

Costanza *et al.* (1997) definiram SE como os *benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções ecossistêmicas*. Após a realização da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, *Millenium Ecosystem Assessment*), tal conceito ganhou amplitude, bem como sua categorização em serviços de provisão (alimentos, água, madeira, fibras), regulação (clima, qualidade da água, controle de inundações), suporte (formação de solos, fotossíntese, ciclagem de nutrientes, polinização) e cultura (recreação, benefícios estéticos e espirituais) (MEA, 2005).

A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*)³ foi criada em 2012, sucedendo a MEA e o Mecanismo Internacional de Expertise Científica em Biodiversidade (IMoSEB, *International Mechanism of Scientific Expertise on Biodiversity*) (Castro, 2020). Propõe-se a fortalecer a interface entre ciência e políticas voltadas à conservação da biodiversidade, ao bem-estar humano e ao desenvolvimento sustentável, traduzindo-se em esforço transdisciplinar contínuo de revisão, análise, diálogo intercultural e disponibilização de informações que possam orientar o processo de qualificação de políticas públicas, bem como subsidiar a tomada de decisões pelas nações (Joly *et al.* 2019).

³ O Brasil compõe o grupo de nações fundadoras da IPBES e conta, adicionalmente, com a Plataforma Brasileira sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES, *Brazilian Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*), cuja finalidade é produzir diagnósticos e relatórios temáticos nacionais, como o Diagnóstico Brasileiro e Sumário para Tomadores de Decisão – Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, os Relatórios e Sumários para Tomadores de Decisão para as temáticas Polinização, Polinizadores e Produção de Alimentos, Água: Biodiversidade, Serviços Ecossistêmicos e Bem-Estar Humano no Brasil e Contribuição dos Povos Indígenas e Povos tradicionais e biodiversidade no Brasil (Joly *et al.* 2019, Wolowski *et al.* 2019, Pires *et al.* 2019, Cunha *et al.* 2022).



A estrutura de governança da IPBES propõe-se a abarcar mecanismos de produção de conhecimento sobre a natureza concebidos a partir de epistemologias diversas, buscando integrar saberes oriundos da ciência ocidental, de sistemas filosóficos orientais e de culturas indígenas e tradicionais locais (Díaz *et al.* 2015). O marco conceitual foi demandado em plenária, a partir do consenso de *stakeholders* sobre a necessidade de definição de uma linguagem comum e norteadora, capaz de conferir inteligibilidade e comparabilidade aos diagnósticos temáticos sobre SE (Díaz *et al.* 2015, Joly *et al.* 2019).

Uma alternativa ao termo SE consiste no conceito de Contribuições da Natureza para as Pessoas (*Nature's Contributions to People*, NCP). As NCP incluem *contribuições positivas e negativas dos organismos, ecossistemas e processos ecológicos e evolutivos associados para a qualidade de vida humana, e podem ser classificadas em materiais, não-materiais e regulatórias*, sendo o contexto cultural transversal aos três eixos, incorporando a possibilidade de que uma mesma NCP possa transitar entre eixos (Díaz *et al.* 2018) (**Figura 1**).

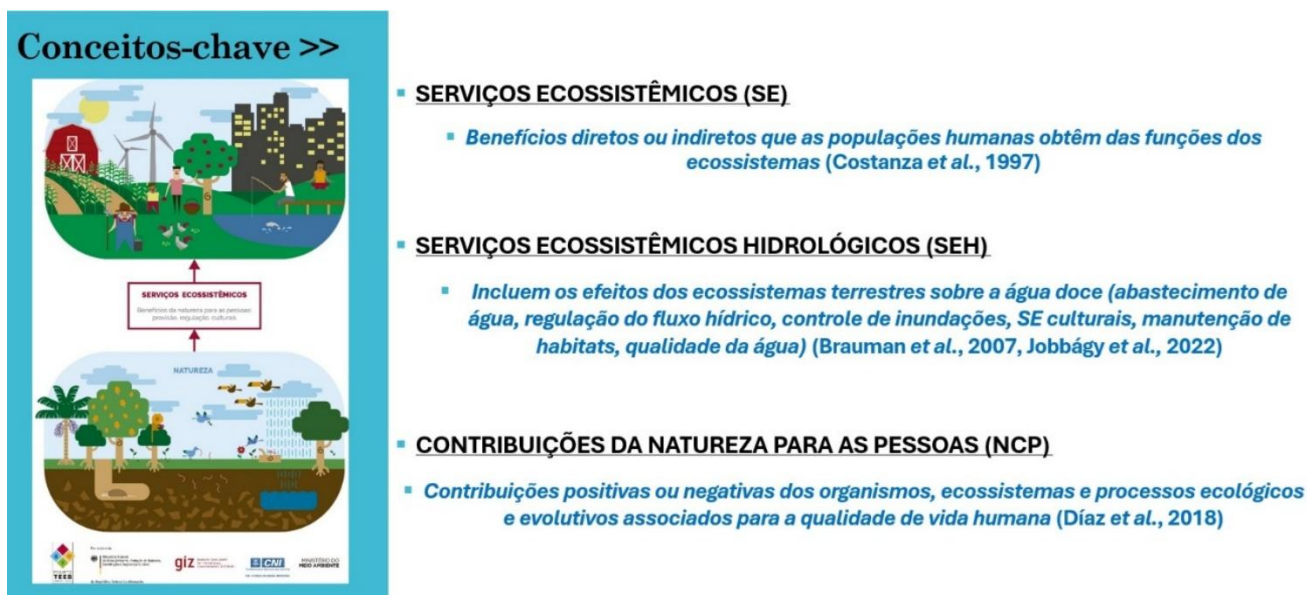


Figura 1. Conceitos-chave utilizados na tese.

Embora exista alguma disputa acerca do uso de SE ou NCP, as duas abordagens foram incorporadas ao *framework* da IPBES, havendo evidências de convergência e



incorporação crescente de ambos os termos por pesquisadores, na medida em que trabalhos de natureza quantitativa são desenvolvidos sob o arcabouço das NCP e trabalhos mais qualitativos são realizados no escopo dos SE (Pires *et al.* 2020). Em contraponto, Diaz *et al.* (2018) defendem que o conceito NCP possui maior potencial de contribuir com a construção de políticas públicas socialmente inclusivas, incorporando mais fortemente a diversidade de conhecimentos indígenas e locais e o arcabouço teórico e prático das ciências sociais.

Ellis *et al.* (2019) desenvolveram uma crítica importante acerca da tendência generalizante e subjacente ao conceito dos SE, por serem comumente abordados de maneira universal, como se os mesmos benefícios ou funções da natureza tivessem o mesmo valor e impacto para todas as pessoas, independentemente dos contextos socioculturais locais e econômicos em que se inserem (**Figura 2**).

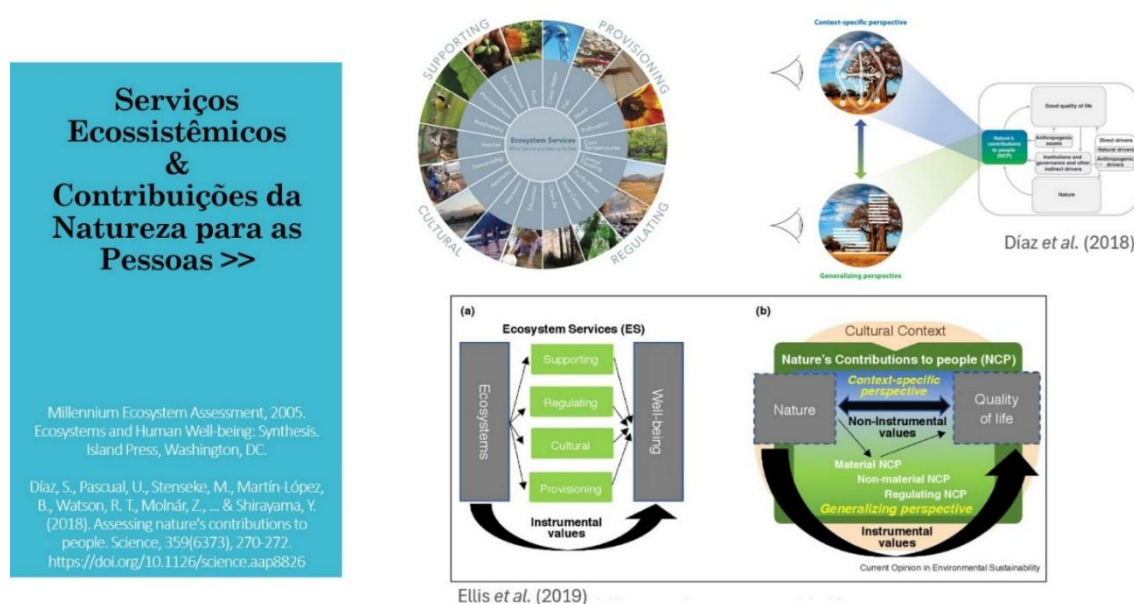


Figura 2. Diferenças entre os conceitos de serviços ecossistêmicos e contribuições da natureza para as pessoas, reunindo diagramas conceituais elaborados no âmbito da MEA (2005), das publicações de Diaz *et al.* (2018) e Ellis *et al.* (2019).

A despeito do conceito de NCP apresentar um maior potencial de inclusão de aspectos subjacentes aos contextos culturais locais (Diaz *et al.* 2018, Ellis *et al.* 2019), é



preciso esclarecer que os caminhos metodológicos adotados nesta tese dialogaram mais com o conceito dos SE, de cunho mais generalista, em decorrência do interesse da autora pelo aprendizado de técnicas de modelagem quantitativa e de espacialização de SE. Não obstante, algumas reflexões importantes sobre limitações desse tipo de análise foram discutidas no Capítulo 2 e revisitadas nas Considerações Finais do trabalho.

REFERÊNCIAS

- Brasil (2023). Lei nº 14.701, de 20 de outubro de 2023. Regulamenta o art. 231 da Constituição Federal. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/L14701.htm (acessado em 02 May 2024)
- Burkhard, B., Petrosillo, I., & Costanza, R. (2010). Ecosystem services-Bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological complexity*, 7(3), 257-259.
- Castro, P. D. Ciência e Política para a Natureza e para as Pessoas. Brazilian Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 2020. < <https://www.bpb.es.net.br/conheca-a-ipbes/> > Acesso em 09 de novembro de 2020.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farbek, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonkk, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... & Bartuska, A. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Ellis, E. C., Pascual, U., & Mertz, O. (2019). Ecosystem services and nature's contribution to people: negotiating diverse values and trade-offs in land systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 38, 86-94.
- Joly C.A.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Agostinho A.A.; Marques A.C.; Amaral A.G.; Cervone C.O.F.O.; Adams C.; Baccaro F.B.; Sparovek G.; Overbeck G.E.; Espindola G.M.; Vieira I. C.G.; Metzger J.P.; Sabino J.; Farinaci J.S.; Queiroz L.P.; Gomes L.C.; da Cunha M.M.C.; Piedade M.T.F.; Bustamante M.M.C.; May P.; Fearnside P.; Prado R.B.; Loyola R.D. Capítulo 1: Apresentando o Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.;



Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.
https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2019/09/BPBES_Completo_VF-1.pdf

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

Ojeda, J., Salomon, A. K., Rowe, J. K., & Ban, N. C. (2022). Reciprocal contributions between people and nature: a conceptual intervention. *BioScience*, 72(10), 952-962.

Pires, A. P., Padgurschi, M. C., de Castro, P. D., Scarano, F. R., Strassburg, B., Joly, C. A., ... & de Groot, R. (2020). Ecosystem services or nature's contributions? Reasons behind different interpretations in Latin America. *Ecosystem Services*, 42, 101070.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101070>



<https://bit.ly/es-rev>

CAPÍTULO 1 - CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA PARA AS PESSOAS: MAPEAMENTO SISTEMÁTICO DE ESTUDOS E INVENTÁRIO DE METODOLOGIAS E INDICADORES PARA A QUANTIFICAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS

<https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n10-211>

RESUMO

Objetivo: Avaliar a estimativa de contribuições da natureza para as pessoas - NCP (i.e., serviços ecossistêmicos - SE) através de mapeamento bibliográfico e sistematização de metodologias, ferramentas e indicadores de serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH).

Referencial Teórico: A exploração predatória de ecossistemas provoca impactos cada vez mais severos à humanidade. Acelerada pelo crescimento populacional, por mudanças no uso da terra e pelo desacoplamento entre medidas recomendadas pela ciência e aquelas adotadas pelas nações, a mudança do clima desencadeia alterações no ciclo hidrológico global. Estratégias de adaptação dependem da produção de informação sobre a provisão e fluxo de SEH.

Método: Consulta às bases Web of Science, Scopus e Science Direct, e mapeamento bibliográfico sistemático (2014-2024), com análises bibliométricas no software VOSviewer, e registro de informações sobre NCP, SE, métricas, metodologias de quantificação de SEH e respectivos indicadores.

Resultados e Discussão: Foram analisados 743 resumos e selecionados 196 artigos. Destes, 103 estimaram SEH, com predominância de estudos em escala de bacias hidrográficas. Foram mapeados 79 indicadores, majoritariamente biofísicos, associados à regulação do fluxo hídrico e qualidade da água. A China foi o país mais representado em área mapeada. Os modelos mais utilizados foram InVEST e SWAT.

Implicações da Pesquisa: Sistematização de informações para usuários interessados em quantificar SEH, com indicação dos aspectos e métodos já consolidados e lacunas do conhecimento.

Originalidade/Valor: Mapeamento de indicadores de SEH, agregação de estudos sob diferentes frameworks e disponibilização de painel dinâmico de resultados, com espacialização dos estudos e possibilidades diversas de filtragem de dados.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos hidrológicos, metodologias, modelos, indicadores



INTRODUÇÃO

Avaliações recentes indicam que não há progressos consistentes com o alcance da Meta de Desenvolvimento Sustentável (SDG) 6 - Água e saneamento para todos, o que se traduz em grave ameaça à resiliência dos ecossistemas, organismos vivos e ao bem-estar humano em diversos aspectos (segurança alimentar, saúde, produção de energia, desenvolvimento industrial e econômico), devido às suas naturezas dependentes da água e crescente vulnerabilidade aos impactos das alterações climáticas (U.N. Secretariat, 2023).

Como agravante, os relatórios de síntese do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) apontam que o aquecimento contínuo do planeta deverá intensificar as alterações do ciclo global da água, incluindo a sua variabilidade no espaço e no tempo e a ocorrência de eventos extremos de precipitação e seca, de ano para ano (Calvin *et al.*, 2023). Os efeitos da mudança climática sobre o ciclo hidrológico adquirem contorno de urgência a cada ano, a exemplo das catastróficas enchentes que atingiram o estado do Rio Grande do Sul, no Brasil em abril e maio de 2024, resultando na morte de centenas de pessoas, no desalojamento de mais de 580 mil, na perda de safras agrícolas, devastação de infraestruturas públicas e privadas em centenas de municípios, contaminação da população por doenças associadas à inundações, como a leptospirose, dentre outros (Canofre, 2024). Os impactos sociais, econômicos e ambientais desta e outras tragédias de porte similar poderiam ter sido atenuados pelo desenvolvimento de estratégias de ordenamento territorial adequadas, capazes de proteger ambientes naturais importantes para o controle de inundações.

O desenvolvimento de tais estratégias, incluindo soluções baseadas na natureza, a exemplo do projeto de gestão de bacias hidrográficas das "Cidades Esponja", voltado ao controle das inundações na China (Wanghe *et al.*, 2022), depende da disponibilidade de informação subsidiária, em volume suficiente e representativo da complexidade socioecológica das paisagens locais. Neste sentido, o primeiro passo para a construção de soluções locais e regionais para o adequado manejo dos recursos hídricos consiste em



produzir, quantificar e qualificar informações de forma espacialmente explícita, compreensível e útil.

Uma das ferramentas disponíveis para orientar tal geração de informações consiste no mapa sistemático, que oferece um meio confiável de síntese e descrição de evidências relativas a tópicos ambientais (James *et al.*, 2016). Considerando que diversos países ainda necessitam de produzir e sistematizar dados capazes de subsidiar gestores de políticas públicas para a tomada de decisões acerca de estratégias de conservação dos serviços ecossistêmicos (SE), incluindo os serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH), o presente trabalho se propõe a realizar um mapeamento sistemático de caminhos metodológicos para suprir tais lacunas de conhecimento.

Este estudo tem por objetivos, portanto, i) realizar mapeamento sistemático de literatura científica voltada à quantificação de SE em ambientes terrestres e de água doce, agregando os serviços estudados sob o arcabouço conceitual das Contribuições da Natureza para as Pessoas (NCP) (Díaz *et al.*, 2018) e incluindo análises bibliométricas gerais, e ii) realizar inventário de metodologias de estimação e indicadores de SEH, bem como disponibilizar uma base interativa de consulta para usuários interessados em desenvolver pesquisas de quantificação de SEH, considerando a urgência de ampliação de estratégias locais, regionais e globais de enfrentamento das alterações no ciclo hidrológico decorrentes da mudança climática e das alterações nos regimes de uso da terra.

REFERENCIAL TEÓRICO

SE são definidos como os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções ecossistêmicas (Costanza *et al.*, 1997), enquanto o conceito mais abrangente de NCP inclui as contribuições positivas ou negativas dos organismos, ecossistemas e processos ecológicos e evolutivos associados para a qualidade de vida humana (Díaz *et al.*, 2018).

Considerando que as mudanças no uso da terra decorrentes de atividades humanas estão intimamente relacionadas com alterações na provisão e fluxo de SE/NCP,



ameaçando o bem-estar das sociedades (Hasan *et al.*, 2020; Song *et al.*, 2015) e respondendo, adicionalmente, pelo agravamento da mudança do clima (IPCC, 2023), diversos esforços têm sido empenhados para ampliar o conhecimento sobre fontes, sumidouros, fluxos de SE e interações entre múltiplos serviços.

No escopo do Sistema de Contabilidade Econômico-Ambiental - Contabilidade de Ecossistema (SEEA-EA), framework estatístico integrado de organização de informação espacialmente explícita sobre ecossistemas e mudanças na extensão e estado dos SE (United Nations *et al.*, 2021), foi produzida uma tabela de correspondência entre diferentes classificações e tipologias de SE amplamente utilizadas na atualidade (Common International Classification of Ecosystem Services-CICES, National Ecosystem Services Classification System – NESCS+, Intergovernmental and Science Platform for Biodiversity and Ecosystem Services - Nature's Contributions to People-IPBES, Millenium Ecosystem Assessment-MEA, The Economics of Ecosystems and Biodiversity-TEBB). Este esforço vem possibilitando a consolidação de informação científica sobre a provisão e fluxo de SE/NCP gerados em diferentes regiões e escalas, sob diferentes arcabouços conceituais e sistemas de classificação.

A despeito de investigações anteriores sobre metodologias e modelos disponíveis para a quantificação de SE, a escala de revisão e as questões de pesquisa escolhidas variam e, raramente, incluem o registro de indicadores de SE e unidades de medida. Em estudo sobre o uso global de modelos de SE, a adoção de ferramentas Integrated Valuation of Ecosystem Services & Tradeoffs (InVEST) por diferentes países foi avaliada, para um período de dois anos, porém sem o registro das localidades estudadas ou de indicadores (Posner *et al.*, 2016). Outras revisões enfocaram o uso de ferramentas Soil & Water Assessment Tool (SWAT), com registro de informações sobre modelos e SE estudados, países, contextos de aplicabilidade dos modelos e outras análises bibliométricas (Francesconi *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2024).

Turner *et al.* (2015) identificaram e discutiram dados e métodos disponíveis para determinar a degradação da terra e avaliar a sustentabilidade de práticas alternativas de manejo, consolidando quadro de modelos de SE com informações sobre a natureza e aplicabilidade dos mesmos e avaliando, adicionalmente, a distribuição de modelos em



termos de escala de agregação e facilidade de compreensão. Em revisão de natureza similar, circunscrita ao continente asiático, Shoyama *et al.* (2017) registraram informações sobre regiões de estudo, tipos de ecossistemas, categorias de SE, abordagens aplicadas, tipos de modelo, dentre outros, com a quantificação, porém sem especificação, de indicadores biofísicos de SE.

Ochoa & Urbina-Cardona (2017), por sua vez, mapearam ferramentas para modelagem espacial de SE, registrando países, tipos de áreas de estudo, escala espacial, SE estudados, softwares e ferramentas aplicadas. Já Baustert *et al.* (2018) atentaram para a utilização de análises de incerteza, registrando modelos de SE utilizados, enquanto Agudelo *et al.* (2020) se dedicaram à revisão de artigos sob a perspectiva de modelagem de interações entre múltiplos SE e técnicas utilizadas para análise de tais interações.

A ênfase do presente trabalho está voltada aos SEH, que abrangem os benefícios para as pessoas produzidos pelos efeitos dos ecossistemas terrestres sobre a água doce, sendo organizados nas categorias de melhoria do abastecimento de água para fins extrativos, melhoria da provisão de fluxo hídrico, atenuação de danos causados pela água, prestação de SE culturais relacionados à água e manutenção de habitats aquáticos que produzem serviços (Brauman *et al.*, 2007). Jobbágy *et al.* (2022) definiram SEH de maneira parecida, diferenciando serviços de provisão de água, regulação de fluxo e de qualidade da água prestados por ecossistemas aquáticos e terrestres, e separando os SE culturais prestados pelos ecossistemas aquáticos.

Os ecossistemas terrestres movimentam e modificam os fluxos de água, sendo crucial, para o cenário de estudos de SEH e de manejo de recursos hídricos, a consideração de atributos-chave de cada serviço relacionados à quantidade, qualidade, localização, periodicidade e ao fluxo da água (Brauman, 2015; Brauman *et al.*, 2007). Para tanto, para além da justificada escolha de determinadas metodologias de quantificação e espacialização de SEH em detrimento de outras - que deve passar por compreensão prévia acerca de potenciais e limitações de cada modelo, bem como da disponibilidade de dados para a área de estudo, em resolução espacial e temporal adequadas aos objetivos de pesquisa - faz-se necessário iniciar o preenchimento da lacuna



da falta de uniformização mínima dos indicadores de SEH, razão pela qual este trabalho foi proposto.

METODOLOGIA

O mapeamento de literatura foi conduzido de forma sistemática e replicável (James *et al.*, 2016; Pullin *et al.*, 2018), incorporando dois níveis de detalhamento: i) leitura, seleção de resumos e mapeamento bibliográfico geral, e ii) leitura de textos completos e mapeamento sistemático de metodologias de estimação e indicadores de SEH. A busca abrangeu os últimos dez anos (2014 até março de 2024) e as bases de dados Web of Science, Scopus e Science Direct foram consultadas. A chave de busca utilizada foi similar para cada base (**Tabela 1**).

Tabela 1. Bases de dados, chaves de pesquisa e número de artigos retornados por pesquisa.

Base de dados	Chave de pesquisa	Quantidade de artigos
Scielo Citation Index (Web of Science)	TS = (Ecosystem services OR Nature's Contributions to People) AND (estimate* OR model*) n = 262	262
Scopus	TS = (Ecosystem services OR Nature's Contributions to People) AND (estimate* OR model*)	211
Science Direct	TI= (Ecosystem services OR Nature's Contributions to People) AND (estimate* OR model*)	281
Total		754

Os arquivos de resultados das buscas em cada base foram reunidos no EndNote Web e, após a eliminação de duplicações, o número total de artigos foi reduzido para n=743. O arquivo contendo informações bibliográficas e abstracts foi exportado em formato Research Information Systems (RIS) e inserido em projeto na plataforma SysRev para a etapa de leitura e seleção de resumos. Nesta, foram aplicados os critérios de



inclusão de nível 1, permitindo, ao final, a exportação de planilha bruta de resultados, com números de identificação atribuídos para cada artigo.

Artigos de revisão e de propostas de frameworks conceituais para análise de SE foram excluídos do mapeamento, bem como trabalhos de valoração monetária, exceto aqueles que incluíram etapas de quantificação de indicadores biofísicos.

Posteriormente, foi realizado *download* dos papers cujos resumos foram incluídos na primeira etapa. Os artigos foram inseridos em coleção específica, no software Mendeley Reference Manager, para leitura completa e preenchimento de planilha contendo os campos de detalhamento de nível 2, isto é, enfocando as metodologias, modelos, indicadores e unidades de medida de SEH, softwares e ferramentas utilizados e geolocalização aproximada das áreas de estudo. Além destas, foram registradas outras informações relativas à presença ou ausência de mapas de SE, avaliações de SE em diferentes cenários, uso de metodologias de validação, análises de incerteza e/ou acurácia, análises de autocorrelação espacial e de sensibilidade (**Tabela 2**).

Tabela 2. Critérios de inclusão de resumos e análise dos artigos selecionados para o mapeamento da literatura.

Características avaliadas	Descrição	Critérios de inclusão – nível 1 (abstracts)	Critérios de detalhamento - nível 2 (artigos completos)
Distribuição espacial de áreas de estudo	Informação sobre continentes, países e regiões estudadas	Todos os continentes e países	Áreas de estudo e respectivas coordenadas geográficas de referência obtidas no Google Maps
Tipo de estudo	Pesquisa aplicada, revisões de literatura, políticas públicas	Apenas pesquisa aplicada	-
Escala espacial	Local, regional, global	Todas as escalas espaciais	Bacia hidrográfica, área protegida, área agrícola, região administrativa, área de manejo florestal, lago, cordilheira, infraestrutura verde urbana, país, global
Tipo de ecossistema	Terrestre, água doce, marinho, outros	Apenas ecossistemas terrestres, áreas úmidas e ecossistemas de água doce	-



Tipo de métrica de estimação de SE	Métricas biofísicas, de percepção humana, monetárias	Artigos com pelo menos uma métrica biofísica ou de percepção humana	-
Contribuições da natureza para as pessoas	Informação sobre as NCP estudadas	Todas as NCP foram incluídas, à exceção da NCP 5 (ambientes marinhos)	Apenas as NCP relacionadas aos SEH
Classes de SE	Informação sobre categorias de SE segundo classificação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA)	Todas as classes (provisão, regulação, suporte, SE culturais)	Classes incluídas para cada SEH quantificado
Serviços ecossistêmicos hidrológicos	Revisão de nomenclaturas de cada SEH com base na tabela de referências cruzadas de classificações e tipologias de SE do SEEA-EA	-	A classificação CICES foi adotada como padrão para a sistematização dos SEH quantificados
Indicadores de SEH	Identificação dos indicadores utilizados para estimar SEH	-	Apenas indicadores de SEH biofísicos e de percepção humana
Unidades de medida	Identificação das unidades de medida dos indicadores de SEH	-	Registro de unidades de medida de cada indicador de SEH
Modelos e metodologias	Identificação dos modelos e/ou metodologias utilizados para estimar SEH	-	Para cada SEH, foram registrados todos os modelos e/ou metodologias de quantificação adotados por estudo
Softwares e ferramentas	Identificação de softwares e/ou ferramentas usadas para estimar SEH	-	Para cada SEH, foram registrados todos os softwares e/ou ferramentas de quantificação adotados por estudo
Geração de mapas de SEH	Identificação de estudos com apresentação espacialmente explícita de resultados de quantificação de SEH	-	Informação de presença ou ausência de mapas de SEH por estudo
Geração de cenários	Identificação de estudos de quantificação de SEH em diferentes cenários	-	Informação de presença ou ausência de cenários de SEH por estudo



Métodos de validação	(mudança do clima, projeções temporais, políticas públicas, etc.) Identificação de estudos de SEH que utilizaram métodos de validação de modelos	-	Informação de presença ou ausência de métodos de validação de modelos por estudo
Metodologias de avaliação de acurácia ou incerteza	Identificação de estudos de SEH que utilizaram técnicas de estimação de incerteza e/ou acurácia de modelos	-	Informação de presença ou ausência de métodos de estimação de incerteza e/ou acurácia de modelos por estudo
Avaliações de dependência espacial	Identificação de estudos de SEH que utilizaram técnicas de autocorrelação espacial para discutir resultados	-	Informação de presença ou ausência de análises de autocorrelação espacial por estudo
Avaliações de sensibilidade	Identificação de estudos de SEH que utilizaram diferentes conjuntos de dados para testar a sensibilidade de modelos	-	Informação de presença ou ausência de avaliações de sensibilidade de modelos por estudo

Foi feita análise bibliométrica de co-ocorrência de autores e de palavras-chave, no software VOSviewer, para o conjunto completo de artigos e para a coleção de artigos SEH, com atribuição de duas co-ocorrências como limite mínimo. Nos mapas de paisagem científica criados neste programa, os itens correspondem aos objetos de interesse (neste caso, autores e palavras-chave), as ligações denotam a existência de relação entre itens e cada ligação possui uma força com valor numérico positivo atribuído (quanto maior, mais força possui a ligação) (Jan van Eck & Waltman, 2018).

Concluído o registro das informações apresentadas na **Tabela 2**, as planilhas resultantes foram saneadas, e três painéis web de visualização dinâmica de resultados foram elaborados com a ferramenta Google Looker Studio. Os painéis 1 e 3 permitem a aplicação de filtros para visualização cruzada de informações específicas, conforme o interesse do usuário, retornando a lista de publicações resultantes ao final das visualizações gráficas. As análises de co-ocorrência de autores e palavras-chave são



estáticas em relação aos outros dados, por se caracterizarem como links incorporados do VOSviewer ao Looker Studio. É possível clicar sobre clusters específicos de palavras-chave para verificar relações com outros grupos.

Ao primeiro painel, foram agregados os resultados gerais da revisão. Foram incluídos a espacialização de co-ocorrência de palavras-chave e os gráficos de contagem de publicações por ano, região, classe de SE (regulação, provisão, suporte, cultura), NCP, tipos de métricas de estimação de SE, periódicos científicos e escala espacial de áreas de estudo (local, regional ou global). Ressalta-se que o registro de NCP e classes de SE foi feito, para este conjunto de artigos, com base na leitura dos resumos, o que pode gerar discrepância em relação aos resultados para os artigos do conjunto SEH.

Ao segundo painel foram adicionadas as espacializações de co-ocorrência de autores, para os dois níveis de detalhamento da pesquisa, além de informações sobre as instituições às quais são vinculados.

No terceiro painel, específico para os SEH, também foi incluída a espacialização de co-ocorrência de palavras-chave. Foram gerados mapas de pontos e de calor para a distribuição espacial das áreas de estudo, com os tamanhos de pontos de coordenadas geográficas de referência ponderados pelo número de indicadores de SEH de cada publicação. Este painel permite a filtragem de trabalhos por NCPs, SEH, indicadores, ano de publicação, país, escala de estudo e demais informações apresentadas na **Tabela 2**. Foram elaborados gráficos contendo os indicadores de SEH mapeados, com a possibilidade de filtragem interativa de diferentes softwares, ferramentas e análises utilizadas. A tabela final retorna as referências dos trabalhos e apresenta detalhamento de unidades de medida de cada indicador, tipos de métricas correspondentes, modelos e metodologias adotados.

Buscou-se reduzir a redundância de indicadores de SEH por meio da padronização de nomenclaturas de indicadores, a exemplo do registro dos indicadores “water provision”, “water yield” e “water supply” como “water supply”, ou “erosion control” e “soil conservation” como “soil conservation”, desde que semanticamente equivalentes.

As etapas do protocolo de mapeamento sistemático adotado neste trabalho foram resumidas na **Figura 3** e, de forma resumida, na **Figura 4**.

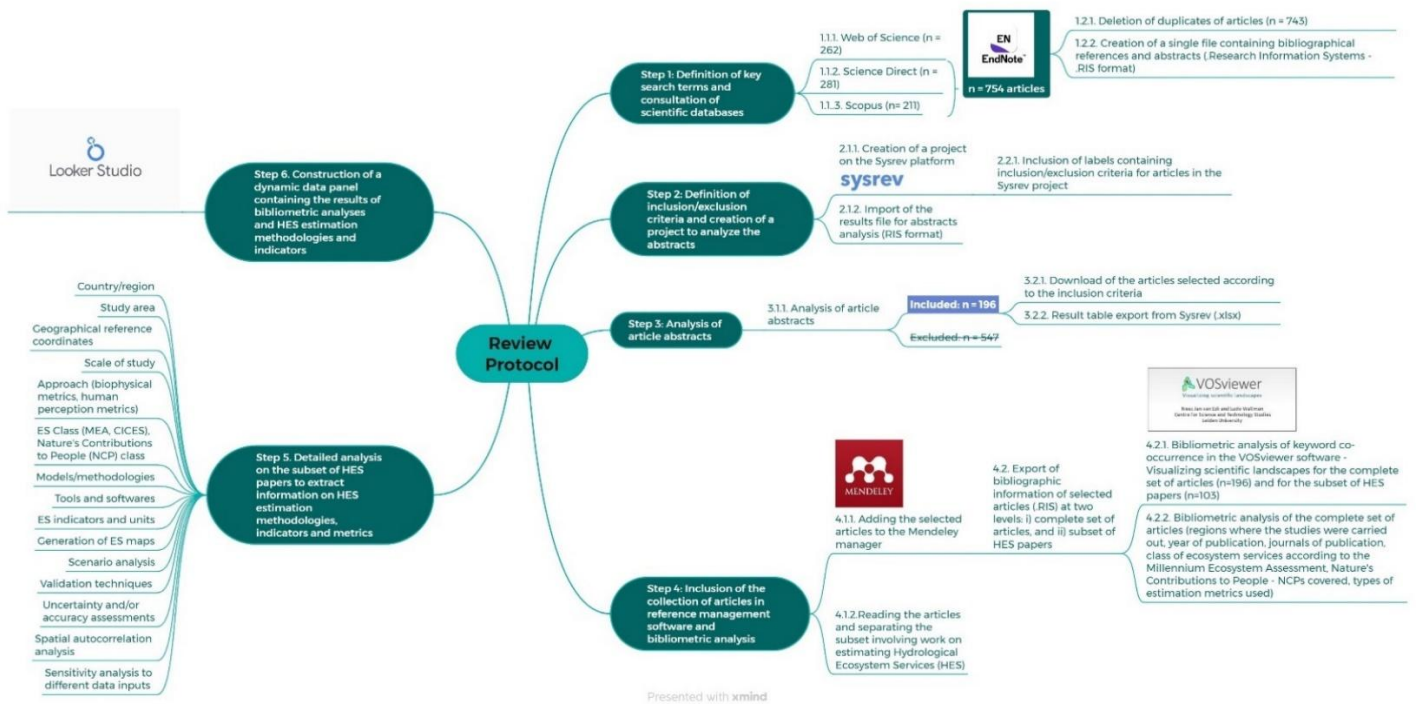


Figura 3. Protocolo de mapeamento sistemático.

