



TERMO DE APROVAÇÃO

Após apresentação, arguição e apreciação pela banca examinadora, foi emitido o parecer APROVADA, para a dissertação intitulada: " **Uso e ocupação do solo, parâmetros limnológicos e Índice de Proteção da Vida Aquática como ferramentas integradas para análise da qualidade da água de nascentes** ", de autoria de **Carina Doffinger da Silva** apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados.

Documento assinado digitalmente



ALEXEIA BARUFATTI

Data: 02/09/2025 12:10:50-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Alexeia Barufatti
Presidente da Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente



EDUARDO JOSE DE ARRUDA

Data: 01/09/2025 15:26:49-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Eduardo José de Arruda
Membro Examinador (UFGD)

Documento assinado digitalmente



FABIO KUMMROW

Data: 01/09/2025 16:17:08-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Fábio Kummrow
Membro Examinador (UNIFESP)

Dourados/MS, 01 de setembro de 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

CARINA DOFFINGER DA SILVA

**Uso e ocupação do solo, parâmetros limnológicos e Índice de Proteção da Vida Aquática
como ferramentas integradas para análise da qualidade da água de nascentes**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

DOURADOS/MS
2025

CARINA DOFFINGER DA SILVA

**Uso e ocupação do solo, parâmetros limnológicos e Índice de Proteção da Vida Aquática
como ferramentas integradas para análise da qualidade da água de nascentes**

**Orientadora: Profa. Dra. Alexeia Barufatti
Coorientador: Joelson Gonçalves Pereira
Área de concentração: Ciência Ambiental**

Dissertação de mestrado apresentado ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, como um dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental na área de concentração Ciência Ambiental.

DOURADOS/MS
2025

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, pela oportunidade de trilhar este caminho e pelas bênçãos concedidas ao longo desta jornada. Expresso minha profunda gratidão ao apoio incondicional dos meus pais, Elza e José Nilton, e do meu esposo, Eber Augusto, que foram fundamentais para que eu pudesse retornar à academia após tantos anos afastada. À minha filha, Marina, a pessoa mais importante da minha vida, minha fonte inesgotável de motivação e força, que, mesmo com sua pouca idade, foi peça essencial para que eu buscasse o conhecimento e, assim, pudesse não apenas proporcionar-lhe um futuro melhor, mas também ser exemplo de dedicação. Aos meus irmãos, Camila, Cristiano, Cassio, e à minha cunhada Caroline, agradeço por formarem minha rede de apoio nos momentos em que mais precisei com a minha filha. Estendo meu reconhecimento a todos os parentes e amigos que, de diversas maneiras, sempre me incentivaram e acreditaram na minha trajetória.

No âmbito acadêmico, sou imensamente grata à professora Dra. Alexeia Barufatti, por acreditar no meu potencial, mesmo ciente das minhas limitações, e por ter sido mais que uma orientadora, abrindo portas e apoiando meu desenvolvimento pessoal e profissional. Agradeço também ao meu coorientador, professor Dr. Joelson, pela paciência e dedicação em inúmeras tardes de trabalho, contribuindo significativamente para a definição dos métodos geotecnológicos essenciais à construção desta pesquisa.

Agradeço à banca examinadora pela valiosa contribuição à qualidade deste trabalho, e aos órgãos de fomento FUNDECT, CNPq, CAPES e UFGD pelo apoio financeiro e incentivo à pesquisa. Aos parceiros da UFMS, professor Ricardo e professora Adriana, registro meu sincero reconhecimento pela colaboração e suporte durante o desenvolvimento desta jornada. Aos colegas do LECOGEN, em especial Nathalya Alice, que esteve sempre disposta a me auxiliar com acolhimento e amizade nas horas de dúvida, deixo meu sincero agradecimento.

Por fim, ao colega Alexandre Nettho, agradeço a colaboração na análise estatística, que trouxe um enriquecimento fundamental para este trabalho.

A todos, meu mais sincero e profundo agradecimento.

Índice de Figuras

Figura 1. Localização geográfica e caracterização das nascentes NI, NII e NIII na Bacia do Rio Dourados (MS)	54
Figura 2. Classificação do uso e ocupação do solo em áreas de entorno (raio de 1 km) das nascentes NI, NII e NIII, localizadas no município de Ponta Porã (MS), durante o ciclo agrícola da soja (outubro de 2021 a março de 2022).....	59
Figura 3. Variação da área (km ²) ao longo dos meses nas nascentes NI, NII e NIII (linhas vermelha, verde e azul, respectivamente) representando: (a) vegetação, (b) solo exposto, (c) agricultura e (d) áreas úmidas, durante o ciclo agrícola da soja (outubro de 2021 a março de 2022)	61
Figura 4. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e cobertura do solo: vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas. Os valores de r (coeficiente de correlação) e seus respectivos níveis de significância (p) estão indicados em cada célula. Células em azul indicam correlação positiva e em vermelho, negativa, com a intensidade proporcional ao valor de r. Resultados estatisticamente significativos (p < 0,05) estão destacados em negrito	63
Figura 5. Matriz de correlação de Spearman entre os parâmetros limnológicos (nutrientes, metais e pigmentos) medidos em NI, NII e NIII ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022). Os valores apresentados referem-se ao coeficiente de correlação (r) e ao respectivo nível de significância (p). Células em vermelho indicam correlação negativa, enquanto células em azul indicam correlação positiva, com intensidade proporcional ao valor de r. Valores estatisticamente significativos (p < 0,05) estão destacados em negrito	68
Figura 6. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e ocupação do solo e o IVA.....	69
Figura 7. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e ocupação do solo e parâmetros limnológicos nas nascentes NI, NII e NIII ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022)	70

Figura Suplementar 1. Análise de Componentes Principais (PCA) representando a correlação entre de uso e ocupação do solo (vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas) e parâmetros limnológicos (nutrientes, metais e clorofila-a) nas nascentes NI (círculos), NII (quadrados) e NIII (triângulos), ao longo do ciclo da soja (Out21 a Mar22). As cores representam os meses (de roxo para outubro até amarelo para março). Os vetores indicam as variáveis que mais influenciaram a ordenação dos pontos, com sua direção e intensidade associadas aos componentes principais PC1 e PC2 (com % de variância explicada por cada eixo)

.....90

Figura Suplementar 2. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis de uso e cobertura do solo (Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas) nas áreas de entorno das nascentes NI (círculos), NII (quadrados) e NIII (triângulos), no período de outubro de 2021 a março de 2022. Os eixos PC1 e PC2 explicam 81,4% da variância total dos dados (PC1: 53,6%; PC2: 27,8%). As cores representam os meses de amostragem. Os vetores indicam as variáveis que mais contribuíram para a ordenação dos pontos no espaço multivariado.

.....94

Figura Suplementar 3. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) representando a correlação entre variáveis de uso e ocupação do solo (Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas) e o IVA nas nascentes NI (círculo), NII (quadrado) e NIII (triângulo), ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022)

.....95

Índice de Tabelas

Tabela 1. Valores mensais dos parâmetros limnológicos medidos nas nascentes NI, NII e NIII (out/2021 a mar/2022).....	66
Tabela Suplementar 1. Parâmetros físico-químicos da água, métodos analíticos e referências utilizadas.....	89
Tabela Suplementar 2. Classificação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA).....	91
Tabela Suplementar 3 Representação dos valores em km ² e % das áreas de vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas, nas nascentes (NI, NII e NIII) ao longo dos meses	92
Tabela Suplementar 4. Valores do IVA expressando a condição de qualidade ambiental para a proteção da biota aquática, com base em parâmetros físico-químicos e limnológicos analisados mensalmente.....	93

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APP	Área de Preservação Permanente
Cd	Cádmio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
EDA	<i>Exploratory Data Analysis</i> (Do inglês: Análise exploratória de dados)
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IPMCA	Índice de Parâmetros Mínimos para a Proteção das Comunidades Aquáticas
IVA	Índice de Proteção da Vida Aquática
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
Pb	Chumbo
PCA	<i>Principal Component Analysis</i> (Do inglês: Análise de Componentes Principais)
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
QGIS	<i>Quantum Geographic Information System</i> (Do inglês: Sistema de

Informação Geográfica Quantum)

SIG	Sistema de Informação Geográfica
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
UC	Unidade de Conservação
UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i> (Do inglês:
Zn	Zinco

SUMÁRIO

Resumo	11
Abstract	12
Estrutura da dissertação	13
Capítulo 1	14
2. OBJETIVO GERAL	15
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1. Nascentes e sua Relevância Ecológica e Hidrológica.....	15
3.2. Ciclo da soja	18
3.3. Qualidade da água	19
3.4. Uso e ocupação do solo e seus impactos.....	22
3.5 Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA)	25
3.6 Geotecnologias no Monitoramento Ambiental	26
3.7 Integração entre variáveis ambientais no monitoramento de qualidade da água	27
3.8. Aspectos legais e instrumentos de conservação	29
4. Referências bibliográficas	31
Capítulo 2	49
1. Introdução	52
2. Material e métodos	53
2.1 Seleção da área de estudo.....	53
2.2 Obtenção e Processamento das imagens da área de estudo para classificação	55
2.3 Análise de imagens e classificação do uso do solo.....	55
2.4 Coleta e análise de parâmetros físico-químicos e limnológicos da água....	55
2.5 Índice de proteção da vida aquática (IVA)	56
2.6 Análise estatística.....	56
3. Resultados	58
3.1. Dinâmica espaço-temporal do uso e ocupação do solo no entorno das nascentes NI, NII e NIII	58

3.2. Análises estatísticas integradas do uso e cobertura do solo	62
3.3 Qualidade da água em nascentes sob pressão agrícola: padrões limnológicos, índice ecológico (IVA) e fatores associados	64
3.3.3 Relação entre uso do solo e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA).....	68
3.5. Associação entre uso do solo e variáveis limnológicas	69
3. Discussão	71
4. Conclusão	74
5. Referências bibliográficas	75
Capítulo 3	88
Considerações Finais	88
Anexos (Tabelas e Figuras Suplementares).....	89

Resumo

A intensificação do uso e ocupação do solo, especialmente pela expansão da monocultura de soja, tem provocado alterações na paisagem natural e comprometido a qualidade dos recursos hídricos, sobretudo em áreas de nascentes localizadas em Áreas de Preservação Permanente (APP). Considerando a relevância ambiental da Bacia do Rio Dourados (MS), este trabalho avaliou os impactos do uso e ocupação do solo sobre a qualidade hídrica de três nascentes denominadas NI, NII e NIII, com diferentes porcentagens de cobertura vegetal ripária (> 30%, entre 10–30% e < 10%, respectivamente). A metodologia integrou análises limnológicas (parâmetros físico-químicos e nutrientes), sensoriamento remoto e a aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA), em campanhas de amostragem conduzidas entre outubro de 2021 e março de 2022, durante o ciclo de cultivo da soja. Os dados foram analisados por métodos estatísticos não paramétricos e Análise de Componentes Principais (PCA). Os resultados indicaram que a nascente com menor cobertura vegetal (NIII) apresentou maiores concentrações de nitrogênio total e fósforo total, evidenciando a influência da agricultura intensiva. A PCA revelou correlação positiva entre vegetação e IVA nas nascentes mais protegidas (NI e NII) e correlação negativa entre IVA e agricultura intensiva na nascente com menor proteção (NIII). Esses achados reforçam a importância da vegetação ripárias para a manutenção da qualidade hídrica, indicando a necessidade de estratégias integradas de monitoramento ambiental que combinem técnicas de geotecnologia, análises limnológicas e índices ecológicos como o IVA.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; Análises integradas; Sensoriamento remoto; Qualidade da água.

Abstract

The intensification of land use and occupation, especially due to the expansion of soybean monoculture, has caused changes in the natural landscape and compromised the quality of water resources, especially in spring areas located in Permanent Preservation Areas (APP). Considering the environmental relevance of the Dourados River Basin (MS), this study evaluated the impacts of land use and occupation on the water quality of three springs called NI, NII and NIII, with different percentages of riparian vegetation cover (>30%, between 10–30% and <10%, respectively). The methodology integrated limnological analyses (physical-chemical parameters and nutrients), remote sensing and the application of the Aquatic Life Protection Index (IVA), conducted between October 2021 and March 2022, during the soybean cultivation cycle. The data were analyzed by nonparametric statistical methods and Principal Component Analysis (PCA). The results indicated that the spring with the lowest vegetation cover (NIII) presented higher concentrations of total nitrogen and total phosphorus, evidencing the influence of intensive agriculture. The PCA revealed a positive correlation between vegetation and IVA in the most protected springs (NI and NII) and a negative correlation between IVA and intensive agriculture in the spring with the least protection (NIII). These findings reinforce the importance of riparian vegetation for maintaining water quality, indicating the need for integrated environmental monitoring strategies that combine geotechnology techniques, limnological analyses and ecological indices such as IVA.

Keywords: Environmental monitoring; Integrated analysis; Remote sensing; Water quality

Estrutura da dissertação

Esta dissertação foi elaborada no formato de capítulos independentes, sendo organizada da seguinte forma:

- **Capítulo 1** apresenta a introdução geral do trabalho, incluindo a justificativa, os objetivos, as hipóteses formuladas e a revisão bibliográfica. A revisão discute conceitos relacionados às nascentes e bacias hidrográficas, o uso e ocupação do solo, aos parâmetros indicativos da qualidade da água, aos impactos decorrentes das atividades agrícolas, especialmente da monocultura da soja, e aos instrumentos legais voltados à conservação ambiental.
- **Capítulo 2** corresponde ao artigo científico intitulado "*Efeitos do Cultivo de Soja sobre Parâmetros Limnológicos e o Índice de Qualidade da Água em Nascentes do Centro-Oeste do Brasil*", no qual são apresentados os métodos, a análise integrada dos resultados e discussão sobre os efeitos observados da agricultura intensiva sobre a qualidade hídrica das nascentes estudadas.
- **Capítulo 3** reúne as considerações finais baseadas nos resultados obtidos, destacando as principais conclusões do estudo e propondo perspectivas futuras quanto à aplicabilidade e expansão das ferramentas metodológicas utilizadas para o monitoramento ambiental em diferentes contextos hidrográficos.

Capítulo 1

1 INTRODUÇÃO GERAL E JUSTIFICATIVA

A crescente expansão das fronteiras agrícolas, particularmente associada ao cultivo intensivo de soja, tem gerado mudanças profundas na paisagem natural e provocado impactos ambientais, especialmente sobre a qualidade dos recursos hídricos (Metzger et al., 2019). Entre os ecossistemas mais vulneráveis a tais impactos estão as nascentes localizadas em Áreas de Preservação Permanente (APP) (Brancalion et al., 2016). Neste contexto, destacam-se as nascentes da Bacia do Rio Dourados, situada no município de Ponta Porã (MS), região de relevância ambiental devido à sua localização em uma zona de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica (Pompeu et al., 2024). Essas nascentes desempenham papel no abastecimento hídrico de vários municípios do sul do estado de Mato Grosso do Sul, tornando fundamental a avaliação detalhada dos fatores que comprometem sua integridade ecológica e qualidade da água. A intensificação da agricultura, especialmente da monocultura de soja, gera diversos impactos sobre o meio ambiente (Bueno et al., 2025). Dentre os principais, destacam-se a degradação do solo, a remoção da cobertura vegetal nativa, a compactação do solo, o aumento do escoamento superficial e a consequente introdução de sedimentos, nutrientes e contaminantes químicos nos corpos hídricos (Nuruzzaman et al., 2025). Esses processos potencializam a eutrofização, reduzem o oxigênio dissolvido e aumentam a toxicidade, ameaçando a biodiversidade aquática e a saúde humana (Luna Juncal et al., 2023).

Para avaliar os impactos dessas atividades sobre as nascentes, este estudo adotou uma abordagem integrada, combinando ferramentas de sensoriamento remoto, análises limnológicas e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA). A utilização dessas ferramentas proporciona uma visão robusta das condições ambientais, permitindo detectar impactos que frequentemente não são capturados por métodos isolados (Cook et al., 2023). A aplicação do IVA, em particular, incorpora variáveis ecológicas e toxicológicas sensíveis à degradação ambiental, sendo um recurso estratégico para ações de conservação e manejo sustentável (Deus et al., 2024).

Assim, esta pesquisa teve como objetivo geral avaliar os impactos do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água em áreas de nascentes da Bacia do Rio Dourados, relacionando parâmetros limnológicos ao ciclo da soja intensivo. Especificamente, buscou-se analisar as variações temporais do uso do solo durante o ciclo agrícola da soja, determinar as

variações sazonais nos parâmetros limnológicos das nascentes, avaliar o IVA em diferentes contextos de proteção ambiental e investigar as correlações entre esses fatores.

A justificativa para esta investigação reside na necessidade de compreender, de forma integrada, os impactos causados pela agricultura intensiva sobre áreas de nascentes, especialmente em regiões de ecótono com elevada biodiversidade. A originalidade do estudo está na associação de variáveis limnológicas, dados de sensoriamento remoto e o IVA, compondo um modelo multivariado de análise ambiental ainda pouco explorado em microbacias do Centro-Oeste brasileiro. Os resultados podem subsidiar políticas públicas sustentáveis de manejo agrícola, recuperação de APP e monitoramento ambiental com foco na proteção da biodiversidade e da segurança hídrica regional.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água em áreas de nascentes localizadas no ecótono Cerrado-Mata Atlântica impactadas pelo cultivo da soja, utilizando sensoriamento remoto, parâmetros limnológicos e o IVA.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a variação temporal do uso e ocupação do solo no entorno das áreas das nascentes (NI, NII e NIII) durante o ciclo agrícola da soja.
- Determinar as variações sazonais dos parâmetros limnológicos nas nascentes ao longo do período de monitoramento.
- Analisar o IVA nas diferentes áreas de nascentes, correlacionando seus resultados com o uso e ocupação do solo e os parâmetros limnológicos.
- Integrar as variáveis ambientais (uso do solo, limnologia e IVA) a fim de identificar os principais fatores associados à degradação da qualidade da água.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Nascentes e sua Relevância Ecológica e Hidrológica

As nascentes desempenham papel primordial na manutenção dos ciclos hidrológicos, garantindo o abastecimento dos rios e contribuindo para a estabilidade climática e ecológica. Esses ambientes são responsáveis pelo fornecimento contínuo de água, influenciando

diretamente a disponibilidade hídrica ao longo do ano e minimizando os efeitos de estiagens prolongadas (Lopes et al., 2024). Além disso, as áreas de nascentes exercem funções fundamentais na manutenção da biodiversidade, servindo como habitats para diversas espécies aquáticas e terrestres. A degradação desses ecossistemas, frequentemente associada às atividades humanas, compromete sua capacidade de suporte ecológico (Stevens et al., 2021). As matas ciliares exercem papel essencial na proteção e funcionamento ecológico das nascentes. Essas formações vegetais atuam como zonas tampão, reduzindo o escoamento superficial, favorecendo a infiltração da água no solo e promovendo a recarga dos aquíferos (Zhang et al., 2022). No contexto das nascentes, sua presença é ainda mais crítica: ao estabilizar as margens e manter a umidade do solo, elas ajudam a conservar o fluxo hídrico contínuo, especialmente em períodos de estiagem (Hénault-Ethier et al., 2017). A retirada da vegetação ciliar, por outro lado, expõe o solo à erosão, favorece o assoreamento e contribui para a contaminação da água por sedimentos, nutrientes e agrotóxicos (Shah et al., 2022).

Estudos como os de Barakat et al., (2018) e Fernández-Ortega et al., (2024) demonstraram que nascentes com baixa cobertura vegetal apresentam menor vazão, maior turbidez e alterações importantes nos parâmetros físico-químicos da água, reforçando a vulnerabilidade desses sistemas à degradação. Por sua vez, nascentes são legalmente protegidas com um raio mínimo de 50 metros de mata ciliar (Lei nº 12.651/2012), justamente por reconhecerem sua relevância estratégica para o equilíbrio hidrológico. Além de protegerem a nascente propriamente dita, essas faixas preservadas funcionam como áreas de infiltração, retendo poluentes e favorecendo o abastecimento dos lençóis freáticos (Irvine et al., 2024).

As três nascentes monitoradas neste estudo estão localizadas no município de Ponta Porã (MS), em uma faixa de transição ecológica entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica. Essa região, integra a bacia hidrográfica do rio Dourados, um importante curso d'água que recebe contribuição direta dessas nascentes. As águas provenientes desses pontos de amostragem contribuem para a formação do rio Dourados, que, por sua vez, exerce papel fundamental no abastecimento hídrico de diversos municípios da região sul do estado de Mato Grosso do Sul.

A seleção das três nascentes incluídas neste estudo se justifica, portanto, não apenas por sua posição estratégica na bacia do rio Dourados, mas também por apresentarem diferentes percentuais de cobertura vegetal dentro de suas APP -fator que permite avaliar comparativamente os efeitos da integridade da mata ciliar sobre a qualidade e quantidade de água. Dessa forma, o monitoramento dessas áreas oferece subsídios fundamentais para a compreensão dos processos ecológicos e para o planejamento de ações conservacionistas mais

efetivas.

A importância estratégica dessas nascentes para a manutenção dos fluxos hídricos torna evidente a necessidade de compreender os fatores ambientais e antrópicos que podem comprometer sua integridade. Nesse contexto, aspectos como a geodiversidade e a variação na permeabilidade dos solos influenciam diretamente a capacidade de infiltração da água e a recarga dos aquíferos (Leite et al., 2021). Entretanto, tais características naturais têm sido crescentemente sobrepostas por dinâmicas de uso intensivo da terra, especialmente a expansão da agricultura mecanizada.

A intensificação das atividades agrícolas no entorno das nascentes tem promovido a remoção da cobertura vegetal nativa, a compactação do solo e o aumento do escoamento superficial, resultando em processos erosivos e no aporte de sedimentos e nutrientes aos corpos hídricos (Lei et al., 2025; Leite et al., 2021). Esses impactos comprometem diretamente a qualidade da água nas nascentes, além de repercutirem em escala mais ampla sobre a bacia hidrográfica do rio Dourados. Lei et al., (2025) destacam que áreas com uso intensivo do solo, sobretudo aquelas com maior declividade, representam zonas críticas de geração de poluentes difusos, evidenciando a necessidade de manejo integrado do território para a proteção dos recursos hídricos.

A bacia do Rio Dourados embora situada predominantemente no bioma Cerrado, encontra-se sob forte influência da zona de transição com a Mata Atlântica, representando um dos últimos remanescentes desse bioma no interior do Brasil. Essa condição ecotonal confere à referida bacia uma importante diversidade ambiental, refletida na composição da fauna e flora, bem como em características geológicas e geomorfológicas singulares (Cunha et al., 2020).

A interação entre as condições naturais das nascentes e as atividades humanas é determinante para a preservação dos recursos hídricos e da sustentabilidade ecológica. Além disso, a introdução de contaminantes oriundos de agrotóxicos e fertilizantes compromete a qualidade dos mananciais, elevando os riscos de exposição tanto para as populações humanas quanto para a biota aquática (Lopes; Albuquerque, 2018).

Diante desse contexto, a avaliação sistemática das nascentes e dos impactos decorrentes das atividades antrópicas é essencial para subsidiar a formulação de políticas públicas e estratégias de manejo sustentável dos recursos hídricos. Estudos que correlacionam o uso e a ocupação do solo com indicadores de qualidade da água permitem compreender as principais ameaças ambientais e propor soluções eficazes para a mitigação dos impactos negativos (Cornelli et al., 2016). Nesse sentido, a adoção de práticas conservacionistas, como o

reflorestamento e o manejo sustentável do solo, aliada a políticas públicas adaptadas às características regionais e ao fortalecimento da educação ambiental, é fundamental para preservar a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos (Bocaleti et al., 2021; Nascimento et al., 2025). Dessa forma, a integração entre pesquisa científica, gestão ambiental e participação comunitária emerge como um caminho indispensável para a conservação dos mananciais e a promoção da segurança hídrica. Portanto, a compreensão aprofundada da dinâmica das bacias hidrográficas e das nascentes é relevante para a elaboração de estratégias de gestão integrada dos recursos hídricos. Somente por meio de ações coordenadas e embasadas cientificamente será possível garantir a sustentabilidade dos mananciais e a disponibilidade de água de qualidade para as futuras gerações (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2016).

3.2. Ciclo da soja

O ciclo da soja no Brasil, especialmente nas regiões Centro-Oeste e Sul, tem gerado preocupações ambientais crescentes devido à intensificação agrícola e ao uso massivo de insumos. Segundo Risi et al., (2024), o sistema sucessional soja-milho no Centro-Oeste brasileiro apresenta um acúmulo constante de nitrogênio no solo, resultado de altas entradas por fixação biológica e fertilizantes, que superam as saídas por colheita e perdas ambientais. Apesar de mostrar uma eficiência agrônômica moderada, o sistema ainda enfrenta desafios relacionados a perdas de nitrogênio para o ambiente e riscos associados à emissão de nitrogênio reativo, destacando a necessidade de práticas de manejo mais eficientes para reduzir desperdícios e minimizar impactos ambientais (Nakayama et al., 2025). Esse desequilíbrio das entradas de nitrogênio no sistema (via fixação biológica pela soja, aplicação de fertilizantes no milho e mineralização de resíduos), sendo maiores do que as saídas (pela colheita e perdas naturais, como volatilização, lixiviação e desnitrificação), contribui para fluxos excessivos de nitrogênio no ambiente, intensificando processos de lixiviação e emissões de gases de efeito estufa (Rezende et al., 2021).