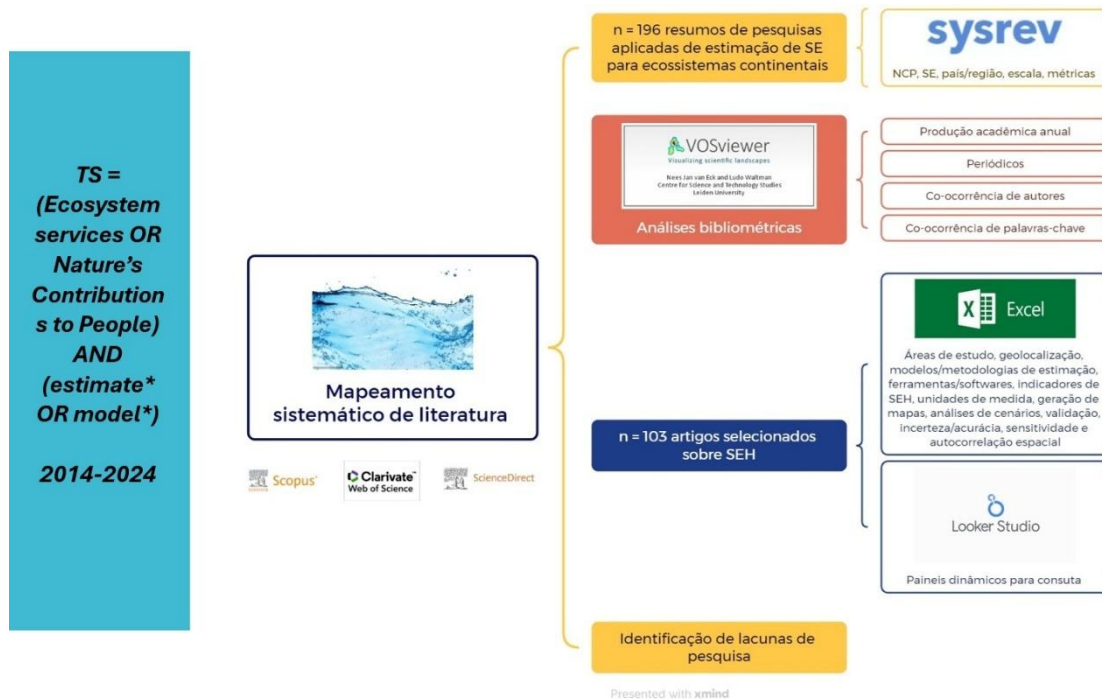


Figura 4. Protocolo de mapeamento sistemático resumido.



RESULTADOS

Resultados gerais da revisão

A pesquisa resultou em 196 artigos publicados em 88 periódicos científicos, com média de 31 artigos/ano e tendência de aumento no número de publicações por ano ao longo do período analisado (**Figura 5**).

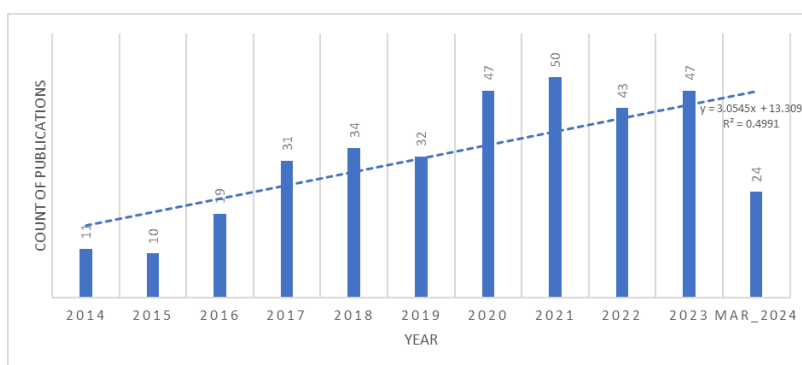


Figura 5. Número de artigos publicados por ano.

Verificou-se tendência de concentração do volume de publicações em poucos journals, com 42% dos artigos publicados em Ecological Indicators (24), Ecosystem Services (24), Science of the Total Environment (21), Environmental Modelling & Software (9), Ecological Modelling (6), Applied Geography (5), Journal of Environmental Management (5) e Bosque (5), seguindo a lei de Bradford acerca da concentração de produção científica sobre temas específicos em poucos periódicos (Guedes & Borschiver, 2005) (**Figura 6, Painel Web 1**).

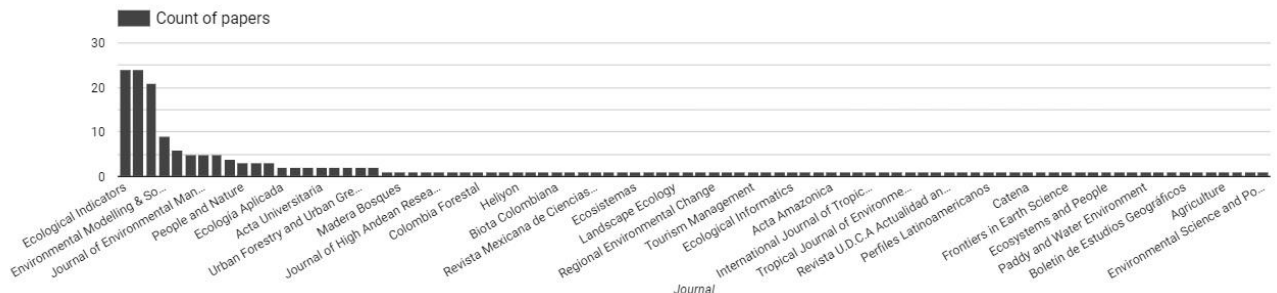


Figura 6. Contagem de artigos publicados por periódico científico (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 1](#).

As pesquisas foram realizadas, massivamente, em escala local (80%) (**Figura 7**), e predominantemente nos continentes da Europa (29,5%), Ásia (26%) e América do Sul (23%) (**Figura 8**). Em todos os anos, as classes de SE mais estudadas foram as de regulação e provisão (**Figura 9**). As NCP mais estudadas foram a NCP 4 (regulação do clima) e NCP 6 (regulação da quantidade de água doce no espaço e tempo), com predomínio do uso de métricas biofísicas (**Figura 10**, [Painel Web 1](#)).



Figura 7. Resultados da análise dos resumos considerando a escala espacial das áreas de estudo (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 1](#).



Figura 8. Resultados da análise dos resumos considerando as regiões das áreas de estudo (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 1](#).

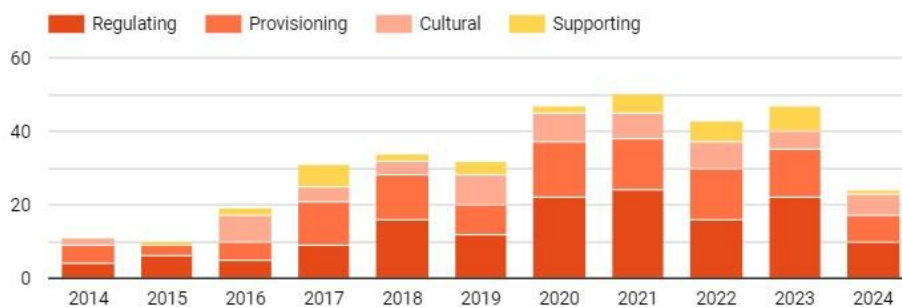


Figura 9. Resultados da análise dos resumos considerando o ano de publicação dos trabalhos e classes de SE conforme a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA) (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 1](#).

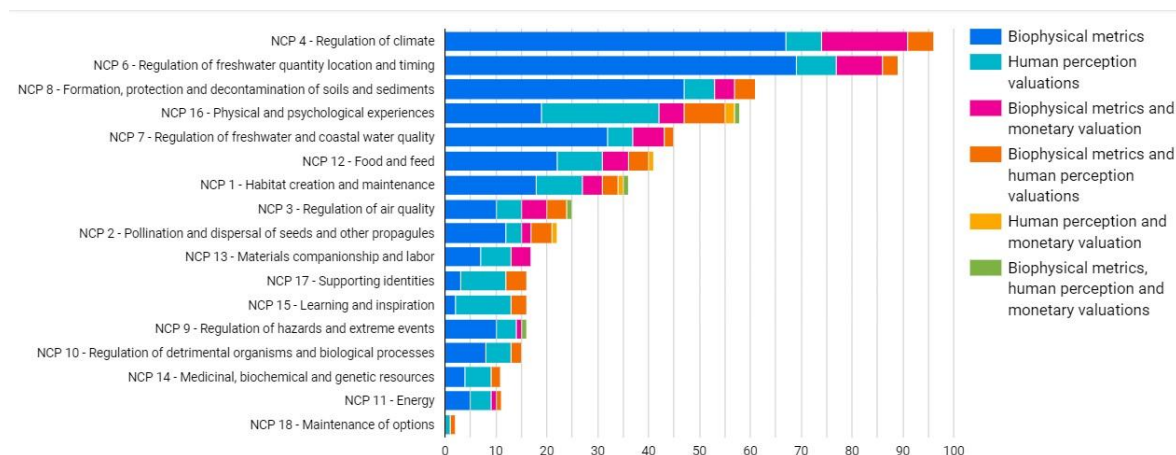


Figura 10. Resultados da análise dos resumos considerando o ano de publicação dos trabalhos, classes de NCP e tipos de métricas de estimação de SE (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 1](#).

Na análise de co-ocorrência de palavras-chave, foram formados 8 clusters que sugerem as mudanças no uso da terra como importante fator mobilizador de diversas linhas de estudos de quantificação de SE (**Figura 11**). Em cinco clusters foi possível verificar a menção aos SEH de forma direta (“water supply”, “nutrient retention”, “sediment retention”, “water”, “water flow regulation”, “hydrological ecosystem services”) ou indireta (“SWAT model”) (**Tabela 3**). Observou-se conexão entre os clusters 4 e 2, com ligação entre estudos sobre mudanças no uso da terra e mudança climática.



A Venn diagram with three overlapping circles. The top circle is labeled 27, the middle circle is labeled 11, and the bottom circle is labeled 2. The circles overlap in various combinations, but no specific numbers are given for the intersections.

A Venn diagram with three overlapping circles. The top circle is labeled 27, the middle circle is labeled 11, and the bottom circle is labeled 2. The circles overlap in various combinations, but no specific numbers are given for the intersections.

A Venn diagram with three overlapping circles. The top circle is labeled 27, the middle circle is labeled 11, and the bottom circle is labeled 2. The circles overlap in various combinations, but no specific numbers are given for the intersections.



6	5	Green infrastructure, modeling , quantification, urban planning, valuation
7	4	Hydrological ecosystem services, land cover, mapping , spatial modeling
8	3	Biomass, ecosystem services , integrated modeling

Com relação aos autores e redes de pesquisa, pelo critério de co-ocorrência, verificou-se a formação de três clusters de redes de pesquisa, abrangendo institutos no Reino Unido, Estados Unidos, Espanha e Países Baixos (**Figura 12, Painel Web 2**).

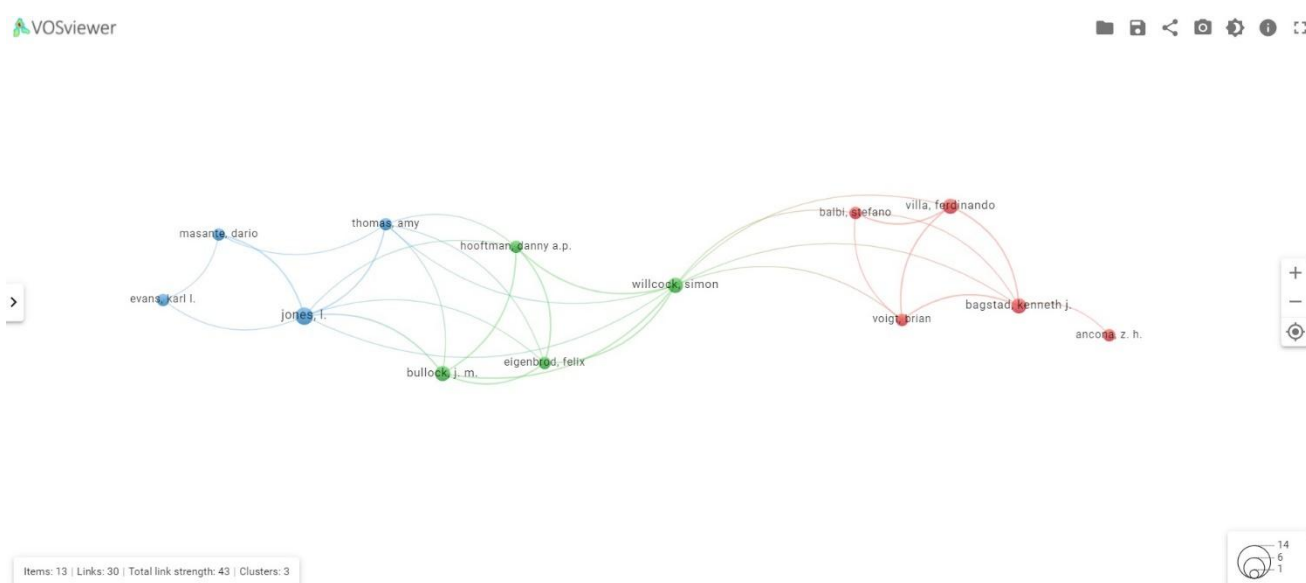


Figura 12. Paisagem científica de co-ocorrência de autores para o conjunto completo de artigos (n=196). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 2](#).

Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos

A pesquisa resultou em 103 artigos publicados em 43 journals, sendo 56% publicados em Ecological Indicators (16), Ecosystem Services (15), Science of the Total



Environment (11), Environmental Modelling & Software (6), Ecological Modelling (5) e Journal of Environmental Management (5) (**Figura 13**, Painel Web 1).

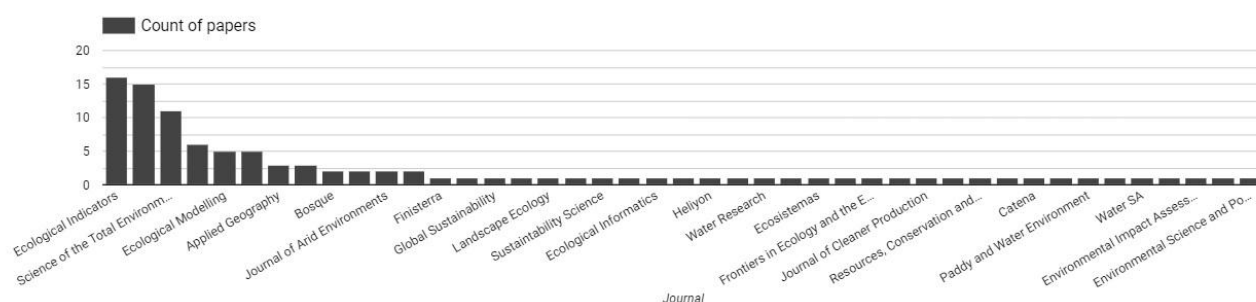


Figura 13. Contagem de artigos publicados por periódico científico (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 1.

Para além das redes de pesquisa verificadas para o conjunto completo de papers, as quais se repetiram para o conjunto de artigos relacionados aos SEH (reorganizadas em apenas 2 clusters), três novos clusters isolados se formaram, evidenciando institutos de pesquisa na França e na China (**Figura 14**, Painel Web 2).

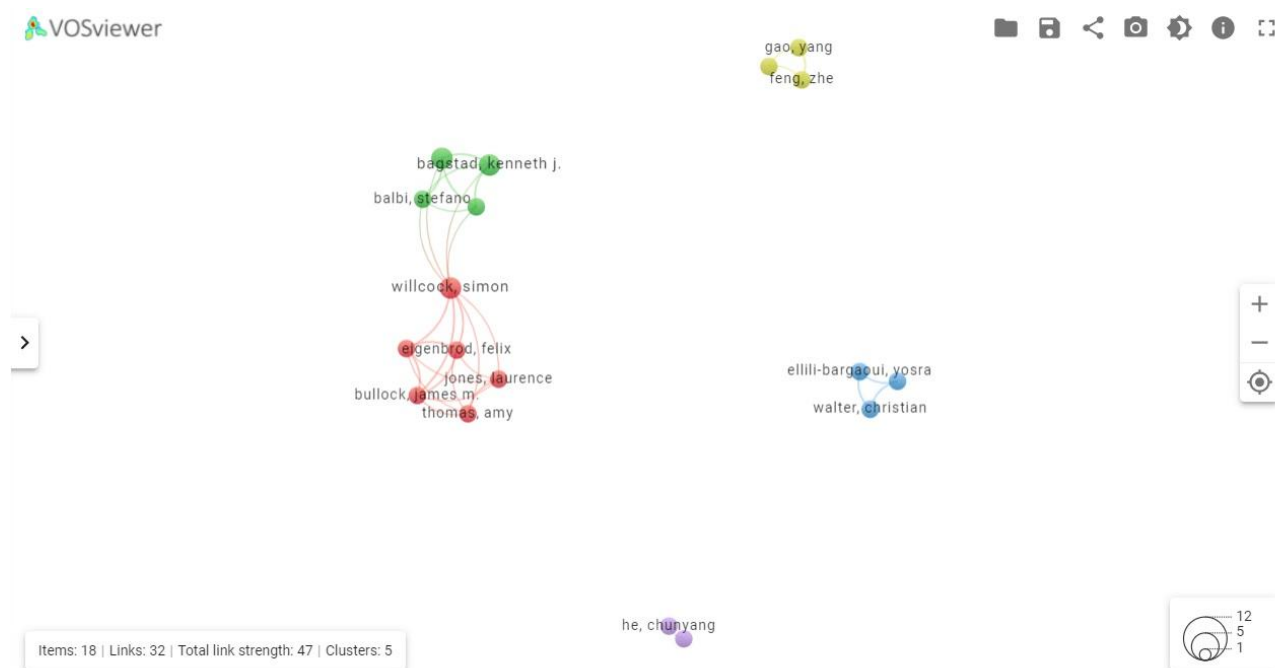


Figura 14. Paisagem científica de co-ocorrência de autores para o conjunto de artigos sobre SEH (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 2.



Na paisagem de co-ocorrência de palavras-chave, foram formados 8 clusters que sugerem certa compartimentação dos estudos de SEH, modulada pela escolha de uma dentre as ferramentas de modelagem de SEH mais conhecidas. Formou-se um cluster específico para esforços de comparação de modelos e avaliações de incerteza, com conexões com os clusters 1 (InVEST) e 6 (SWAT), sugerindo que a maioria das publicações que compararam resultados de quantificação de SEH por diferentes modelos, o fizeram para InVEST e SWAT, o que se verifica em Cong *et al.* (2020) e em Decsi *et al.* (2022) para indicadores de qualidade da água, controle de erosões, provisão hídrica e/ou controle de inundações (**Figura 15**, Painel Web 3). As palavras-chave referentes às mudanças do clima e de uso da terra foram agrupadas no mesmo cluster e apresentaram relação com o cluster 4, demonstrando relação entre estudos de SEH e de mudança climática (**Tabela 4**, Painel Web 3).

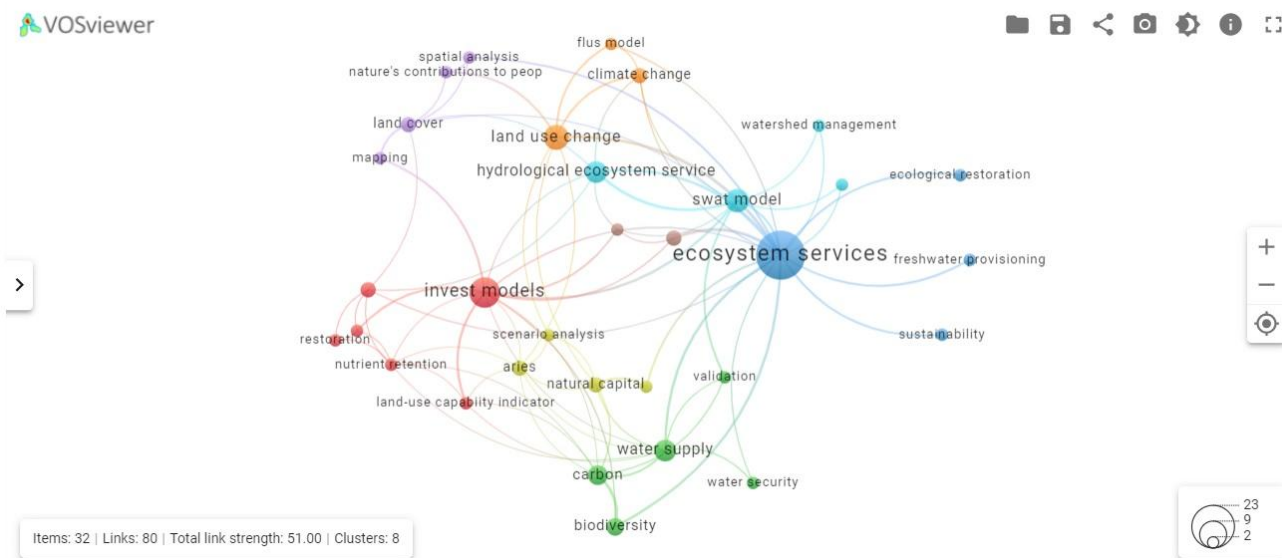


Figura 15. Paisagem científica de co-ocorrência de palavras-chave para o conjunto de artigos sobre SEH (n=103). Disponível em formato dinâmico no Painel Web 3.



Tabela 4. Clusters de co-ocorrência de palavras-chave formados para o conjunto de artigos que tratam de SEH (n=103), com as palavras mais frequentes destacadas em negrito.

Cluster	Número de palavras-chave	Palavras-chave
1	6	Carbon sequestration, InVEST models , Land-use Capability Indicator (LUCI), nutrient retention, restoration, sediment retention
2	5	Biodiversity, carbon, validation, water security, water supply
3	4	Ecological restoration, ecosystem services , freshwater provisioning, sustainability
4	4	ARIES, human well-being, natural capital , scenario analysis
5	4	Land cover , mapping, nature's contributions to people, spatial analysis
6	4	Hydrological ecosystem services, SWAT model , water flow regulation, watershed management
7	3	Climate change, FLUS model, land use change
8	2	Model comparison, uncertainty

Considerando a geolocalização das áreas de estudo, a produção bibliográfica sobre SEH, em quantidade e também em representatividade territorial, tem sido expressiva na China (n=27). Em termos de escala espacial, a maioria das pesquisas foi aplicada a bacias hidrográficas (n=42), corroborando revisão anterior (Ochoa & Urbina-Cardona, 2017), bem como a regiões administrativas, como municípios e províncias (n=31), seguidas por áreas protegidas (n=13) (**Figuras 16-17**, Painel Web 3).

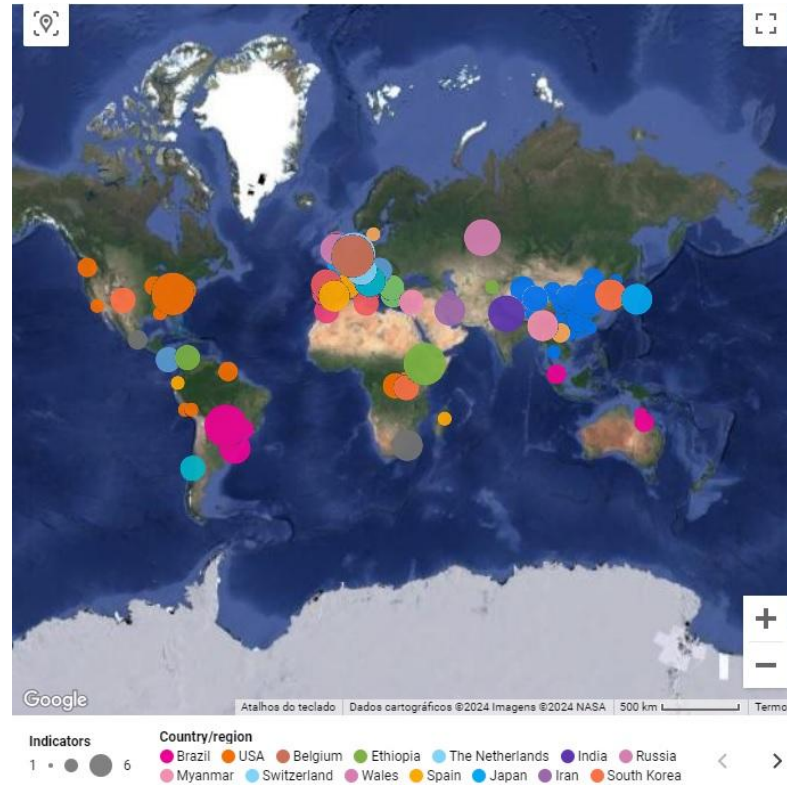


Figura 16. Mapa contendo coordenadas geográficas das áreas de estudo de cada artigo de SEH. As cores dos pontos se referem a diferentes países, e o tamanho foi ponderado pelo número de indicadores de SEH utilizados em cada trabalho. Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 3](#).

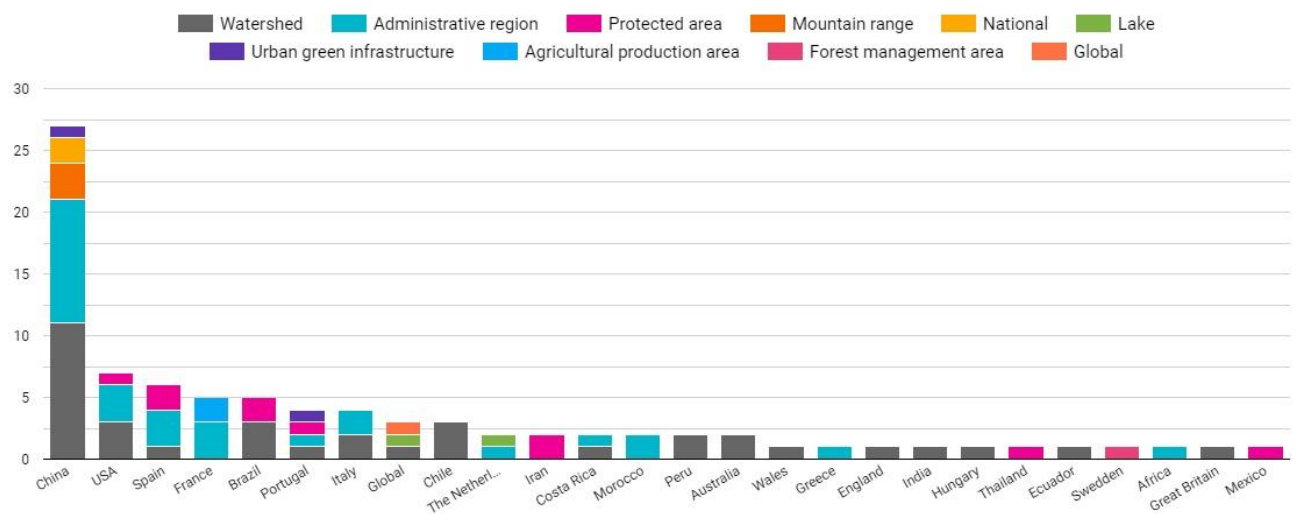


Figura 17. Contagem de artigos de SEH por país e por escala de estudo. Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 3](#).



DISCUSSÃO

Foram mapeados 79 indicadores de SEH, majoritariamente estimados a partir de parâmetros biofísicos e predominantemente representativos das NCP 6 (regulação da quantidade de água doce no espaço e tempo) (n=74, 29 indicadores), NCP 7 (regulação da qualidade da água doce) (n=35, 18 indicadores), NCP 8 (formação, proteção e descontaminação de solos e sedimentos) (n=51, 8 indicadores) e NCP 9 (regulação de ameaças e eventos extremos) (n=20, 9 indicadores) ([Painel Web 3](#)).

Chama a atenção o fato de que, dentre os artigos que estimaram SEH relacionados à provisão de água e regulação de fluxo hidrológico (n=73), somente 43% adotaram a escala de bacia hidrográfica ([Painel Web 3](#)). A produção de artigos que abordaram a NCP 9, relacionada aos SEH de controle de inundações (n=18, com 8 indicadores mapeados) e de atenuação de movimentos de massa (n=2, com 1 indicador), como deslizamentos de terra, mostrou-se muito incipiente quando observada no contexto individual dos países.

Para o Brasil, a despeito do aumento de desastres sociais e ambientais causado por tempestades, foi encontrada uma única publicação que inclui indicador de controle de inundações, em escala local, para uma bacia hidrográfica no sudeste do país (Gianuca *et al.*, 2024) (**Figura 18**, [Painel Web 3](#)). Não obstante, o Framework de Sendai para a Redução do Risco de Catástrofes 2015-2030 recomenda que todos os países adotem a água como elemento central de suas estratégias de redução do risco de catástrofes, com intuito de reduzir a ocorrência e severidade das catástrofes relacionadas com a água (United Nations Office for Disaster Risk Reduction, 2015).

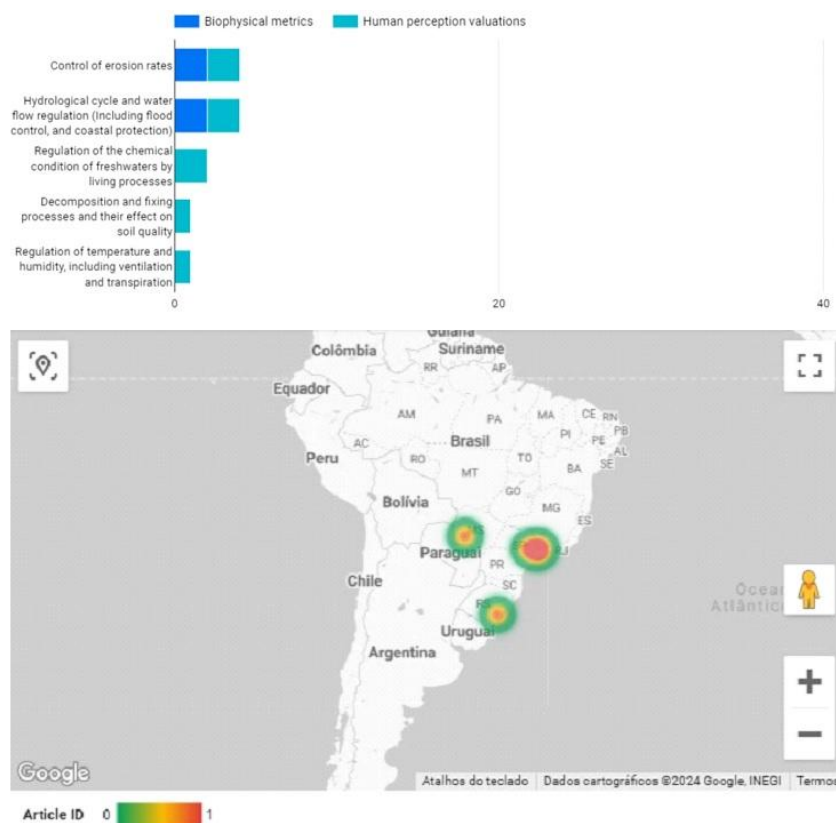


Figura 18. Acima, a contagem de artigos que estimaram SEH para localidades no Brasil. Abaixo, mapa de calor de estudos de SEH mapeados para o Brasil (n=4). Disponível em formato dinâmico no [Painel Web 3](#).

Com relação à utilização de modelos e ferramentas, os modelos InVEST (n=35) e SWAT (n=12) apresentaram maior frequência de uso, embora metodologias baseadas em percepções humanas também mereçam destaque (n=12), em especial as amparadas em matrizes de probabilidade determinadas por experts e que incorporam medidas de incerteza e/ou acurácia (Choquet *et al.*, 2021; Maldonado *et al.*, 2018; Malekmohammadi & Jahanishakib, 2017). Roche & Campagne (2019), por exemplo, verificaram alta correlação entre indicadores de SEH estimados por escores baseados em experts e por parâmetros biofísicos. Foram identificadas, adicionalmente, publicações que utilizaram redes bayesianas, baseadas em relações de dependência entre probabilidades de mudança no estado e fluxo de SEH (Crossman & Pollino, 2018; Forio *et al.*, 2020; Peng *et al.*, 2022).



Cerca de 64% dos artigos sistematizaram resultados em mapas de SEH (n=68) e 43% incluíram análises de diferentes cenários (n=45). Os estudos que incluíram validação de modelos (n=36) e análises de incerteza e/ou acurácia (n=35) representam, respectivamente, 34,6% e 33,7% do total. Testes de sensibilidade dos métodos (n=26) e análises de autocorrelação espacial (n=15) ocorreram em número menor de trabalhos (Painel Web 3).

Poucas publicações (n=4) incluíram, concomitantemente, a geração de mapas, cenários, técnicas de validação de modelos, medidas de incerteza e/ou acurácia e análises de sensibilidade (Balbi *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2017; Ma *et al.*, 2024; van Soesbergen & Mulligan, 2018). Somente 3 incluíram mapas, técnicas de validação de modelos, medidas de incerteza e/ou acurácia, análises de sensibilidade e de autocorrelação espacial simultaneamente (Cong *et al.*, 2020; Gwal *et al.*, 2023; Willcock *et al.*, 2020). Neste sentido, Van Soesbergen & Mulligan (2018) destacaram o quanto a variabilidade de diferentes conjuntos de dados de precipitação pode afetar a estimativa de SEH, chegando a encontrar diferença, para o indicador de runoff, de 99% na estimativa mensal e de 60% para a estação seca como um todo, para uma área protegida no leste de Madagascar.