Complementando essa perspectiva, Moreira et al., (2023) demonstraram que mudanças climáticas, como aumento de temperatura e variações no regime de precipitação, impactam diretamente o ciclo de crescimento da soja, reduzindo o índice de área foliar e intensificando a evaporação do solo, o que, por sua vez, aumenta o estresse hídrico e pressiona ainda mais os recursos hídricos regionais. Além dos impactos nos fluxos hídricos e no balanço de nutrientes, a produção de soja também está associada a efeitos relevantes em múltiplas categorias ambientais. Khangar e Thangavel (2025), utilizando a abordagem de Avaliação do Ciclo de

Vida (ACV), destacaram que o cultivo de soja contribui significativamente para o potencial de aquecimento global, escassez de recursos fósseis, acidificação e eutrofização aquática, sendo os principais responsáveis por esses impactos a queima de combustíveis fósseis nas operações agrícolas e a aplicação de nutrientes no solo. No contexto brasileiro, Giusti et al., (2022) reforçam que a adubação química representa um dos principais gargalos ambientais na produção de soja, sugerindo que a substituição parcial por esterco compostado pode reduzir os impactos associados, especialmente no aquecimento global e na acidificação. Esses achados estão alinhados com a análise de Bocaleti et al., (2021), que evidencia que, apesar da importância econômica da soja, há necessidade urgente de adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis e manejo conservacionista, a fim de mitigar os impactos cumulativos sobre o solo, a água e a atmosfera.

Essa realidade observada em escala regional e nacional encontra reflexos diretos no presente estudo, onde a dinâmica agrícola intensiva se manifesta de forma evidente no entorno das nascentes investigadas. Localizadas em uma região de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, essas áreas vêm sendo progressivamente ocupadas pela monocultura de soja e milho, o que tem contribuído para alterações significativas na cobertura do solo e nos fluxos de nutrientes (Bieluczyk et al., 2024). A aplicação intensiva de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, associada à exposição do solo durante o preparo e o cultivo, favorece o escoamento superficial enriquecido em nutrientes, resultando na superacumulação de determinados elementos, o que pode inibir a absorção de outros e, a longo prazo, comprometer a biodiversidade do solo e dos ecossistemas associados (Luna Juncal et al., 2023). Esses efeitos foram especialmente perceptíveis nas áreas com menor cobertura vegetal, indicando que a perda de vegetação ao longo do ciclo da soja intensifica a vulnerabilidade das nascentes à entrada de contaminantes.

3.3. Qualidade da água

A qualidade da água nas nascentes pode ser afetada por diferentes categorias de contaminantes, resultantes da intensificação agrícola. Assim, o entendimento dos processos específicos de eutrofização, contaminação por metais e ecotoxicidade é essencial para avaliar o impacto causado pelas atividades antrópicas sobre esses ecossistemas aquáticos sensíveis, justificando sua análise detalhada nas seções subsequentes.

3.3.1. Eutrofização

A eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes, reduz o oxigênio dissolvido e favorece a proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas (Tanvir et al., 2021). Esse processo é agravado pela presença de contaminantes inorgânicos, como metais e minerais, oriundos principalmente de atividades agrícolas e industriais, que podem se associar aos nutrientes e intensificar os desequilíbrios ecológicos nos ecossistemas aquáticos (Wang et al., 2020; Li et al., 2024). Os efeitos tóxicos desses poluentes não podem ser detectados por análises físico-químicas convencionais. Por isso, os testes ecotoxicológicos se tornam essenciais, permitindo detectar efeitos adversos à biota aquática mesmo quando os parâmetros tradicionais estão dentro dos limites considerados seguros.

Entre essas ferramentas, os bioensaios com *Daphnia similis* se destacam pela sensibilidade na detecção de toxicidade potencial não evidenciada (Viana et al., 2022; Lopes et al., 2024). O IVA integra essas variáveis ecológicas e toxicológicas para fornecer uma avaliação mais robusta da saúde ambiental de corpos hídricos impactados, sendo, portanto, um instrumento estratégico para ações de conservação e manejo sustentável (Deus et al., 2024).

A intensificação das atividades antrópicas, especialmente a expansão agrícola, tem promovido profundas alterações no uso e ocupação do solo, impactando diretamente a qualidade dos recursos hídricos, sobretudo em regiões de nascente. A degradação do solo, a supressão da vegetação nativa e a alteração da dinâmica hidrológica são processos inter-relacionados que comprometem a integridade dos ecossistemas aquáticos e a segurança hídrica das populações humanas.

Nesse contexto, destaca-se o aporte de contaminantes, como fertilizantes, agrotóxicos e efluentes domésticos e industriais, que introduzem nos corpos hídricos compostos potencialmente tóxicos, como nutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo), metais e resíduos orgânicos. Esses poluentes não apenas interferem nos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, como também representam riscos diretos à biota, devido à sua toxicidade e capacidade de bioacumulação.

Um dos principais reflexos desse desequilíbrio é a eutrofização, um processo caracterizado pelo enriquecimento excessivo de nutrientes nos corpos d'água, principalmente nitrogênio e fósforo, que estimula o crescimento descontrolado de algas e cianobactérias (Wurtsbaugh et al., 2019). A consequente redução do oxigênio dissolvido compromete a fauna aquática, e a produção de toxinas por determinadas cianobactérias representa riscos à saúde humana e à biodiversidade (Paerl; Otten, 2013).

A mitigação desses efeitos demanda a adoção de estratégias integradas de manejo ambiental, como o uso racional de fertilizantes, o tratamento adequado de efluentes e a preservação de matas ciliares, visando a sustentabilidade dos recursos hídricos (Piroli, 2023). Diante da complexidade das interações entre os fatores físico-químicos e biológicos que regulam a qualidade da água, torna-se essencial a realização de estudos sistemáticos para o monitoramento ambiental. A pesquisa científica, articulada a políticas públicas eficazes, é fundamental para subsidiar ações de conservação dos ecossistemas aquáticos e garantir a segurança hídrica das gerações atuais e futuras (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2016).

3.3.2. Contaminantes inorgânicos

Contaminantes inorgânicos incluem elementos como metais, que são persistentes no ambiente e podem ser altamente tóxicos. Os metais como o Cádmio, Chumbo, Cromo e outros que representam um desafio para os sistemas de tratamento de água e efluente existentes, e levantam preocupações em relação à conservação dos recursos hídricos e à saúde pública (Viana et al., 2021). Esses elementos são perigosos devido à sua alta toxicidade e capacidade de bioacumulação em organismos aquáticos (Maurya et al., 2019). As fontes destes contaminantes são variadas, incluindo o lançamento de efluentes industriais, atividades de mineração e a agricultura, onde o uso de agrotóxicos e fertilizantes contribuem para a contaminação dos corpos hídricos (Saravanan et al., 2024). A presença desses metais nos rios não apenas compromete a qualidade da água, mas também representa uma ameaça direta à biota aquática e das populações que dependem dessas águas para consumo e atividades recreativas (Viana et al., 2023).

Diversas estratégias têm sido adotadas para reduzir a contaminação por metais na água, como a adsorção com materiais de baixo custo, precipitação química e filtração por membranas (Cai et al., 2024). Soluções biológicas, como a fitorremediação com plantas hiperacumuladoras e a biorremediação com bactérias, também têm mostrado eficácia (Bhat et al., 2022). Essas medidas contribuem para reduzir a toxicidade e a bioacumulação de metais nos ecossistemas aquáticos. Tais avanços são fundamentais para proteger a saúde humana e a qualidade da água. Com a adoção de uma abordagem integrada e baseada em evidências será possível assegurar a conservação dos recursos hídricos para as gerações futuras (Viana et al., 2023).

3.3.3. Ecotoxicidade

A ecotoxicologia é um campo interdisciplinar que reúne fundamentos da toxicologia e da ecologia para investigar os efeitos adversos de substâncias químicas sobre os organismos vivos e os ecossistemas (Costa et al., 2008). Seu foco está na compreensão dos impactos causados por contaminantes ambientais, como metais, agrotóxicos e resíduos industriais sobre a fauna nativa, incluindo espécies não-alvo, e na avaliação dos riscos ecológicos decorrentes dessas exposições (Belden, 2020).

No contexto da avaliação da qualidade da água, especialmente em índices como o IVA, os testes ecotoxicológicos desempenham um papel essencial ao fornecer uma visão integrada da toxicidade do ambiente (Novais et al., 2023). Esses testes permitem detectar os efeitos combinados de diversos contaminantes presentes na matriz hídrica, incluindo aqueles que não são facilmente identificáveis por análises químicas convencionais. Ao utilizar organismos-teste sensíveis e protocolos padronizados, é possível obter dados mais representativos das condições reais dos ecossistemas aquáticos e orientar a formulação de critérios de qualidade ambiental mais eficazes (Liu et al., 2023).

A aplicação de organismos aquáticos em testes ecotoxicológicos tem se mostrado uma ferramenta eficiente na identificação de efeitos adversos causados por substâncias como agrotóxicos, fármacos e compostos industriais. Essa abordagem é amplamente utilizada em diferentes setores regulatórios como parte dos requisitos para registro de produtos (Soares et al., 2017). Entre os organismos mais empregados nesse tipo de avaliação estão os do gênero *Daphnia*, formado por crustáceos de água doce que respondem sensivelmente à presença de contaminantes, mesmo em concentrações muito baixas, sendo valiosos indicadores da qualidade ambiental em ecossistemas aquáticos (Prado et al., 2021). *Daphnia similis* é uma das espécies amplamente usada em testes de toxicidade aguda, que avaliam a mortalidade em até 48 horas de exposição. Nativa do Brasil, é preferida em estudos ecotoxicológicos na América do Sul por representar melhor a biota local. Apresenta alta sensibilidade, fácil cultivo e é recomendada por normas como a ABNT NBR 12713:2016 que trata da Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Crustacea, Cladocera). Por exemplo, o estudo de Rodgher et. al., 2010 mostra que seu uso contribui para diagnósticos ambientais mais precisos.

3.4. Uso e ocupação do solo e seus impactos

A utilização e a ocupação do solo representam aspectos fundamentais para a dinâmica ambiental e a sustentabilidade dos ecossistemas. O conceito de uso do solo refere-se às atividades exercidas pelo ser humano sobre uma determinada área, enquanto a ocupação do solo compreende a distribuição espacial dessas atividades e suas implicações ecológicas (Fang et al., 2022). Segundo Garcia et al., (2021), a classificação do uso e ocupação do solo pode ser realizada com base em critérios físicos, econômicos e ambientais, permitindo a identificação de padrões e tendências associadas ao desenvolvimento territorial.

A agricultura constitui uma das principais atividades antrópicas relacionadas ao uso do solo, sendo caracterizada por culturas extensivas, como soja, milho e cana-de-açúcar. De acordo com Chiappero et al., (2024), a intensificação da produção agrícola tem resultado na conversão de áreas naturais em monoculturas, promovendo a degradação do solo e a redução da biodiversidade. Além disso, o uso indiscriminado de fertilizantes e agrotóxicos contribui para a contaminação dos recursos hídricos, afetando a qualidade da água e comprometendo a saúde dos ecossistemas aquáticos. A expansão da fronteira agrícola, portanto, exige estratégias de manejo sustentável para minimizar seus efeitos deletérios sobre o meio ambiente (Paz et al., 2020).

A pecuária também desempenha um papel importante na modificação da paisagem, sendo responsável por amplas áreas de pastagem e pela compactação do solo. Jones et al., (2021) observaram que a criação extensiva de gado leva à degradação das áreas ripárias, alterando a dinâmica hídrica e favorecendo processos erosivos. A supressão da vegetação ciliar reduz a capacidade de retenção de sedimentos, intensificando o assoreamento dos corpos d'água e prejudicando a fauna aquática (Vigiak et al., 2016). Além disso, o estudo de Juncal et al. (2023) reforça que os resíduos orgânicos provenientes da atividade pecuária podem elevar os níveis de nutrientes nos cursos d'água, resultando em fenômenos como a eutrofização e a proliferação de algas nocivas.

No contexto da Bacia do Rio Dourados, no estado de Mato Grosso do Sul, os impactos mencionados tornam-se particularmente evidentes diante do uso intensivo do solo para fins agropecuários. A região é marcada pela predominância de monoculturas de soja e milho, bem como pela presença importante de pastagens e áreas com uso alternado entre agricultura e pecuária (Melo et al., 2021). Essa dinâmica tem promovido a fragmentação de habitats, a supressão de matas ciliares e o aumento da carga de nutrientes nos cursos d'água, especialmente em nascentes situadas próximas a áreas cultivadas (Viana et al., 2021).

A urbanização e a industrialização têm se expandido de maneira acelerada, acarretando profundas transformações nos ecossistemas naturais (Silveira et al., 2021). A expansão urbana desordenada, somada à ausência de infraestrutura adequada, tem intensificado a impermeabilização do solo e a geração de resíduos sólidos e líquidos. A falta de planejamento urbano pode levar à contaminação dos mananciais por efluentes domésticos e industriais, comprometendo a disponibilidade de água potável e elevando os custos de tratamento (Silva et al., 2016). A substituição de áreas permeáveis por superfícies pavimentadas também altera o regime de infiltração da água, intensificando o escoamento superficial e aumentando a incidência de enchentes em áreas urbanas (Ferreira et al., 2019).