Os resultados deste trabalho indicam que, embora já exista diversidade considerável de metodologias, modelos e ferramentas disponíveis para a estimativa de SEH, que são de extrema importância para o desenvolvimento de estratégias de adaptação às alterações no ciclo hidrológico que decorrem de interações complexas entre impactos do aumento populacional, das mudanças no uso da terra desacompanhadas de políticas adequadas de ordenamento territorial e da mudança do clima, a diversidade de indicadores é baixa para a maioria dos SEH, assim como a disponibilidade de estudos produzidos no contexto individual das nações.

Outro ponto digno de nota consiste na falta de padronização, em diversos níveis, da nomenclatura de SEH e indicadores mensurados, agravada pelo grande número de frameworks propostos para estudos de SE, dificultando a sistematização de informações para escalas maiores. Diversos trabalhos não apresentam com clareza a definição de quais indicadores são mensurados ou as unidades de medida dos mesmos. Por esta razão, recomenda-se que sejam empenhados esforços, em pesquisas desta natureza, de menção



à classificação de SE adotada, de diferenciação entre SEH, indicadores e unidades de medida estudados e descrição conceitual de indicadores.

Propõe-se que trabalhos futuros busquem a centralização do objeto de estudo nos indicadores de funções ecossistêmicas, e não nos modelos escolhidos. A espacialização de resultados e a disponibilização de arquivos geoespaciais em muito podem contribuir para a consolidação de informações em escala de países, desde que as unidades de medida sejam especificadas e a descrição metodológica dos trabalhos apresente transparência.

Sugere-se, por fim, que as nações, setores da academia e da sociedade civil ampliem o incentivo à produção de informação sobre SEH, sintonizando as escolhas metodológicas e de escala espacial à disponibilidade de dados e ao objeto de pesquisa, e atentando para a importância de análises de incerteza, acurácia, dependência espacial e sensibilidade, bem como para a geração de mapas e análise de cenários como ferramentas de suporte à decisão sobre a proteção e manejo dos recursos hídricos.

CONCLUSÃO

Os resultados desta pesquisa subsidiaram um conjunto de painéis interativos (Web Panels), por meio dos quais é possível consultar indicadores que vêm sendo utilizados para o estudo quantitativo e qualitativo de SEH, bem como metodologias, modelos, trabalhos de referência e lacunas de conhecimento no âmbito dos países. Apesar do aumento da produção bibliográfica sobre SEH durante os últimos 10 anos, verifica-se a necessidade e urgência de ampliação do conhecimento do estado, fluxo e interações entre SEH, da avaliação de cenários como ferramenta de suporte à decisão sobre o manejo de recursos hídricos e ecossistemas terrestres, e da ampliação de cobertura territorial das informações disponíveis nos contextos nacionais e regionais.



REFERÊNCIAS

- Agudelo, C. A. R., Bustos, S. L. H., & Moreno, C. A. P. (2020). Modeling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. In *Ecological Modelling* (Vol. 429). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109103>
- Balbi, S., del Prado, A., Gallejones, P., Geevan, C. P., Pardo, G., Pérez-Miñana, E., Manrique, R., Hernandez-Santiago, C., & Villa, F. (2015). Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling and Software*, 72, 314–326. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.017>
- Baustert, P., Othoniel, B., Rugani, B., & Leopold, U. (2018). Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: Frameworks, challenges and gaps. In *Ecosystem Services* (Vol. 33, pp. 110–123). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.007>
- Brauman, K. A. (2015). Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(4), 345–358. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1081>
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. eo, & Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67–98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Canofre, F. (2024). ‘I’ve seen things no one should go through’: the overwhelming scale of loss in Brasil’s floods. <https://www.theguardian.com/global-development/article/2024/may/24/Brasil-floods>
- Choquet, P., Gabrielle, B., Chalhoub, M., Michelin, J., Sauzet, O., Scammacca, O., Garnier, P., Baveye, P. C., & Montagne, D. (2021). Comparison of empirical and process-based modelling to quantify soil-supported ecosystem services on the Saclay plateau (France). *Ecosystem Services*, 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101332>



- Cong, W., Sun, X., Guo, H., & Shan, R. (2020). Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. *Ecological Indicators*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089>
- Costanza, R., de Groot, R., Farberll, S., Grassot, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O, R. V, Paruelo, J., Raskin, R. G., & Suttonl, P. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387.
- Crossman, N. D., & Pollino, C. A. (2018). An ecosystem services and Bayesian modelling approach to assess the utility of water resource development in rangelands of north Australia. *Journal of Arid Environments*, 159, 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.02.007>
- Decsi, B., Ács, T., Jolánkai, Z., Kardos, M. K., Koncsos, L., Vári, Á., & Kozma, Z. (2022). From simple to complex – Comparing four modelling tools for quantifying hydrologic ecosystem services. *Ecological Indicators*, 141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109143>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., Van Oudenhoven, A. P. E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people: Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. In *Science* (Vol. 359, Issue 6373, pp. 270–272). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Forio, M. A. E., Villa-Cox, G., Van Echelpoel, W., Ryckebusch, H., Lock, K., Spanoghe, P., Deknock, A., De Troyer, N., Nolivos-Alvarez, I., Dominguez-Granda, L., Speelman, S., & Goethals, P. L. M. (2020). Bayesian Belief Network models as trade-off tools of ecosystem services in the Guayas River Basin in Ecuador. *Ecosystem Services*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101124>
- Francesconi, W., Srinivasan, R., Pérez-Miñana, E., Willcock, S. P., & Quintero, M. (2016). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem



- services: A systematic review. In *Journal of Hydrology* (Vol. 535, pp. 625–636). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>
- Gianuca, K., Silva, T., & Asmus, M. (2024). Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brasil. *Ecological Modelling*, 492. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723>
- Guedes, V. L. S., & Borschiver, S. (2005). Bibliometria: uma ferramenta estatística para a gestão da informação e do conhecimento, em sistemas de informação, de comunicação e de avaliação tecnológica. *Encontro Nacional de Ciência Da Informação*, 6(1).
- Gwal, S., Gupta, S., Sena, D. R., & Singh, S. (2023). Geospatial modeling of hydrological ecosystem services in an ungauged upper Yamuna catchment using SWAT. *Ecological Informatics*, 78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102335>
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
- IPCC. (2023). IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. (P. Arias, M. Bustamante, I. Elgizouli, G. Flato, M. Howden, C. Méndez-Vallejo, J. J. Pereira, R. Pichs-Madruga, S. K. Rose, Y. Saheb, R. Sánchez Rodríguez, D. Ürgen-Vorsatz, C. Xiao, N. Yassaa, J. Romero, J. Kim, E. F. Haites, Y. Jung, R. Stavins, ... C. Péan, Eds.). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Jackson, B., Masante, D., Thomas, A., Jackson, B., Cosby, B., Emmett, B., & Jones, L. (2017). Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment. *Science of the Total Environment*, 584–585, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.160>
- James, K. L., Randall, N. P., & Haddaway, N. R. (2016). A methodology for systematic mapping in environmental sciences. *Environmental Evidence*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0059-6>



- Jan van Eck, N., & Waltman, L. (2018). VOSviewer Manual.
- Jobbágy, E. G., Pascual, M., Barral, M. P., Poca, M., Silva, L. G., Oddi, J., Castellanos, G., Clavijo, A., Díaz, B. G., & Villagra, P. E. (2022). Spatial representation of the supply and demand of water-related ecosystem services. *Ecologia Austral*, 32(1), 213–228. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1213>
- Ma, X., Zhang, P., Yang, L., Qi, Y., Liu, J., Liu, L., Fan, X., & Hou, K. (2024). Assessing the relative contributions, combined effects and multiscale uncertainty of future land use and climate change on water-related ecosystem services in Southwest China using a novel integrated modelling framework. *Sustainable Cities and Society*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2024.105400>
- Maldonado, A. D., Aguilera, P. A., Salmerón, A., & Nicholson, A. E. (2018). Probabilistic modeling of the relationship between socioeconomy and ecosystem services in cultural landscapes. *Ecosystem Services*, 33, 146–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.04.007>
- Malekmohammadi, B., & Jahanishakib, F. (2017). Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators*, 82, 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.060>
- Ochoa, V., & Urbina-Cardona, N. (2017). Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. In *Ecosystem Services* (Vol. 26, pp. 155–169). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011>
- Peng, L., Chen, T., Deng, W., & Liu, Y. (2022). Exploring ecosystem services trade-offs using the Bayesian belief network model for ecological restoration decision-making: A case study in Guizhou Province, China. *Ecological Indicators*, 135. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108569>
- Posner, S., Verutes, G., Koh, I., Denu, D., & Ricketts, T. (2016). Global use of ecosystem service models. *Ecosystem Services*, 17, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.003>



- Pullin, A., Frampton, G., Livoreil, B., & Petrokofsky, G. (2018). Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management. www.environmentalevidence.org/information-for-authors.
- Roche, P. K., & Campagne, C. S. (2019). Are expert-based ecosystem services scores related to biophysical quantitative estimates? *Ecological Indicators*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.052>
- Secretariat, U. N. (2023). Interactive dialogue 3: Water for climate, resilience and environment—source to sea, biodiversity, climate, resilience and disaster risk reduction: concept paper/prepared by the Secretariat.
- Shoyama, K., Kamiyama, C., Morimoto, J., Ooba, M., & Okuro, T. (2017). A review of modeling approaches for ecosystem services assessment in the Asian region. *Ecosystem Services*, 26, 316–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.013>
- Song, W., Deng, X., Yuan, Y., Wang, Z., & Li, Z. (2015). Impacts of land-use change on valued ecosystem service in rapidly urbanized North China Plain. *Ecological Modelling*, 318, 245–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.029>
- Turner, K. G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., Dominati, E., Kubiszewski, I., Ogilvy, S., Porfirio, L., Ratna, N., Sandhu, H., Sutton, P. C., Svenning, J. C., Turner, G. M., Varennes, Y. D., Voinov, A., & Wratten, S. (2015). A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. In *Ecological Modelling* (Vol. 319, pp. 190–207). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017>
- United Nations *et al.* (2021). System of Environmental-Economic Accounting-Ecosystem Accounting White cover (pre-edited) version. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2015). Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015 - 2030.
- van Soesbergen, A., & Mulligan, M. (2018). Uncertainty in data for hydrological ecosystem services modelling: Potential implications for estimating services and



- beneficiaries for the CAZ Madagascar. *Ecosystem Services*, 33, 175–186.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.005>
- Wanghe, K., Guo, X., Ahmad, S., Tian, F., Nabi, G., Igorevich Strelnikov, I., Li, K., & Zhao, K. (2022). FRESF model: An ArcGIS toolbox for rapid assessment of the supply, demand, and flow of flood regulation ecosystem services. *Ecological Indicators*, 143. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109264>
- Willcock, S., Hooftman, D. A. P., Blanchard, R., Dawson, T. P., Hickler, T., Lindeskog, M., Martinez-Lopez, J., Reyers, B., Watts, S. M., Eigenbrod, F., & Bullock, J. M. (2020). Ensembles of ecosystem service models can improve accuracy and indicate uncertainty. *Science of the Total Environment*, 747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141006>
- Zhao, J., Zhang, N., Liu, Z., Zhang, Q., & Shang, C. (2024). SWAT model applications: From hydrological processes to ecosystem services. In *Science of the Total Environment* (Vol. 931). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172605>



<https://bit.ly/indigenoulands-ES>

CAPÍTULO 2 – A IMPORTÂNCIA DOS TERRITÓRIOS INDÍGENAS PARA A PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NO ECÓTONO CERRADO-AMAZÔNIA

RESUMO

Este estudo investiga o papel das Terras Indígenas (TIs) na provisão de serviços ecossistêmicos (SE) nas regiões do Cerrado brasileiro e da transição Cerrado-Amazônia, áreas sob intensa pressão de conversão da vegetação nativa devido à expansão da fronteira agrícola. Utilizando modelos do InVEST em escala de bacia hidrográfica, quantificamos SE relacionados à provisão hídrica, controle de erosão, qualidade de habitat e armazenamento de carbono, com foco na contribuição das TIs para esses serviços. Análises de autocorrelação espacial com os índices de Moran I e Local Indicators of Spatial Association (LISA) foram aplicadas para identificar padrões significativos de contribuição de sub-bacias que se sobrepõem às TIs. Os resultados indicam que, embora as TIs cubram apenas 4% do bioma Cerrado, são cruciais para a provisão de SE, especialmente aqueles relacionados à biodiversidade e à regulação climática. Esta pesquisa destaca a importância das TIs como áreas protegidas que integram o conhecimento tradicional indígena com a conservação da biodiversidade e a provisão de SE, essenciais para as economias regionais. Políticas públicas que reconheçam os direitos territoriais indígenas são necessárias para garantir a conservação desses serviços.

Palavras-chave: terras indígenas, serviços ecossistêmicos, contribuições recíprocas entre pessoas e natureza, políticas públicas, ecótono Cerrado-Amazônia



INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos (SE) são definidos como os benefícios diretos ou indiretos que as populações humanas obtêm das funções dos ecossistemas (Costanza *et al.*, 1997). A abordagem de SE vem ganhando popularidade desde a década de 1990, quando diversos segmentos da sociedade colaboraram para estabelecer uma base conceitual e metodológica para analisar as interrelações entre sistemas naturais e humanos (Burkhard *et al.*, 2010).

Esses serviços são cruciais para sustentar a vida e o bem-estar humano, englobando funções de provisão (ex.: alimentos, água), regulação (ex.: clima, qualidade da água, controle de enchentes), suporte (ex.: formação do solo, fotossíntese, ciclo de nutrientes, polinização) e cultura (ex.: recreação, benefícios estéticos e espirituais) (MEA, 2005). Estudos de modelagem têm sido cada vez mais utilizados para avaliar a distribuição espacial, oferta e fluxo de SE em paisagens, especialmente em regiões sob ameaças ecológicas (Posner *et al.*, 2016; Ochoa & Urbina-Cardona, 2017; Shoyama *et al.*, 2017; Agudelo *et al.*, 2020; Gianuca *et al.*, 2024).

Nos últimos anos, o conceito de contribuições da natureza para as pessoas (*nature's contributions to people* [NCP]) emergiu como uma base conceitual alternativa, enfatizando a integração do conhecimento indígena e do contexto social mais amplo para compreender os benefícios proporcionados pela natureza (Díaz *et al.*, 2018). As NCP abrangem os impactos positivos e negativos dos ecossistemas e organismos no bem-estar humano, categorizados como materiais, não materiais ou reguladores, sendo que o contexto cultural influencia essa classificação, permitindo que uma mesma NCP se encaixe em múltiplas categorias (Díaz *et al.*, 2018).

Embora existam debates sobre o uso dos conceitos de SE vs. NCP, ambos foram incorporados à estrutura da Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES), e pesquisadores têm utilizado cada vez mais os dois termos para analisar as contribuições dos ecossistemas a partir de perspectivas epistemológicas diversas (Joly *et al.*, 2019, Pires *et al.*, 2020). Este estudo alinha-se a essa abordagem integrada, reconhecendo que é essencial compreender ambos os cenários conceituais para



abordar os desafios ambientais atuais, particularmente em países de alta biodiversidade e importância socioecológica, como o Brasil.

O Brasil, um dos países fundadores da IPBES, abrange dois biomas críticos: a Amazônia e o Cerrado. Considerado um *hotspot* de biodiversidade, o Cerrado cobre 22% do território brasileiro (~ 2.000.000 km²) e desempenha um papel fundamental na manutenção dos ciclos hídricos regionais e da biodiversidade (Myers *et al.*, 2000, Franco & Haridasan, 2008). No entanto, enfrenta uma taxa de desmatamento 2,5 vezes maior que a observada para a Amazônia, impulsionada pela expansão agrícola e por políticas ambientais mais frágeis (Strassburg *et al.*, 2017).

Por abrigar de três das maiores bacias hidrográficas da América do Sul, o Cerrado contribui com 43% das águas superficiais não amazônicas do Brasil, sendo crucial para o abastecimento de água, a geração de energia hidrelétrica e a irrigação agrícola em escala regional. A cobertura vegetal do Cerrado é um mosaico complexo de campos, savanas e florestas, sendo os tipos mais proeminentes o cerrado *sensu stricto*, uma fitofisionomia de savana altamente diversa em espécies herbáceas e lenhosas, e as matas de galeria, que formam faixas estreitas de vegetação arbórea ao longo dos cursos d'água e abrigam aproximadamente um terço das espécies arbóreas de todo o bioma (Sano *et al.*, 2008).

A faixa de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia (*Cerrado-Amazonia Transition*, CAT) possui mais de 6 mil km de extensão, sendo o maior ecótono savana-floresta do planeta, abrangendo ampla variação latitudinal e longitudinal (Marques *et al.* 2020, Alencar *et al.* 2020). Apesar das evidências de que existem, na CAT, taxas aceleradas de recrutamento e mortalidade de espécies vegetais, hiperciclagem de nutrientes, maior sensibilidade a distúrbios e complexidade florística única, a região é especialmente afetada pela conversão de habitats para expansão da fronteira agropecuária, sendo referida como ponto de origem do chamado arco do desmatamento (Marques *et al.* 2020, Nogueira *et al.* 2007, 2008).

Enquanto 46% da Amazônia estão circunscritos a Áreas Protegidas (APs), incluindo Unidades de Conservação (UCs) federais e estaduais de proteção integral (destinadas exclusivamente à proteção da biodiversidade) e de uso sustentável (uso múltiplo), bem como Terras Indígenas (TIs) (26%), com 3% de sobreposição espacial



entre UCs e TIs, apenas 11,8% do Cerrado encontram-se sob maior proteção jurídica contra a conversão massiva de habitats para uso agropecuário (4.2% e 7.6% do bioma correspondem a TIs e UCs, respectivamente) (Sano *et al.* 2019).

O Novo Código Florestal brasileiro estabelece que propriedades rurais devem manter percentuais mínimos de cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, fixando 80% para áreas localizadas em florestas amazônicas, 35% para áreas de Cerrado situadas na Amazônia Legal (38,6% do Cerrado estão situados na Amazônia Legal) e 20% para as demais localidades (Brasil, 2012). O cumprimento de tais obrigações por proprietários rurais deve ser monitorado pelo Serviço Florestal Brasileiro por meio do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR), mas ainda existem muitos desafios, especialmente de caráter político, à implementação rigorosa desta legislação. A aceleração do desmatamento no Cerrado resulta, deste modo, tanto de falhas no cumprimento dos dispositivos legais existentes para a proteção do bioma, quanto de fragilidades e menor rigor de tais dispositivos.

Áreas protegidas (APs)⁴, particularmente as Terras Indígenas (TIs), têm se mostrado altamente eficazes na conservação da vegetação nativa e na mitigação da conversão do solo, especialmente em regiões como a zona de transição Cerrado-Amazônia, onde as pressões de conversão de habitats para uso agropecuário são elevadas (Nogueira *et al.*, 2007, 2008; Carranza *et al.*, 2014; Garcia *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2020; Alencar *et al.*, 2020). Contudo, essas áreas enfrentam desafios de governança, e o Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012) oferece menos proteção ao Cerrado em comparação à Amazônia. Essa situação cria uma tensão entre os objetivos de conservação

⁴ As APs não se distribuem de forma homogênea na paisagem. Variam em extensão e em níveis de restrição de uso, conservação e fragmentação, ocorrendo principalmente nas porções central, oeste e norte do Cerrado, sendo que a maioria das TIs de maior dimensão encontra-se na CAT⁴. As ecorregiões de Bananal, Chapadão do São Francisco, Chapada dos Parecis e Bico do Papagaio apresentam passivos ambientais menores, no que se refere a taxas de conversão de habitats em matas ripárias (categorizadas como Áreas de Preservação Permanente pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa) (Sano *et al.* 2019), havendo sobreposições espaciais entre essas ecorregiões e APs de maiores dimensões, incluindo TIs.



e a expansão agrícola, com as populações indígenas frequentemente no centro desse conflito.

Globalmente, territórios manejados por povos indígenas cobrem aproximadamente 37,9 milhões de km² (~28% da superfície terrestre global), ocorrendo em quase todos os países das Américas e se sobrepondo parcialmente a 40% das APs do planeta, posicionando os povos indígenas como atores internacionais significativos não apenas no contexto local das APs, mas também como guardiões de 37% de todos os remanescentes de vegetação natural do mundo (Garnet *et al.*, 2018). Em razão disso, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2023) defende a cooperação e tomada de decisão inclusiva para povos indígenas e comunidades locais, bem como o reconhecimento dos direitos inerentes dos povos indígenas como parte indissolúvel das estratégias de adaptação e mitigação bem-sucedidas em florestas e outros ecossistemas.

Apesar do crescente interesse na modelagem de SE, estudos que abordem especificamente as TIs e seu papel na salvaguarda dos SE permanecem escassos, particularmente no bioma Cerrado. As TIs no Cerrado têm sido apontadas como cruciais tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a provisão de SE, mas há uma lacuna notável na literatura sobre a quantificação e a modelagem espacial dessas contribuições. Resende *et al.* (2019) enfatizaram a urgência de salvaguardar os SE no Cerrado, destacando que ações tardias podem comprometer esses serviços.

Além disso, Resende *et al.* (2021) conduziram um dos poucos estudos analisando o papel de APs, incluindo TIs, na garantia de SE e biodiversidade na região, sublinhando sua importância na manutenção de serviços de fornecimento de água, armazenamento de carbono e conservação da biodiversidade. Esses trabalhos ilustram a necessidade de mais pesquisas de modelagem de SE que incluam as TIs, especialmente considerando o contexto ecológico e cultural único do Cerrado.

Dada a importância ecológica do Cerrado e a rápida taxa de conversão de habitats, este estudo visa avaliar o papel dos territórios indígenas na manutenção dos SE na região. Aplicando modelos de SE para quantificar o fornecimento de água, a retenção de sedimentos, o armazenamento de carbono e a qualidade de habitats, analisamos a



distribuição espacial desses serviços-chave e identificamos áreas prioritárias para conservação dos mesmos, tomando como estudo de caso as bacias hidrográficas de Mearim, Médio Araguaia, Médio Tocantins e Alto Juruena. Tal análise contribui para o crescente corpo de evidências que destacam o papel crítico das TIs na conservação da biodiversidade e manutenção de SE em regiões altamente ameaçadas.

Os SE estimados correspondem às NCP 6 (regulação da quantidade de água e do fluxo), NCP 8 (proteção do solo), NCP 4 (regulação do clima) e NCP 1 (habitat) (Liu *et al.*, 2023).

O aspecto inovador desta pesquisa inclui o uso de modelos da suíte de ferramentas InVEST para rendimento hídrico sazonal e qualidade de habitat, que ainda não haviam sido aplicados ao escopo espacial de TIs brasileiras. Além disso, a escolha da escala de bacia hidrográfica e o uso de análises de autocorrelação espacial para identificar *hotspots* de SE representam abordagens pioneiras nos estudos brasileiros de modelagem de SE. Os resultados da pesquisa foram disponibilizados em um painel dinâmico de dados, utilizando ferramenta de *Business Intelligence*, com a expectativa de que essas informações possam ser úteis para a formulação de políticas públicas voltadas à proteção de SE essenciais no Cerrado e à formulação de mecanismos para proteger os direitos dos povos indígenas que habitam as TIs investigadas.

Este trabalho também discute brevemente as principais ameaças aos direitos indígenas no Brasil e possíveis caminhos para assegurar os direitos territoriais e socioculturais dessas comunidades. Ao considerar a hipótese de que os povos indígenas do Cerrado atuam como gestores de SE, é fundamental prestar atenção ao que ocorre no interior de seus territórios.

MATERIAIS E MÉTODOS

As bacias hidrográficas são reconhecidas pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997) como unidades de estudo ideais para a gestão da água. Além disso, os ecossistemas aquáticos servem como elementos integradores da paisagem e



indicadores do uso da terra e das práticas de gestão, uma vez que trocam matéria e energia entre si e com os ecossistemas terrestres (Moraes *et al.*, 2016). Neste sentido, justifica-se a escolha da escala de bacia hidrográfica, considerando a possibilidade de que escalas maiores possam subestimar a importância de *hotspots* de SE/NCP em contextos regionais e locais, o que, num bioma com a diversidade biogeofísica do Cerrado, é um aspecto que deve ser observado.

Área de estudo

O Cerrado apresenta um clima do tipo *Aw*, tropical chuvoso (Köppen, 1928), com invernos secos, verões quentes e uma temperatura média de 20 °C (Ribeiro & Walter, 1998). A precipitação média anual do bioma é de 1431 ± 254 mm, variando de 600 a 2000 mm, com um gradiente crescente de leste a oeste (ecótono Cerrado-Amazônia) (Sano *et al.*, 2019). Pode ser subdividido em 19 ecorregiões com base em fatores como precipitação, altitude, declividade do terreno, geomorfologia e tipos de solo (Sano *et al.*, 2019), demonstrando um alto grau de heterogeneidade em termos de paisagens, ocupações e regimes de uso da terra por comunidades humanas.

As bacias hidrográficas investigadas, doravante denominadas Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs), foram as dos rios Mearim, Médio Araguaia, Médio Tocantins e Alto Juruena. Essas UPHs foram escolhidas por conterem TIs de maior extensão territorial, em ecorregiões que ainda apresentam expressiva cobertura de vegetação nativa. Elas abrangem parcialmente as ecorregiões Bananal, Bico do Papagaio, Chapada dos Parecis, Alto Parnaíba e Floresta de Cocais, no Cerrado, bem como as transições entre esse bioma e a Amazônia (**Figura 19**).

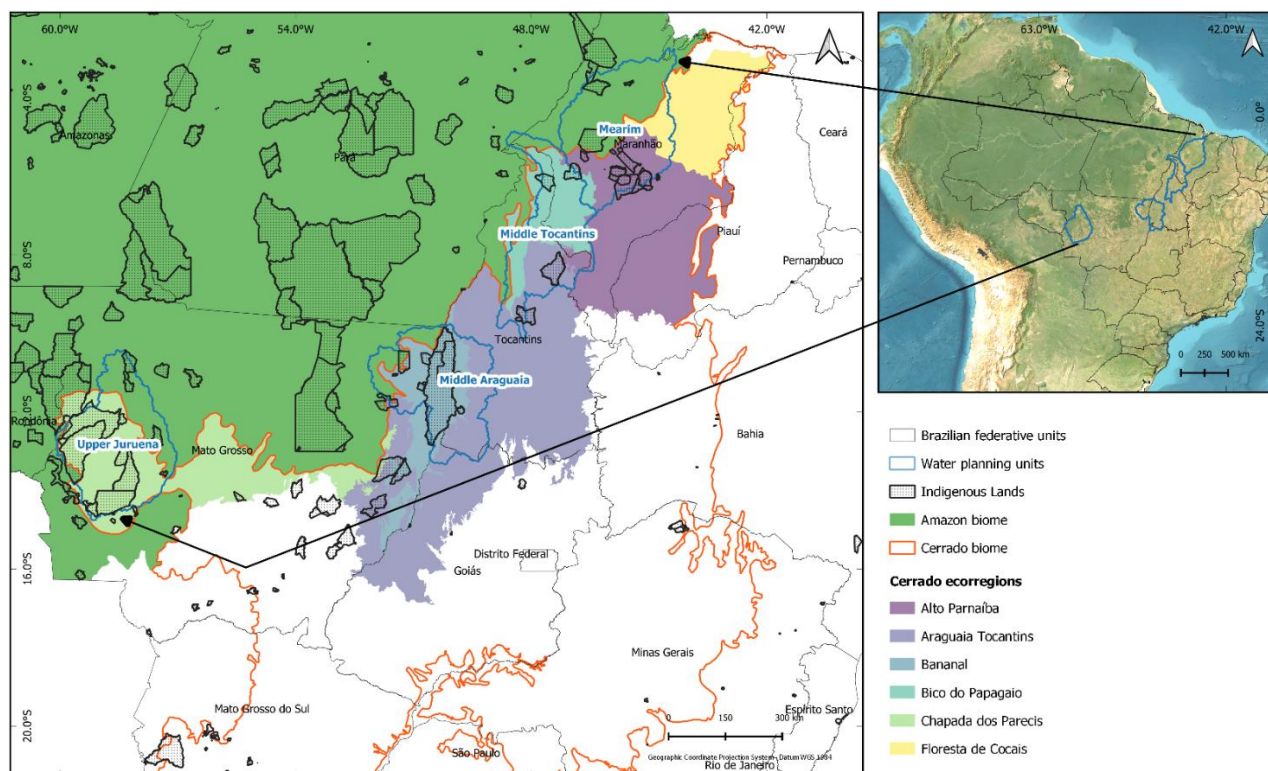


Figura 19. Mapa da área de estudo. Unidades de planejamento hídrico delimitadas por linhas azuis. Sistema de Referência de Coordenadas Geográficas, Datum WGS 1984. Bancos de dados utilizados: Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

A UPH Mearim, localizada no nordeste do Brasil, abrange uma região tropical úmida no estado do Maranhão. A bacia é caracterizada por um terreno relativamente plano, com áreas de baixada e planícies aluviais sazonais devido às fortes chuvas no período chuvoso (Mendonça *et al.*, 2020). O clima predominante é tropical, com estações secas e úmidas bem definidas. A precipitação ultrapassa 1500 mm anuais, contribuindo para uma complexa rede fluvial e rica biodiversidade (Souza & Pereira, 2018).

A UPH Médio Araguaia abrange partes dos estados de Goiás e Mato Grosso. A região apresenta topografia levemente ondulada, com uma mistura de planaltos e planícies. Possui clima de savana tropical, com verões quentes e úmidos e invernos secos. A precipitação média anual é de cerca de 1800 mm, concentrada principalmente nos meses de outubro a março, promovendo fluxos fluviais sazonais (Pires *et al.*, 2017).



A UPH Médio Tocantins cobre parte do Brasil central, com topografia dominada por planaltos e alguns vales fluviais profundos. Seu clima é marcado por um padrão quente e semiúmido, com uma estação seca pronunciada de maio a setembro e uma estação chuvosa de outubro a abril, quando os níveis de precipitação podem atingir 2000 mm anuais. A bacia sustenta uma porção significativa da infraestrutura hidrelétrica do Brasil, devido às altas taxas de fluxo dos rios (Silva *et al.*, 2019).

A UPH Alto Juruena abrange parte do estado de Mato Grosso. A região apresenta um clima tropical úmido, com altos níveis de precipitação (acima de 2200 mm por ano) e uma curta estação seca (Ferreira & Santos, 2021). A topografia inclui colinas onduladas e montanhas baixas, contribuindo para uma paisagem altamente dinâmica e biodiversa. Seus rios possuem elevado gradiente e fluxo, desempenhando um papel importante na geração de energia hidrelétrica (Silva *et al.*, 2020).

A distribuição topológica das TIs na paisagem das UPHs é heterogênea: elas ocorrem tanto em áreas altas quanto baixas. Também há grande variação no tamanho de TIs e densidade populacional dentro delas (**Figura 20, Tabela S1**).

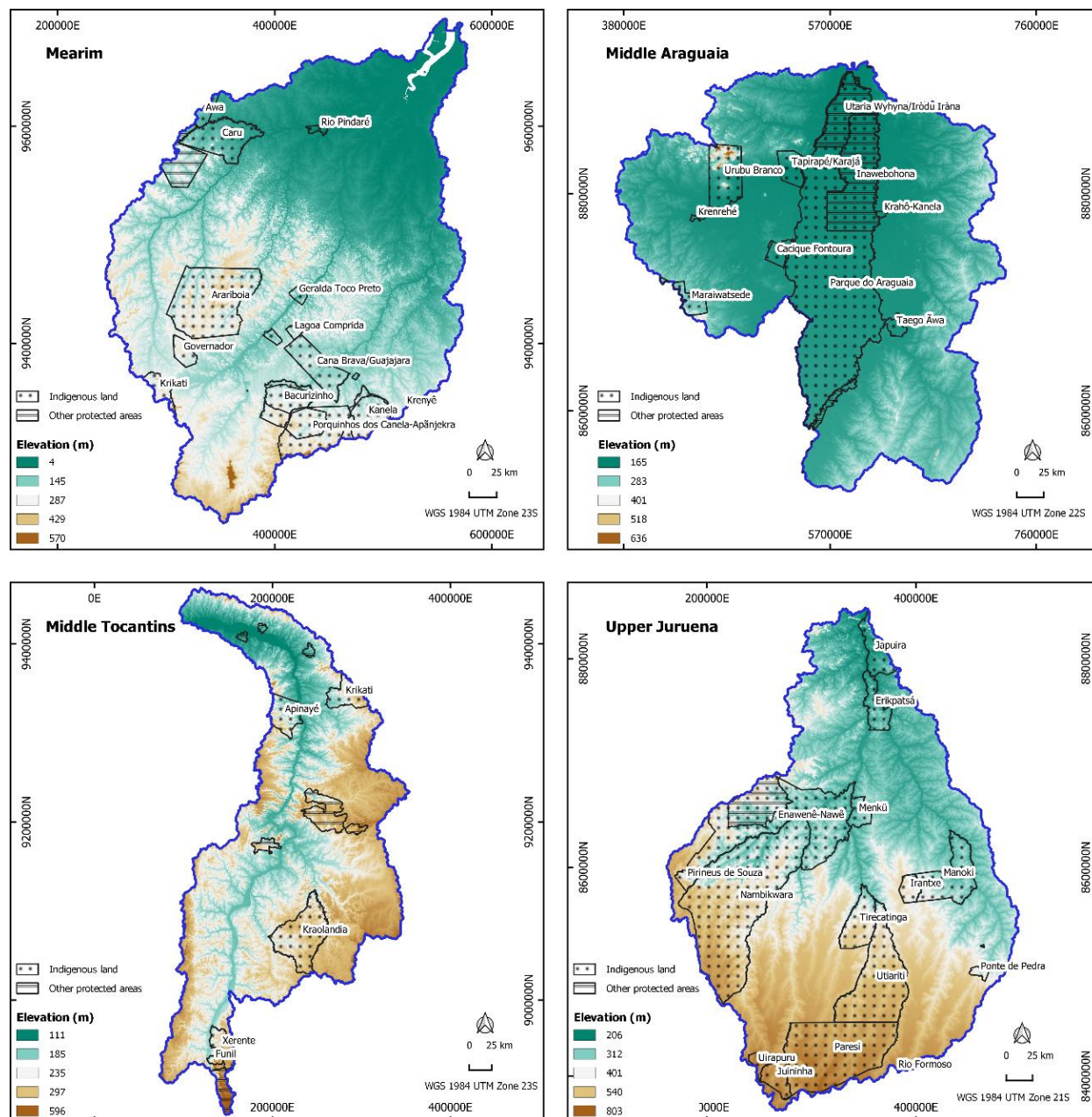


Figura 20. Modelos digitais de elevação e distribuição de terras indígenas e outras áreas protegidas (unidades de conservação) nas unidades de planejamento hídrico estudadas. Bases de dados utilizadas: FUNAI, IBGE e MERIT DEM (Multi-Error-Removed Improved-Terrain DEM).