A erosão do solo e o assoreamento dos corpos d'água são processos amplamente influenciados pelo uso inadequado da terra. A remoção da cobertura vegetal e a compactação do solo diminuem sua estabilidade, favorecendo a mobilização de partículas sedimentares e sua deposição nos leitos fluviais (Maximus, 2025). Segundo Silva et al., (2021), a perda de solo por erosão compromete a fertilidade das áreas agrícolas e reduz a capacidade de armazenamento hídrico das bacias hidrográficas. Como consequência, a disponibilidade de água para consumo humano e atividades produtivas pode ser severamente impactada, exigindo a implementação de práticas conservacionistas para conter a degradação dos solos.

A contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos e fertilizantes representa um dos desafios ambientais mais preocupantes associados ao uso do solo. Lopes e Albuquerque (2018) indicam que substâncias químicas utilizadas na agricultura podem atingir os cursos d'água por meio do escoamento superficial. Resíduos de agrotóxicos podem se bioacumular em organismos vivos, afetando a cadeia trófica e comprometendo a integridade dos ecossistemas aquáticos (Tongo et al., 2022). Dessa forma, a adoção de práticas agroecológicas e a regulamentação do uso de insumos químicos tornam-se medidas essenciais para a mitigação desses impactos.

Além disso, o padrão de uso e ocupação do solo influencia diretamente o regime hidrológico das bacias hidrográficas, alterando os fluxos de água e potencializando os processos de contaminação difusa. A conversão de vegetação nativa em áreas agrícolas e urbanas altera a taxa de infiltração da água, reduzindo a recarga dos aquíferos e aumentando a variabilidade dos fluxos hídricos (Casas et al., 2025). Conforme observado por Oliveira et al., (2021), a modificação da paisagem pode levar à intensificação de eventos extremos, como secas e enchentes, afetando a segurança hídrica das populações. A implementação de estratégias de

manejo integrado dos recursos naturais é fundamental para garantir o equilíbrio entre as demandas socioeconômicas e a preservação ambiental.

3.5 Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA)

O IVA, estabelecido pela CETESB (2022) com base em Zagatto et al., (1999), tem como principal finalidade avaliar a qualidade da água com foco na proteção da fauna e flora aquáticas, distinguindo-se dos índices voltados ao consumo humano ou recreação. Para isso, o IVA incorpora duas componentes principais: o Índice de Variáveis Mínimas para Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e o Índice do Estado Trófico (IET).

O IPMCA é formado por dois grupos de variáveis. O primeiro inclui variáveis essenciais como oxigênio dissolvido, pH e toxicidade, que são fundamentais para a manutenção da vida aquática. O segundo é composto por substâncias potencialmente tóxicas, como metais (cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, zinco, entre outros) e surfactantes, que são avaliadas com base em padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece limites para lançamento de efluentes (Brasil, 2005), pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2009) e pela legislação francesa (AFNOR, 1994). Cada variável recebe uma ponderação de 1 a 3, conforme os limites de qualidade observados, refletindo o nível de risco à biota (CETESB, 2018). O cálculo do IPMCA considera a maior ponderação entre as variáveis essenciais (VE) e a média das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas (ST), resultando na fórmula:

$$\text{IPMCA} = \text{VE} \times \text{ST}$$

O IET, por sua vez, representa o grau de trofia do corpo hídrico, sendo calculado a partir das concentrações de fósforo total e clorofila-a, com base em metodologia modificada de Carlson (1977) por Lamparelli (2004). A classificação do estado trófico pode variar entre ultraoligotrófico e hipereutrófico, com cada categoria recebendo uma ponderação de 0,5 a 5.

A integração dos dois componentes resulta na seguinte equação para o cálculo do IVA:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET}$$

Os resultados são interpretados por meio de uma escala qualitativa que classifica a qualidade da água como ótima, boa, regular, ruim ou péssima, conforme os intervalos estabelecidos. Esse índice, portanto, permite uma avaliação mais abrangente e sensível da condição ambiental de ecossistemas aquáticos, especialmente em áreas sob influência antrópica. O IVA, avalia a saúde dos ecossistemas aquáticos a partir da diversidade e da presença de organismos bioindicadores, como macroinvertebrados e peixes (Sposito et al.,

2022). Fundamenta-se na identificação da riqueza e abundância de organismos aquáticos sensíveis a contaminantes, indicando a saúde ecológica do meio hídrico (Silva et al., 2019).

A aplicação desse índice em regiões sob forte influência antrópica permite a detecção de alterações na qualidade da água ao longo do tempo, subsidiando estratégias de gestão ambiental. Estudos apontam que áreas impactadas pela agropecuária e urbanização apresentam redução significativa nos índices de qualidade, principalmente em função da contaminação por fertilizantes, agrotóxicos e esgoto doméstico (Becker et al., 2021). No caso das nascentes, a degradação ambiental compromete sua capacidade de recarga e afeta diretamente os cursos d'água a jusante, impactando a biodiversidade aquática e os usuários da água (Rangel Neto et al., 2020). A ciência tem demonstrado que a qualidade da água é um reflexo direto das atividades humanas no entorno dos corpos hídricos. Dessa forma, o IVA em estudos de monitoramento ambiental tem grande potencial para diagnosticar e prevenir problemas relacionados à contaminação da água (Deus et al., 2024).

3.6 Geotecnologias no Monitoramento Ambiental

3.6.1 Sistema de Informação Geográfica (SIG) para caracterização e monitoramento ambiental

O monitoramento ambiental desempenha papel fundamental na avaliação e gestão dos recursos naturais, permitindo a identificação de alterações nos ecossistemas e a proposição de estratégias mitigadoras. Nesse contexto, os SIG têm se destacado como ferramentas essenciais para a análise espacial e temporal de fenômenos ambientais (Mahcer et al., 2024). O SIG permite a integração de diversas camadas de informação, como dados topográficos, hidrológicos e climáticos, possibilitando uma compreensão abrangente das interações ecológicas (Raihan, 2023). Além disso, sua aplicação na gestão de bacias hidrográficas permite a detecção de impactos antrópicos e a avaliação de tendências de degradação ambiental (Goodchild, 2020).

O sensoriamento remoto é outra tecnologia fundamental para o monitoramento ambiental, fornecendo informações detalhadas sobre a dinâmica dos ecossistemas em diferentes escalas espaciais e temporais (Zhu et al., 2022). As imagens de satélite possibilitam a detecção de alterações no uso e ocupação do solo, como desmatamento, expansão urbana e de atividades agropecuárias (Jensen, 2016). Além disso, a combinação de técnicas de sensoriamento remoto com SIG permite a modelagem de cenários futuros e a previsão de impactos ambientais,

contribuindo para a formulação de políticas públicas voltadas à conservação dos recursos naturais (Henríquez et al., 2024).

Em relação ao monitoramento da qualidade da água, avanços tecnológicos têm permitido medições mais precisas e em tempo real. Sensores automáticos instalados em corpos hídricos possibilitam o monitoramento contínuo de parâmetros como temperatura, turbidez, pH e concentração de oxigênio dissolvido, proporcionando dados valiosos para a detecção de padrões alterados e para a adoção de medidas preventivas (Park; Kim; Lee, 2020). A implementação de redes de sensores conectados a sistemas de transmissão de dados em tempo real tem sido uma estratégia eficaz na gestão de recursos hídricos (Singh; Walingo, 2024).

A integração de diversas tecnologias e ferramentas de monitoramento tem se consolidado como estratégia essencial para a conservação dos recursos naturais. A combinação de SIG, sensoriamento remoto, sensores automáticos, drones e inteligência artificial tem permitido uma abordagem mais holística e eficiente na gestão ambiental. Estudos apontam que a interconectividade dessas ferramentas potencializa a capacidade de análise e tomada de decisão em tempo hábil (Rashid et al., 2025; Morante-Carballo et al., 2025). No entanto, desafios persistem quanto à implementação dessas tecnologias, especialmente em regiões com infraestrutura limitada. O alto custo de aquisição e manutenção de equipamentos, além da necessidade de capacitação técnica, são fatores que dificultam a expansão do monitoramento ambiental baseado em tecnologia (Li et al., 2020). Para superar tais desafios, é imprescindível o investimento em políticas públicas que incentivem o uso de tecnologias emergentes na gestão ambiental. Apesar disso, os Sistemas de Informação Geográfica de código aberto, como o QGIS, têm desempenhado um papel relevante no desenvolvimento de estudos ambientais com qualidade, uma vez que são ferramentas gratuitas, acessíveis e com alta precisão, favorecendo a democratização do acesso à análise espacial (Facchinelli et al., 2024).

A evolução das ferramentas de monitoramento ambiental tem sido um elemento crucial para a sustentabilidade dos recursos naturais. A adoção dessas tecnologias permite um acompanhamento dos impactos ambientais, promovendo uma gestão responsiva e baseada em evidências. Dessa forma, a inovação tecnológica emerge para garantir a segurança hídrica e a proteção dos ecossistemas no contexto de um mundo em constante transformação (Matelli, 2020).

3.7 Integração entre variáveis ambientais no monitoramento de qualidade da água

A gestão eficiente de nascentes e rios em bacias hidrográficas demanda uma abordagem interdisciplinar, capaz de integrar diferentes fontes de informação para compreender a complexidade dos processos ambientais que afetam esses ecossistemas (Rimoldi et al., 2018). Nesse contexto, os dados limnológicos são fundamentais para avaliar a qualidade físico-química da água, fornecendo informações sobre parâmetros como pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica e concentração de nutrientes. Esses indicadores permitem identificar processos como a eutrofização e a presença de contaminantes, fornecendo uma base técnica essencial para o monitoramento e diagnóstico ambiental (Silva et al., 2022).

Paralelamente, a análise do uso e ocupação do solo revela como as atividades antrópicas, especialmente a agricultura, o desmatamento e a urbanização impactam diretamente os recursos hídricos, contribuindo para o assoreamento, o aumento de nutrientes e a contaminação por agrotóxicos (Cornelli et al., 2016). O cruzamento desses dados com informações espaciais, consiste na sobreposição e análise conjunta de mapas temáticos (por exemplo, de cobertura vegetal, hidrografia, declividade e qualidade da água), permitindo identificar com maior precisão os locais mais suscetíveis à degradação. Essa integração de dados amplia a capacidade de compreender os padrões espaço-temporais dos impactos ambientais e subsidia o planejamento de intervenções mais eficazes em nível de bacia hidrográfica (Becker et al., 2021).

Complementando essa análise, o uso de organismos-teste com por exemplo, *D. similis*, fornece respostas biológicas sensíveis às alterações ambientais. Esses organismos refletem os efeitos cumulativos e subletais da poluição, muitas vezes não detectados apenas por análises físico-químicas, e são particularmente úteis na detecção de impactos agudos sobre a biodiversidade aquática (Godoy et al., 2018).

Ao integrar dados limnológicos, informações sobre o uso da terra e respostas biológicas dos organismos-teste, torna-se possível construir diagnósticos ambientais mais completos e fundamentados. Essa abordagem favorece a identificação das causas dos impactos ambientais, bem como o planejamento de medidas corretivas e preventivas, como a recuperação de matas ciliares, a melhoria do manejo agrícola e a proteção de áreas estratégicas (Contieri et al, 2024; Cortes et al., 2013). Por fim, essa integração fornece uma base técnica sólida para a formulação de políticas públicas e instrumentos de gestão, como planos de bacia e zoneamentos ecológico-econômicos.

A abordagem integrada adotada neste estudo foi desenvolvida a partir da associação entre análises limnológicas, informações de uso e ocupação do solo obtidas por sensoriamento remoto e a aplicação do IVA. Essa integração permitiu uma análise mais abrangente das

dinâmicas ambientais, favorecendo a identificação de padrões espaço-temporais de alteração na qualidade da água e a relação desses padrões com as atividades antrópicas no entorno das nascentes estudadas.

3.8.Aspectos legais e instrumentos de conservação

As nascentes monitoradas localizam-se em áreas de APP e são reguladas pelo Código Florestal (Brasil, 2012), o que reforça a importância de estudos que subsidiem políticas públicas de preservação. O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) desempenha um papel crucial na preservação dos recursos hídricos, determinando a proteção APP e da Reserva Legal (Brasil, 2012). Um exemplo específico é a obrigatoriedade legal de preservação de uma faixa mínima de 50 metros de mata ciliar no entorno das nascentes, mesmo que intermitentes, conforme definido no Artigo IV: “as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros” (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012) (Vide ADIN Nº 4.903). Esta faixa de proteção é crucial para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos, estabilidade geológica e preservação da biodiversidade. Ressalta-se que a área de estudo, composta pelas três nascentes, encontra-se integralmente inserida dentro dessa faixa obrigatória de preservação; no entanto, apesar do atendimento desse requisito legal, foi identificado que cada nascente apresenta uma porcentagem distinta de cobertura vegetal, sendo: NI > 30%; NII entre >10 e <30%; e NIII < 10%. Essa variação pode ser altamente relevante para a integridade ecológica, já que maiores porcentagens de cobertura vegetal tendem a oferecer maior proteção contra processos erosivos, entrada de sedimentos e contaminação difusa, além de contribuir diretamente para a manutenção da biodiversidade local.