As UPHs variam de 76×10^3 a 99×10^3 km², sendo que a UPH Alto Juruena apresenta a maior cobertura relativa de TIs (37%) e a UPH Médio Tocantins a menor (8%). O Estado brasileiro reconhece um total de 50 TIs dentro dessas UPHs, as quais se encontram em diferentes etapas do procedimento brasileiro de identificação, delimitação,



demarcação e regularização fundiária (**Tabela 5**). Essas TIs abrigam cerca de 50 mil indígenas dos povos Apinayé, Avá-Canoeiro, Awa Guajá, Enawene-nawe, Gavião Pukobiê, Halotesu, Irántxe, Javaé, Kanela, Karajá, Krahô, Krenak, Krikati, Mynky, Nambikwara, Paresi, Rikbaktsa, Tapirapé, Tenetehara/Guajajara, Timbira, Xavante e Xerente (FUNAI, 2023). A **Tabela S1** (Material Suplementar) fornece informações adicionais sobre os povos que habitam cada TI, como tamanho e densidade populacional da TI, unidade federativa, municípios onde estão localizadas e status de regularização fundiária.

Tabela 5. Informações dimensionais das unidades de planejamento hídrico (UPH) estudadas e sobre as terras indígenas (TIs) dentro de cada UPH.

UPH	Área UPH (km ²)	Quantidade de TIs	População TIs*	Área total das TIs (km ²)	Área UPH coberta por TIs (km ²)	Cobertura relativa de TIs por UPH (%)
Mearim	99,126.68	19**	29,283	19,185.22	15,518.43	15.66
Médio Araguaia	86,549.84	11	6,480	23,921.26	21,982.65	25.40
Médio Tocantins	76,995.14	5**	9,391	7,724.59	6,098.64	7.92
Alto Juruena	93,812.71	16	5,466	51,965.77	34,669.90	36.96
Total	356,484.37	50	50,112	102,796.84	78,269.63	-

* A população e a área total das TIs incluem porções territoriais localizadas fora dos limites das UPH. Os dados sobre a população indígena foram obtidos no banco de dados do Instituto Socioambiental (ISA), que se baseia em informações geradas principalmente pelas instituições governamentais Secretaria Especial de Saúde Indígena (SESAI) e Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI).

** As porções territoriais da TI Krikati, localizadas entre as UPH Mearim e Médio Tocantins, foram consideradas separadamente para cada bacia.

Há registros de povos indígenas isolados com status confirmado (TIs Arariboia e Caru) e em estudo pela FUNAI (TI Awá) na UPH Mearim, além de registros documentados nas UPH Médio Araguaia (TI Inãwébohona, na Ilha do Bananal) e Alto Juruena (TI Enawene-Nawe) (Vaz, 2011). Os povos indígenas isolados, que também são conhecidos como povos em isolamento voluntário, são populações numericamente reduzidas e extremamente vulneráveis do ponto de vista epidemiológico, pois evitam o



contato com outros segmentos da sociedade. Eles não têm acesso a vacinas e dependem exclusivamente dos recursos florestais para subsistência (Jabur, 2021), o que os torna muito vulneráveis aos efeitos do desmatamento e dos incêndios florestais sobre a biodiversidade e a disponibilidade de água. Já os povos indígenas Avá-Canoeiro, Awa Guajá e Enawene-nawe são considerados de recente contato, de acordo com a Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI), devido ao seu alto grau de autonomia cultural e pouca familiaridade com os códigos sociais e modos de vida da sociedade não indígena do entorno.

Pré-processamento e modelagem de dados geoespaciais

A provisão de SE relacionados ao rendimento hídrico sazonal, retenção de sedimentos, qualidade de habitat e armazenamento de carbono foi quantificada por meio de modelos espacialmente explícitos da família de ferramentas Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST 3.12.0) (Sharp *et al.*, 2020). Esses modelos operam a partir de equações padronizadas, e os cálculos são realizados pixel a pixel para cada arquivo raster correspondente aos dados de entrada, como modelos digitais de elevação, mapas de uso e cobertura da terra (*land use and land cover* [LULC]) e informações adicionais organizadas em planilhas de dados e coeficientes biofísicos obtidos por pesquisa bibliográfica. Apesar de simplificados, os modelos InVEST foram escolhidos devido à facilidade de uso e à disponibilidade de dados secundários para a área de estudo, permitindo replicabilidade para outros recortes espaciais de interesse.

Os modelos de Rendimento Hídrico Sazonal (*Seasonal Water Yield* [SWY]) e Razão de Entrega de Sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* [SDR]) ajudam a compreender a disponibilidade hídrica e o transporte de sedimentos, essenciais para o manejo dos recursos hídricos, da qualidade da água e da capacidade de reservatórios em regiões afetadas por mudanças no uso do solo (Sharp *et al.*, 2020). Já os modelos de Qualidade de Habitat (*Habitat Quality* [HQ]) e Armazenamento e Sequestro de Carbono (*Carbon Storage and Sequestration* [CS]) avaliam a degradação de habitats e o potencial de



armazenamento e sequestro de carbono, críticos para a conservação da biodiversidade e a regulação climática em regiões sob pressão de desmatamento (Sharp *et al.*, 2020).

O pré-processamento dos dados geoespaciais foi realizado em ambiente de SIG utilizando o software QGIS 3.16 e incluiu recortes espaciais para a área de estudo e reprojeções cartográficas para o sistema de coordenadas projetadas UTM, com uso do *datum* WGS 1984. Para as TIs cujos limites ultrapassam as dimensões das UPHs investigadas, apenas as porções territoriais localizadas dentro de cada UPH foram consideradas.

Os dados de LULC foram obtidos por meio do Projeto MapBiomass (Coleção 7), com os cenários de referência e atual correspondendo aos anos de 1985 e 2021, respectivamente (Projeto MapBiomass, 2023). O Projeto MapBiomass realiza mapeamento anual de LULC no Brasil, baseado na classificação pixel a pixel de imagens de satélites LANDSAT (resolução espacial de 30 m). O processo é conduzido por algoritmos de aprendizado de máquina na plataforma Google Earth Engine. A precisão geral dos mapas de LULC varia entre 85% e 95%, e o processo de validação dos dados é contínuo (Souza *et al.*, 2020).

O fluxograma metodológico adotado para a modelagem de SE, análises de autocorrelação espacial, elaboração de mapas e painel dinâmico dos resultados foi resumido na **Figura 21**.

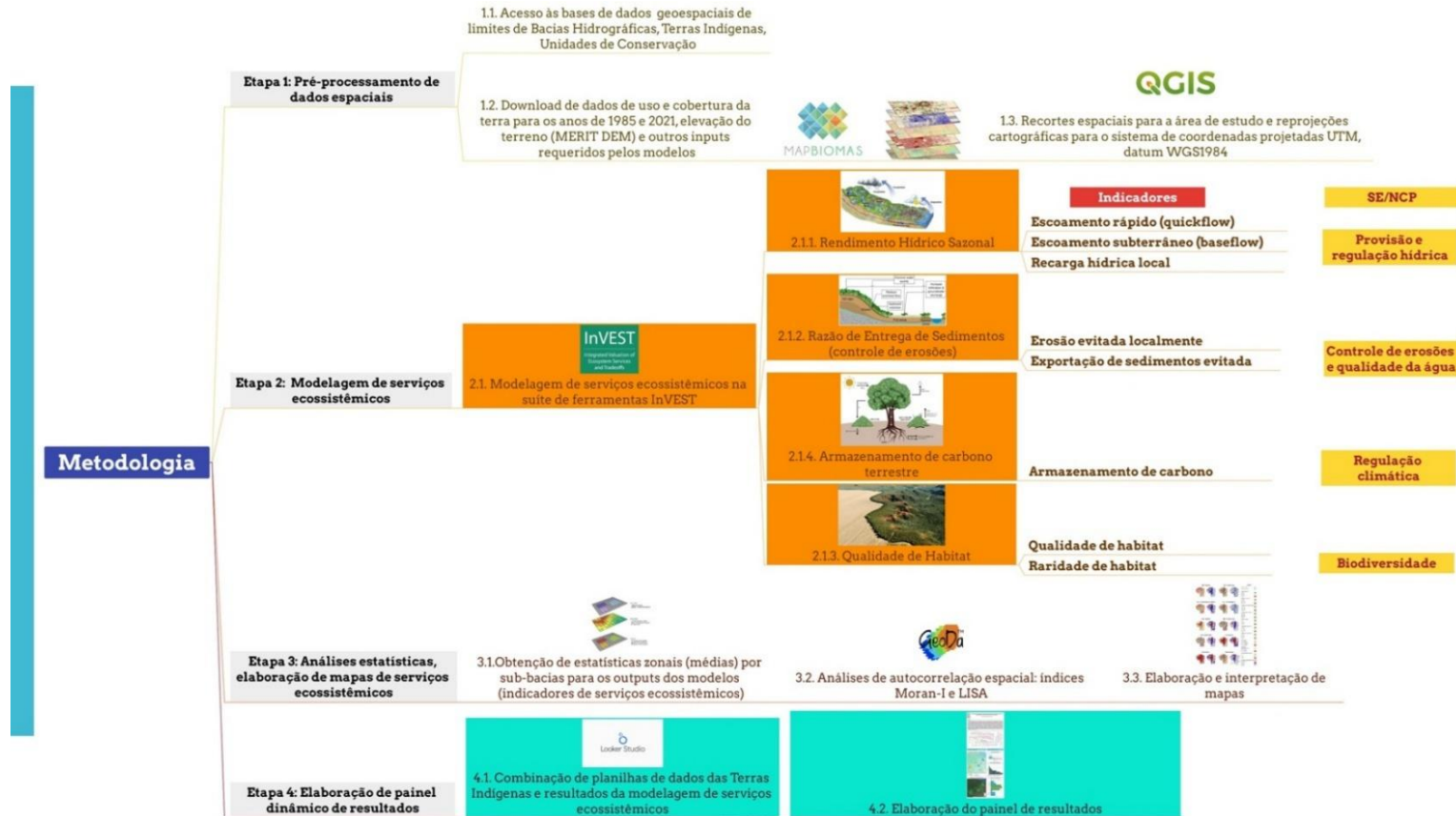


Figura 21. Fluxograma metodológico da pesquisa.



Quantificação de serviços ecossistêmicos

1. Rendimento hídrico sazonal (SWY)

O modelo SWY estima a contribuição relativa de unidades da paisagem para a geração de fluxo rápido de água e fluxo de base ou escoamento subterrâneo, que dependem de fatores ambientais como clima, solo, vegetação, inclinação do terreno, posição geográfica e os tipos predominantes de uso e manejo do solo pelas comunidades humanas (Sharp *et al.*, 2020). Os resultados do modelo SWY incluem valores anuais e mensais de escoamento superficial, quantidade de água disponível para consumo local (proveniente de células a montante e disponível para evapotranspiração local), quantidade de água fluindo pelo pixel (proveniente de pixels a montante e disponível para evapotranspiração em pixels a jusante) e recarga local disponível (contribuição do pixel para o fluxo de águas subterrâneas e fluxo de base proveniente de pixels a montante).

O escoamento rápido (*quickflow* [QF]) é calculado combinando dados de precipitação com o método de número de curva (*Curve Number* [CN]), desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos dos Estados Unidos (Mishra & Singh, 2003). O CN integra a classificação dos solos em grupos hidrológicos com os tipos de LULC para estimar o escoamento superficial resultante de eventos de precipitação em uma região. Os solos podem ser categorizados em sete grupos hidrológicos, com base em suas capacidades de absorção, transmissão de água e escoamento. Esses grupos variam de solos arenosos, com altas taxas de infiltração e transmissão e baixo escoamento superficial (Grupo A, baixos valores de CN), a solos argilosos, com taxas muito lentas de infiltração e transmissão e alto potencial de escoamento (Grupo D, altos valores de CN) (NRCS, 2004). Os valores de CN para as classes hidrológicas de solo foram adaptados às classes de LULC com o suporte da Nota Técnica nº 46/2018/SPR da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018).

A média mensal de eventos de precipitação em cada pixel i e mês m ($p_{i,m}$, em milímetros) assume que a precipitação diária tem distribuição exponencial em dias



chuvosos, com $a_{i,m}$ representando a precipitação média diária em um dia chuvoso (**Equações 1-2**). Para os pixels localizados em rios, QF é ajustado para a precipitação e assume que a infiltração é igual a zero. Nos outros pixels, QF é calculado a partir da distribuição exponencial do escoamento mensal (**Equações 3-4**), sendo CN_i o número de curva do pixel i , E_1 a função integral exponencial e 25.4 o fator de conversão de polegadas para milímetros (Guswa *et al.*, 2018). O QF anual é então calculado pela soma dos valores mensais (**Equação 5**).

$$[1] \ a_{i,m} = \frac{p_{i,m}}{n_m} \div 25.4$$

$$[2] \ f(p) = \frac{1}{a_{i,m}} \exp\left(-\frac{p}{a_{i,m}}\right)$$

$$[3] \ QF_{i,m} = n_m \times \left((a_{i,m} - S_i) \exp\left(-\frac{0.2 S_i}{a_{i,m}}\right) + \frac{S_i^2}{a_{i,m}} \exp\left(\frac{0.8 S_i}{a_{i,m}}\right) E_1\left(\frac{S_i}{a_{i,m}}\right) \right) \times (25.4)$$

$$[4] \ S_i = \frac{1000}{CN_i} - 10$$

$$[5] \ QF_i = \sum_{m=1}^{12} QF_{i,m}$$

A recarga hídrica local ($L_{sum.avail,i}$) reflete a contribuição local para o fluxo de base e é calculada em escala anual, pixel a pixel, a partir dos valores mensais de precipitação e evapotranspiração, com AET_i representando a evapotranspiração anual (**Equações 6-7**). Para cada mês, $AET_{i,m}$ é limitada pela demanda (evapotranspiração potencial [PET]) ou pela disponibilidade de água (**Equações 8-9**). Nas **Equações 7-9**, p_i representa a precipitação anual, $p_{i,m}$ a precipitação mensal, $ET_{0,i,m}$ a evapotranspiração mensal de referência, $Kc_{i,m}$ o coeficiente de evapotranspiração para cada tipo LULC no pixel, α_m a fração anual de recarga de pixels a montante disponível no mês m (valor *default* = 1/12), β_i a fração de pixels a montante disponível para evapotranspiração em pixels a jusante (valor *default* = 1), γ a fração de recarga do pixel disponível para pixels posteriores (valor *default* = 1) e $L_{avail,i}$ a recarga disponível para o pixel, sendo $p_{i,j} \in [0,1]$ a proporção de fluxo de pixels i para j .

$$[6] \ L_i = P_i - QF_i - AET_i$$



$$[7] AET_{i,m} = \min(PET_{i,m}; P_{i,m} - QF_{i,m} + \alpha_m \beta_i L_{sum.avail,i})$$

$$[8] PET_{i,m} = Kc_{i,m} \times ET_{0,i,m}$$

$$[9] L_{sum.avail,i} = \sum_{j \in \{neighboring\ pixels\ that\ drain\ to\ pixel\ i\}} p_{i,j} \times (L_{avail,j} + L_{sum.avail,j})$$

Fundamental para o fluxo hidrológico durante as estações secas, o índice de fluxo de base (*baseflow* [B]) é gerado para a temporalidade anual e indica a contribuição de cada pixel para a água subterrânea. Valores negativos são ajustados para zero. Quando o pixel i contribui para a recarga de águas subterrâneas, o escoamento de base cumulativo ($B_{sum,i}$) é proporcional à diferença entre o escoamento de base que sai dos pixels vizinhos à jusante e o que é gerado no mesmo pixel i . B_i é derivado da proporção de $B_{sum,i}$ que deixa o pixel i em relação à recarga disponível para os pixels a montante (**Equações 10-12**).

$$[10] B_{sum,i} = L_{sum,i} \sum_{j \in \{downstream\ pixels\ of\ i\}} \left\{ p_{ij} \left(1 - \frac{L_{avail,j}}{L_{sum,j}} \right) \right\} \quad (\text{quando } j \text{ é}$$

um pixel que não corresponde a corpo hídrico, e p_{ij} é um pixel de corpo hídrico)

$$[11] L_{sum,i} = L_i + \sum_{j \in \{pixels\ that\ drain\ to\ i\}} L_{sum,j} \times p_{ij}$$

$$[12] B_i = \max \left(B_{sum,i} \times \frac{L_i}{L_{sum,i}}, 0 \right)$$

As bases e fontes de dados usados para aplicar o modelo SWY estão resumidas nas **Tabelas S2-S3**. Os resultados do escoamento mensal nas UPH estudadas foram agregados para as estações seca e chuvosa (**Figura S1**).

2. Retenção de sedimentos (SDR)

O modelo SDR quantifica e mapeia as fontes terrestres de sedimentos, bem como sua descarga em sistemas aquáticos. Opera com a resolução espacial do modelo de



elevação digital, permitindo a visualização de diferenças nos valores de retenção e exportação de sedimentos em escala regional. Combinada com fatores climáticos e pedológicos, a importância das diferentes classes de LULC na paisagem é investigada, pois o SDR compara as diferenças na perda de sedimentos entre a área de estudo e uma bacia hidrográfica hipotética desprovida de vegetação (ou seja, contendo apenas solo exposto) (Sharp *et al.*, 2020).

Os danos causados pelo assoreamento e pela contaminação dos cursos d'água pela descarga de materiais provenientes de atividades antropogênicas causam perda da qualidade da água e prejuízos socioeconômicos e ambientais. O modelo SDR calcula, pixel a pixel, a razão de entrega de sedimentos, que consiste na proporção de sedimentos perdidos que alcançam os cursos d'água (Borselli *et al.*, 2008, Sharp *et al.*, 2020).

A base conceitual para os cálculos é a equação universal de perda de solos revisada (*revised universal soil loss equation* [RUSLE]) (**Equação 13**), na qual R corresponde à erosividade da chuva ($\text{MJ} \times \text{mm} [\text{ha} \times \text{hour} \times \text{ano}]^{-1}$), K é a erodibilidade do solo, LS é o fator de gradiente de inclinação, C é o fator agrícola (relacionado ao tipo de LULC, onde $C \in [0,1]$, com probabilidade crescente de erosão) e P é o fator de prática de suporte (indicativo de práticas de controle de erosão, com $P \in [0,1]$ e potencial decrescente).

$$[13] \text{ RUSLE} = R \times K \times LS \times C \times P$$

A quantidade de sedimentos exportada por pixel é definida pelas **Equação 14** ($\text{ton} \times \text{ha}^{-1} \times \text{ano}^{-1}$), em que SDR_i representa a proporção de sedimentos do pixel i que chegam à saída da bacia. Este valor é estimado pela **Equação 15**, na qual SDR_{max} é o valor teórico padrão máximo de SDR_i , IC_i é um índice de conectividade que descreve a ligação hidrológica entre as fontes de sedimentos dos sistemas terrestres e os sumidouros de sedimentos, como os rios (Borselli *et al.*, 2008), IC_0 e k são parâmetros de calibração usados para ajustar a relação entre SDR_i e IC_i como uma função ascendente, com o valor 2 usado para ambos, e o valor 800 para o limite de acumulação de fluxo, associado aos detalhes da rede de drenagem do modelo de elevação digital. O valor padrão para SDR_{max} é 0.8 (Vigiak *et al.*, 2012), e IC_i é calculado com base nas propriedades da área de captação



a montante e a jusante de cada pixel. Se a área a montante for extensa, não muito inclinada e coberta por vegetação nativa saudável (portanto, com um valor baixo para o fator agrícola “C”), o pixel a montante terá um valor baixo de IC, indicando menor potencial de exportação de sedimentos (Sharp *et al.*, 2020).

$$[14] E_i = \text{rusle}_i \times \text{SDR}_i$$

$$[15] \text{SDR}_i = \frac{\text{SDR}_{\max}}{1 + \exp\left(\frac{\text{IC}_0 - \text{IC}_i}{k}\right)}$$

O SE de controle de erosão fornecido pela paisagem é quantificado em termos de erosão evitada e exportação de sedimentos evitada. O primeiro índice reflete a contribuição da vegetação para a redução da erosão em um pixel, sob a perspectiva da perda de solo local (**Equação 16**), sendo AER_i a quantidade de erosão evitada no pixel i . A diferença entre RKLS_i e RUSLE_i representa o benefício da vegetação e das boas práticas de manejo do solo. O segundo índice reflete a contribuição da vegetação para reduzir a erosão localmente e a retenção de sedimentos de localidades a montante (**Equação 17**), com AEX_i representando a retenção total no pixel, e T_i a quantidade de sedimentos provenientes de pixels acima que é retida pelo pixel i .

$$[16] \text{AER}_i = \text{RKLS}_i \times \text{RUSLE}_i$$

$$[17] \text{AEX}_i = (\text{RKLS}_i \times \text{USLE}_i) \times \text{SDR}_i + T_i$$

As bases e fontes de dados usados para aplicar o modelo SDR foram resumidas nas **Tabelas S4-S5**.

3. Qualidade de habitat (HQ)

A qualidade de habitat está relacionada à disponibilidade de recursos necessários para a sobrevivência, a reprodução e a persistência de populações de organismos no espaço e no tempo (Hall *et al.*, 1997). O modelo HQ gera mapas de degradação, qualidade e raridade de habitat. Os dados de saída podem ser usados como *proxies* para a



biodiversidade, sendo aplicáveis a grupos taxonômicos específicos ou a análises mais generalistas, com base na premissa de que os padrões de biodiversidade são inerentemente espaciais (relação espécies x área de MacArthur & Wilson) (Sharp *et al.*, 2020). Neste trabalho, foi adotada uma abordagem generalista e conservadora, de modo que apenas os ecossistemas classificados como naturais nos mapas LULC foram considerados habitats potenciais para a biodiversidade terrestre e aquática.

O modelo HQ considera quatro fatores: (i) impacto relativo das ameaças à integridade do habitat, (ii) sensibilidade de diferentes habitats às ameaças, (iii) distâncias nas quais os impactos das ameaças à qualidade de habitat se propagam e (iv) grau de proteção legal da terra. Esses parâmetros são definidos pelo usuário, com base no conhecimento da área de estudo e nas informações disponíveis na literatura. Entretanto, as pontuações de degradação geradas pelo modelo consideram o somatório simples das ameaças em cada local, e não o impacto integrado das ameaças. As ameaças consideradas foram a conversão de habitats devido ao desmatamento, pastagens, monoculturas de soja, mineração, rodovias e áreas urbanas. As bases e fontes dados utilizadas podem ser consultadas nas **Tabelas S6-S8**.

Os valores de degradação de habitat são estimados pela **Equação 18**, onde D_{xj} corresponde ao nível total de ameaça no pixel x para o tipo de LULC presente, y indexa todas as células do grid para o mapa raster r , Y_r indica o conjunto de células raster r , w_r é o peso atribuído a cada fonte de degradação ambiental ($0 \leq w_r \leq 1$, com impacto crescente); r_y é o impacto que uma ameaça r , com origem numa célula y , impõe ao habitat em uma célula x do grid, i_{rxy} é a função de decaimento do potencial de ameaça com a distância (linear ou exponencial, informada pelo usuário); β_x é o nível de acessibilidade à degradação que um pixel apresenta em função do regime de uso da terra e da proteção legal ($\beta_x \in [0,1]$, com acessibilidade crescente); e S_r indica a sensibilidade do tipo de LULC a cada fator de ameaça ($S_r \in [0,1]$, com sensibilidade crescente) (Sharp *et al.*, 2020).

$$[18] D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}$$



Para definir o grau de proteção legal da terra, foram atribuídos diferentes níveis de proteção aos tipos de APs presentes. Para as TIs, foram considerados os diferentes estágios de regularização fundiária, e para as outras APs, foram considerados os diferentes níveis de restrição de uso estipulados pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil, 2000). Os níveis de acesso foram definidos como 0 (áreas de sobreposição entre TIs e UCs de proteção integral), 0.2 (TIs regularizadas e UCs de proteção integral), 0.25 (TIs declaradas), 0.3 (TIs delimitadas), 0.4 (reservas particulares do patrimônio natural), 0.5 (UCs de uso múltiplo, como reservas extrativistas [RESEX] e áreas de proteção ambiental) e 1 para outras áreas públicas e privadas.

Os *scores* de degradação para cada unidade mínima da paisagem (pixel) são traduzidos pelo modelo HQ em valores de qualidade do habitat (Q_{xj}) por meio de função de semi-saturação em que z e k são parâmetros de escala, com valores *default* para $z = 2.5$ e $k = 0.5$ (**Equação 19**). O parâmetro k foi calibrado para cada UPH por meio da **Equação 20**, que considera a metade do valor máximo de degradação obtido com o valor *default*. Os valores de qualidade de habitat variam de 0 (baixa qualidade) a 1 (alta qualidade).

$$[19] Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right)$$

$$[20] k = \frac{Q_{xj \max}}{2}$$

O cálculo de raridade de habitat (R_j) é baseado na comparação entre cada classe LULC presente na paisagem atual (2021) e aquelas observadas no cenário de base (1985), sendo N_j a área de células do grid ocupada pela classe LULC j na paisagem atual (**Equação 21**). Com os valores de R_j calculados para todas as classes LULC, o modelo HQ estima a raridade total do tipo de habitat em cada célula x do grid, sendo $\sigma_{xj}=1$ quando a classe LULC ocorre na paisagem atual, e $\sigma_{xj}=0$ quando ausente (**Equação 22**). O índice R_j varia entre 0 e 1. Para $R_j = 0.5$, indica que não houve mudança na abundância de um tipo LULC ao longo do período analisado. Quando $R_j < 0.5$, infere-se que a abundância de uma classe aumentou, e para $R_j > 0.5$, diminuiu.



$$[21] R_j = 1 - \frac{N_j}{N_{j \text{ baseline}} + N_j}$$

$$[22] R_x = \sum_{x=1}^X \sigma_{xj} R_j$$

Na seção de resultados foram incluídos dados de mudança no uso e cobertura da terra entre os cenários de base e atual.

4. Armazenamento de carbono

O modelo de armazenamento de carbono (*carbon storage* [CS]) estima o carbono existente nos principais compartimentos dos sistemas terrestres, ou seja, biomassa viva acima do solo (cascas, troncos, galhos, folhas), biomassa abaixo do solo (sistemas de raízes vivas), matéria orgânica do solo e matéria orgânica morta (serapilheira e biomassa lenhosa morta) (Sharp *et al.*, 2020).

A quantidade líquida de carbono armazenada em um terreno é estimada associando-se a quantidade média de carbono (Mg C/ha) por compartimentos, sob diferentes tipos de LULC e condições bioclimáticas (consulta bibliográfica), e o mapa LULC (**Tabelas S9-S10**). O modelo CS gera mapas de carbono total armazenado na paisagem, além de mapas intermediários para cada pool de carbono.

O modelo inclui a opção de calcular o sequestro de carbono e de valoração monetária. Contudo, assume que mudanças no estoque de carbono, ao longo do tempo, ocorrem apenas em decorrência de mudanças no uso da terra, de tal modo que um pixel que não sofreu alterações nas classes LULC, ao longo de um período analisado, teria valor de sequestro de carbono igual a zero. Outra limitação consiste na premissa de que as taxas de sequestro de carbono seguem uma via linear, ao longo do tempo, embora sejam mais altas nos estágios iniciais de crescimento das plantas. Devido à insuficiência de dados para determinar estágios de crescimento para os tipos de vegetação presentes nos mapas LULC, optamos por estimar somente o armazenamento de carbono.



Para determinar mudanças no carbono armazenado na paisagem, o modelo foi aplicado aos cenários de base (1985) e atual (2021), para cada UPH, com a extração dos valores obtidos para as TIs.

Análises estatísticas

Os resultados foram processados no QGIS 3.16 para obtenção de estatísticas zonais, por sub-bacia hidrográfica, para cada parâmetro gerado pelos modelos. Padrões de dependência espacial foram analisados por meio do índice global de autocorrelação espacial (Moran, 1948) e do índice LISA (*local indicators of spatial autocorrelation*) no software GeoDa 1.20 (Anselin *et al.*, 2006).

Esses índices consistem em estatísticas de produto cruzado entre uma variável e sua defasagem espacial, com a variável expressa como desvios da média (**Equação 23**), sendo $\bar{x}$ a média da variável x . Com base na hipótese nula de aleatoriedade espacial, os índices de Moran I e LISA variam entre -1 e +1, com zero indicando a ausência de correlação espacial (Anselin, 1996). O cálculo de ambos os índices requer a construção de uma matriz de pesos que garanta que as localidades mais próximas tendam a ser mais semelhantes entre si do que as localidades distantes, satisfazendo a Primeira Lei de Tobler na Geografia (Tobler, 1970). Para isso, a função de construir uma matriz de pesos do tipo contiguidade de rainha (*queen contiguity*) de ordem 1 foi aplicada no GeoDa 1.20.

$$[23] (z_i = x_i - \bar{x})$$

A matriz de pesos espaciais (W) serve de base para os cálculos de autocorrelação espacial e define a estrutura de vizinhança entre as unidades espaciais (neste caso, sub-bacias), indicando quais são vizinhas de cada área, de forma que $w_{ij}=1$ para unidades vizinhas e $w_{ij}=0$ para unidades que não são vizinhas (Getis & Ord, 1992). A matriz de pesos *queen contiguity* baseia-se na ideia de vizinhança geográfica, inspirada no movimento da rainha no xadrez (horizontal, vertical ou diagonalmente). O conceito de “ordem 1” refere-se à vizinhança imediata, ou seja, apenas unidades (sub-bacias) que compartilham um vértice ou aresta são consideradas vizinhas (Anselin, 1995, 1996, Anselin *et al.*, 2010).



No índice global (Moran I), desvios da média estão relacionados ao conjunto completo de observações (todas as sub-bacias em cada UPH), sendo w_{ij} os pesos atribuídos por meio da matriz de pesos, S_0 a soma de todos os pesos e n o número de observações (n = número de sub-bacias em cada UPH) (**Equação 24**). Para cada variável, a significância de Moran I foi explorada por meio da randomização de resultados (99,999 permutações), que gera uma distribuição randômica de referência e um pseudo valor-p, indicativo das chances de que os resultados observados possuam dependência espacial (Anselin *et al.*, 2006).

$$[24] \ I = \frac{(\sum_i \sum_j w_{ij} z_i \times z_j) / S_0}{\sum_i z_i^2 / n}$$

O índice local (LISA) fornece uma estatística e uma estimativa de significância para cada local, relacionando-o à sua vizinhança e permitindo a identificação de clusters locais e *outliers* espaciais (**Equações 25-26**), considerando o produto do valor na localização i com sua defasagem espacial (soma ponderada dos valores das localidades vizinhas) (Anselin, 1995). A combinação dos valores indicativos de significância (resultantes de permutações dos valores observados para gerar uma distribuição de referência aleatória) com a localização de cada observação no gráfico de dispersão de Moran permite classificar as localidades em clusters espaciais dos tipos: 1 = *high-high* (altas médias na localidade e nas localidades vizinhas), 2 = *low-low* (baixas médias na localidade e nas localidades vizinhas), 3 = *low-high* (baixas médias na localidade e altas médias nas localidades vizinhas) e 4 = *high-low* (altas médias na localidade e baixas médias nas localidades vizinhas), atribuindo zero a relações não significativas ($p > 0.05$).

$$[25] \ I = \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} z_i z_j}{\sum_i z_i^2}$$

$$[26] \ I_i = \frac{\sum_j w_{ij} z_i z_j}{\sum_i z_i^2}$$

Após análise exploratória, a influência do gradiente topográfico nos resultados dos modelos SWY e SDR foi investigada, com intuito de verificar a existência de



dependência espacial para a variável de elevação do terreno, bem como para a relação bivariada entre elevação e demais parâmetros de saída desses modelos (**Tabelas S10-S11**).

Nas Figuras contendo os resultados da modelagem de SE por bacia hidrográfica, os resultados absolutos por unidade da paisagem (pixel), para cada parâmetro estimado pelos modelos SWY, SDR, HQ e CS, constam sempre à esquerda, e os resultados das análises de autocorrelação espacial (LISA) constam sempre à direita (a cor azul indica médias por sub-bacias hidrográficas significativamente mais baixas em relação às sub-bacias vizinhas, e a cor vermelha indica médias por sub-bacia significativamente mais altas). Deste modo, as sub-bacias contendo médias significativamente mais elevadas em relação à vizinhança (indicadas em vermelho) foram consideradas *hotspots* de SE.

Visualização dinâmica de resultados

Os resultados dos modelos e a contribuição de TIs para o fornecimento de SE/NCP (**Tabela S13**) foram organizados em um painel dinâmico, usando a ferramenta gratuita *Google Looker Studio*, e disponibilizados no link <https://bit.ly/indigenouslands-ES>.

RESULTADOS

Dependência espacial dos indicadores de serviços ecossistêmicos

Foram encontradas evidências de autocorrelação espacial para as variáveis geradas pelos modelos SWY, SDR, HQ e CS em todas as bacias hidrográficas estudadas ($p < 0.05$), demonstrando que a distribuição de SE na paisagem das UPHs possui dependência espacial e interage com as características biogeofísicas e os padrões de uso e cobertura da terra em cada localidade. Em outras palavras, a distribuição dos SE na paisagem não é aleatória, com algumas áreas sendo mais importantes do que outras para



os processos hidrológicos de fluxo de água subterrânea e escoamento rápido, para a conservação do solo e proteção da qualidade da água, para a provisão de habitats de qualidade para a biodiversidade e para o armazenamento de carbono.

Deste modo, o índice LISA excedeu 0.5, indicando dependência espacial forte a muito forte, nas UPHs Mearim (fluxo de base, disponibilidade local de água, fluxo rápido, erosão evitada, exportação de sedimentos evitada, qualidade e raridade do habitat, armazenamento de carbono), Médio Araguaia (fluxo de base, disponibilidade local de água, fluxo rápido, exportação de sedimentos evitada, qualidade e raridade do habitat, armazenamento de carbono), Médio Tocantins (disponibilidade local de água, qualidade do habitat) e Alto Juruena (erosão evitada, qualidade do habitat e armazenamento de carbono) (Tabela 6).

Tabela 6. Resultados dos testes de autocorrelação espacial para o índice global de Moran I ($p < 0,05$) e LISA, para cada UPH, para os parâmetros gerados pelos modelos SWY (B = fluxo de base, i.e. escoamento de água subterrânea da contribuição local, B_{sum} = fluxo de base da contribuição do pixel a montante, $L_{sum.avail}$ = água disponível para consumo local, L_{sum} = água que flui pelo pixel, QF = fluxo rápido, i.e. escoamento superficial), SDR ($AvEro$ = erosão evitada, $AvExp$ = exportação de sedimentos evitada), HQ (HQ = qualidade de habitat, RAR = raridade de habitat), e CS (CS = armazenamento de carbono). Valores LISA > 0.50 (negrito) evidenciam a existência de dependência espacial. ** $p < 0.01$, *** $p < 0.0001$.

UPH	SWY				SDR			HQ		CS
	B	B_{sum}	$L_{sum.avail}$	L_{sum}	QF	$AvEro$	$AvExp$	HQ	RAR	CS
Mearim	0.82***	0.34***	0.85***	0.34***	0.70***	0.79***	0.82***	0.81***	0.61***	0.80***
Médio Araguaia	0.61***	0.30***	0.73***	0.30***	0.69***	0.49***	0.56***	0.84***	0.60***	0.57***
MédioTocantins	0.21**	0.47***	0.57***	0.57***	0.46***	0.17***	0.31***	0.60***	0.26***	0.32***
Alto Juruena	0.29***	0.41***	0.36***	0.41***	0.37***	0.54***	0.38***	0.64***	0.48***	0.57***

Evidências de autocorrelação espacial também foram encontradas para a elevação do terreno nas bacias estudadas ($p < 0,05$), com o índice LISA igual a 0.87, 0.67, 0.53 e 0.83 para as UPHs Mearim, Médio Araguaia, Médio Tocantins e Alto Juruena, respectivamente (Tabela S11). Para o LISA bivariado, considerando a elevação do terreno e as variáveis do modelo SWY, foram encontradas evidências de autocorrelação espacial nas quatro UPHs, especialmente para a relação elevação vs. fluxo de base em Mearim, elevação vs. recarga local de água no Médio Araguaia, elevação vs. fluxo rápido em



Mearim e Médio Araguaia. Para o modelo SDR, a relação da elevação com a conservação do solo e a qualidade da água foi mais notável para a elevação vs. erosão evitada localmente e elevação vs. exportação de sedimentos evitada nas UPHs Mearim e Médio Araguaia (**Tabela S12**).

Mudanças no uso e cobertura da terra nas UPH ao longo de 36 anos

A conversão massiva de habitats para uso econômico entre os cenários de base (1985) e atual (2021) foi observada em todas as UPHs (**Figura 22**). Essas mudanças foram apontadas em detalhe nas seções específicas dedicadas à espacialização dos resultados por UPH e à verificação de sobreposições entre TIs e *hotspots* de SE.

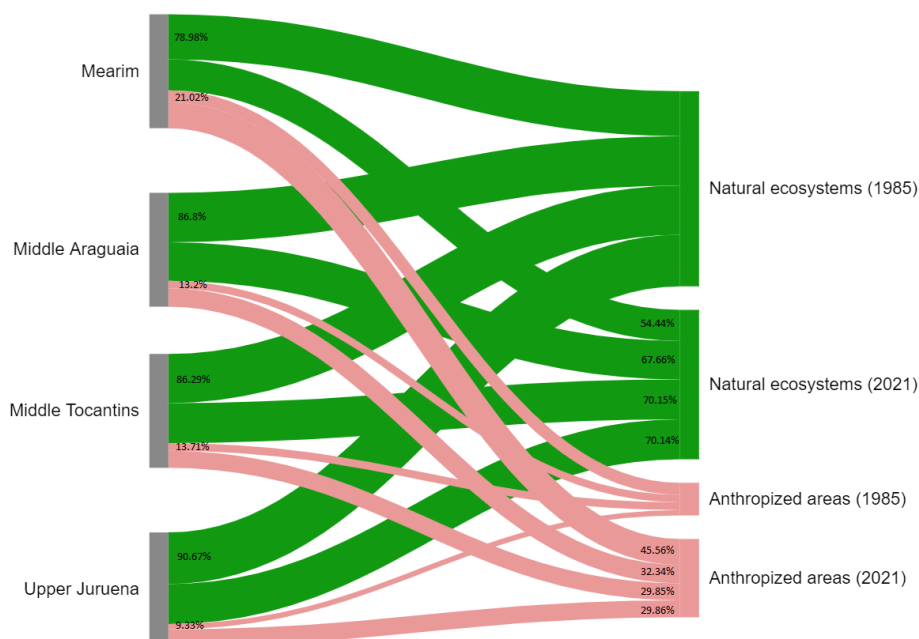


Figura 22. Diagrama de Sankey mostrando as mudanças na proporção de áreas cobertas por ecossistemas naturais (verde) e áreas antropizadas (rosa) entre os cenários de linha de base (1985) e atual (2021). Diagrama feito com o auxílio da ferramenta SankeyMATIC (<https://sankeymatic.com/>).



Quantificação e espacialização de SE nas UPHs: existe sobreposição entre *hotspots* de serviços ecossistêmicos e Terras Indígenas?

UPH Mearim

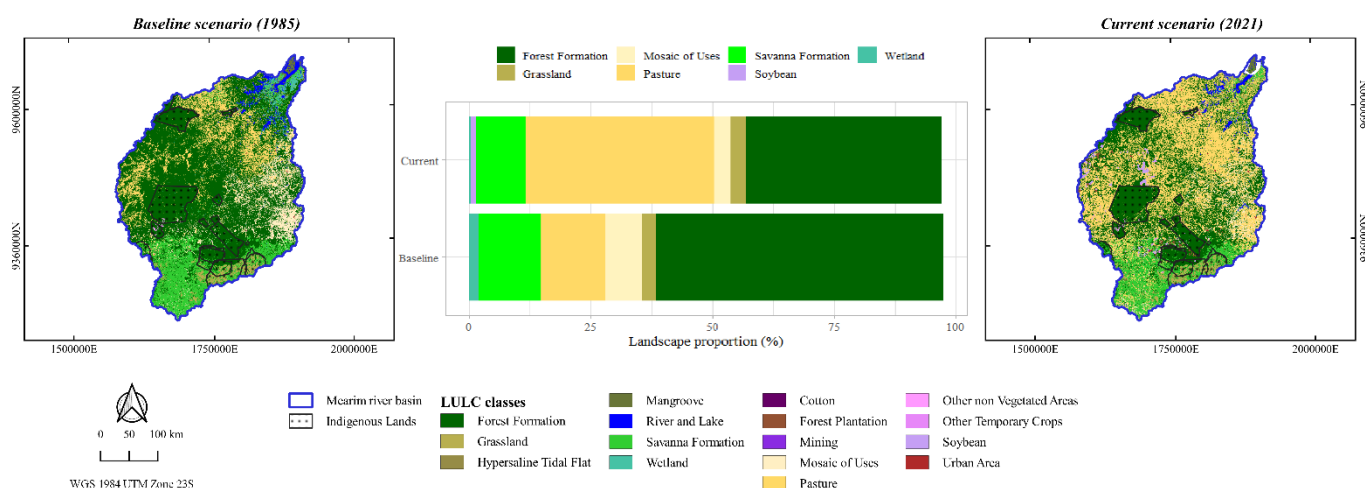


Figura 23. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Mearim entre 1985 e 2021.

No cenário de base da UPH Mearim, a paisagem natural consistia principalmente de florestas (59.15%), savanas (12.84%), campos (2.82%) e áreas úmidas (1.86%) (**Figura 23**). Aproximadamente 20.78% da paisagem era usada para atividades agrícolas. No cenário atual, as áreas agrícolas se expandiram em 112%, com ênfase nas pastagens, que hoje ocupam 38.8% da paisagem. As áreas urbanas aumentaram de 0,06% para 0,21%, e as novas atividades incluíram o cultivo de soja (1%), silvicultura (0.55%) e mineração (0.01%).

Para o modelo SWY, *clusters* espaciais de valores altos para o fluxo de base ($I = 0.82$, $p \leq 0.05$) e a recarga local de água ($I = 0.85$, $p \leq 0.05$) foram encontrados em sub-bacias localizadas no norte da UPH (bioma amazônico), com sobreposição aos limites das TIs Caru, Awá e Rio Pindaré e da Reserva Biológica do Gurupi (**Figura 24**). Foram encontrados valores baixos para o fluxo de base e o fluxo rápido ($I = 0.70$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias no centro e sudeste, sobrepostos às TIs Bacurizinho, Cana Brava/Guajajara, Geralda Toco Preto, Governador, Kanela, Kanela Memortumré, Krikati, Lagoa Comprida, Porquinhos, Porquinhos dos Kanela-Apãjekra, Rodeador e Urucu/Juruá,



localizadas no Cerrado, e à TI Arariboia, localizada principalmente no bioma amazônico, com uma pequena porção ao sul no Cerrado. Nessas TIs, predominam as fitofisionomias de savanas e campos.

Para o modelo SDR, foram identificados *clusters* de valores altos para controle de erosão ($I=0.79$, $p \leq 0.05$) e exportação evitada de sedimentos ($I=0.82$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias localizadas no centro e noroeste da UPH, com sobreposição às TIs Arariboia, Geralda Toco Preto, Governador (somente exportação evitada), Lagoa Comprida, Caru e Awá (somente retenção local de sedimentos) e à Reserva Biológica do Gurupi. Foram identificados valores baixos para controle de erosão e exportação de sedimentos na porção norte, sobrepondo-se à TI Rio Pindaré. Na região sudeste, foram identificados grupos de valores baixos para controle de erosão em sub-bacias que se sobrepõem parcialmente às TIs Cana Brava/Guajajara, Bacurizinho, Rodeador e Kanela, e para controle de exportação de sedimentos em sub-bacias que se sobrepõem às TIs Cana Brava/Guajajara e Kanela (**Figura 24**).

Para o modelo HQ, foram observados agrupamentos de valores altos para a qualidade de habitat ($I=0.81$, $p \leq 0.05$) e raridade de habitat ($I=0.61$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias cujos limites se sobrepõem às TIs Caru e Awá e à Reserva Biológica do Gurupi no noroeste, às TIs Bacurizinho, Cana Brava/Guajajara, Kanela, Kanela Memortumré, Porquinhos, Porquinhos dos Kanela-Apãjekra e Rodeador no sudeste, e à TI Arariboia (apenas raridade de habitat) no centro da UPH. As pastagens se tornaram mais frequentes em toda a bacia, com a formação de *clusters* espaciais com valores mais baixos para a qualidade e raridade de habitat em sub-bacias localizadas, principalmente, nas regiões oeste e norte (sobrepondo-se à TI Rio Pindaré) (**Figura 24**).

O armazenamento total de carbono ($I=0.81$, $p \leq 0.05$) foi significativamente maior nas regiões central, sudoeste e sudeste da UPH, principalmente em sub-bacias com prevalência de TIs (Arariboia, Awá, Bacurizinho, Cana Brava/Guajajara, Caru, Geralda Toco Preto, Governador, Kanela, Krikati, Lagoa Comprida, Porquinhos, Rodeador, Urucu/Juruá), abrangendo diferentes fitofisionomias e ecossistemas naturais dentro desses territórios (**Figura 24**).

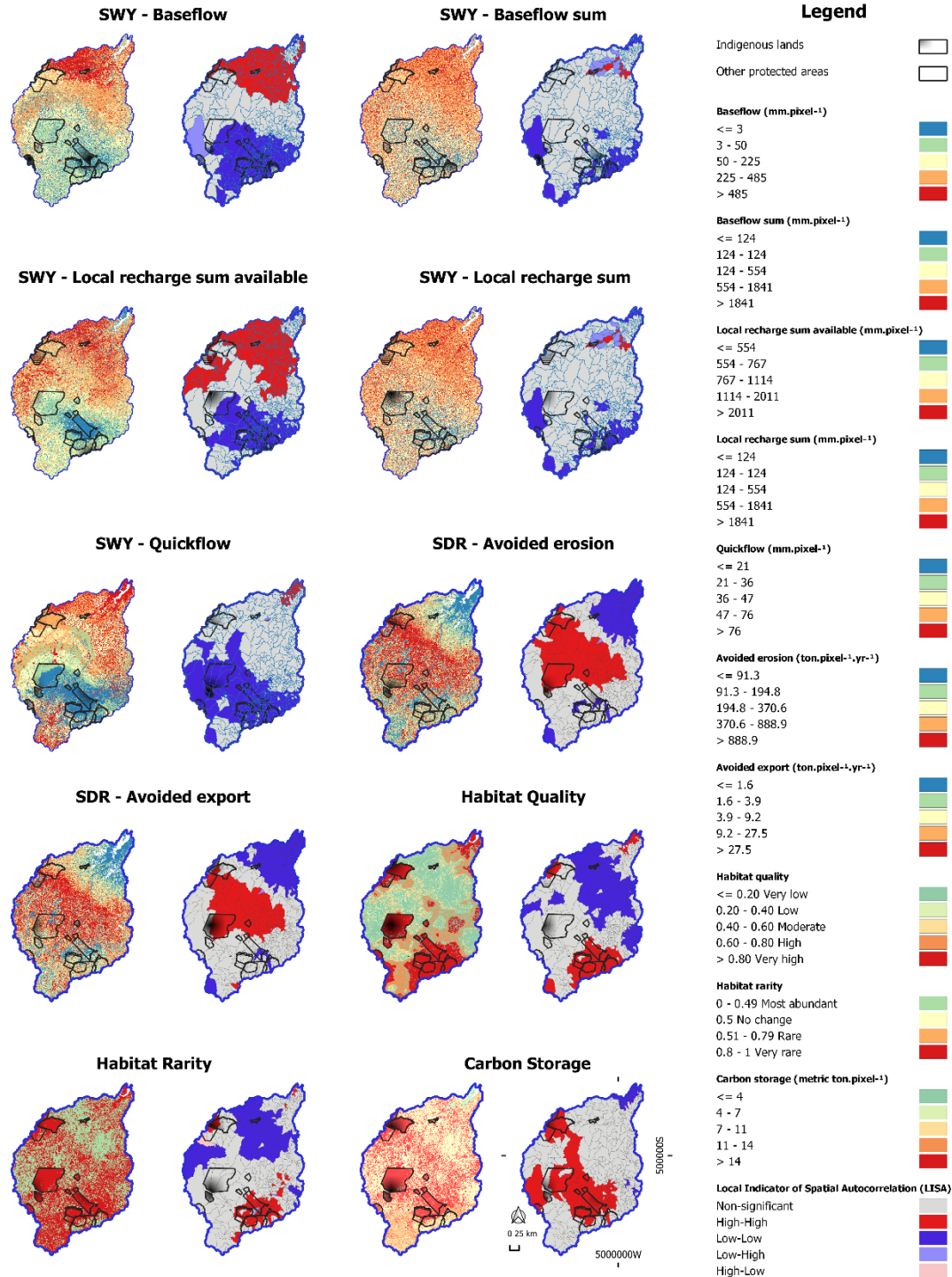


Figura 24. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Mearim. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em *clusters* de valores baixos (*coldspots*) e valores altos (*hotspots*) em relação às sub-bacias vizinhas.



UPH Médio Araguaia

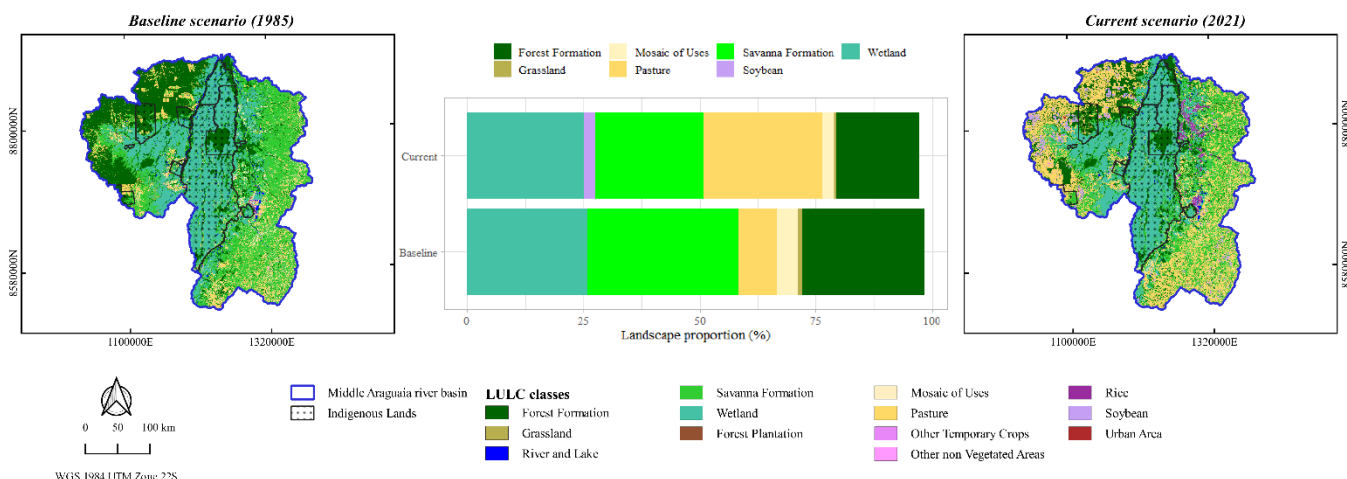


Figura 25. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Médio Araguaia entre 1985 e 2021.

Em 1985, a paisagem dessa UPH consistia principalmente de savanas (32.51%), florestas (26.35%), zonas úmidas (25.89%), rios e lagos (1.32%) e pastagens (0.73%) (**Figura 25**). As áreas antropizadas correspondiam a 13.2% da paisagem, com destaque para as pastagens (8.31%) e os mosaicos de agricultura e pastagem (4,53%). As principais transformações observadas foram a redução das savanas em 34.39% e das florestas em 32.33%. Savanas e florestas foram substituídas por pastagens, que atualmente cobrem 25.64% da UPH Médio Araguaia, com maior concentração no noroeste da bacia. As plantações de soja, antes inexistentes, agora ocupam 2.4% da paisagem, e o cultivo de arroz aumentou de 0.08% para 1.12%.

O modelo SWY mostrou *clusters* de valores altos para o escoamento superficial ($I = 0.69$, $p \leq 0.05$) e baixos para o escoamento de águas subterrâneas ($I = 0.61$, $p \leq 0.05$) e recarga local de água ($I = 0.73$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias localizadas no centro da UPH, sobrepostas às TIs Araguaia, Inãwébohona e Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna (**Figura 26**). A região noroeste representa uma área importante para o fluxo de base e a recarga de água local, incluindo sub-bacias que se sobrepõem parcialmente à TI Urubu Branco.

O modelo SDR retornou valores baixos para a retenção de sedimentos ($I = 0.49$, $p \leq 0.05$) na porção central da UPH, sobrepondo-se às TIs *Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna/Iròdu*



Iràna, *Inãwébohona*, Araguaia, Krahô-Kanela, São Domingos e Cacique Fontoura. Um padrão semelhante foi observado para a exportação evitada de sedimentos ($I=0.56$, $p \leq 0.05$), com valores baixos detectados nas sub-bacias que se sobrepõem às TIs Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna, *Inãwébohona*, Araguaia, Krahô-Kanela, São Domingos e Tapirapé/Karajá. Valores altos para controle de erosão e exportação evitada de sedimentos ocorreram em sub-bacias na região noroeste, sobrepondo-se à TI Urubu Branco (**Figura 26**).

Para o modelo HQ, ocorreram *clusters* de altos valores para a qualidade de habitat ($I=0.84$, $p \leq 0.05$) e raridade do habitat ($I=0.60$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias cujos limites se sobrepõem, de norte a sul da bacia, em sua porção central, às TIs *Inãwébohona*, Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna, Araguaia, São Domingos - MT e Tapirapé/Karajá. As áreas de menor qualidade de habitat (pastagens) tornaram-se mais abundantes e estão localizadas principalmente nas regiões noroeste e sudeste (**Figuras 25-26**).

Os valores mais altos de armazenamento de carbono estão concentrados na porção norte da UPH ($I=0.57$, $p \leq 0.05$), com ligeira sobreposição com a TI Urubu Branco. Na planície de inundação do rio Araguaia, localizada na porção central da bacia, ocorreram valores baixos de armazenamento de carbono (já esperados, uma vez que o modelo estima o carbono terrestre), com exceção de um *outlier* espacial em uma sub-bacia que se sobrepõe às TIs Araguaia e *Inãwébohona*, onde está localizada a Ilha do Bananal (**Figura 26**).

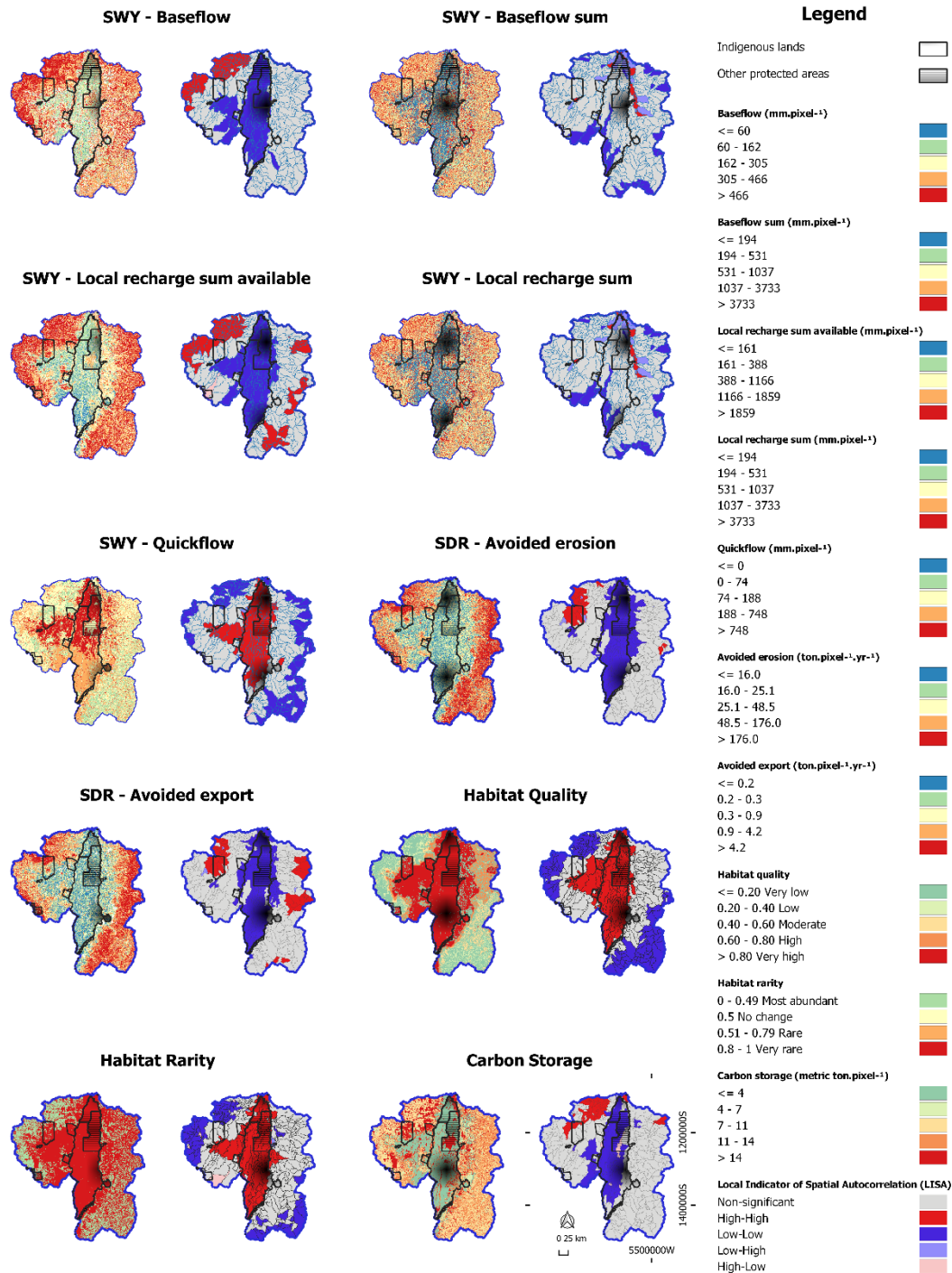


Figura 26. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Médio Araguaia. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.



UPH Médio Tocantins

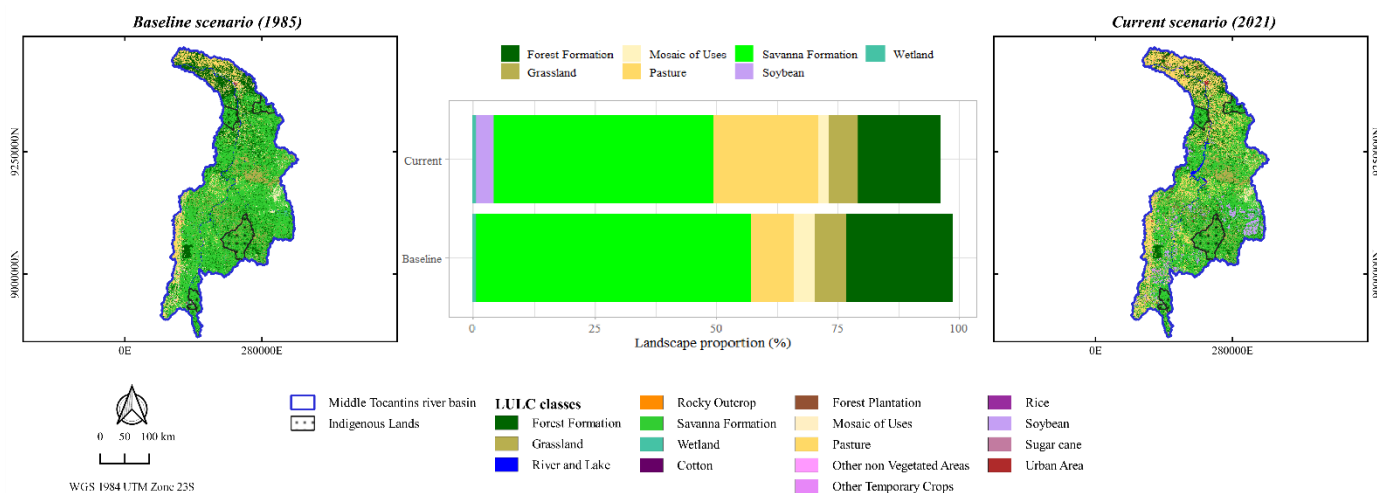


Figura 27. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Médio Tocantins entre 1985 e 2021.

Essa bacia apresentou a maior proporção de savanas em comparação com outras fitofisionomias do Cerrado, tanto no cenário de referência (56.45%) quanto no cenário atual (45.42%) (**Figura 27**). Entretanto, as formações florestais e de campos, que cobriam 21.8% e 6.62% da paisagem, foram reduzidas em 21.56% e 10.57%, respectivamente. A expansão das pastagens foi o principal fator na conversão de savanas, florestas e campos. Os pastos ocupavam 9% da bacia na linha de base (1985) e passaram a ocupar 21.55% em 2021. As monoculturas de soja, que não existiam no cenário de base, ocupam 3.6% da paisagem atual.

Áreas importantes para a recarga hídrica local foram identificadas em sub-bacias localizadas a sudoeste e sul da UPH, sobrepondo-se às TIs Xerente e Funil, e valores baixos foram identificados em sub-bacias a sudeste e nordeste, sobrepondo-se às TIs Krikati e Kraolândia ($I = 0.57$, $p \leq 0.05$). As áreas relevantes para o escoamento rápido ocorrem na porção central, sobrepondo-se ao Monumento Natural das Árvores Fossilizadas (**Figura 28**).

Embora haja evidências de autocorrelação espacial global para os parâmetros gerados pelo modelo SDR, o valor do índice LISA para a retenção local de sedimentos



pode ser considerado baixo nessa bacia ($I = 0.17$, $p \leq 0.05$), indicando fraca dependência espacial, ou seja, há uma tendência de contribuição similar das sub-bacias para o controle local da perda de sedimentos. Para esse parâmetro, foram identificados grupos de valores altos em sub-bacias localizadas no sudeste e no sul, sobrepondo-se às TIs Kraolândia, Xerente e Funil, e na região central, sobrepondo-se ao Parque Nacional da Chapada das Mesas. Valores baixos ocorreram nas sub-bacias do norte, com ligeira sobreposição às TIs Apinayé e Krikati. Para a exportação de sedimentos evitada ($I = 0.31$, $p \leq 0.05$), foram identificados valores altos no sudeste da UPH, em sub-bacias parcialmente sobrepostas à TI Kraolândia, e no centro, em sub-bacias sobrepostas ao Parque Nacional da Chapada das Mesas e ao Monumento Natural das Árvores Fossilizadas (**Figura 28**).

Clusters de altos valores para qualidade ($I = 0.60$, $p \leq 0.05$) e raridade de habitat ($I = 0.26$, $p \leq 0.05$) foram identificados em sub-bacias cujos limites se sobrepõem à TI Kraolândia, no sudeste da UPH, e ao Parque Nacional da Chapada das Mesas e Monumento Natural das Árvores Fossilizadas na região central. Ao norte, valores baixos ocorreram para ambos os parâmetros, incluindo sub-bacias onde estão localizadas três unidades de conservação de uso sustentável, onde vivem populações extrativistas tradicionais (reserva extrativista - RESEX do Extremo Norte do Tocantins, RESEX do Ciriaco e RESEX da Mata Grande) (**Figura 28**).

Para o armazenamento de carbono ($I = 0.32$, $p \leq 0.05$), foram encontrados valores altos no norte da UPH, em sub-bacias que se sobrepõem às TIs Apinayé e Krikati, e na porção sudeste, em sub-bacias que se sobrepõem à TI Kraolândia (**Figura 28**).

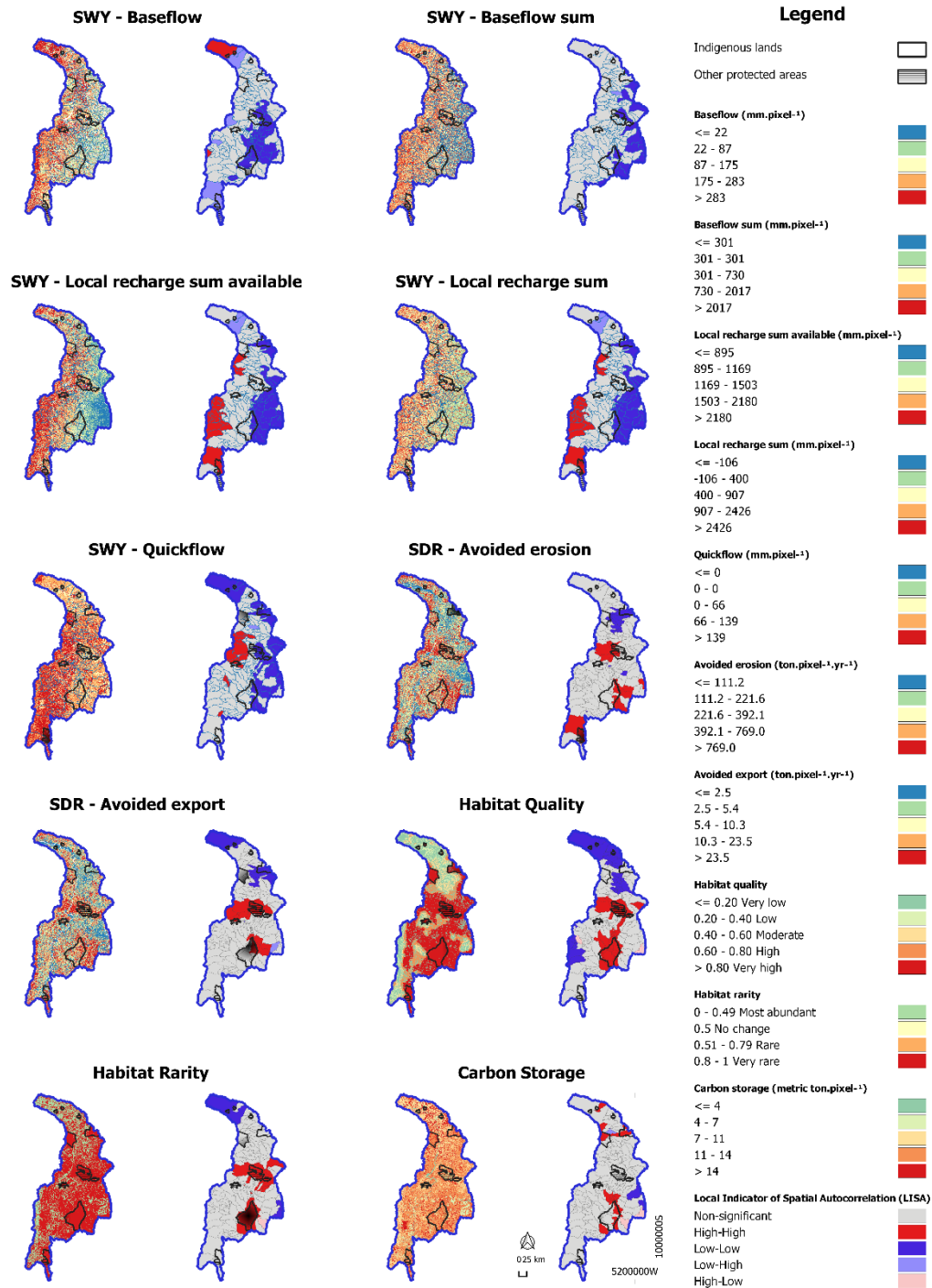


Figura 28. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Médio Tocantins. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.