As APP são, portanto, espaços territoriais protegidos com a finalidade de resguardar recursos hídricos, evitar a erosão do solo e manter a biodiversidade (Pontes et al., 2025). A manutenção dessas áreas é imprescindível para a qualidade da água, pois reduz a sedimentação e minimiza a contaminação por agrotóxicos e fertilizantes provenientes da atividade agropecuária (Kumwimba et al., 2024). A Reserva Legal, por sua vez, exige que um percentual das propriedades rurais seja conservado, mitigando os impactos da supressão vegetal e promovendo o equilíbrio ecológico (Metzger et al., 2019).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, Lei nº 9.985/2000) estabelece um modelo de proteção ambiental através da criação de Unidades de Conservação (UC), divididas em Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável (Brasil,

2000). As primeiras são caracterizadas por regras restritivas de uso, assegurando a preservação da biodiversidade e das nascentes hídricas, enquanto as segundas permitem atividades econômicas compatíveis com a conservação ambiental, como o manejo florestal sustentável e o turismo ecológico (MMA, 2021). A implementação dessas UC é essencial para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, evitando a degradação dos mananciais e garantindo a disponibilidade hídrica a longo prazo (Santos; Cherem, 2023).

A legislação ambiental brasileira apresenta um arcabouço normativo robusto, essencial para a preservação dos recursos naturais, especialmente os hídricos. A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) estabelece diretrizes para a gestão racional da água, fundamentando-se na descentralização administrativa e na participação social (Brasil, 1997). Essa legislação reconhece a água como um bem de domínio público e recurso limitado, cujo uso deve ser cobrado, garantindo equidade e sustentabilidade na sua distribuição (Ferreira et al., 2020). Além disso, a legislação introduz o planejamento integrado e a outorga pelo direito de uso, instrumentos essenciais para evitar a exploração predatória dos mananciais e para garantir sua manutenção qualitativa e quantitativa (Tundisi, 2016). Entretanto, a efetiva aplicação das normativas ambientais enfrenta desafios consideráveis, no que tange à fiscalização e ao cumprimento das leis. O desmatamento ilegal, a ocupação irregular de APP e a contaminação dos corpos d'água por atividades agropecuárias e industriais persistem como ameaças constantes, demandando maior rigor na implementação das políticas públicas (Mattos et al., 2023).

Dessa forma, o fortalecimento da gestão ambiental depende também da participação social e da conscientização da população acerca da relevância da legislação ambiental (Neto; Mallett 2023). Iniciativas de educação ambiental têm se mostrado eficazes na sensibilização dos atores sociais envolvidos na proteção dos recursos hídricos, incentivando boas práticas e ampliando a fiscalização comunitária (Chacon-Pereira et al., 2022). A mobilização de setores da sociedade civil, aliada à transparência na gestão ambiental, é fundamental para garantir a aplicação efetiva das normas e minimizar os impactos negativos sobre os ecossistemas aquáticos (Costa et al., 2021). A integração entre o poder público, a sociedade civil e os setores produtivos podem viabilizar a harmonização entre desenvolvimento econômico e conservação ambiental.

A situação ambiental das áreas avaliadas revela diferentes níveis de conformidade com a proteção exigida para a APP. As diferenças observadas na cobertura vegetal, mais de 30% em NI, cerca de 30% em NII e menos de 10% em NIII, evidenciam distintos graus de

proteção e conservação, refletindo diretamente o cumprimento (ou não) das exigências legais. Ao reunir esses dados com base na legislação vigente, o estudo oferece subsídios concretos para ações de fiscalização ambiental e pode orientar políticas públicas voltadas à recuperação e preservação de áreas sensíveis como as nascentes.

4. Referências bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2016. *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. ABNT NBR 12713:2016. Rio de Janeiro.

AFNOR. Association Française de Normalisation. *Qualité de l'eau -Guide général pour le choix des méthodes d'analyse*. Paris: AFNOR, 1994

Akinnowo, S. O. Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental Challenges*, v. 12, p. 100733, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>

Ali, D.; Almarzoug, M. H. A.; Al Ali, H.; Samdani, M. S.; Hussain, S. A.; Alarifi, S. Fish as bio indicators to determine the effects of pollution in river by using the micronucleus and alkaline single cell gel electrophoresis assay. *Journal of King Saud University Science*, v. 32, p. 2880-2885, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2020.07.012>

Associação Brasileira De Normas Técnicas. ABNT NBR 12713:2016 -Ecotoxicologia aquática -Toxicidade aguda -Método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT, 2016

Barakat, A.; Meddah, R.; Afdali, M.; Touhami, F. Physicochemical and microbial assessment of spring water quality for drinking supply in Piedmont of Béni-Mellal Atlas (Morocco). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 104, p. 39–46, abr. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.01.006>

Becker, R. W.; Araújo, D. S.; Sirtori, C.; Toyama, N. P.; Tavares, D. A.; Cordeiro, G. A.; Benassi, S. F.; Gossen, A. C.; Amaral, B. D. Pesticides in surface water from Brazil and

Paraguay cross-border region: Screening using LC-QTOF MS and correlation with land use and occupation through multivariate analysis. *Microchemical Journal*, v. 168, p. 106502, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106502>

Belden, J. Introduction to ecotoxicology. In: FOWLE III, J. R. (ed.). *An Introduction to Interdisciplinary Toxicology: From Molecules to Man*. 1. ed. Cambridge, MA: Academic Press, p. 381–393, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813602-7.00028-4>

Bhat, S. A.; Bashir, O.; Haq, S. A. U.; Amin, T.; Rafiq, A.; Ali, M.; Américo-Pinheiro, J. H. P.; Sher, F. Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, v. 303, p. 134788, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>.

Bieluczyk, W.; Cherubin, M. R.; Cerri, C. E. P.; Siqueira-Neto, M.; Abdalla-Filho, A. L.; Castro, J. I. A.; Locatelli, J. L.; Tsai, S. M.; Camargo, P. B. de. Greenhouse gas fluxes in brazilian climate-smart agricultural and livestock systems: A systematic and critical overview. *Journal of Cleaner Production*, v. 464, art. 142782, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142782>

Bocaleti, L. H. R.; Gasparotto, F.; Pariz, S.; Schmidt Filho, E.; Paccola, E. A. S. Sustentabilidade agrícola e saúde do solo. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 12, n. 5, p. 1–13, 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.005.0001>

Brancalion, P. H. S.; Garcia, L. C.; Loyola, R.; Rodrigues, R. R.; Pillar, V. D.; Lewinsohn, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, v. 10, n. 1, p. 1–5, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 28 maio 2012.

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 14 jun. 2025.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Guia de boas práticas agrícolas para a conservação do solo e da água. Brasília: MMA, 2018. Disponível em: <https://www.mma.gov.br>.

Brasil. *Resolução CONAMA n° 237, de 19 de dezembro de 1997*. Estabelece normas e critérios para o licenciamento ambiental. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>. Acesso em: 14 jan. 2025.

Brasil. *Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>. Acesso em: 11 abr. 2025.

Bueno, C.; Ávila, A. S. P.; Durán, J. M.; Perez, L.; Rodríguez-Pérez, C.; De León, G.; Medina-Elizalde, M.; Del Puerto, L.; Inda, H.; Figueira, R. C. L.; Ferreira, P. A. L.; Etchevers, I.; Cuña-Rodríguez, C.; Velázquez, P.; González, L.; Fernandes, E. H. L.; Pinho, G. L. L.; García-Rodríguez, F. Links between international market trends, agricultural intensification and extreme sedimentation rates in a transboundary South American coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, v. 975, p. 179281, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179281>

Cai, Y.; Fang, M.; Tan, X.; Hu, B.; Wang, X. Highly efficient selective elimination of heavy metals from solutions by different strategies. *Separation and Purification Technology*, [S.l.], v. 350, p. 127975, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.127975>

Carlson, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

Casas, J. D. H.; Escalante, E. F.; Richard-Cerda, J. C.; Ayuga, F. A nature-based solution to enhance aquifer recharge: Combining trees and infiltration basins. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 29, 101436, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101436>

CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 1999. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 17 mar. 2025. [pmc.ncbi.nlm.nih.gov](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov)

CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2019*. São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 17 mar. 2025.

CETESB -Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: Apêndice D -Índices de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 15 abr. 2025.

Chacon-Pereira, A; Neffa, E; Silva, L. P. Sistema de Avaliação de Projetos de Educação Ambiental para Gestão de Recursos Hídricos (SAPEA-Água). *Ambiente & Sociedade*, São Paulo, v. 25, e0123, 2022. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210061r1vu2022L2AO>

Chiappero, M. F.; Rossetti, M. R.; Moreno, M. L.; Pérez-Harguindeguy, N. A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. *Science of The Total Environment*, v. 946, p. 173822, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173822>

Contieri, B. B.; Rosa, J.; Scoarize, M. M. R.; Urbano, V. A.; Benedito, E. Anthropogenic land uses lead to changes in limnological variables in Neotropical streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 702, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12825-6>

Cook, K. V.; Beyer, J. E.; Xiao, X.; Hambright, K. D. Ground-based remote sensing provides alternative to satellites for monitoring cyanobacteria in small lakes. *Water Research*, v. 242, p. 120076, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120076>

Cordeiro, G. A.; Benassi, S. F.; Gossen, A. C.; Do Amaral, B. Pesticides in surface water from Brazil and Paraguay cross-border region: Screening using LC-QTOF MS and correlation with land use and occupation through multivariate analysis. *Microchemical Journal*, v. 168, p. 106502, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106502>

Cornelli, R.; Schneider, V. E.; Bortolin, T. A.; Cemin, G.; Santos, G. M.; Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de duas sub-bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul. *Scientia cum Industria*, Caxias do Sul, v. 4, p. 1-14, 2016. <http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v4iss1p1>

Cortes, R. M. V.; Hughes, S. J.; Pereira, V. R.; Varandas, S. G. P. Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, v. 34, p. 460-477, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>

Costa, C. R.; Olivi, P.; Botta, C. M. R.; Espíndola, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700027>

Costa, P.; Barroso, G. R.; Oliveira, K. L.; Starling, M. C. V. M.; Oliveira, S. Dinâmica espaçotemporal da qualidade das águas superficiais de dois grandes reservatórios de usinas hidrelétricas brasileiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.27, n.5, p.893-907, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210233>

Cunha, E. R.; Santos, C. A. G.; Silva, R. M. Da; Bacani, V. M.; Teodoro, P. E.; Panachuki, E.; Oliveira, N. S. Mapping Lulc Types In The Cerrado–Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 136, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8093-9>

Deus, A. C. C. R.; Matos, D. M. S. Monitoring subtropical aquatic ecosystems: evaluating the use of Trophic State Indices (TSI) and Aquatic Life Protection Index (ALPI) as baseline indices by monitoring an urban reservoir in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 84, e283148, 2024. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.283148>

Facchinelli, F.; Vargas-Ramírez, N.; McCall, M. K.; Codato, D.; Pappalardo, S. Supporting participatory spatial data creation for environmental and spatial justice: a collection of digital mapping tools. In: Bini, V.; Capocefalo, V.; Rinauro, S. (org.). *Geografia e ecologia política:*

teorias, práticas, discursos. Firenze: Società di Studi Geografici (Memorie Geografiche, NS 24), 2024. p. 327–336. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/386215599>. Acesso em: 20 maio 2025.