UPH Alto Juruena

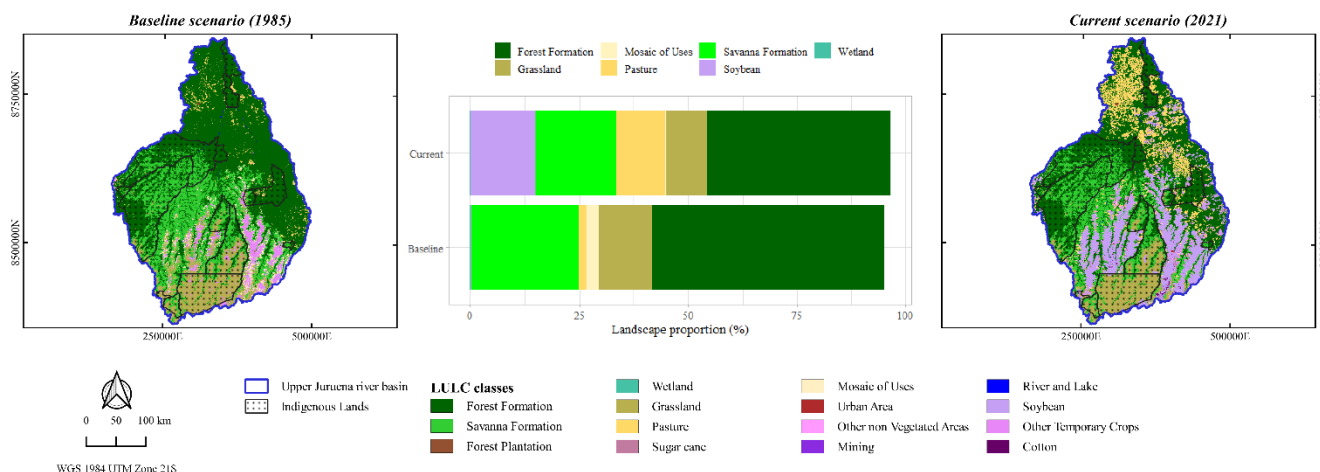


Figura 29. Mudanças no uso e na cobertura da terra na UPH Alto Juruena entre 1985 e 2021.

O cenário de linha de base indica que essa UPH consistia principalmente de florestas (53.43%), savanas (24.7%) e pastagens (12.18%), com apenas 9.13% da área para atividades agrícolas e 0.02% para áreas urbanas (**Figura 29**). Em 36 anos, 20.44% da vegetação nativa foi convertida. Ao norte da bacia, onde predominavam as florestas, houve uma expansão das pastagens (11.16%) e, ao sul, onde predominavam as savanas, os campos e as culturas temporárias, houve uma expansão da monocultura de soja (14.96%). Os demais fragmentos contínuos de floresta, savana e pastagem estão localizados principalmente no interior das TIs.

Para o modelo SWY, o índice LISA indicou *clusters* espaciais para o escoamento de base ($I = 0.29$, $p \leq 0.05$), um com valores altos no centro-leste da UPH e outro com valores baixos no centro-sul, sobrepondo-se às TIs Tirecatina, Paresi, Utariti, Uirapuru, Juininha, Rio Formoso, Ponte de Pedra, Nambikwara e Enawene-nawe (**Figura 30**).

Para o fluxo rápido ($I = 0.37$, $p \leq 0.05$), dois *clusters* com valores altos foram observados em sub-bacias nas porções central e sudeste, sobrepondo-se parcialmente às TIs Utariti, Paresi e Ponte de Pedra. Para a recarga hídrica local ($I = 0.41$, $p \leq 0.05$), dois *clusters* espaciais com valores altos foram detectados em sub-bacias nas porções centro-



oeste e leste da UPH, sobrepondo-se às TIs Nambikwara, Enawene-Nawe, Tirecatinga, Paresi, Utiariti, Irántxe e Manoki (**Figura 30**).

Sub-bacias com valores altos para a retenção local de sedimentos foram identificadas ao norte, sobrepondo-se à TI Japuira ($I = 0.54$, $p \leq 0.05$). Para a exportação evitada de sedimentos, foram indicados valores altos nas sub-bacias ao norte e centro-sul da UPH, sobrepondo-se às TIs Japuira, Nambikwara, Enawene-Nawe, Tirecatinga e Paresi, bem como valores baixos a leste e sudeste, com sobreposição às TIs Manoki e Ponte de Pedra ($I = 0.38$, $p \leq 0.05$) (**Figura 30**).

Para o modelo HQ, foram encontrados clusters de valores altos para a qualidade ($I = 0.64$, $p \leq 0.05$) e raridade de habitat ($I = 0.48$, $p \leq 0.05$) em sub-bacias cujos limites se sobrepõem à TI Japuira, ao norte, às TIs Enawene-Nawe e Nambikwara a oeste e Tirecatinga, Utiariti, Paresi e Juininha ao sul. Áreas degradadas tornaram-se mais frequentes nas regiões noroeste e sudeste da UPH, que apresentaram valores de qualidade de habitat significativamente mais baixos (**Figura 30**).

O modelo CS ($I = 0.57$, $p \leq 0.05$) retornou valores altos nas áreas nordeste e oeste da UPH, em sub-bacias que se sobrepõem às TIs Japuira, Erikpatsá, Enawene-Nawe e Nambikwara. Valores baixos foram observados em sub-bacias ao sul, sobrepostas às TIs Juininha, Paresi, Ponte de Pedra, Tirecatinga, Uirapuru e Utiariti, e à Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Loanda (**Figura 30**). O maior armazenamento de carbono observado na parte norte da UPH, apesar de extensa cobertura por vegetação nativa nas TIs ao sul, deve-se ao fato de que as TIs do sul são predominantemente cobertas por fitofisionomias de savana e campo, enquanto as florestas amazônicas são encontradas ao norte.

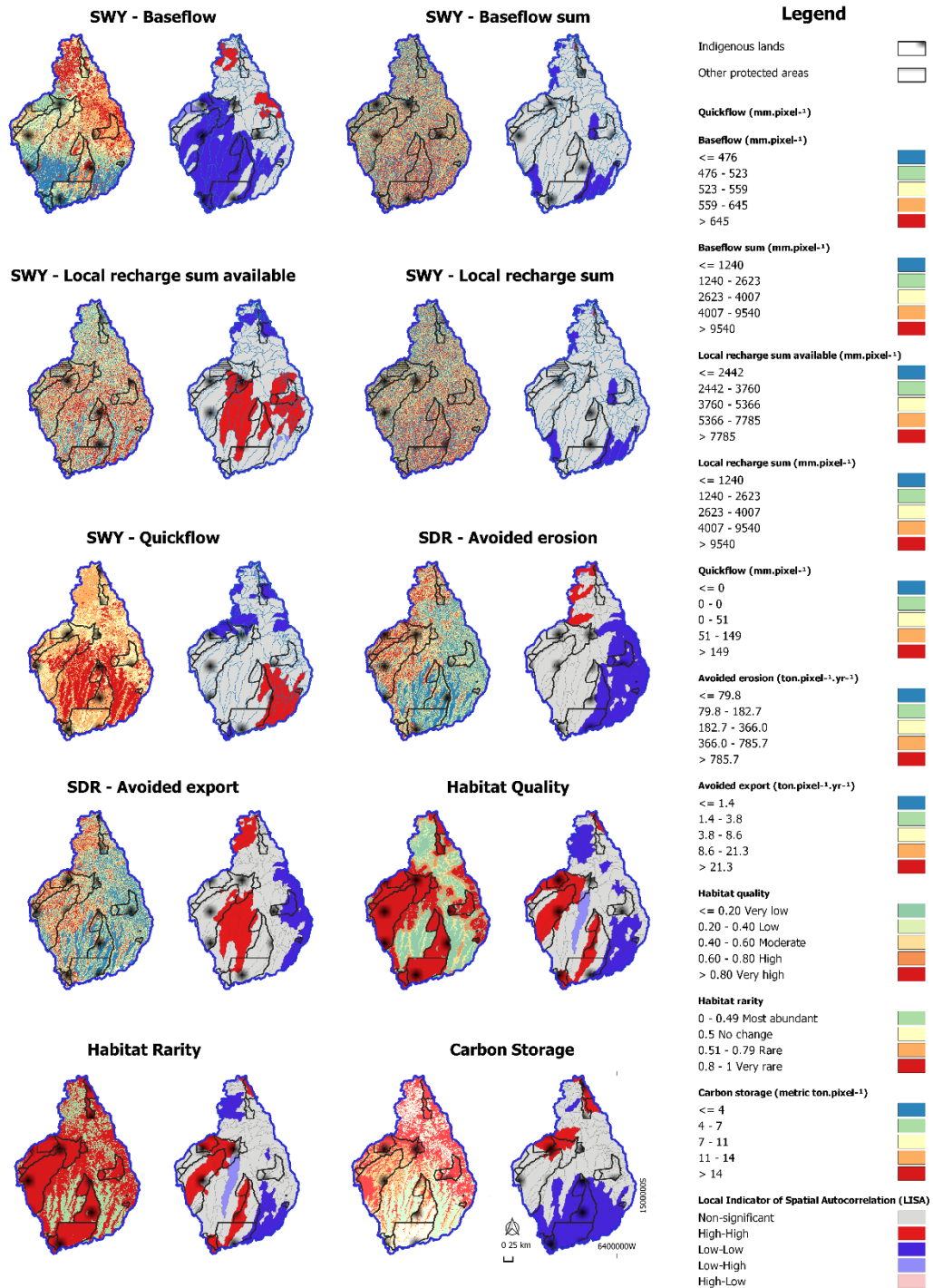


Figura 30. Resultados dos modelos de rendimento hídrico sazonal (SWY), taxa de retenção de sedimentos (SDR), qualidade de habitat (HQ) e armazenamento de carbono (CS) e espacialização por meio dos indicadores locais de autocorrelação espacial (LISA) ($p \leq 0.05$), para cada parâmetro calculado, na UPH Alto Juruena. As áreas azuis e vermelhas (à direita de cada indicador de SE) consistem, respectivamente, em clusters de valores baixos (coldspots) e valores altos (hotspots) em relação às sub-bacias vizinhas.



Visão geral da contribuição das terras indígenas para a manutenção dos serviços ecossistêmicos nas bacias hidrográficas investigadas

Em todas as UPHs, as TIs contribuem para o fornecimento de SE. A contribuição de TIs localizadas em *hotspots* de SE (≥ 5 serviços) é destacada na **Figura 31**: as TIs Caru (7 SE) e Awá (6 SE) na UPH Mearim, a TI Urubu Branco (6 SE) na UPH Médio Araguaia, a TI Kraolândia (5 SE) na UPH Médio Tocantins e as TIs Nambikwara e Paresi (5 ES cada) na UPH Alto Juruena.

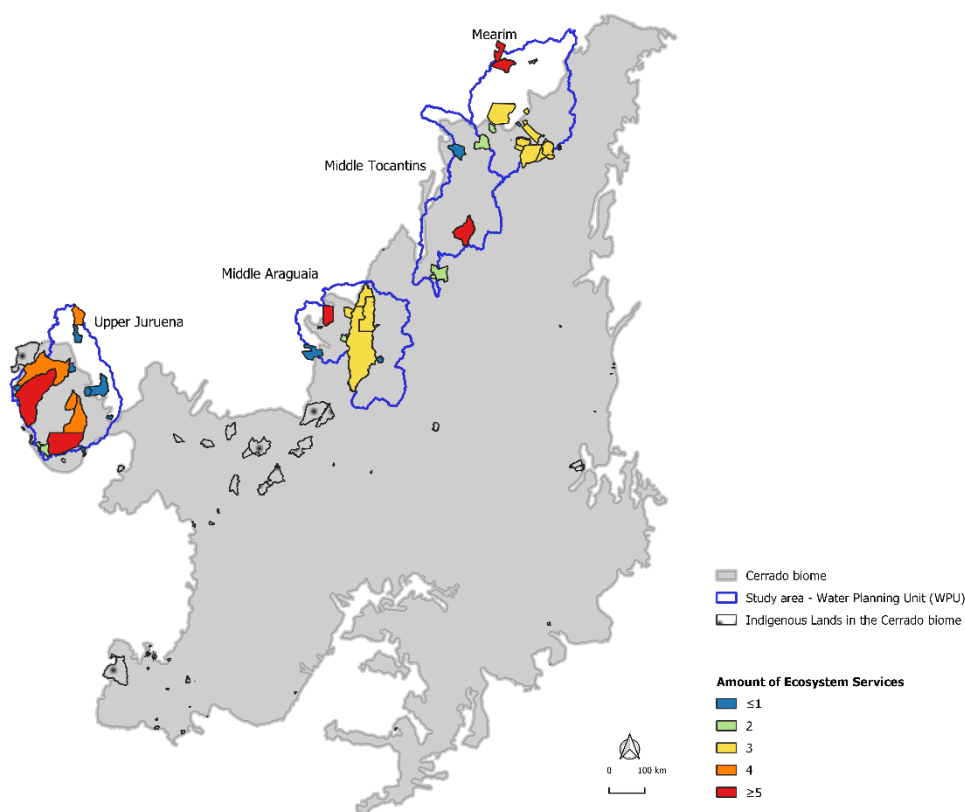


Figura 31. Quantidade de serviços ecossistêmicos fornecidos por TIs nas UPH estudadas.

Verifica-se uma tendência de contribuição mais significativa de TIs para os SE relacionados à biodiversidade - representados pelos indicadores de qualidade e raridade do habitat - e à regulação do clima, conforme indicado pelo armazenamento de carbono, em comparação com sua contribuição para SE hidrológicos, como a regulação do fluxo



hídrico (escoamento subterrâneo, escoamento rápido, recarga local de água), o controle de erosão e a qualidade da água (retenção local de sedimentos e exportação de sedimentos evitada) (**Tabela 7, Figura 32**).

Uma variação considerável na distribuição espacial de *hotspots* para diferentes SE, dentro da mesma UPH, foi observada. TIs que contribuem menos para um SE geralmente desempenham um papel crucial no apoio a outros serviços. Isso ressalta a importância de uma abordagem integrada para o manejo de cada bacia hidrográfica, garantindo que a tomada de decisões reflita toda a gama de contribuições das TIs para os SE, em vez de se concentrar em um único SE isoladamente (**Figura 32**).

Tabela 7. Quantidade de serviços ecossistêmicos fornecidos por Terras Indígenas por Unidade de Planejamento Hídrico (B = fluxo de base ou escoamento de água subterrânea da contribuição local, QF = escoamento rápido, $L_{sum.avail}$ = água disponível para consumo local, AvEro = erosão evitada, AvExp = exportação de sedimentos evitada, HQ = qualidade de habitat, RAR = raridade de habitat, e CS = armazenamento de carbono).

UPH	Quantidade de Terras Indígenas								Percentual de Terras Indígenas (%)								Número de TIs por UPH
	B	QF	$L_{sum.avail}$	AvEro	AvExp	CS	HQ	RAR	B	QF	$L_{sum.avail}$	AvEro	AvExp	CS	HQ	RAR	
Mearim Médio	3	0	3	6	4	16	11	10	0	16	32	21	0	84	58	53	19
Araguaia Médio	0	4	1	1	1	1	9	9	36	9	9	9	36	9	82	82	11
Tocantins	0	0	2	3	1	3	2	1	0	40	60	20	0	60	40	20	5
Alto Juruena	0	4	4	1	5	4	7	7	27	27	7	33	27	27	47	47	15
Total	3	4	10	11	11	24	29	27	-	-	-	-	-	-	-	-	50

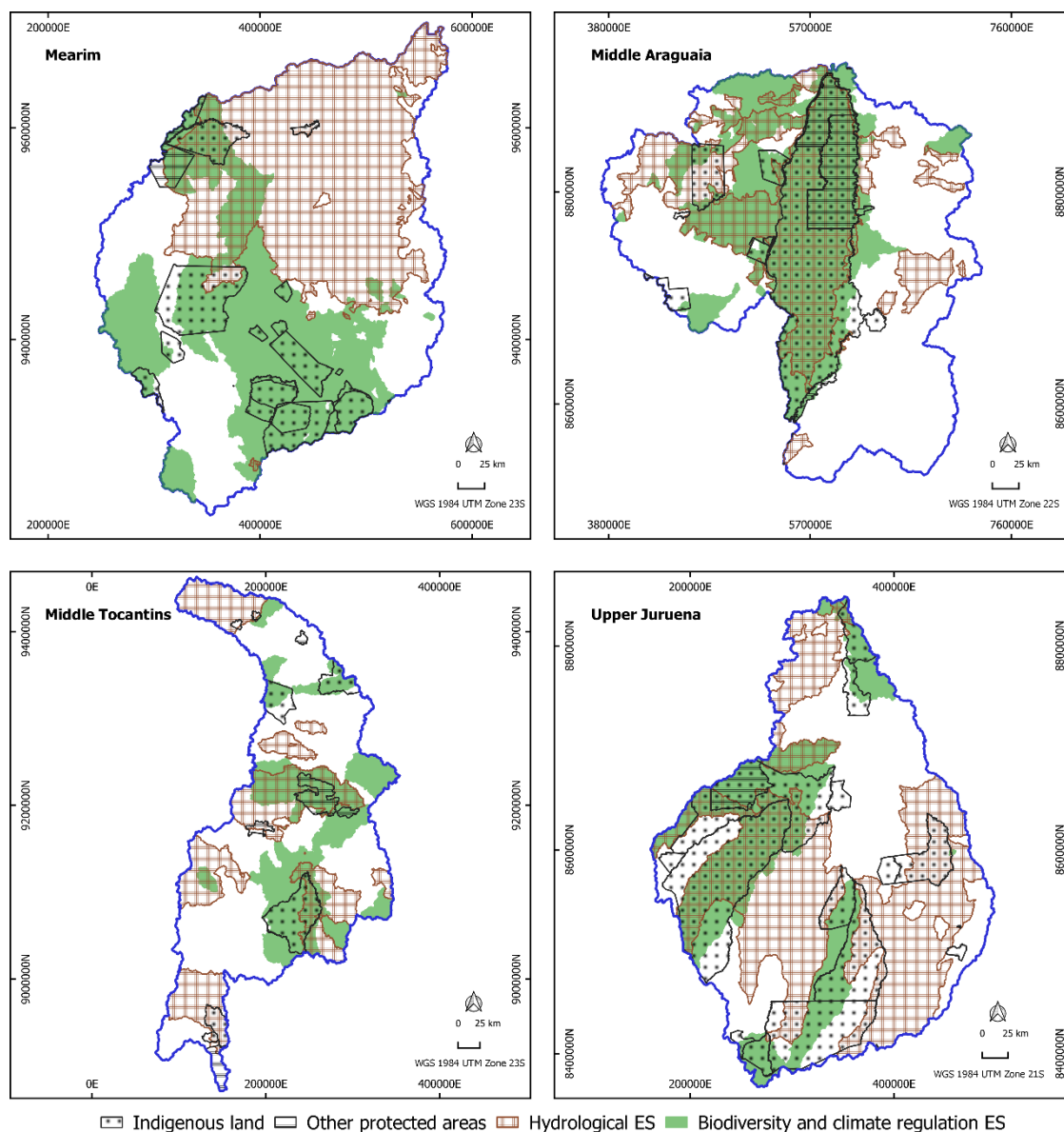


Figura 32. Espacialização de áreas com contribuição significativa para o fornecimento de serviços ecossistêmicos hidrológicos (escoamento superficial anual, escoamento de águas subterrâneas, recarga hídrica local, erosão evitada e exportação de sedimentos evitada) e serviços ecossistêmicos de biodiversidade e regulação climática (qualidade do habitat, raridade do habitat e armazenamento de carbono).



DISCUSSÃO

MODELAGEM DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A espacialização e a análise de autocorrelação espacial das estimativas dos modelos SWY (abastecimento de água e regulação de cheias), SDR (proteção do solo e qualidade dos recursos hídricos), HQ (proxy para biodiversidade, com interface com o uso sustentável de florestas e relações culturais) e CS (regulação do clima) apontam para a limitada sobreposição espacial de SE/NCP nas bacias hidrográficas investigadas. Este achado é consistente com Duarte *et al.* (2016) e Resende *et al.* (2019, 2021) em trabalhos de modelagem de SE no Cerrado. Uma exceção é a sobreposição espacial dos serviços de armazenamento de carbono e qualidade de habitat, que atingiu 69% nas TIs, considerando todas as UPHs.

Mudanças na paisagem relacionadas às modificações antrópicas de uso e cobertura da terra estão entre os principais vetores de alteração das contribuições dos sistemas ecológicos para as sociedades humanas (Wang *et al.*, 2015). Comparando os resultados deste estudo com os obtidos por Resende *et al.* (2021), é possível corroborar a escala espacial adotada neste estudo, que apresentou uma maior porcentagem de TIs sobrepondo *hotspots* de SE (escala de bacia hidrográfica) em relação à porcentagem obtida para o Cerrado como um todo (escala de bioma).

Um exemplo claro é a importância relativa das TIs para o armazenamento de carbono. A porcentagem de carbono armazenado na paisagem, garantida pela existência de territórios indígenas demarcados, foi de 1.3% no bioma Cerrado como um todo, mas nas UPHs individuais variou entre 8.2% e 36.6% em 1985, e entre 8.8% e 41.2% em 2021 (**Tabela S13**). Nas UPHs Mearim e Alto Juruena, onde ocorreram as maiores taxas de conversão de vegetação nativa entre 1985 e 2021, as TIs respondem por 20% e 40% do carbono armazenado na paisagem, respectivamente.

Esses resultados corroboram Carranza *et al.* (2014), que demonstraram que as pressões de conversão da vegetação nativa são menores no interior de TIs no Cerrado, embora nem todas as TIs em cada UPH estejam localizadas em sub-bacias com



contribuição significativa para o armazenamento de carbono. A heterogeneidade da paisagem, de fitofisionomias e ecossistemas (campos, savanas, florestas, áreas alagáveis) pode ser considerada determinante para a magnitude das contribuições de TIs para o armazenamento de carbono. Em todas as bacias hidrográficas, o carbono está concentrado nos compartimentos subterrâneos (raízes e solo), que juntos representam entre 61% e 70% do armazenamento total, destacando a importância de conservar a vegetação nativa e praticar um bom manejo do solo para manter o padrão natural de “floresta invertida” do Cerrado (Durigan *et al.*, 2012, Terra *et al.*, 2023).

Particularmente, o armazenamento de carbono nas TIs localizadas nas porções mais ao norte das UPHs Médio Araguaia e Alto Juruena é significativamente maior devido à presença de cobertura florestal amazônica, em comparação aos ecossistemas de savana e campos predominantes nas TIs do sul. Tal distinção entre TIs ao norte e sul corrobora padrões encontrados outros pesquisadores, que documentaram gradientes semelhantes no armazenamento de carbono e biodiversidade, em regiões dominadas por savanas em relação a áreas com cobertura florestal mais densa (Pontes *et al.*, 2019, Yuan *et al.*, 2024).

Os SE hidrológicos englobam os benefícios para as pessoas produzidos pelos efeitos dos ecossistemas terrestres sobre a água doce (Brauman *et al.*, 2007). Incluem processos hidrológicos como escoamento subterrâneo (*baseflow*), escoamento superficial (*quickflow*) e recarga hídrica local, bem como aqueles relacionados ao controle de erosão.

Para o controle de erosão, 11 TIs estão em áreas que contribuem para evitar a erosão local e a exportação de sedimentos (**Tabela S14, Painel Web - <https://bit.ly/indigenoulands-ES>**). O controle de erosão é influenciado tanto pelas características de LULC quanto pelas características do terreno. Foi encontrada autocorrelação espacial significativa para a elevação do terreno em todas as UPHs, especialmente Mearim, Médio Araguaia e Alto Juruena ($I = 0.87$, $I = 0.67$ e $I = 0.83$, $p < 0.001$, respectivamente), indicando variação significativa no gradiente topográfico. A influência do terreno foi mais evidente para as relações bivariadas entre elevação e *baseflow* no Mearim ($I = -0.59$, $p < 0.001$), elevação e *quickflow* no Médio Araguaia ($I = -0.49$, $p < 0.001$), elevação e erosão evitada localmente no Mearim e Médio Araguaia (I



= 0.79 e $I = 0.49$, $p < 0.001$, respectivamente), e elevação e exportação evitada de sedimentos no Mearim e Médio Araguaia ($I = 0.82$ e $I = 0.56$, $p < 0.001$, respectivamente) (Tabela S12).

Isso é fundamental para discutir a importância ecológica, por exemplo, da planície aluvial do Araguaia, na UPH Médio Araguaia, que ocorre em terras baixas e é coberta predominantemente por ecossistemas aquáticos e áreas úmidas. Devido a tais características, tem baixa capacidade de retenção de sedimentos e baixo armazenamento de carbono terrestre, por um lado, mas possui grande importância para o controle de cheias e alta qualidade de habitat. O Parque Nacional do Araguaia, contíguo à TI Araguaia e sobreposto integralmente às TIs Inãwébohona e Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna, abriga a ilha do Bananal (a maior ilha fluvial do mundo) e é reconhecido pelo Ministério do Meio Ambiente como um Sítio Ramsar (uma área úmida de importância internacional, especialmente como habitat para aves aquáticas).

Nossos resultados indicam que as TIs localizadas no Cerrado e na zona de transição Cerrado-Amazônia contribuem de forma mais proeminente para a manutenção de SE associados à diversidade biológica e regulação climática, sendo moduladas pela influência de diferentes tipos de uso e cobertura da terra e fitofisionomias presentes na paisagem (**Figura 32**). As contribuições de TIs e outras APs para a provisão de SE/NCP associados à biodiversidade são notáveis em todas as UPHs, com sobreposição espacial, em alguns casos, com *hotspots* de SE hidrológicos, como a recarga hídrica local. Para esse parâmetro, relacionado à água disponível localmente para evapotranspiração, algumas TIs se destacam nas UPHs Mearim (Awá, Caru e Rio Pindaré), Médio Araguaia (Urubu Branco), Médio Tocantins (Funil e Xerente) e Alto Juruena (Enawene-Nawe, Manoki e Nambikwara) (Tabela S14, **Painel Web - <https://bit.ly/indigenoulands-ES>**).

Assim, este estudo destaca o papel crítico das TIs na provisão de SE dentro das bacias hidrográficas investigadas, particularmente na manutenção de habitats para a biodiversidade e armazenamento de carbono. Esses resultados são consistentes com pesquisas recentes que indicam que os territórios indígenas, especialmente aqueles com segurança fundiária, são essenciais para reduzir o desmatamento e melhorar a integridade dos ecossistemas naturais (Camino *et al.*, 2023). Além disso, essas áreas servem como



refúgios para a biodiversidade, sendo cruciais, especialmente, em regiões que enfrentam maiores pressões de uso da terra, como a zona de transição Cerrado-Amazônia (Maciel *et al.*, 2021, Sze *et al.*, 2022).

Adicionalmente, ainda que influenciada por características geofísicas (elevação do terreno), a análise indica que as TIs apoiam serviços relacionados à água, como recarga aquífera e controle de erosão, ambos estreitamente ligados aos gradientes topográficos e às características do solo da região (de Oliveira Serrão *et al.*, 2023). Os benefícios combinados desses SE não apenas apoiam as comunidades indígenas, mas também proporcionam contribuições significativas às populações não indígenas circundantes, melhorando os ciclos hidrológicos e reduzindo a degradação do solo (Almada *et al.*, 2024, Grantham, 2022). Esses resultados reafirmam a importância crítica de proteger as TIs como parte de estratégias de conservação mais amplas, que priorizam tanto a biodiversidade quanto a resiliência dos ecossistemas (Estrada *et al.*, 2022).

IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Direitos indígenas sob ameaça: a sustentabilidade dos SE fornecidos pelas TIs depende de salvaguardas territoriais e sociais

Embora as TIs sejam indiscutivelmente vitais para a recarga de água, controle da erosão, habitats para a biodiversidade (incluindo polinizadores cruciais para culturas agrícolas próximas) (Santos & Antonini, 2008) e armazenamento de carbono no Cerrado e transições Cerrado-Amazônia, é importante reconhecer as limitações dos modelos atuais de estimativa de SE. Esses modelos falham em considerar fatores socioambientais específicos dos contextos regionais e locais, especialmente em territórios onde a integridade ambiental está profundamente interligada com a territorialidade e os meios de subsistência indígenas.

Um exemplo consiste no impacto subestimado de barragens e usinas hidrelétricas tanto sobre a biodiversidade quanto sobre populações indígenas. A construção de barragens hidrelétricas no Rio Juruena interrompeu o ritual Yaõkwá do povo Enawene-



nawe, uma prática cultural vital reconhecida como parte do patrimônio brasileiro pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (Iphan) (Gallois & Dal'Bo, 2016, Nahum-Claudel, 2016). Essa interrupção teve impactos culturais e sociais profundos, repercutindo severas consequências epistemológicas e de saúde mental de tais projetos de infraestrutura sobre comunidades tradicionais.

Muitas comunidades indígenas do Cerrado e transição Cerrado-Amazônia enfrentam vulnerabilidades significativas, particularmente insegurança alimentar, insegurança hídrica e crimes ambientais que levam à perda de biodiversidade, incluindo espécies da fauna cinegética cruciais para sua dieta e cultura. Apesar desses desafios, grupos indígenas, como os brigadistas Xerente, Apinayé, Gavião e Krikati, treinados pelo Ibama e pela FUNAI, lutam ativamente contra incêndios florestais em vegetação nativa. Além disso, iniciativas como a Rede de Sementes do Xingu (Santos *et al.*, 2021, Sanches *et al.*, 2021, da Silva Xerente & Oliveira, 2021) estão restaurando a vegetação nativa, e coletivos indígenas como os Guardiões Tenetehara monitoram mudanças territoriais em recursos hídricos, vegetação e fauna. Esses esforços, apoiados por ONGs e ambientalistas, demonstram a liderança indígena na conservação.

No entanto, a implementação da Lei 14.701 (Brasil, 2023), que regula a demarcação de TIs com base na tese do Marco Temporal, pode levar a danos ambientais e socioculturais irreparáveis. Esta lei limita o reconhecimento de TIs a territórios ocupados por povos indígenas em 1988, permitindo o arrendamento de terras por terceiros para monoculturas de gado e soja dentro das TIs, que até agora foram protegidas de grandes conversões de uso da terra. Isso gerou disputas legais entre povos indígenas e grandes produtores rurais, já que a lei ameaça agravar a degradação ambiental em áreas anteriormente protegidas.

A Lei do Marco Temporal tem gerado um debate acirrado entre diferentes segmentos da sociedade brasileira. Lima *et al.* (2024) alertam que o Marco Temporal pode minar as contribuições ecológicas e climáticas das TIs ao restringir os direitos territoriais indígenas. Nesse sentido, Duarte *et al.* (2023) demonstraram que a redução da perda de vegetação natural na Amazônia depende criticamente do reconhecimento legal das TIs.



***Caminhos possíveis para proteger TIs e SE garantidos pelos povos indígenas:
proteger as pessoas para proteger os serviços***

A Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI) do Brasil oferece um caminho alternativo para a gestão ambiental sustentável e socialmente justa das TIs, sendo resultado de um processo participativo que envolveu os povos indígenas desde sua concepção até sua formalização (Brasil, 2012). Desenvolvidos sob o escopo conceitual da PNGATI, os Instrumentos de Gestão Territorial e Ambiental (IGATI) são ferramentas essenciais para integrar o conhecimento ecológico tradicional às práticas formais de gestão de TIs brasileiras, aprimorando assim a provisão de SE. Os IGATI têm grande potencial para fortalecer os direitos indígenas, pois integram o bem-estar sob perspectivas locais indígenas, incorporando gestão ambiental, segurança pública, saúde, educação e geração de renda em uma abordagem holística. No entanto, faltam mecanismos de financiamento e engajamento dos setores de políticas públicas necessários para sua implementação (Miller *et al.*, 2023). Há necessidade de regulamentações que obriguem o Estado brasileiro a incorporar os IGATI aos mecanismos de ordenamento e proteção territorial, garantindo que sejam considerados durante a formulação de metas de planejamento e alocação orçamentária.

Além disso, a integração de estratégias de zoneamento ambiental, conforme proposto por Anjinho *et al.* (2024), poderia aprimorar ainda mais os SE fornecidos pelas TIs. Ao alinhar o planejamento do uso da terra com as prioridades de conservação da biodiversidade, tanto os territórios indígenas quanto a sustentabilidade dos recursos hídricos podem ser protegidos. Beattie *et al.* (2023) apoiam essa proposição, indicando que mesmo em cenários pós-conflito, as terras manejadas por povos indígenas mantêm uma qualidade ambiental superior às áreas não indígenas em *hotspots* de biodiversidade.