Fang, Z.; Ding, T.; Chen, J.; Xue, S.; Zhou, Q.; Wang, Y.; Wang, Y.; Huang, Z.; Yang, S. Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions. *Science of The Total Environment*, v. 831, p. 154967, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154967>

Ferreira, C. S. S.; Moruzzi, R.; Isidoro, J. M. G. P.; Tudor, M.; Vargas, M.; Ferreira, A. J. D.; Lima, J. L. M. P. de. Impacts of distinct spatial arrangements of impervious surfaces on runoff and sediment fluxes from laboratory experiments. *Anthropocene*, v. 28, p. 100219, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100219>

Ferreira, S. C. G.; Lima, A. M. M.; Corrêa, J. A. M. Indicators of hydrological sustainability, governance and water resource regulation in the Moju river basin (PA) -Eastern Amazonia. *Journal of Environmental Management*, v. 263, 110354, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110354>

Fernández-Ortega, J.; Ulloa-Cedamano, F.; Barberá, J. A.; Batiot-Guilhe, C.; Jourde, H.; Andreo, B. A common framework for the development of spring water contamination early warning system in western Mediterranean karst areas: Spanish and French sites. *Science of The Total Environment*, v. 956, p. 177294, 15 dez. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177294>

Fontana, A. C. D.; Pereira, I. A.; Neto, A. R. P.A; Oliveira, D. F.; Nascimento, M. M.; Santos, A. G. Investigação de indicativos de qualidade da água em trechos dos rios urbanos Lucaia e Jaguaribe em Salvador, Bahia, Brasil. *Revista de Gestão de Água da América Latina - REGA*, v. 16, e8, 2019. <https://dx.doi.org/10.21168/reg.v16e8>

Garcia, J. M.; Mantovani, P.; Gomes, R. C.; Longo, R. M.; Demanboro, A. C.; Bettine, S. C.; Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, v. 30, n. 1, p. 228-254, jan./abr. 2018. <https://doi.org/10.14393/SN->

Garcia, J. M.; Silva, J. C.; Longo, R. M. Relação entre uso e ocupação do solo e potenciais serviços ambientais em microbacia hidrográfica urbana. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 10, n. 1, p. 1–26, 2021. <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.17012>

García-Nieto, P. J.; García-Gonzalo, E.; Fernández, J. R. A.; Muñiz, C. M.; Forecast of chlorophyll-a concentration as an indicator of phytoplankton biomass in El Val reservoir by utilizing various machine learning techniques: A case study in Ebro river basin, Spain. *Journal of Hydrology*, v. 639, 2024, Art. 131639. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131639>

Giusti, G.; Barrera Saavedra, Y. M.; Fonseca De Almeida, G. Environmental impacts assessment of maize, soybean, and wheat production in the southwest of São Paulo state: alternative scenarios for the substitution of chemical fertilization. *Engenharia Agrícola*, v. 30, p. 328–346, 2022. <https://doi.org/10.13083/reveng.v30i1.13864>

Godoy, A. A.; Domingues, I.; Nogueira, A. J. A.; Kummrow, F. Ecotoxicological effects, water quality standards and risk assessment for the anti-diabetic metformin. *Environmental Pollution*, v. 243, parte A, p. 534-542, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.031>

Goodchild, M. F. How well do we really know the world? Uncertainty in GIScience. *Journal of Spatial Information Science*, v. 20, p. 9-25, 2020. <http://dx.doi.org/10.5311/JOSIS.2020.20.664>

Hénault-Ethier, L.; Larocque, M.; Perron, R.; Wiseman, N.; Labrecque, M. Hydrological heterogeneity in agricultural riparian buffer strips. *Journal of Hydrology*, v. 546, p. 276–288, mar. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.001>

Henríquez, C.; Pontius, R.G.; Contreras, P. 2024. Performance Of Ca_Markov And Dinamica Ego models to evaluate urban risk in Antofagasta and Mejillones, Chile. *Nat. Hazards* 120, 8411-8435. <https://doi.org/10.1007/s11069-024-06512-5>

HEß, S.; Hof, D.; Oetken, M; Sundermann, A. Macroinvertebrate communities respond

strongly but non-specifically to a toxicity gradient derived by effect-based methods. *Environmental Pollution*, v. 356, 124330, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124330>

Hutchings, A. M.; De Vries, C. S.; Hayes, N. R.; Orr, H. G. Temperature and dissolved oxygen trends in English estuaries over the past 30 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 306, p. 108892, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108892>

Irvine, D. J.; Singha, K.; Kurylyk, B. L.; Briggs, M. A.; Sebastian, Y.; Tait, D. R.; Helton, A. M. Groundwater-surface water interactions research: Past trends and future directions. *Journal of Hydrology*, v. 644, art. 132061, nov. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132061>

Jensen, J. R. Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall Press, 2016. Disponível em: [https://www.pearson.com/en-us/subject-catalog/p/Jensen-Introductory-Digital-Image-Processing-A-Remote-Sensing-Perspective-Subscription-4th Edition/P200000006907/9780137551118](https://www.pearson.com/en-us/subject-catalog/p/Jensen-Introductory-Digital-Image-Processing-A-Remote-Sensing-Perspective-Subscription-4th-Edition/P200000006907/9780137551118). Acesso em: 18 jan. 2025.

Jones, C. S.; Duncan, D. H.; Rumpff, L.; Robinson, D.; Vesk, P. A. Permanent removal of livestock grazing in riparian systems benefits native vegetation. *Global Ecology and Conservation*, v. 33, e01959, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01959>

Juncal, M. J. L.; Masino, P.; Bertone, E.; Stewart, R. A. Towards nutrient neutrality: A review of agricultural runoff mitigation strategies and the development of a decision-making framework. *Science of the Total Environment*, v. 874, p. 162408, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162408>

Kakade, A.; Sharma, M.; Salama, E.-S.; Zhang, P.; Zhang, L.; Xing, X.; Yue, J.; Song, Z.; Nan, L.; Yujun, S.; Li, X. Heavy metals (HMs) pollution in the aquatic environment: Role of probiotics and gut microbiota in HMs remediation. *Environmental Research*, v. 214, p. 115186, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115186>.

Kandler, M.; Blechinger, K.; Seidler, C. Pavlu.; Sanda, M.; Dostál, T.; Krása, J.; Vitvar, T.; Stich, M. Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic

and in Germany. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 1316-1325, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.221>

Khangar, N. S.; Thangavel, M. Assessment of the environmental impacts of soybean production within fields in Madhya Pradesh: a life cycle analysis approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 21, n. 3, p. 688–701, 2025. <https://doi.org/10.1093/inteam/vjae052>

Kumwimba, M. N.; Akter, S.; Li, X.; Dzakupasu, M.; Ifon, B. E.; Manirakiza, B.; Muyembe, D. K.; Zhang, Y.; Huang, J.; Guadie, A. Nutrient and sediment retention by riparian vegetated buffer strips: Impacts of buffer length, vegetation type, and season. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 369, 109050, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109050>

Lamparelli, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) -Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

Lei, C. Evaluating coupled influences of slope class and land use change on water quality using single and composite indices in an agricultural basin. *Catena*, v. 248, p. 108584, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108584>

Leite, E. F.; Berezuk, A. G.; Silva, C. A.; Carvalho, E. M. O Relevô E O Uso Da Terra Da Bacia Hidrográfica Do Rio Miranda, Ms. In: Lima, T. N.; Faria, R. R. (Org.). Ecótono Cerrado Pantanal: meio ambiente e história natural. Campina Grande: Editora Amplla, Cap. 1, p. 12-30, 2021. <https://doi.org/10.51859/amplla.ecp672.1121-1>

Lopes, C. V. A.; Albuquerque, G. S. C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde em Debate*, Rio de Janeiro, v. 42, p. 518-534, 2018. <https://doi.org/10.1590/0103-1104201811714>

Li, X.; Shen, X.; Jiang, W.; Xi, Y.; Li, S. Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, [S.l.], v. 278, p. 116420, 2024. [10.1016/j.ecoenv.2024.116420](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116420)

Liu, C.; Geng, Z.; Xu, J.; Li, Q.; Zhang, H.; Pan, J.. Advancements, Challenges, and Future Directions in Aquatic Life Criteria Research in China. *Toxics, Basel*, v. 11, p. 862, 2023.

<https://doi.org/10.3390/toxics11100862>

Liu, X.; Zhang, G.; Sun, G.; Wu, Y.; Chen, Y. Assessment of lake water quality and eutrophication risk in an agricultural irrigation area: a case study of the Chagan Lake in Northeast China. *Water*, v. 11, n. 11, p. 2380, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11112380>

Lopes, M. C.; Vieira, V. C.; Tavares, P. R. L. Análise do Índice Relativo de Qualidade das Nascentes do Município de Barbalha-CE, Brasil. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, Miami, v. 18, p. 1-11, 2024. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n4-056>

Lopes, R. M.; Akari, M.; De La Cruz, L. T.; Uttieri, M. Analysis of swimming trajectories in *Daphnia similis* as an environmental impact assessment tool. *Journal of Plankton Research*, v. 47, fbac015, 2025. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbac015>

Luna Juncal, M. J.; Masino, P.; Bertone, E.; Stewart, R. A. *Towards nutrient neutrality: A review of agricultural runoff mitigation strategies and the development of a decision-making framework. Science of The Total Environment*, v. 874, p. 162408, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162408>

Mahcer, I.; Baahmed, D.; Chemirik, C. H. K.; Nedjai, R. Mapping environmental impacts in North-Western Algeria through multivariate spatio-temporal analysis using remote sensing and geographic information system. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, v. 25, n. 5, p. 42–60, 2024. <https://doi.org/10.12912/27197050/184320>

Matelli, J. A. Inteligência artificial em engenharia ambiental: aplicações e oportunidades. São Paulo: Editora UNESP, pp. 103-134, 2020. <https://doi.org/10.7476/9786557140093.0006>

MMA. *Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/recursos-hidricos/plano-nacional-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 17 mar. 2025.

Mattos, T. P. L., Bitello, F. F., Brito, C. R., Moura, D. R. S., Cerqueira, H. G., Santos, V. S., Santana, I. F., Meira, A. B., & Mello, M. E. Direito Ambiental no Brasil: Avanços, Desafios e Perspectivas. *IOSR Journal of Humanities and Social Science (IOSR-JHSS)*, v. 30, p. 32-38, 2023. <https://doi.org/10.9790/0837-3002013238>

Maurya, P. K.; Malik, D. S.; Yadav, K. K.; Kumar, A.; Kumar, S.; Kamyab, H. Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation. *Toxicology Reports*, v. 6, p. 472–481, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.05.012>

Maximus, J. K. Assessing watershed vulnerability to erosion and sedimentation: Integrating DEM and LULC data in Guyana's diverse landscapes. *HydroResearch*, v. 8, p. 178–193, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2024.11.002>

Melo, M. P.; Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Sposito, J. C. V.; Francisco, L. F. V.; Nascimento, V. A.; Barufatti, A. Effects of local land use on riparian vegetation, water quality, and in situ toxicity. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 16, n. 5, p. e2751, 2021. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2856> [linkcopy](#)

Metzger, J. P.; Bustamante, M. M. C.; Ferreira, J.; Fernandes, G. W.; Librán-Embid, F.; Pillar, V. D.; Prist, P. R.; Rodrigues, R. R.; Vieira, I. C. G.; Overbeck, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 17, p. 104–116, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.09.001>

Morante-Carballo, F.; Arcentales-Rosado, M.; Caicedo-Potosí, J.; Carrión-Mero, P. Artificial intelligence applications in hydrological studies and ecological restoration of watersheds: A systematic review. *Watershed Ecology and the Environment*, in press, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.wsee.2025.05.004>

Moreira, V. S.; Candido, L. A.; Mota, M. C.; Webler, G.; Oliveira, E. P.; Roberti, D. R. Impacts of climate change on water fluxes and soybean growth in southern Brazil. *Revista Ciência*

Agronômica, v. 54, e20228398, 2023. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20230014>

Nascimento, M. J. J.; Souza, A. M. S.; Jesus, E. N.; Bastos, M. R. B. C.; Pereira, A. S.; Passos, K. F. S.; Neta, M. M. N.; Feitosa, F. R. S. Conservação de matas ciliares por meio da educação ambiental: a experiência da comunidade ribeirinha da Prata em Entre-Rios-BA. *Revista Foco*, v. 18, p. 1–25, 2025. <http://dx.doi.org/10.54751/revistafoco.v18n4-034>

Nakayama, Y.; Arreguin, S.; Leon, P.; Douglass, M.; Becker, T.; Margenot, A. J. Nitrogen losses under soybean production are mitigated by substituting ammonium phosphates with triple superphosphate but non-fertilizer losses remain appreciable. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 378, 109274, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109274>

Neto, P. B.; Mallett, A. Public participation in environmental impact assessment processes through various channels -Can you listen to us now? Lessons from a Brazilian mining case. *The Extractive Industries and Society*, v. 13, 101186, mar. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2022.101186>

Nguyen, M.-K.; Lin, C.; Nguyen, H.-L.; Le, V.-G.; Haddout, S.; Um, M.-J.; Chang, S. W.; Nguyen, D. D. Ecotoxicity of micro- and nanoplastics on aquatic algae: Facts, challenges, and future opportunities. *Journal of Environmental Management*, v. 346, p. 118982, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118982>.

Novais, M. H.; Penha, A. M.; Catarino, A.; Martins, I.; Fialho, S.; Lima, A.; Morais, M.; Palma, P. The usefulness of ecotoxicological tools to improve the assessment of water bodies in a climate change reality. *Science of the Total Environment*, v. 901, p. 166392, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166392>

Nurunzzaman, M.; Bahar, M. M.; Naidu, R. Diffuse soil pollution from agriculture: Impacts and remediation. *Science of The Total Environment*, v. 962, p. 178398, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178398>

Oliveira, L. D.; Alves, W. Dos S; Pereira, M. A. B.; Morais, W. A.; Nunes, N. C.; Lima, L. O.;
Análise das relações entre aspectos físicos e qualidade hídrica da alta bacia hidrográfica do

Ribeirão da Laje, no município de Rio Verde, estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 5, p. 2664-2684, 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.5.p2664-2684>

Paerl, H. W.; Otten, T. G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, v. 65, p. 995-1010, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>

Park, J.; Kim, K. T.; Lee, W. H. Recent advances in information and communications technology (ICT) and sensor technology for monitoring water quality. *Water*, v. 12, p. 510, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020510>

Paz, D. B.; Henderson, K.; Loreau, M. Agricultural land use and the sustainability of social-ecological systems. *Ecological Modelling*, v. 437, p. 109312, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109312>

Pirolí, E. L. Manejo de bacias hidrográficas para produção de água e segurança hídrica. São Paulo: Editora UNESP, p. 127-161, 2023. <https://doi.org/10.7476/9786557144534.0008>

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

Pontes, P. R. M.; Cavalcante, R. B. L.; Salomão, G. N.; Guimarães, J. T. F.; Dall'agnol, R. Environmental assessment based on soil loss, deforestation in permanent preservation areas, and water quality applied in the Itacaiúnas Watershed, Eastern Amazon. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 13, p. 248–262, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2024.11.001>

Prado, C. C. A.; Queiroz, L. G.; Silva, F. T.; Paiva, T. C. B. de. Ecotoxicological effect of ketoconazole on the antioxidant system of *Daphnia similis*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, v. 246, p. 109080, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109080>

- Raihan, A. A comprehensive review of the recent advancement in integrating deep learning with geographic information systems. *Research Briefs on Information & Communication Technology Evolution (ReBICTE)*, v. 9, art. 06, 2023. <https://doi.org/10.56801/rebict.e.v9i.160>
- Rashid, A. B.; Kausik, A. K.; Khandoker, A.; Siddque, S. N. Integration of Artificial Intelligence and IoT with UAVs for Precision Agriculture. *Hybrid Advances*, v. 10, p. 100458, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2025.100458>
- Rezende, V. T.; Bonaudo, T.; Alves, R. B.; Nascimento, R. A.; Gameiro, A. H. Cascade effect of nitrogen on Brazilian soybean production chain. *Nitrogen*, v. 2, p. 128–138, 2021. <https://doi.org/10.3390/nitrogen2020009>
- Rimoldi, F.; Peluso, L.; Rossini, G. B.; Ronco, A. E.; Demetrio, P. M. Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). *Ecological Indicators*, v. 89, p. 188-198, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.063>
- Risi, F. G. E.; Hüther, C. M.; Righi, C. A.; Umburanas, R. C.; Tezotto, T.; Dourado Neto, D.; Reichardt, K.; Pereira, C. R. Sustainability analysis of nitrogen use efficiency in soybean-corn succession crops of Midwest Brazil. *Nitrogen*, v. 5, p. 232–253, 2024. <https://doi.org/10.3390/nitrogen5010016>
- Rocha P. A.; Koide, S. Monitoramento da qualidade da água do lago Paranoá: uma revisão e discussão sobre necessidades para a gestão. *Paranoá*, 17, e51419, 2024. <https://doi.org/10.18830/1679-09442024v17e51419>
- Santos, L. A. C.; Lima, P. E. M. Comparação entre diferentes algoritmos de classificação supervisionada no mapeamento temático de uma bacia hidrográfica. *TreeDimensional*, v. 3, p. 27-41, 2018. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p961-972>
- Santos, S. A.; Cherem, L. F. S. Estrutura espacial e temporal das Unidades de Conservação no Cerrado: heterogeneidade combinada em prol da conservação. *Sociedade & Natureza*, v. 35, e65504, 2023. <https://doi.org/10.14393/SN-v35-2023-65504>

Saravanan, P.; Saravanan, V.; Rajeshkannan, R.; Arnica, G.; Rajasimman, M.; Baskar, G.; Pugazhendhi, A. Comprehensive review on toxic heavy metals in the aquatic system: sources, identification, treatment strategies, and health risk assessment. *Environmental Research*, [S.l.], v. 258, p. 119440, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119440>

Shah, N. W.; Baillie, B. R.; Bishop, K.; Ferraz, S.; Högbom, L.; Nettles, J. The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management*, v. 522, p. 120397, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>

Silva, E. C.; Gutjahr, A. L. N.; Braga, C. E. S; Caracterização físico-química da água de um rio urbano amazônico, Capanema, Pará, Brasil. *Research, Society and Development*, v. 10, e51101622866, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i16.22866>

Silva, F. L.; Fushita, Â. T.; Cunha-Santino, M. B.; Bianchini Jr, I. Adopting Basic Quality Tools And Landscape Analysis For Applied Limnology: An Approach for freshwater reservoir management. *Sustainable Water Resources Management*, v. 8, 2022. <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00655-8>

Silva, L. J.; Lopes, L. G.; Amaral, L. A.; Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, p. 615-622, jul./set. 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121151>

Silva, L. Brito.; Schmidt, F.; Santos, A. Mota. Ciência ambiental: reflexões sobre o monitoramento de resíduos de agrotóxicos em águas potável, superficial e subterrânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, p. 193-200, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190321>

Silveira, V. R.; Oliveira Júnior, J. F.; Silva, M. S.; Silva, C.; Alves, A. R.; Pontes, A. S.; Pimentel, L. C. G.; Rotunno Filho, O. C. Analysis of urban–industrial expansion and increasing level of ozone concentration as subsiding an environmental management plan for the east of Rio de Janeiro metropolitan area -Brazil. *Land Use Policy*, v. 101, p. 105148, fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105148>

Singh, Y.; Walingo, T.; Smart Water Quality Monitoring with IoT Wireless Sensor Networks, v. 24, n. 9, pág. 2.871, 30 abr. 2024. <https://doi.org/10.3390/s24092871>

Soares, M. P.; Jesus, F.; Almeida, A. R.; Zlabek, V.; Grabic, R.; Domingues, I.; Hayd, L. Endemic shrimp *Macrobrachium pantanalense* as a test species to assess potential contamination by pesticides in Pantanal (Brazil). *Chemosphere*, v. 168, p. 1082–1092, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.100>

Stevens, L. E.; Schenk, E. R.; Springer, A. E. *Springs ecosystem classification*. Ecological Applications, v. 31, n. 1, e02218, 2021. <https://doi.org/10.1002/eap.2218>

Tanvir, R. U.; Hu, Z.; Zhang, Y.; Lu, J. Cyanobacterial community succession and associated cyanotoxin production in hypereutrophic and eutrophic freshwaters. *Environmental Pollution*, v. 290, p. 118056, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118056>

Tongo, I.; Onokpasa, A.; Emerure, F.; Balogun, P. T.; Enuneku, A. A.; Erhunmwunse, N.; Asemota, O.; Ogbomida, E.; Ogbeide, O.; Ezemonye, L. Levels, bioaccumulation and biomagnification of pesticide residues in a tropical freshwater food web. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 19, p. 1467–1482, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03212-6>

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. *Limnologia: conceitos e aplicações*. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2016.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *National Recommended Water Quality Criteria*. Washington, DC, 2009.

USGS. *Land Cover Trends: Brazil*. U.S. Geological Survey, 2020. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/land-cover-trends-brazil>. Acesso em: 17 mar. 2025.

USGS. *Global Land Cover Characterization*. U.S. Geological Survey, 2024. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/global-land-cover-characterization>. Acesso em: 17

mar. 2025.

Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Sposito, J. C. V.; Melo, M. P.; Francisco, L. F. V.; Nascimento, V. A.; Barufatti, A.; High iron content in river waters: environmental risks for aquatic biota and human health. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 16, e2751, 2021. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2751>

Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Kummrow, F.; Lima, N. A.; Dias, M. A.; Montagner, C.C.; Pereira, R. H. G.; Barros, A.; Barufatti, A.; Occurrence of contaminants of emerging concern and their risks to the Pantanal Sul-Mato-Grossense aquatic biota, Brazil. *Chemosphere*, v. 337, 139429, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139429>

Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Kummrow, F.; Nascimento, V. A.; Melo, E. S. P.; Lima, N. A.; Barufatti, A. Bioaccumulation, genotoxicity, and risks to native fish species from inorganic contaminants in the Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brazil. *Environmental Pollution*, v. 314, p. 120204, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120204>

Vigiak, O.; Malagó, A.; Bouraoui, F.; Grizzetti, B.; Weissteiner, C. J.; Pastori, M. Impact of current riparian land on sediment retention in the Danube River Basin. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, v. 8, p. 30–49, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2016.08.001>

Wang, J.; Yuan, S.; Tang, L.; Pan, X.; Pu, X.; Li, R.; Shen, C. Contribution of heavy metal in driving microbial distribution in a eutrophic river. *Science of The Total Environment*, [S.l.], v. 712, p. 136295, 2020. [10.1016/j.scitotenv.2019.136295](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136295).

Wurtsbaugh, W. A.; Paerl, H. W.; Dodds, W. K. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water*, v. 6, e1373, 2019. <https://doi.org/10.1002/wat.2.1373>

Zagatto, P.A; Lorenzetti, M.L; Lamparelli, M. E. P; Menegon Jr., N; Bertoletti, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11(2) 111-126, 1999.

Zhang, H.; Zhao, L.; Sun, Y.; Wang, J.; Wei, H. Contribution of sediment oxygen demand to hypoxia development off the Changjiang Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 192, p. 149–157, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.05.006>

Zhang, J., Liang, X., Zhang, Y.-K., Chen, X., Ma, E., & Schilling, K. (2022). Groundwater responses to recharge and flood in riparian zones of layered aquifers: An analytical model. *Journal of Hydrology*, 614(B), 128547. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128547>

Zhu, Z.; Qiu, S.; Ye, S. Remote sensing of land change: A multifaceted perspective. *Remote Sensing of Environment*, v. 282, p. 113266, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113266>

.

Capítulo 2

Avaliação integrada da qualidade da água em nascentes sob influência agrícola em área de transição Cerrado-Mata Atlântica

Revista: Environmental Monitoring and Assessment

Fator de impacto: 3.0 (2024)

CiteScore: 5.0

Highest percentile: 70%



Normas da revista

Resumo

O impacto do cultivo da soja na qualidade da água de nascentes em ecótonos zonas de transição ambiental entre biomas, sensíveis ao uso do solo ainda é pouco explorado na literatura, sobretudo em áreas de intensa pressão agrícola. As nascentes são essenciais para a manutenção da qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos. No Brasil, o avanço do cultivo de soja tem provocado alterações significativas na paisagem, substituindo a vegetação nativa por monoculturas e afetando ecossistemas aquáticos. Este estudo teve como objetivo avaliar, de forma integrada, os impactos do uso e cobertura da terra sobre a qualidade da água em nascentes localizadas no ecótono Cerrado-Mata Atlântica, influenciadas pelo cultivo da soja. A pesquisa foi conduzida na Bacia do Rio Dourados (MS), com coletas entre outubro de 2021 e março de 2022, abrangendo o ciclo agrícola da soja. Foram analisadas três nascentes (NI, NII e NIII), com diferentes níveis de cobertura de vegetação ripária. A metodologia envolveu classificação supervisionada de imagens Landsat 9 no QGIS, coletas mensais de água para análises limnológicas e de elementos inorgânicos, além de testes estatísticos (Friedman e Nemenyi) e Análise de Componentes Principais (PCA). Os resultados indicaram aumento de nitrogênio total, ferro total e fósforo total nas nascentes mais impactadas pela agricultura. A vegetação ripária correlacionou-se negativamente com o nitrato e positivamente com o ferro, sugerindo seu papel como barreira à lixiviação de nutrientes e influência nos processos geoquímicos do solo. A PCA revelou que nascentes com maior vegetação apresentaram menor associação com vetores de contaminação e melhores condições ambientais, sendo a NIII a mais relacionada a altos valores do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA). O estudo revela que o uso intensivo do solo compromete a qualidade da água e que a vegetação ripária, embora essencial, não é suficiente isoladamente para conter os impactos. Assim, práticas de manejo sustentável e a restauração das áreas de vegetação nativa despontam como indispensáveis à conservação dos recursos hídricos. A principal contribuição deste estudo reside na aplicação integrada de sensoriamento remoto, análises limnológicas, o IVA e estatística multivariada, oferecendo uma avaliação abrangente dos efeitos do cultivo da soja sobre nascentes da Bacia do Rio Dourados.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra, Análises limnológicas, Índice de proteção da vida aquática (IVA), Análise de Componentes Principais (PCA), Vegetação ripária

Abstract

The impact of soybean cultivation on spring water quality in ecotones—environmental transition zones between biomes, sensitive to land use—is still little explored in the literature, especially in areas under intense agricultural pressure. Springs are essential for maintaining the quality and availability of water resources. In Brazil, the expansion of soybean cultivation has caused significant changes to the landscape, replacing native vegetation with monocultures and affecting aquatic ecosystems. This study aimed to comprehensively assess the impacts of land use and land cover on water quality in springs located in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone, influenced by soybean cultivation. The research was conducted in the Dourados River Basin (MS), with collections between October 2021 and March 2022, spanning the soybean agricultural cycle. Three springs (NI, NII, and NIII) with varying levels of riparian vegetation cover were analyzed. The methodology involved supervised classification of Landsat 9 images in QGIS, monthly water collections for limnological and inorganic element analyses, as well as statistical tests (Friedman and Nemenyi) and Principal Component Analysis (PCA). The results indicated an increase in total nitrogen, total iron, and total phosphorus in the springs most impacted by agriculture. Riparian vegetation correlated negatively with nitrate and positively with iron, suggesting its role as a barrier to nutrient leaching and an influence on soil geochemical processes. PCA revealed that springs with more vegetation were less associated with contamination vectors and had better environmental conditions, with NIII being the most correlated with high Aquatic Life Protection Index (IVA) values. The study reveals that intensive land use compromises water quality and that riparian vegetation, while essential, is not sufficient alone to mitigate these impacts. Therefore, sustainable management practices and the restoration of emerging native vegetation areas are essential for water resource conservation. The main contribution of this study lies in the integrated application of remote sensing, limnological analyses, VAT and multivariate statistics, offering a comprehensive assessment of the effects of soybean cultivation on springs in the Dourados River Basin.