Políticas públicas devem alinhar metas de conservação com práticas de uso da terra, conforme destacado por Colman *et al.* (2022), que defendem a priorização da conservação da vegetação nativa no Cerrado. Além disso, Pompeu *et al.* (2024) enfatizam os desafios impostos pela fragmentação e questões fundiárias, que dificultam a conservação biológica dessas regiões críticas. Leis como a Política Nacional de



Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021) têm potencial para fornecer incentivos econômicos às comunidades indígenas, promovendo a colaboração na conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos no bioma (Machado *et al.*, 2024).

Como signatário da Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT) (Brasil, 2019), é essencial enfatizar que o Brasil é obrigado a garantir aos povos indígenas o direito à consulta livre, prévia e informada sobre qualquer projeto ou iniciativa proposta em seus territórios. Isso inclui assegurar que os representantes indígenas estejam envolvidos no desenvolvimento de políticas que impactem seus modos de vida, costumes e tradições, seja de forma positiva ou negativa.

LIMITAÇÕES

Embora este estudo contribua para a compreensão da importância de TIs para a provisão de SE, várias limitações devem ser reconhecidas, especialmente em relação ao uso dos modelos InVEST. Poucos estudos avaliaram rigorosamente o desempenho do InVEST, com a maioria focando em suas capacidades de modelagem hidrológica. Anjinho *et al.* (2022) enfatizaram a importância de testar a sensibilidade dos parâmetros de calibração nesses modelos e comparar seus resultados com observações empíricas. Apontaram que os modelos SWY e SDR possuem bom desempenho na simulação de padrões espaciais de longo prazo, com o modelo SWY mostrando o melhor desempenho na captura da variabilidade espacial e temporal do escoamento anual de água. Nesta direção, Benra *et al.* (2021) e Scordo *et al.* (2018) também relataram um desempenho superior do modelo SWY, particularmente para estimativas de escoamento anual.

No entanto, a despeito dos modelos InVEST fornecerem *insights* valiosos, não consideram totalmente as dinâmicas socioambientais locais que moldam a provisão de SE nas TIs. Como observado por Guimarães *et al.* (2024), os dados ecológicos fragmentados no Brasil muitas vezes não capturam os papéis complexos da gestão das TIs na conservação da biodiversidade e na manutenção dos SE. Para abordar essa lacuna, estudos futuros devem integrar dados locais e explorar como as práticas culturais



influenciam a provisão de SE, oferecendo uma compreensão mais abrangente das contribuições dos sistemas de indígenas de gestão ambiental e territorial.

Outra limitação está no escopo temporal do estudo, que restringe sua capacidade de capturar os impactos de longo prazo das mudanças no uso da terra nos serviços ecossistêmicos. Pontes *et al.* (2019) destacaram a natureza dinâmica do desmatamento e sua ameaça contínua às TIs, chamando atenção para a necessidade de monitoramento contínuo para avaliar as pressões crescentes sobre esses territórios e os ecossistemas mais amplos que sustentam. Incorporar percepções de *stakeholders* locais no processo de avaliação, conforme recomendado por Simões *et al.* (2024), também pode melhorar a precisão e relevância das abordagens de modelagem, garantindo que os modelos reflitam melhor as realidades locais.

Por fim, o foco nas métricas biofísicas dos SE neste estudo exclui as dimensões culturais e espirituais que são centrais para as perspectivas indígenas sobre a gestão de seus territórios. Estrada *et al.* (2022) enfatizaram que os sistemas de conhecimento indígena desempenham um papel crucial não apenas na conservação da biodiversidade, mas também no enfrentamento da crise climática. Portanto, pesquisas futuras devem incorporar esses aspectos culturais para fornecer uma visão mais holística de como as TIs contribuem para a provisão de SE e a sustentabilidade ambiental.

Ojeda *et al.* 2022 realizaram excelente contribuição a este debate ao proporem uma intervenção conceitual ao framework dos SE e das NCP, mediada pelas contribuições recíprocas entre pessoas e natureza. Segundo os autores, contribuições recíprocas *abrangem ações, interações e experiências entre pessoas e outros componentes da natureza (considerando pessoas como parte da natureza) que resultam em contribuições positivas e ciclos de resposta que se acumulam para ambos – direta e indiretamente – em diferentes dimensões e níveis* (Ojeda *et al.* 2022), incluindo valores relacionais, empatia, senso de pertencimento, parentesco, ética, crenças, emoções, trocas, os quais podem apoiar a manutenção de ecossistemas saudáveis e do bem-estar humano.

O conceito das contribuições recíprocas entre pessoas e natureza parece adequar-se mais fidedignamente à realidade das contribuições dos povos indígenas para o bem-estar de seres humanos e outros seres vivos, como proposto no primeiro trabalho



publicado por acadêmicos indígenas na revista *Science* (Levis *et al.* 2024), por meio do qual são apresentados princípios indígenas amazônicos para *indigenizar a ciência ocidental da conservação*, dentre os quais o urgente reconhecimento da existência de redes cosmopolíticas específicas que envolvem relações de parentesco, comunicação, negociação e oferta entre humanos e outros participantes do ecossistema (outros-humanos e outros seres).

CONCLUSÕES

As Terras Indígenas desempenham um papel crucial na conservação de serviços ecossistêmicos essenciais para a biodiversidade e o bem-estar humano, especialmente sob a crescente pressão de expansão da fronteira agropecuária no ecótono Cerrado-Amazônia. Este estudo confirma que as TIs, embora ocupem uma pequena fração do bioma, são áreas estratégicas para a conservação de habitats e o armazenamento de carbono. Ao assegurar a continuidade desses serviços, apoiam tanto a biodiversidade quanto as economias regionais, mantendo ecossistemas que regulam o clima e sustentam atividades agrícolas.

Há uma variação significativa na forma como diferentes SE são distribuídos espacialmente dentro da mesma bacia hidrográfica. Algumas TIs apresentam menor contribuição para determinados serviços, mas desempenham papel fundamental em garantir a provisão de outros. Isso destaca a necessidade de adotar uma abordagem holística na gestão de bacias hidrográficas ou ecorregiões, onde a tomada de decisão considere toda a gama de contribuições das TIs, em vez de enfatizar um único serviço.

A proteção das TIs não é uma questão meramente ambiental. No Brasil envolve, fundamentalmente, questões de justiça social e direitos originários às terras tradicionalmente ocupadas, assegurados aos povos indígenas pela Constituição Federal. Embora esta pesquisa corrobore a importância das Terras Indígenas em diversos aspectos relacionados à sustentabilidade ambiental e econômica, é preciso enfatizar que os mecanismos jurídicos, políticos e institucionais formais de ordenamento territorial devem assegurar, independentemente de contribuições das TIs para outros setores da sociedade,



a segurança da posse da terra e o direito dos povos indígenas ao usufruto exclusivo de seus territórios.

Para além da validação da importância desses territórios e povos sob os arcabouços conceituais de serviços ecossistêmicos ou contribuições da natureza para as pessoas, é urgente incorporar o princípio da reciprocidade e o conceito das contribuições recíprocas entre pessoas e natureza ao fazer da ciência ocidental, como forma de reconhecer adequadamente a agência de povos indígenas sobre o bem-estar de outras coletividades.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas – ANA. Codificação de Bacias Hidrográficas pelo Método de Otto Pfafstetter: Aplicação na Ana. https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/7bb15389-1016-4d5b-9480-5f1acdadd0f5/attachments/Manual_Codificacao_de_Bacias_de_Otto_Pfafstetter.pdf (accessed 02 May 2024)
- Agência Nacional de Águas – ANA (2018). Nota Técnica nº 46/2018/SPR. https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/d1c36d85-a9d5-4f6a-85f7-71c2dc801a67/attachments/NOTA_TECNICA_46_2018_SPR.pdf (accessed 01 August 2022)
- Agudelo, C. A. R., Bustos, S. L. H., & Moreno, C. A. P. (2020). Modeling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. In *Ecological Modelling* (Vol. 429). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109103>
- Alencar, A., Z. Shimbo, J., Lenti, F., Balzani Marques, C., Zimbres, B., Rosa, M., ... & Barroso, M. (2020). Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the google earth engine platform. *Remote Sensing*, 12(6), 924. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- Almada, H. K., Macedo, M. N., Lenza, E., Maracahipes, L., & Silvério, D. V. (2024). Indigenous lands and conservation units slow down non-GHG climate change in the Cerrado-Amazon ecotone. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(2), 177-185. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.03.002>



- Anjinho, P. D. S., Barbosa, M. A. G. A., & Mauad, F. F. (2022). Evaluation of InVEST's water ecosystem service models in a Brazilian Subtropical Basin. *Water*, 14(10), 1559. <https://doi.org/10.3390/w14101559>
- Anjinho, P. D. S., Barbosa, M. A. G. A., Peponi, A., Duarte, G., Branco, P., Ferreira, M. T., & Mauad, F. F. (2024). Enhancing Water Ecosystem Services Using Environmental Zoning in Land Use Planning. *Sustainability*, 16(11), 4803. <https://doi.org/10.3390/su16114803>
- Anselin, L. 1995. Local Indicators of Spatial Association — LISA. *Geographical Analysis* 27: 93–115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Anselin, L. (1996). The Moran Scatterplot as an ESDA Tool to Assess Local Instability in Spatial Association. In *Spatial Analytical Perspectives on GIS in Environmental and Socio-Economic Sciences*, edited by Manfred Fischer, Henk Scholten, and David Unwin, 111–25. London: Taylor; Francis.
- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2010). GeoDa: an introduction to spatial data analysis. In *Handbook of applied spatial analysis* (pp. 73-89). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Beattie, M., Fa, J. E., Leiper, I., Fernández-Llamazares, Á., Zander, K. K., & Garnett, S. T. (2023). Even after armed conflict, the environmental quality of Indigenous Peoples' lands in biodiversity hotspots surpasses that of non-Indigenous lands. *Biological Conservation*, 286, 110288. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110288>
- Benra, F., De Frutos, A., Gaglio, M., Álvarez-Garretón, C., Felipe-Lucia, M., & Bonn, A. (2021). Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. *Environmental Modelling & Software*, 138, 104982. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104982>
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena* 75, 268–277. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. eo, & Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67–98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Brasil (1997). Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm (accessed 02 May 2024)
- Brasil (2000). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm (acessado em 02 May 2024)



- Brasil (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de Proteção da Vegetação Nativa. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm (acessado em 02 May 2024)
- Brasil (2012). Decreto 7.747, de 05 de junho de 2012. Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7747.htm (acessado em 02 May 2024)
- Brasil (2019). Decreto nº 10.088, de 05 de novembro de 2019. Consolida atos normativos editados pelo Poder Executivo Federal que dispõem sobre a promulgação de convenções e recomendações da Organização Internacional do Trabalho - OIT ratificadas pela República Federativa do Brasil. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2019/Decreto/D10088.htm#art5 (acessado em 03 May 2024)
- Brasil (2021). Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/114119.htm (acessado em 02 May 2024)
- Brasil (2023). Lei nº 14.701, de 20 de outubro de 2023. Regulamenta o art. 231 da Constituição Federal. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/L14701.htm (acessado em 02 May 2024)
- Burkhard, B., Petrosillo, I., & Costanza, R. (2010). Ecosystem services-Bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological complexity*, 7(3), 257-259.
- Camino, M., Aceves, P. A. V., Alvarez, A., Chianetta, P., de la Cruz, L. M., Alonzo, K., ... & Cortez, S. (2023). Indigenous Lands with secure land-tenure can reduce forest-loss in deforestation hotspots. *Global Environmental Change*, 81, 102678. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102678>
- Carranza, T., Balmford, A., Kapos, V. and Manica, A. (2014). Protected Area Effectiveness in Reducing Conversion in a Rapidly Vanishing Ecosystem: The Brazilian Cerrado. *Conservation Letters* 7 (3): 216–23. <https://doi.org/10.1111/conl.12049>
- Colman, C. B., Guerra, A., de Oliveira Roque, F., Rosa, I. M., & de Oliveira, P. T. S. (2022). Identifying priority regions and territorial planning strategies for conserving native vegetation in the Cerrado (Brasil) under different scenarios of land use changes. *Science of the Total Environment*, 807, 150998. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150998>
- Chu, L., Sun, T., Wang, T., Li, Z., & Cai, C. (2018). Evolution and prediction of landscape pattern and habitat quality based on CA-Markov and InVEST model in Hubei section of Three Gorges Reservoir Area (TGRA). *Sustainability*, 10(11), 3854. <https://doi.org/10.3390/su10113854>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farbek, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonkk, P., van den Belt, M. (1997). The value



of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Cunha, M. C. D., Magalhães, S. B., & Adams, C. (2022). Povos tradicionais e biodiversidade no Brasil: contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças. São Paulo: SBPC. <http://portal.sbpcnet.org.br/publicacoes/povos-tradicionais-e-biodiversidade-no-brasil/> (acessado em 02 May 2024)

da Silva, A. M., Alvares, C., & Watanabe, C. (2011). Natural potential for erosion for Brazilian territory. *Soil erosion studies*, 3-24. https://cdn.intechopen.com/pdfs/23108/InTech-Natural_potential_for_erosion_for_Brazilian_territory.pdf (acessado em 02 May 2024)

da Silva Xerente, P. P. G., & de Oliveira, R. C. S. (2021). Abordagem Indígena sobre manejo integrado do fogo em terras indígenas no Estado do Tocantins–Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 11(2), 67-74. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i2.1719>

de Castro, L. R., Dias, T. A. B., & Júnior, A. F. C. (2017). A organização espacial das aldeias existentes no Território Indígena Krahô (TO) e suas relações com os fatores estruturais e funcionais da paisagem. *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto -SBSR*. <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2017/10.23.19.32.51/doc/60082.pdf> (acessado em 02 May 2024)

de Oliveira Serrão, E. A., Pontes, P. R. M., Cavalcante, R. B. L., Xavier, A. C. F., Ferreira, T. R., & de Bodas Terassi, P. M. (2023). Hydrological processes in a watershed on the transition from Amazon to Cerrado in Brasil. *Journal of South American Earth Sciences*, 129, 104507. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104507>

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... & Bartuska, A. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

Duarte, G. T., Ribeiro, M. C., & Paglia, A. P. (2016). Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PloS one*, 11(5), e0154573. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>

Duarte, D. P., Peres, C. A., Perdomo, E. F. C., Guizar-Coutiño, A., & Nelson, B. W. (2023). Reducing natural vegetation loss in Amazonia critically depends on the formal recognition of indigenous lands. *Biological Conservation*, 279, 109936. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109936>



- Durigan, G., Melo, A.C.G., Brewer, J.S. (2012). The root to shoot ratio of trees from open- and closed-canopy cerrado in South-Eastern Brasil. *Plant Ecol. Divers.* 5, 333–343. <https://doi.org/10.1080/17550874.2012.691564>
- Estrada, A., Garber, P. A., Gouveia, S., Fernández-Llamazares, Á., Ascensão, F., Fuentes, A., ... & Volampeno, S. (2022). Global importance of Indigenous Peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. *Science advances*, 8(31), eabn2927. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abn2927>
- Ferreira, L. S., & Santos, A. G. (2021). Hydrological dynamics of the Upper Juruena River Basin. *Journal of Amazonian Studies*, 23(4), 45-60.
- Franco, A. C. & Haridasan, M. (2008). Cerrado. In *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. Eolss Publishers, Oxford, UK. <http://www.eolss.net/sample-chapters/c20/e6-142-tb-15.pdf>
- Gallois, D. T., Klein, T., & Dal'Bo, T. L. (2016). Indigenous Peoples, Multicultural Policies and Rights Grounded in Cultural Difference. *Revista de Cultura e Extensão USP*, 15, 31-48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.010>
- Garcia, A. S., Sawakuchi, H. O., Ferreira, M. E., and Ballester, M. V. R. (2017). Landscape Changes in a Neotropical Forest-Savanna Ecotone Zone in Central Brasil: The Role of Protected Areas in the Maintenance of Native Vegetation. *Journal of Environmental Management* 187: 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.010>
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C. J., ... & Collier, N. F. (2018). A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7), 369. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9060.v15i0p31-48>
- Getis, A., & Ord, J. K. (1992). The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical analysis*, 24(3), 189-206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>
- Gianuca, K., Silva, T., & Asmus, M. (2024). Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brasil. *Ecological Modelling*, 492. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723>
- Grantham, H. S. (2022). Forest conservation: Importance of Indigenous lands. *Current Biology*, 32(22), R1274-R1276. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.10.026>
- Guimaraes, A. F., Querido, L. C. A., Rocha, T., Rodrigues, D. J., Viana, P. L., Bergallo, H. G., ... & Dala-Corte, R. B. (2024). Disentangling the veil line for Brazilian biodiversity: An overview from two long-term research programs reveals huge gaps in ecological data reporting. *Science of The Total Environment*, 174880. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174880>



- Guswa, A. J., Hamel, P., & Meyer, K. (2018). Curve number approach to estimate monthly and annual direct runoff. *Journal of Hydrologic Engineering*, 23(2). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0001606](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0001606)
- Hall, L.S., Krausman, P.R. and Morrison, M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1):173-182. <https://www.jstor.org/stable/3783301>
- Instituto Cerrados (2021). Mapeamento de comunidades tradicionais. <https://cerrados.org/povosdocerrado> (acessado em 02 May 2024)
- Jabur, C. (2021). Una política «a medio camino». Reflexiones sobre la política para pueblos indígenas de contacto reciente en Brasil. *Anthropologica*, 39(47), 413-445. <https://doi.org/10.18800/anthropologica.202102.016>
- Kija, H. K., Ogutu, J. O., Mangewa, L. J., Bukombe, J., Verones, F., Graae, B. J., ... & Nzunda, E. F. (2020). Spatio-temporal changes in wildlife habitat quality in the greater Serengeti ecosystem. *Sustainability*, 12(6), 2440. <https://doi.org/10.3390/su12062440>
- Köppen, W., & Geiger, R. (1928). *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes.
- Joly C.A.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Agostinho A.A.; Marques A.C.; Amaral A.G.; Cervone C.O.F.O.; Adams C.; Baccaro F.B.; Sparovek G.; Overbeck G.E.; Espindola G.M.; Vieira I. C.G.; Metzger J.P.; Sabino J.; Farinaci J.S.; Queiroz L.P.; Gomes L.C.; da Cunha M.M.C.; Piedade M.T.F.; Bustamante M.M.C.; May P.; Fearnside P.; Prado R.B.; Loyola R.D. Capítulo 1: Apresentando o Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351. https://www.bpbes.net.br/wp-content/uploads/2019/09/BPBES_Completo_VF-1.pdf
- Lima, D. J., Silva, P., & Júnior, P. D. M. (2024). Evaluating the ecological and climate contributions of indigenous lands under the Marco Temporal law in Brasil. *Biological Conservation*, 297, 110739. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110739>
- Liu, Y., Fu, B., Wang, S., Rhodes, J. R., Li, Y., Zhao, W., ... & Wang, C. (2023). Global assessment of nature's contributions to people. *Science Bulletin*, 68(4), 424-435. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2023.01.027>
- Machado, R. B., Aguiar, L. M., & Bustamante, M. M. (2024). Why is it so easy to undergo devegetation in the Brazilian Cerrado?. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.08.003>
- Maciel, E. A., Oliveira-Filho, A. T., Sobral-Souza, T. S., Marimon, B. S., Cupertino-Eisenlohr, M. A., José-Silva, L., & Eisenlohr, P. V. (2021). Climate change forecasts suggest that the



conservation area network in the Cerrado-Amazon transition zone needs to be expanded. *Acta Oecologica*, 112, 103764. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103764>

Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2020). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and conservation*, 29, 1501-1517. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-019-01720-z>

Mendonça, A. P., *et al.* (2020). Climate impacts on hydrology and land use in the Mearim River Basin. *Hydrological Processes*, 34(7), 1024-1037.

Mishra, S. K., & Singh, V. (2003). Soil conservation service curve number (SCS-CN) methodology (Vol. 42). Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.3390/books978-3-0365-0821->

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

Miller, R., Camargo, R. F., Santander, J. E., Wagner, F. (2023). Planos de Gestão Territorial e Ambiental em terras indígenas do Brasil. Estratégias para apoiar o bem-viver, culturas, florestas e paisagens sustentáveis. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). https://cooperacaobrasil-alemanha.com/Indigenas/PGTAs_Terras_Indigenas_BR.pdf

Moraes, M. E. B. D., & Lorandi, R. (2016). Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas. Editus. <https://doi.org/10.7476/9788574554433>

Moran, Patrick A. P. (1948). The Interpretation of Statistical Maps. *Journal of the Royal Statistical Society, B* 10: 243–51. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1948.tb00012.x>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Nahum-Claudiel, C. (2016). The to and fro of documents: vying for recognition in Enawene-nawe dealings with the Brazilian state. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*, 21(3), 478-496. <https://doi.org/10.1111/jlca.12144>

Nogueira, E. M., Fearnside, P. M., Nelson, B. W., & França, M. B. (2007). Wood density in forests of Brasil's ‘arc of deforestation’: Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest ecology and management*, 248(3), 119-135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>

Nogueira, E. M., Nelson, B. W., Fearnside, P. M., França, M. B., Oliveira, A. C. A. (2008). Tree height in Brasil’s ‘arc of deforestation’: shorter trees in south and southwest Amazonia



imply lower biomass. For Ecol Manage 255:2963–2972.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.002>

NRCS, U. (2004). National engineering handbook: Part 630—hydrology. USDA Soil Conservation Service: Washington, DC, USA, 11-5.
<https://www.hydrocad.net/neh/630contents.htm> (acessado em 05 Mar 2023)

Ochoa, V., & Urbina-Cardona, N. (2017). Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. In *Ecosystem Services* (Vol. 26, pp. 155–169). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011>

Ojeda, J., Salomon, A. K., Rowe, J. K., & Ban, N. C. (2022). Reciprocal contributions between people and nature: a conceptual intervention. *BioScience*, 72(10), 952-962.

Pires, J. M., *et al.* (2017). Topographic and climatic influences on the Middle Araguaia River. *Cerrado Water Journal*, 15(2), 55-63.

Pires, A. P. F., Farjalla, V. F., Faria, B. M., Rodriguez, D. A., Gomes, E. A. T., Santos, E. C., ... & RIBEIRO, M. (2019). Relatório Temático Água: biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano no Brasil. Editora Cubo, São Carlos, 1-20.
https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2018/11/BPBES-2020-Relat%C3%B3rio-Tem%C3%A1tico-_%C3%81gua.pdf

Pires, A. P., Padgurschi, M. C., de Castro, P. D., Scarano, F. R., Strassburg, B., Joly, C. A., ... & de Groot, R. (2020). Ecosystem services or nature's contributions? Reasons behind different interpretations in Latin America. *Ecosystem Services*, 42, 101070.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101070>

Pompeu, J., Assis, T. O., & Ometto, J. P. (2024). Landscape changes in the Cerrado: Challenges of land clearing, fragmentation and land tenure for biological conservation. *Science of The Total Environment*, 906, 167581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167581>

Pontes, P. R., Cavalcante, R. B., Sahoo, P. K., da Silva Júnior, R. O., da Silva, M. S., Dall'Agnol, R., & Siqueira, J. O. (2019). The role of protected and deforested areas in the hydrological processes of Itacaiúnas River Basin, eastern Amazonia. *Journal of environmental management*, 235, 489-499. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.090>

Posner, S., Verutes, G., Koh, I., Denu, D., & Ricketts, T. (2016). Global use of ecosystem service models. *Ecosystem Services*, 17, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.003>

Projeto MapBiomass – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit (acessado em 05 Mar 2023)

Resende, Fernando M., Jérôme Cimon-Morin, Monique Poulin, Leila Meyer, and Rafael Loyola. 2019. “Consequences of Delaying Actions for Safeguarding Ecosystem Services in the



Brasilian Cerrado.” *Biological Conservation* 234 (March): 90–99.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>

Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., Joner, D. C., & Loyola, R. (2021). The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosystem Services*, 49, 101282.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>

Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.
<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/554094>

Sanches, R. A., Futemma, C. R. T., & Alves, H. Q. (2021). Indigenous territories and governance of forest restoration in the Xingu River (Brasil). *Land Use Policy*, 104, 104755.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104755>

Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M., Bezerra, A. S., ... & Bolfe, E. L. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of environmental management*, 232, 818-828. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>

Santos, G. M. D., & Antonini, Y. (2008). The traditional knowledge on stingless bees (Apidae: Meliponina) used by the Enawene-Nawe tribe in western Brasil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 4, 1-9. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-4-19>

Santos, F. L., Nogueira, J., Souza, R. A. D., Falleiro, R. M., Schmidt, I. B., & Libonati, R. (2021). Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the Brazilian savanna. *Fire*, 4(3), 56. <https://doi.org/10.3390/fire4030056>

Scordo, F., Lavender, T. M., Seitz, C., Perillo, V. L., Rusak, J. A., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. (2018). Modeling water yield: assessing the role of site and region-specific attributes in determining model performance of the InVEST seasonal water yield model. *Water*, 10(11), 1496. <https://doi.org/10.3390/w10111496>

Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., Griffin, R., Guannel, G., Guerry, A., Johnson, J., Hamel, P., Kennedy, C., Kim, C.K., Lacayo, M., Lonsdorf, E., Mandle, L., Rogers, L., Silver, J., Toft, J., Verutes, G., Vogl, A. L., Wood, S., and Wyatt, K. (2020). InVEST 3.8.9.post13+ug.ga74679f User’s Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.32693.78567>

Shoyama, K., Kamiyama, C., Morimoto, J., Ooba, M., & Okuro, T. (2017). A review of modeling approaches for ecosystem services assessment in the Asian region. *Ecosystem Services*, 26, 316–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.013>



- Simões, Gabriela dos Santos and Sousa Junior, Wilson Cabral de and Sinisgalli, Paulo A. and Arraut, Eduardo Moraes and Assing, Andrea Castelo Branco Brasile and Guidolini, Janaína Ferreira and Souzah, Paula Aparecida de, Assessing Habitat Quality: Landscape Analysis Approach in Brasil Environmental Protection Area Utilizing Invest Habitat Quality Model and Local Stakeholders' Perception. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4854207>
- Silva, M. A., *et al.* (2019). Hydropower and environmental management in the Middle Tocantins Basin. *Brasilian Water Resources Review*, 34(3), 210-223.
- Silva, R. M., *et al.* (2020). Hydropower potential and environmental considerations in the Upper Juruena Basin. *Energy and Environment Review*, 42(2), 130-145.
- Souza, F. A., & Pereira, R. T. (2018). Seasonal dynamics of the Mearim River Basin. *Environmental Monitoring Journal*, 11(1), 79-85.
- Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F., ... & Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Strassburg, B. B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 0099. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1: 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Silverman, B. W. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Nova York: Chapman and Hall, 1986. <https://ned.ipac.caltech.edu/level5/March02/Silverman/paper.pdf>
- Sze, J. S., Childs, D. Z., Carrasco, L. R., & Edwards, D. P. (2022). Indigenous lands in protected areas have high forest integrity across the tropics. *Current Biology*, 32(22), 4949-4956. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.09.040>
- Terra, M. C., Nunes, M. H., Souza, C. R., Ferreira, G. W., do Prado-Junior, J. A., Rezende, V. L., ... & de Mello, J. M. (2023). The inverted forest: Aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. *Science of The Total Environment*, 867, 161320. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161320>
- Tobler, W. R. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic geography*, 46(sup1), 234-240. <https://doi.org/10.2307/143141>
- Vaz, A. (2011). Isolados no Brasil: política de estado: da tutela para a política de direitos - uma questão resolvida?. IWGIA, Grupo Internacional de Trabalho sobre Assuntos Indígenas. https://www.iwgia.org/images/publications/0506_informe_10.pdf



- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., Mcinnes, J., Roberts, A.M. (2012). Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology* 138, 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
- Wolf, M. M., Kuplich, T. M., & Gonçalves, A. S. (2019). Serviços ecossistêmicos na APA Ibirapuitã, Rio Grande do Sul. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos–SP, Brasil, 3-112. <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2019/10.01.16.49/doc/thisInformationIte mHomePage.html>
- Yuan, R., Zhang, N., & Zhang, Q. (2024). The impact of habitat loss and fragmentation on biodiversity in global protected areas. *Science of The Total Environment*, 931, 173004. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173004>
- Wolowski, M., Agostini, K., Rech, A. R., Varassin, I. G., Maués, M., Freitas, L., ... & Saraiva, A. M. (2019). Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil. Espírito Santo: REBIPP. https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2019/03/BPBES_CompletoPolinizacao-2.pdf
- Zhao, M., Tian, Y., Dong, N., Hu, Y., Tian, G., & Lei, Y. (2022). Spatial and temporal dynamics of habitat quality in response to socioeconomic and landscape patterns in the context of urbanization: A case in Zhengzhou City, China. *Nature Conservation*, 48, 185-212. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.48.85179>
- Zimbres, B., Rodriguez-Veiga, P., Shimbo, J. Z., da Conceição Bispo, P., Balzter, H., Bustamante, M., ... & Alencar, A. (2021). Mapping the stock and spatial distribution of aboveground woody biomass in the native vegetation of the Brazilian Cerrado biome. *Forest Ecology and Management*, 499, 119615. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119615>



CONSIDERAÇÕES FINAIS

As escolhas metodológicas realizadas nesta tese foram alinhadas às expectativas de aprendizado de conceitos e ferramentas de análise geoespacial, ciência e visualização de dados, para disponibilização dos resultados em formato atrativo para novos esforços de estimação de serviços ecossistêmicos (SE), com vistas à proteção dos sistemas ecológicos e das pessoas, em suas diversidades.

Dois estudos complementares foram desenvolvidos, os quais, em conjunto, fornecem um panorama abrangente sobre a quantificação de serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH) e a importância das Terras Indígenas (TIs) na provisão de SEH no ecótono Cerrado-Amazônia, bem como SE associados à biodiversidade e à regulação do clima.

O primeiro estudo apresentou um inventário de metodologias, modelos e indicadores de SEH utilizados globalmente, destacando a necessidade de ampliar o conhecimento sobre o estado, fluxo e interações entre os serviços ecossistêmicos, especialmente no contexto das mudanças climáticas e da governança hídrica. Os painéis interativos desenvolvidos oferecem uma ferramenta acessível e dinâmica para outros pesquisadores e gestores, que podem consultar metodologias quantitativas e qualitativas de maneira eficiente. Ainda que o volume de publicações tenha aumentado significativamente nos últimos 10 anos, a pesquisa revelou lacunas importantes, como a necessidade urgente de expandir a cobertura territorial dos estudos e de integrar avaliações de cenários como suporte à tomada de decisões.

O segundo estudo, focado nas TIs, revelou que, embora essas áreas cubram apenas 4% do bioma Cerrado, são essenciais para a provisão de SE, especialmente os relacionados à biodiversidade e regulação do clima. As TIs desempenham um papel crítico na oferta de habitats de qualidade para a fauna e flora, além de contribuírem significativamente para o armazenamento de carbono terrestre. A estimativa da contribuição das TIs em escala de bacias hidrográficas reforçou a relevância dessas áreas para as economias regionais e destacou a importância de políticas que reconheçam o papel dos povos indígenas na conservação da biodiversidade e dos SE. Esse reconhecimento



deve vir acompanhado de mecanismos como o pagamento por serviços ambientais, respeitando os direitos territoriais e culturais indígenas e promovendo o bem-viver em suas comunidades.

Não obstante, o aprimoramento das estratégias de mitigação e adaptação à mudança do clima, de conservação da biodiversidade, dos ecossistemas e contribuições associadas ao bem-estar humano, não pode ser feito de forma desacoplada da discussão sobre concentração de riqueza e terras nas mãos de poucos, que culmina no esbulho territorial das populações rurais, incluindo comunidades indígenas e tradicionais não apenas no Cerrado, mas nos países do Sul Global.

Na disputa política envolvendo a demarcação de TIs no Brasil, grandes proprietários de terra, principalmente envolvidos na produção de *commodities* agrícolas, afirmam que há terras demais reservadas para pequenos grupos de indígenas. Essa visão, cristalizada na tese do Marco Temporal, ignora o papel que esses territórios desempenham na proteção das funções dos ecossistemas que contribuem para a continuidade das economias agrícolas regionais. A inclusão das comunidades indígenas como detentoras de conhecimentos tradicionais associados à biodiversidade e ao manejo sustentável dos ecossistemas não deve ser negligenciada nas políticas de conservação da natureza que incorporam a quantificação dos SE como estratégia para garantir o bem-estar humano e as economias.

Esta pesquisa corrobora, portanto, a urgência de expandir a proteção legal do Cerrado e de suas populações tradicionais. A ampliação do percentual de reserva legal no bioma, a criação de novas áreas protegidas, a conclusão dos processos demarcatórios pendentes das TIs e a proteção contínua dessas áreas constituem estratégias complementares e essenciais para a resiliência do Cerrado. É igualmente essencial o desenvolvimento de mecanismos de financiamento para implementação de instrumentos de gestão territorial e ambiental de TIs (IGATIs), que assegurem o bem-estar das populações indígenas e fortaleçam suas capacidades de proteger a biodiversidade e os SE, considerando as pressões sociais e econômicas que ameaçam seus territórios e culturas.

Os dois artigos que compõem esta tese convergem para a conclusão de que a proteção dos SE e das TIs não é apenas uma questão ecológica, mas também de justiça



social e ambiental. As políticas públicas futuras devem ser baseadas em dados concretos e integradas ao conhecimento tradicional indígena, para garantir que tanto os ecossistemas quanto as comunidades humanas possam prosperar em um contexto de crescentes desafios climáticos e socioambientais.



MATERIAL SUPLEMENTAR – CAPÍTULO 2

The importance of indigenous territories for the provision of ecosystem services in the Brazilian Cerrado and the Cerrado-Amazon Transition
Supplementary Material

Table S1. Demographic data of the indigenous lands (ILs) covered by the study, including indigenous peoples, land tenure situation of IL, population by IL, demographic density by IL, municipalities, federative units, total area of IL (km²), and level of threat to the IL in relation to the temporal milestone thesis, which is in dispute in the Brazilian Federal Supreme Court. MA = Maranhão; MT = Mato Grosso; TO = Tocantins.

Water planning unit	Indigenous lands data									
	IL name	Indigenous peoples	Land tenure situation	Last demarcation act	Temporal milestone	Population	Population density	Municipalities	Federative unit	IL area (km ²)
Mearim	Caru	Tenetehara	Regularized	1982	Low threat	400	0.23	Bom Jardim	MA	1726.67
Mearim	Awa	Awa Guajá	Regularized	2008	Medium threat	42	0.04	Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Zé Doca, São João do Carú	MA	1165.83
Middle Araguaia	Urubu Branco	Tapirapé	Regularized	1998	Medium threat	583	0.35	Luciara, Confresa, Porto Alegre do Norte	MT	1675.33
Middle Tocantins	Kraolandia	Krahô	Regularized	1990	Medium threat	2992	0.99	Goiatins, Itacajá	TO	3025.33
Upper Juruena	Enawenê-Nawê	Enawenê-Nawê	Regularized	1996	Medium threat	737	0.10	Comodoro, Sapezal, Juína	MT	7420.89
Upper Juruena	Nambikwara	Nambikwára	Regularized	1990	Medium threat	476	0.05	Comodoro	MT	10119.61
Upper Juruena	Japuíra	Rikbaktsa	Regularized	1991	Medium threat	357	0.23	Juara	MT	1525.10
Upper Juruena	Paresi	Paresí	Regularized	1991	Medium threat	919	0.16	Tangará da Serra	MT	5635.87
Mearim	Arariboia	Tenetehara, Awa Gajá	Regularized	1990	Medium threat	5317	1.29	Arame, Buriticupu, Amarante do Maranhão, Bom Jesus das Selvas, Santa Luzia, Grajaú	MA	4132.88

Water planning unit	Indigenous lands data									
	IL name	Indigenous peoples	Land tenure situation	Last demarcation act	Temporal milestone	Population	Population density	Municipalities	Federative unit	IL area (km²)
Mearim	Bacurizinho	Tenetehara	Declared	2008	High threat	NA	NA	Grajaú	MA	1340.40
Mearim	Bacurizinho	Tenetehara	Regularized	1983	Low threat	3663	4.44	Grajaú	MA	824.32
Mearim	Cana Brava/Guajajara	Tenetehara	Regularized	1991	Medium threat	4510	3.28	Jenipapo dos Vieiras, Barra do Corda, Barão de Grajaú	MA	1373.30
Mearim	Geralda Toco Preto	Timbira	Regularized	1994	Medium threat	969	5.24	Arame, Itaipava do Grajaú	MA	185.06
Mearim	Kanela	Kanela	Regularized	1982	Medium threat	2103	1.68	Fernando Falcão, Barra do Corda	MA	1252.12
Mearim	Kanela Memortumré	Kanela	Bounded	2012	Very high threat	1961	1.96	Fernando Falcão, Barra do Corda	MA	1002.21
Mearim	Lagoa Comprida	Tenetehara	Regularized	1991	Medium threat	805	6.10	Jenipapo dos Vieiras, Itaipava do Grajaú	MA	131.98
Mearim	Porquinhos	Kanela	Regularized	1983	Low threat	677	0.85	Fernando Falcão, Barra do Corda	MA	795.20
Mearim	Porquinhos dos Canela-Apãnjekra	Kanela	Bounded	2010	Very high threat	NA	NA	Formosa da Serra Negra, Mirador, Fernando Falcão, Barra do Corda	MA	3010.00
Mearim	Rodeador	Tenetehara	Regularized	1983	Low threat	126	5.43	Barra do Corda	MA	23.19

Water planning unit	Indigenous lands data									
	IL name	Indigenous peoples	Land tenure situation	Last demarcation act	Temporal milestone	Population	Population density	Municipalities	Federative unit	IL area (km²)
Mearim, Middle Tocantins	Krikati	Krikati	Regularized	2004	Medium threat	1016	0.70	Montes Altos, Amarante do Maranhão, Lajeado Novo, Sítio Novo	MA	1447.76
Middle Araguaia	Inawebohona	Javaé,Karajá	Regularized	2006	Medium threat	226	0.06	Lagoa da Confusão, Pium	TO	3771.14
Middle Araguaia	Parque do Araguaia	Tapirapé,Javaé,Karajá,Ava-Canoeiro	Regularized	1998	Medium threat	3502	0.26	Formoso do Araguaia, Lagoa da Confusão, Pium	TO	13584.99
Middle Araguaia	Tapirapé/Karajá	Tapirapé,Karajá	Regularized	1983	Low threat	512	0.77	Luciara, Santa Terezinha	MT	661.66
Middle Araguaia	Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna	Javaé,Karajá	Declared	2010	High threat	116	0.07	Pium	TO	1774.66
Upper Juruena	Tirecatanga	Halotesu	Regularized	1991	Medium threat	174	0.13	Sapezal	MT	1305.75
Upper Juruena	Utiariti	Paresí	Regularized	1991	Medium threat	406	0.10	Sapezal, Campo Novo do Parecis	MT	4123.04
Mearim	Governador	Tenetehara,Gavião Pukobiê	Regularized	1982	Low threat	655	1.57	Amarante do Maranhão	MA	416.44
Mearim	Rio Pindaré	Tenetehara	Regularized	1982	Low threat	1789	11.92	Bom Jardim, Monção	MA	150.03
Middle Araguaia	Cacique Fontoura	Karajá	Homologated	2024	Medium threat	489	1.51	Luciara,São Félix do Araguaia	MT	323.05
Middle Araguaia	Krahó-Kanela	Krahô-Kanela	Regularized	2006	Medium threat	122	1.60	Lagoa da Confusão	TO	76.13
Middle Araguaia	Krenrehé	Krenák	Regularized	2014	Medium threat	NA	NA	Luciara, Canabrava do Norte	MT	59.74

Water planning unit	Indigenous lands data									
	IL name	Indigenous peoples	Land tenure situation	Last demarcation act	Temporal milestone	Population	Population density	Municipalities	Federative unit	IL area (km²)
Middle Araguaia	São Domingos - MT	Karajá	Regularized	1991	Medium threat	164	2.87	Luciara, São Félix do Araguaia	MT	57.05
Middle Tocantins	Funil	Xerente	Regularized	1991	Medium threat	348	2.22	Tocantínia	TO	157.04
Middle Tocantins	Xerente	Xerente	Regularized	1989	Medium threat	2693	1.61	Tocantínia	TO	1675.42
Upper Juruena	Juininha	Paresí	Regularized	1993	Medium threat	70	0.10	Conquista D'Oeste	MT	705.38
Upper Juruena	Manoki	Irántxe	Declared	2008	High threat	250	0.10	Brasnorte	MT	2505.40
Upper Juruena	Uirapuru	Paresí	Declared	2009	High threat	28	0.13	Nova Lacerda, Campos de Júlio	MT	216.80
Mearim	Krenyê	Timbira,Krenyê	Regularized	2016	Medium threat	104	1.29	Vitorino Freire, Barra do Corda	MA	80.36
Mearim	Urucu/Juruá	Tenetehara	Regularized	1991	Medium threat	835	6.58	Itaipava do Grajaú	MA	126.97
Middle Tocantins	Apinayé	Apinayé	Regularized	1997	Medium threat	2342	1.65	Maurilândia do Tocantins, Itaguatins, Cachoeirinha, São Bento do Tocantins, Tocantinópolis	TO	1419.04
Upper Juruena	Erikpatsá	Rikbaktsa	Regularized	1991	Medium threat	676	0.85	Brasnorte	MT	799.35
Upper Juruena	Rio Formoso	Paresí	Regularized	1991	Medium threat	166	0.84	Tangará da Serra	MT	197.49
Mearim	Morro Branco	Tenetehara	Regularized	1983	Low threat	587	1198.44	Grajaú	MA	0.49
Middle Araguaia	Maraiwatsede	Xavante	Regularized	1998	Medium threat	781	0.47	São Félix do Araguaia, Bom Jesus do Araguaia, Alto Boa Vista	MT	1652.41
Middle Araguaia	Taego Āwa	Ava-Canoeiro	Declared	2016	High threat	25	0.09	Formoso do Araguaia	TO	285.10

Water planning unit	Indigenous lands data									
	IL name	Indigenous peoples	Land tenure situation	Last demarcation act	Temporal milestone	Population	Population density	Municipalities	Federative unit	IL area (km²)
Upper Juruena	Irantxe	Irántxe	Regularized	1990	Medium threat	373	0.82	Brasnorte	MT	455.56
Upper Juruena	Menkü	Mynky	Regularized	1987	Low threat	129	0.27	Brasnorte	MT	470.95
Upper Juruena	Pirineus de Souza	Nambikwára	Regularized	1984	Low threat	278	0.99	Comodoro	MT	282.12
Upper Juruena	Ponte de Pedra	Paresí	Declared	2010	High threat	427	2.51	Nova Maringá, Diamantino, Campo Novo do Parecis	MT	170.00

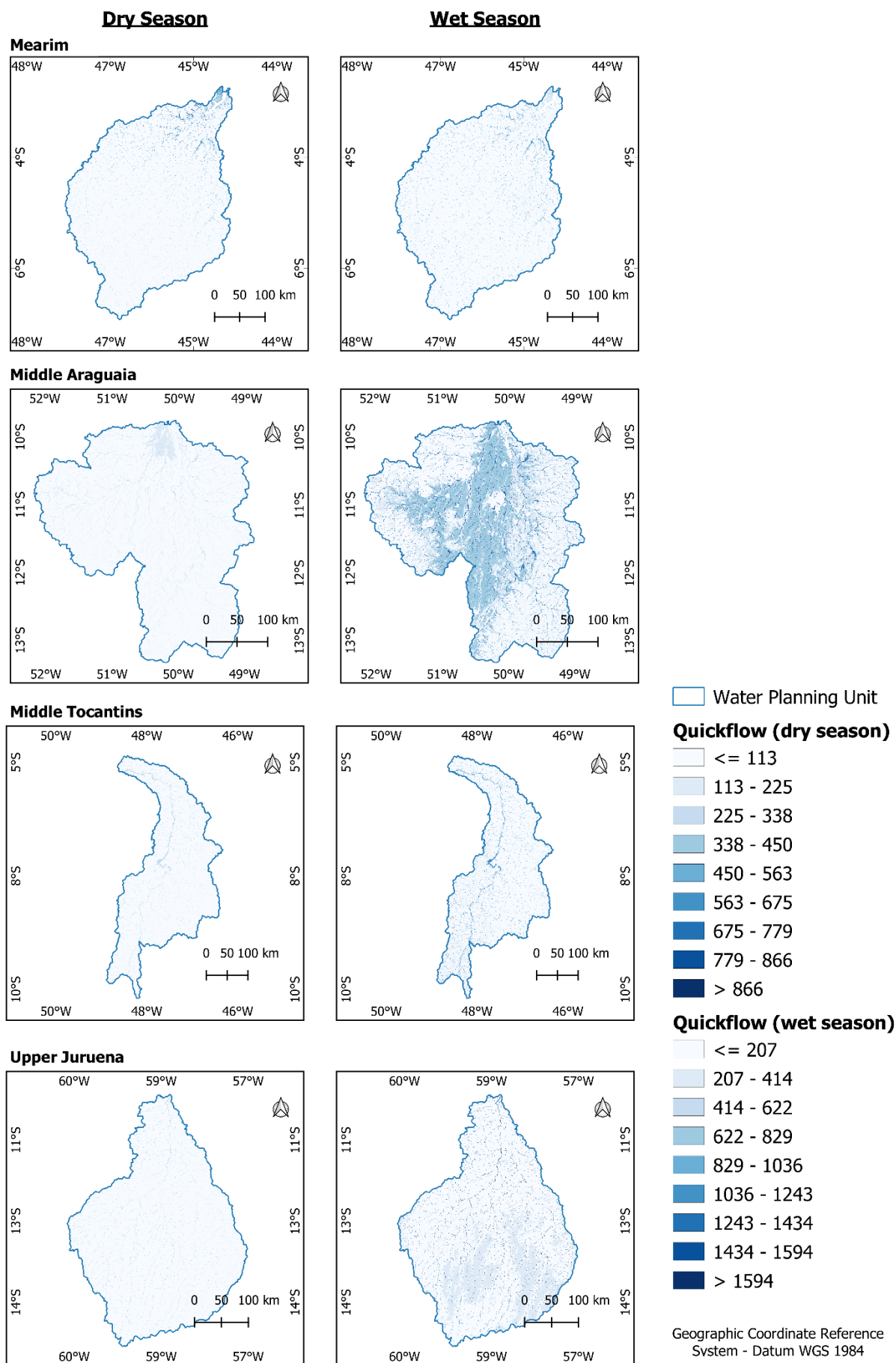


Fig S1. Aggregated monthly runoff results for the dry and rainy seasons in the water planning units studied.

Table S2. Databases and data sources used to run the InVEST seasonal water yield (SWY) model.

Input	Type of data	Data source	Spatial resolution
Land use and land cover	Raster file (.tif)	Mapbiomas Collection 7 Curve Number: Technical Note n. 46/2018/SPR of the National Water Agency (ANA, 2018)	30×30 m
Biophysical table	Biophysical data table (.csv)	Evapotranspiration coefficient (Kc): data not available for physiognomies of tropical vegetation. Following Manhães <i>et al.</i> (2016), Kc was set at 1 for all types of land cover and use.	-
Digital elevation model	Raster file (.tif)	Multi-Error-Removed Improved-Terrain DEM (MERIT DEM)	90×90 m
Area of interest	Vector file (.shp)	Multiscale Ottocoded Hydrographic Base 2017	-
Potential evapotranspiration	Raster files (.tif) for each month/year	Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Climate Database v2 (1970-2000)	1×1 km
Precipitation	Raster files (.tif) for each month/year	Worldclim historical climate data (1970-2000)	1×1 km
Soil hydrological group	Raster file (.tif)	Global Hydrologic Soil Groups (HYSOGs250m) for Curve Number-Based Runoff Modeling	250×250 m
Rain events	Rain events table (.csv)	Weather and Climate - The Global Historical Weather and Climate Data	-

Table S3. Biophysical table used to run the InVEST seasonal water yield (SWY) model.

Description	lucode	Monthly Kc												CN per soil hydrological group			
		Kc_1	Kc_2	Kc_3	Kc_4	Kc_5	Kc_6	Kc_7	Kc_8	Kc_9	Kc_10	Kc_11	Kc_12	CN_A	CN_B	CN_C	CN_D
Cotton	62	0.69	0.69	0.69	0.5	0.5	0.29	0.29	0.29	0.5	0.69	0.69	0.69	64	76	84	88
Forest formation	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	36	60	70	76
Forest plantation	9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	26	52	62	69
Grassland	12	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	30	58	71	78
Hypersaline Tidal Flat	32	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	95	95	95	95
Mangroove	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	95	95	95	95
Mining	30	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	74	84	90	92
Mosaic of uses	21	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	60	76	85	90
Other non vegetated areas	25	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	74	84	90	92
Other temporary crops	41	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	64	76	84	88
Pasture	15	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	36	60	73	79
Rice	40	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	64	76	84	88
Rocky Outcrop	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	84	90	92
Savanna formation	4	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	55	72	81	86
Soybean	39	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	64	76	84	88
Sugar cane	20	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	64	76	84	88
Urban area	24	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	93	93	93	93
Water	33	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	99	99	99	99
Wetland	11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	95	95	95	95

Table S4. Databases and data sources used to run the InVEST sediment delivery ratio (SDR) model.

Input	Type of data	Data source	Spatial resolution
Digital elevation model	Raster file (.tif)	Multi-Error-Removed Improved-Terrain DEM (MERIT DEM)	90×90 m
Erosivity	Raster file (.tif)	Global Rainfall Erosivity dataset (2017)	1×1 km
Soil erodibility	Raster file (.tif)	Association of the soil erodibility map to water erosion in Brazil with the study of da Silva et al. (2011).	-
Land use and land cover	Raster file (.tif)	Mapbiomas Collection 7	30×30 m
Biophysical table	Biophysical data table (.csv)	Bibliographic consultation of Duarte <i>et al.</i> (2016), Resende <i>et al.</i> (2019, 2021).	-
Watersheds	Vector file (.shp)	Multiscale Ottocoded Hydrographic Base 2017	-

Table S5. Biophysical table used to run the InVEST sediment delivery ratio (SDR) model.

Description	lucode	usle_c	usle_p
Forest formation	3	0.008	1
Savanna formation	4	0.04	1
Mangrove	5	0.01	1
Forest plantation	9	0.01	1
Wetland	11	0.03	1
Grassland	12	0.042	1
Pasture	15	0.05	0.5
Sugar cane	20	0.18	0.5
Mosaic of uses	21	0.07	0.5
Urban area	24	0.06	0.98
Other nonvegetated areas	25	1	1
Rocky outcrop	29	1	1
Mining	30	1	1
Hypersaline tidal flat	32	0.03	1
Water	33	0.01	1
Soybean	39	0.09	0.5
Rice	40	0.18	0.4
Other temporary crops	41	0.18	0.4
Cotton	62	0.18	0.4

Table S6. Databases and data sources used to run the InVEST habitat quality (HQ) model.

Input	Type of data	Data source	Spatial resolution
Land use and land cover—current and baseline scenarios	Raster file (.tif)	Mapbiomas Collection 7	30×30 m
Threats table	Data table (.csv)	User-defined threats, based on knowledge of the area of study.	-
Accessibility to threats	Vector file (.shp)	Association of threat accessibility values (user-defined, based on knowledge of the area of study) to the vector file attribute table containing boundaries of indigenous lands, other protected areas, and other public and private areas existing in each river basin.	-

Sensitivity table	Data table (.csv)	Bibliographic consultation of Kija <i>et al.</i> (2020), Chu <i>et al.</i> (2018), Zhao <i>et al.</i> (2022), Duarte <i>et al.</i> (2016), Wolf <i>et al.</i> (2019).
-------------------	-------------------	---

Table S7. Threats table used to run the InVEST habitat quality (HQ) model.

MAX_DIST	WEIGHT	THREAT	DECAY	DESCRIP	CUR_PATH
10	1	Conversion	Exponential	Land conversion	conversion.tif
5	0.75	Roads	Linear	Road lines	roads.tif
5	0.85	Pasture	Exponential	Pasture	pasture.tif
5	0.85	Soy	Exponential	Soy	soy.tif
5	0.9	Urban	Exponential	Urban areas	urban.tif

Table S8. Sensitivity table used to run the InVEST habitat quality (HQ) model. LULC = land use and land cover.

LULC	NAME	HABITAT	Conversion	Roads	Pasture	Soy	Mining	Urban
3	Forest formation	1	1	0.5	0.9	0.9	1	1
4	Savanna formation	1	1	0.5	0.9	0.9	1	1
5	Mangrove	1	1	0.6	0.9	0.9	1	1
9	Forest plantation	1	1	0.3	0.7	0.7	1	1
11	Wetland	1	1	0.6	0.9	0.9	1	1
12	Grassland	1	1	0.5	0.9	0.9	1	1
15	Pasture	0	0	0	0	0	0	0
20	Sugar cane	0	0	0	0	0	0	0
21	Mosaic of uses	0	0	0	0	0	0	0
24	Urban area	0	0	0	0	0	0	0
25	Other nonvegetated areas	0	0	0	0	0	0	0
30	Mining	0	0	0	0	0	0	0
32	Hypersaline tidal flat	1	1	0.6	0.9	0.9	1	1
33	Water	1	1	1	1	1	1	1
39	Soybean	0	0	0	0	0	0	0
40	Rice	0	0	0	0	0	0	0
41	Other temporary crops	0	0	0	0	0	0	0
62	Cotton	0	0	0	0	0	0	0

Table S9. Databases and data sources used to run the InVEST carbon storage (CS) model.

Input	Type of data	Data source	Spatial resolution
Land use and land cover	Raster file (.tif)	Mapbiomas Collection 7	30×30 m
Carbon pools	Data table (.csv)	Bibliographic consultation of Duarte <i>et al.</i> (2016), da Costa <i>et al.</i> (2021), de Miranda <i>et al.</i> (2014), Bonini <i>et al.</i> (2018), Terra <i>et al.</i> (2023), - Veloso <i>et al.</i> (2020), Dionizio <i>et al.</i> (2020), Ferreira <i>et al.</i> (2016).	

Table S10. Carbon pools table used to run InVEST carbon storage (CS) model, expressed in megagrams per hectare (Mg/ha).

Description	lucode	c_above	c_below	c_soil	c_dead
Forest formation	3	104.21	17.81	82.5	3.24
Savanna formation	4	40.39	33.54	70.3	5.98

Mangrove	5	0	0	0	0
Forest plantation	9	56.7	9.9	74.3	7.4
Wetland	11	0	0	0	0
Grassland	12	17.19	16.72	70.3	2.52
Pasture	15	2.9	7.7	94.6	1.1
Sugar cane	20	7.2	1.9	62.44	1.1
Mosaic of uses	21	5.05	4.8	78.52	1.1
Urban area	24	15	3.8	41	0
Other nonvegetated areas	25	0	0	0	0
Rocky outcrop	29	0	0	0	0
Mining	30	0	0	0	0
Hypersaline tidal flat	32	0	0	0	0
Water	33	0	0	0	0
Soybean	39	6.01	4.2	57.4	0
Rice	40	7.2	1.9	62.44	1.1
Other temporary crops	41	7.2	1.9	62.44	1.1
Cotton	62	7.2	1.9	62.44	1.1

Table S11. Spatial autocorrelation for terrain elevation given by the Moran I and local indicator spatial autocorrelation (LISA) indices.

Water planning unit	Moran I p-value	Moran LISA
	<i>Elevation</i>	<i>Elevation</i>
Mearim	0.00001	0.87
Middle Araguaia	0.00001	0.67
Middle Tocantins	0.00001	0.53
Upper Juruena	0.00001	0.83

Table S12. Spatial autocorrelation for bivariate relationship between terrain elevation and seasonal water yield (SWY) and sediment delivery ratio (SDR) model parameters.

Water planning unit	Elevation vs. baseflow		Elevation vs. local water recharge		Elevation vs. quickflow		Elevation vs. avoided erosion		Elevation vs. avoided export	
	Moran I p-value	Moran LISA	Moran I p-value	Moran LISA	Moran I p-value	Moran LISA	Moran I p-value	Moran LISA	Moran I p-value	Moran LISA
Mearim	0.00001	-0.59	0.00001	-0.40	0.00001	-0.45	0.00001	0.79	0.00001	0.82
Middle Araguaia	0.00001	-0.24	0.00001	0.45	0.00001	-0.49	0.00001	0.49	0.00001	0.56
Middle Tocantins	0.20813	0.03	0.20968	-0.03	0.00001	-0.23	0.00131	0.17	0.00001	0.30
Upper Juruena	0.00001	-0.32	0.00001	0.21	0.00007	0.20	0.01681	0.07	0.00001	0.38

Table S13. Carbon stored in the landscape of each watershed investigated, considering the total landscape (Total carbon storage [CS], in Mg) and the interior of the indigenous lands (ILs CS, in Mg), between the years 1985 and 2021, including percentage data of change between periods, the relative importance of ILs for carbon storage in the landscape in each period, and percentages of change between periods.

Water planning unit	Total CS (Mg)		Total CS change (%)	ILs CS (Mg)		ILs CS change (%)	ILs CS relative importance (%)		ILs CS relative importance change (%)
	1985	2021		1985	2021		1985	2021	
Mearim	1.65×10 ⁹	1.46×10 ⁹	-11	2.87×10 ⁸	2.85×10 ⁸	-0.5	17.4	19.5	+ 2.1

Middle Araguaia	1.01×10 ⁹	9.08×10 ⁸	-10.5	1.60×10 ⁸	1.55×10 ⁸	-3	15.7	17.1	+ 1.4
Middle Tocantins	1.16×10 ⁹	1.08×10 ⁹	-7.4	9.52×10 ⁷	9.51×10 ⁷	-0.1	8.2	8.8	+ 0.6
Upper Juruena	1.58×10 ⁹	1.41×10 ⁹	-11.2	5.79×10 ⁸	5.80×10 ⁸	+0.1	36.6	41.2	+ 4.6

Table S14. Contribution of indigenous lands (ILs) to the provision of hydrological ES and biodiversity and climate regulation ES in the Cerrado and Cerrado-Amazon Transition (CAT). The results were made available in dynamic dashboard format through the Google Looker Studio tool and can be accessed through the link <https://lookerstudio.google.com/reporting/aacfcda9-a9d5-430b-bd4e-e6f8db4ad3af>. AvEro = avoided erosion; AvExp = avoided export; BioES = biodiversity ES; BF = backflow; CarbonStor = carbon storage; CS = carbon storage; ES = ecosystem services; GeoES = geodiversity ES; HabQual = habitat quality; HabRar = habitat rarity; HQ = habitat quality; QF = quick flow; SDR = sediment delivery ratio; SWY = seasonal water yield; and Water r = water recharge.

Water planning unit	Indigenous lands data			SWY			SDR		CS	HQ		ES contribution		
	IL name	Temporal milestone	IL total area (km²)	BF	QF	Water_r	AvEro	AvExp	CarbonStor	HabQual	HabRar	Hydrological ES	Biodiversity and Climate Regulation ES	Total
Mearim	Caru	Low threat	1726.67	1	0	1	1	1	1	1	1	4	3	↑ 7
Mearim	Awa	Medium threat	1165.83	1	0	1	1	0	1	1	1	3	3	↑ 6
Middle Araguaia	Urubu Branco	Medium threat	1675.33	0	0	1	1	1	1	1	1	3	3	↑ 6
Middle Tocantins	Kraolandia	Medium threat	3025.33	0	0	0	1	1	1	1	1	2	3	↑ 5
Upper Juruena	Paresi	Medium threat	5635.87	0	1	1	0	1	0	1	1	3	2	↑ 5
Upper Juruena	Nambikwara	Medium threat	10119.61	0	0	1	0	1	1	1	1	2	3	↑ 5
Upper Juruena	Japuirá	Medium threat	1525.10	0	0	0	1	1	1	0	1	2	2	↑ 4
Upper Juruena	Enawenê-Nawê	Medium threat	7420.89	0	0	1	0	0	1	1	1	1	3	↑ 4
Upper Juruena	Tirecatanga	Medium threat	1305.75	0	0	1	0	1	0	1	1	2	2	↑ 4
Upper Juruena	Utiariti	Medium threat	4123.04	0	1	1	0	0	0	1	1	2	2	↑ 4
Mearim	Arariboia	Medium threat	4132.88	0	0	0	1	1	1	0	0	2	1	→ 3
Mearim	Bacurizinho	High threat	1340.40	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Bacurizinho	Low threat	824.32	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3

Water planning unit	Indigenous lands data			SWY			SDR		CS	HQ		ES contribution		
	IL name	Temporal milestone	IL total area (km²)	BF	QF	Water_r	AvEro	AvExp	CarbonStor	HabQual	HabRar	Hydrological ES	Biodiversity and Climate Regulation ES	Total
Mearim	Cana Brava/Guajajara	Medium threat	1373.30	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Geralda Toco Preto	Medium threat	185.06	0	0	0	1	1	1	0	0	2	1	→ 3
Mearim	Kanela	Medium threat	1252.12	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Kanela Memortumré	Very high threat	1002.21	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Lagoa Comprida	Medium threat	131.98	0	0	0	1	1	1	0	0	2	1	→ 3
Mearim	Porquinhos	Low threat	795.20	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Porquinhos dos Canela-Apãnjekra	Very high threat	3010.00	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Mearim	Rodeador	Low threat	23.19	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	→ 3
Middle Araguaia	Inawebohona	Medium threat	3771.14	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	→ 3
Middle Araguaia	Parque do Araguaia	Medium threat	13584.99	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	→ 3
Middle Araguaia	Tapirapé/Karajá	Low threat	661.66	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	→ 3
Middle Araguaia	Utaria Wyhyna/Iròdu Iràna	High threat	1774.66	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	→ 3
Mearim, Middle Tocantins	Krikati	Medium threat	1447.76	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	↓ 2
Mearim	Governador	Low threat	416.44	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	↓ 2
Mearim	Rio Pindaré	Low threat	150.03	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	↓ 2

Water planning unit	Indigenous lands data			SWY			SDR		CS	HQ		ES contribution		
	IL name	Temporal milestone	IL total area (km²)	BF	QF	Water_r	AvEro	AvExp	CarbonStor	HabQual	HabRar	Hydrological ES	Biodiversity and Climate Regulation ES	Total
Middle Araguaia	Cacique Fontoura	Medium threat	323.05	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	↓ 2
Middle Araguaia	Krahó-Kanela	Medium threat	76.13	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	↓ 2
Middle Araguaia	Krenrehé	Medium threat	59.74	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	↓ 2
Middle Araguaia	São Domingos - MT	Medium threat	57.05	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	↓ 2
Middle Tocantins	Funil	Medium threat	157.04	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	↓ 2
Middle Tocantins	Xerente	Medium threat	1675.42	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	↓ 2
Upper Juruena	Juininha	Medium threat	705.38	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	↓ 2
Upper Juruena	Uirapuru	High threat	216.80	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	↓ 2
Upper Juruena	Manoki	High threat	2505.40	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	↓ 1
Mearim	Krenyê	Medium threat	80.36	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	↓ 1
Mearim	Urucu/Juruá	Medium threat	126.97	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	↓ 1
Middle Tocantins	Apinayé	Medium threat	1419.04	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	↓ 1
Upper Juruena	Erikpatsá	Medium threat	799.35	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	↓ 1
Upper Juruena	Rio Formoso	Medium threat	197.49	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	↓ 1
Upper Juruena	Irantxe	Medium threat	455.56	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	↓ 1

[illegible]

References

- Agência Nacional de Águas – ANA, 2018. Nota Técnica nº 46/2018/SPR. Documento no 00000.040424/2018-44. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/d1c36d85-a9d5-4f6a-85f7-71c2dc801a67/attachments/NOTA_TECNICA_46_2018_SPR.pdf [Acessado em 01 agosto2022].
- Anjinho, P. D. S., Barbosa, M. A. G. A., & Mauad, F. F. (2022). Evaluation of InVEST's water ecosystem service models in a Brazilian Subtropical Basin. *Water*, 14(10), 1559. <https://doi.org/10.3390/w14101559>
- Bonini, I., Marimon-Junior, B. H., Matricardi, E., Phillips, O., Petter, F., Oliveira, B., & Marimon, B. S. (2018). Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. *Forest Ecology and Management*, 414, 64-73.
- Chu, L., Sun, T., Wang, T., Li, Z., & Cai, C. (2018). Evolution and prediction of landscape pattern and habitat quality based on CA-Markov and InVEST model in Hubei section of Three Gorges Reservoir Area (TGRA). *Sustainability*, 10(11), 3854.
- Duarte, G. T., Ribeiro, M. C., & Paglia, A. P. (2016). Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PloS one*, 11(5), e0154573.
- da Costa, M. B. T., Silva, C. A., Broadbent, E. N., Leite, R. V., Mohan, M., Liesenberg, V., ... & Klauberg, C. (2021). Beyond trees: Mapping total aboveground biomass density in the Brazilian savanna using high-density UAV-lidar data. *Forest Ecology and Management*, 491, 119155.
- da Silva, A., Alvares, C., & Watanabe, C. (2011). Natural potential for erosion for Brazilian territory. *Soil erosion studies*, 3-24.
- De Miranda, S. D. C., Bustamante, M., Palace, M., Hagen, S., Keller, M., & Ferreira, L. G. (2014). Regional variations in biomass distribution in Brazilian savanna woodland. *Biotropica*, 46(2), 125-138.
- Dionizio, E. A., Pimenta, F. M., Lima, L. B., & Costa, M. H. (2020). Carbon stocks and dynamics of different land uses on the Cerrado agricultural frontier. *PLoS One*, 15(11), e0241637.
- Ferreira, E. A. B., Bustamante, M. M. D. C., Resck, D. V. S., Figueiredo, C. C. D., Pinto, A. D. S., & Malaquias, J. V. (2016). Carbon stocks in compartments of soil organic matter 31 years after substitution of native Cerrado vegetation by agroecosystems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40.
- Kija, H. K., Ogutu, J. O., Mangewa, L. J., Bukombe, J., Verones, F., Graae, B. J., ... & Nzunda, E. F. (2020). Spatio-temporal changes in wildlife habitat quality in the greater Serengeti ecosystem. *Sustainability*, 12(6), 2440.
- Manhães, A.P., Mazzochini, G.G., Oliveira-Filho, A.T., Ganade, G., Carvalho, A.R., 2016. Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. *Divers. Distrib.* 22, 932–943. <https://doi.org/10.1111/ddi.12459>
- Resende, Fernando M., Jérôme Cimon-Morin, Monique Poulin, Leila Meyer, and Rafael Loyola. 2019. "Consequences of Delaying Actions for Safeguarding Ecosystem Services in the Brazilian Cerrado." *Biological Conservation* 234 (March): 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>.
- Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., Joner, D. C., & Loyola, R. (2021). The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosystem Services*, 49, 101282.
- Terra, M. C., Nunes, M. H., Souza, C. R., Ferreira, G. W., do Prado-Junior, J. A., Rezende, V. L., ... & de Mello, J. M. (2023). The inverted forest: Aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. *Science of The Total Environment*, 867, 161320.

Veloso, G. A., Ferreira, M. E., Júnior, L. G. F., & da Silva, B. B. (2020). Modelling gross primary productivity in tropical savanna pasturelands for livestock intensification in Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 17, 100288.

Wolf, M. M., Kuplich, T. M., & Gonçalves, A. S. (2019). Serviços ecossistêmicos na APA Ibirapuitã, Rio Grande do Sul. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos–SP, Brasil*, 3-112.

Zhao, M., Tian, Y., Dong, N., Hu, Y., Tian, G., & Lei, Y. (2022). Spatial and temporal dynamics of habitat quality in response to socioeconomic and landscape patterns in the context of urbanization: A case in Zhengzhou City, China. *Nature Conservation*, 48, 185-212.