Keywords: Land use and land cover, Limnological analysis, Aquatic life protection index (IVA), Principal Component Analysis (PCA).

1. Introdução

O Cerrado e a Mata Atlântica destacam-se entre os biomas mais biodiversos e estratégicos do Brasil, abrigando uma rica variedade de espécies e exercendo funções ecológicas essenciais para o equilíbrio ambiental (Grelle et al., 2021; Schwaida et al., 2023). O Cerrado, considerado a savana mais rica em biodiversidade do mundo, cumpre papel fundamental na regulação climática e na recarga dos aquíferos, sendo berço de importantes bacias hidrográficas (Martins et al., 2025). A Mata Atlântica, embora fortemente fragmentada, ainda preserva remanescentes florestais com alto grau de endemismo e relevância ecológica (Costa et al., 2017).

Entre esses dois biomas, encontra-se uma zona de transição ecológica, conhecida como ecótono, caracterizada por heterogeneidade ambiental e relevância para a conectividade de habitats e a manutenção dos fluxos hidrológicos. No entanto, essa condição também a torna vulnerável à intensificação do uso do solo, sobretudo em função da expansão da agricultura (Costa et al., 2023).

É nesse contexto que se insere a Bacia do Rio Dourados (MS) exemplifica os conflitos entre conservação ambiental e expansão agrícola. As nascentes analisadas situam-se em ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica, áreas sensíveis à intensificação do uso do solo, sobretudo pela expansão da soja, que causa profundas alterações nesses ambientes (Lucas et al., 2021). O modelo produtivo adotado envolve uso intensivo do solo, com mecanização, agrotóxicos, fertilizantes e substituição da vegetação nativa por monoculturas (Nuruzzaman et al., 2025). A sucessão da soja pelo milho eleva ainda mais a demanda por insumos, especialmente nitrogenados, aumentando o acúmulo de nutrientes e os riscos de contaminação hídrica por lixiviação (Bocaleti et al., 2021; Risi et al., 2024).

Estudos em outras regiões agrícolas, como na Amazônia Oriental (Morgado et al., 2023), demonstraram a presença de resíduos de agrotóxicos, como glifosato e atrazina, além de pesticidas organoclorados persistentes em águas superficiais e sedimentos. Essas evidências reforçam a preocupação quanto aos efeitos da agricultura intensiva sobre a qualidade dos recursos hídricos, mesmo quando os compostos em questão não são mais utilizados. Na Bacia do Rio Dourados, impactos similares têm sido observados, incluindo aumento da erosão, assoreamento de cursos d'água e fragmentação da paisagem (Cunha & Bravo, 2022), comprometendo a qualidade da água e a biodiversidade aquática (CETESB, 2013).

As nascentes desempenham papel crucial no equilíbrio hidrológico, ao abastecerem rios e córregos, recarregarem aquíferos e fornecerem água para uso humano, ecossistemas e atividades econômicas (Luo et al., 2020). Sua conservação é vital para a manutenção de serviços ecossistêmicos, mas a degradação dessas áreas causada por alterações no uso do solo e práticas agrícolas intensivas compromete a disponibilidade e a qualidade da água em toda a bacia (Raffee et al., 2022; Staponites et al., 2022). O uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos, a compactação do solo e o manejo inadequado favorecem a eutrofização e a introdução de contaminantes químicos nos ecossistemas aquáticos (Farias & Zamberlan, 2013; Ribeiro et al., 2024), enquanto o aumento do escoamento superficial intensifica o transporte de sedimentos e nutrientes, reduzindo a potabilidade e a qualidade ecológica dos corpos d'água (Bettoni et al., 2023; Dhankhar et al., 2023).

Apesar dos avanços no monitoramento ambiental, ainda são limitados os estudos que avaliam, de forma integrada, os impactos da agricultura intensiva sobre nascentes. Faltam abordagens que combinam análises limnológicas, indicadores biológicos e ferramentas de sensoriamento remoto, considerando simultaneamente os aspectos físico-químicos da água, a resposta ecológica dos ecossistemas e a dinâmica de uso e cobertura da terra. Essa integração é fundamental para uma compreensão mais ampla dos efeitos do uso do solo sobre a qualidade da água, sobretudo no Cerrado sul-mato-grossense, onde a pressão agrícola incide sobre áreas de alta relevância ecológica e hidrológica (Moura et al., 2021).

Diante desse cenário, o presente estudo tem como objetivo avaliar os impactos do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água em áreas de nascentes da Bacia do Rio Dourados (MS), inseridas na zona de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica. Para isso, adotou-se uma abordagem integrada que associa parâmetros limnológicos, análises de uso da terra via sensoriamento remoto e a aplicação do IVA, de modo a subsidiar estratégias de conservação e manejo sustentável dos recursos hídricos em ecótonos sob intensa transformação antrópica.

2. Material e métodos

2.1 Seleção da área de estudo

A seleção das áreas foi orientada pela proximidade a regiões com cultivo intensivo de soja, de modo a permitir a avaliação dos efeitos dessa atividade sobre a qualidade dos corpos hídricos. Por se tratarem de áreas de nascentes, pontos iniciais da rede hidrográfica,

apresentam condições mais controladas para análise, com menor influência de afluentes e de processos cumulativos ao longo do curso dos rios. Além disso, foram observadas as diretrizes da Lei nº 12.651/2012, que regulamenta as Áreas de Preservação Permanente (APP), assegurando a proteção legal mínima ao entorno de cada nascente e mantendo a individualidade dos pontos monitorados, com distanciamento superior a dois mil metros entre eles.

Foram escolhidas três nascentes localizadas na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (MS), identificadas e georreferenciadas com o auxílio do software Google Earth™. A seleção considerou como critério a variação no grau de cobertura vegetal ripária e no uso agrícola no entorno. As nascentes foram denominadas NI, NII e NIII, apresentando, respectivamente, alta ($> 30\%$), intermediária ($10\text{--}30\%$) e baixa ($< 10\%$) cobertura de vegetação ripária (Figura 1). As coletas das amostras de água foram realizadas mensalmente, de outubro de 2021 a março de 2022, período correspondente à safra de soja.

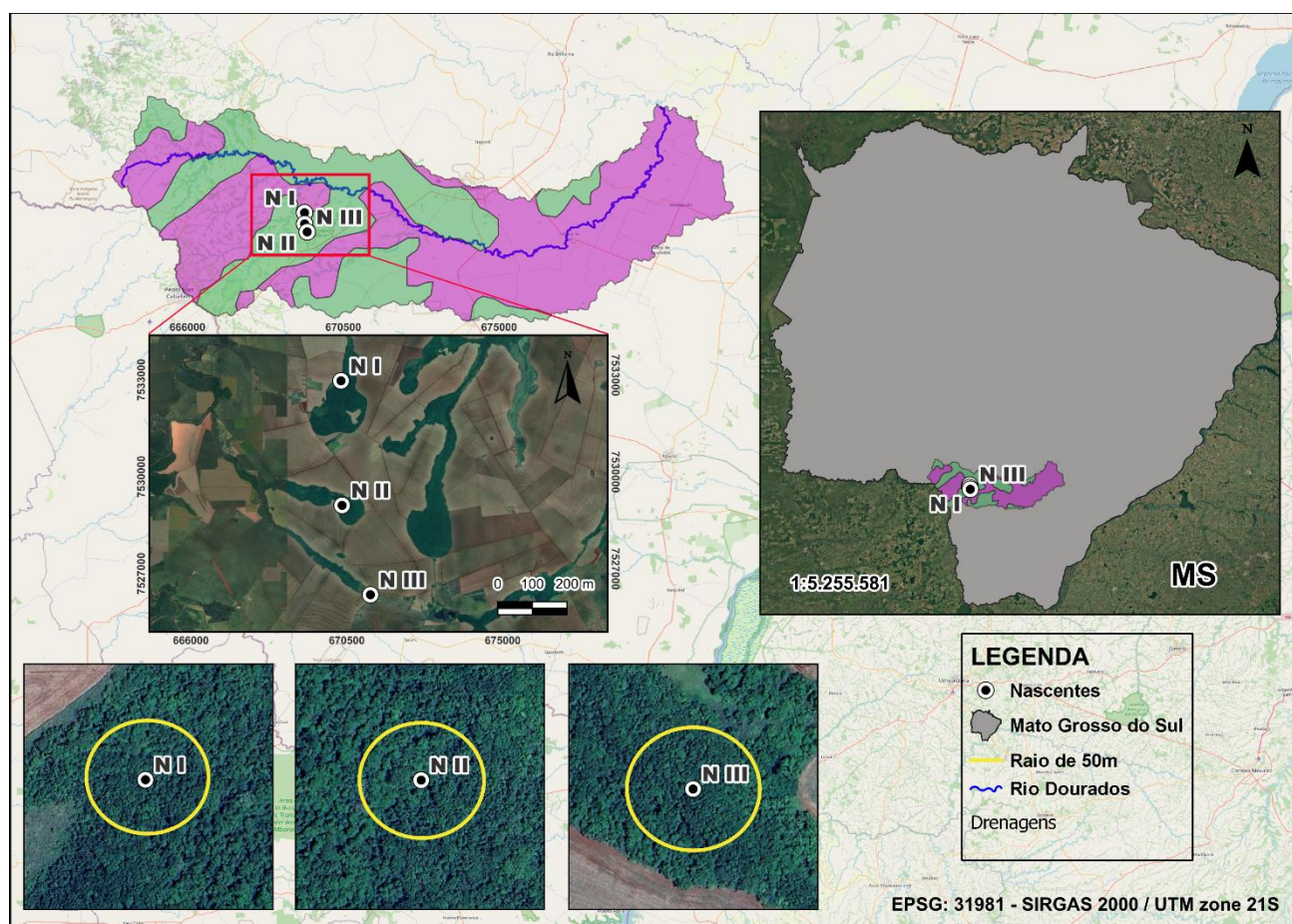


Figura 1. Localização geográfica e caracterização das nascentes NI, NII e NIII na Bacia do Rio Dourados (MS)

2.2 Obtenção e Processamento das imagens da área de estudo para classificação

Para a visualização da área de estudo, foram utilizadas imagens do satélite Landsat 9, utilizando as bandas 4 (vermelho), 5 (infravermelho próximo) e 6 (infravermelho de ondas curtas) (USGS, 2024). Essa combinação espectral foi selecionada por favorecer a diferenciação entre cobertura vegetal, solo exposto e áreas agrícolas. As imagens coletadas por um período de seis meses foram obtidas por meio do portal Earth Explorer, disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2024). As imagens, referentes ao período de outubro de 2021 a março de 2022, foram obtidas no portal Earth Explorer, priorizando-se aquelas com mínima interferência de nuvens.

Foram selecionadas cinco imagens de outubro de 2021 a março de 2022, priorizando aquelas com mínima interferência de nuvens.

O processamento e classificação das imagens foram realizados utilizando o software QGIS 3.28. A composição das bandas RGB (do inglês *Red, Green and Blue*) foi feita através do uso da ferramenta mosaico que permite a visualização da refletância de um objeto ou característica nas diferentes bandas compostas. As bandas foram combinadas e reprojetadas corretamente para a projeção UTM (do inglês, *Universal Transverse Mercator*) e selecionado o código EPSG (do inglês *European Petroleum Survey Group*) 31981, que corresponde à projeção da área de estudo do qual foram obtidas as imagens.

2.3 Análise de imagens e classificação do uso do solo

Foram delimitadas áreas de *buffer* com raio de 1 km ao redor de cada nascente (NI, NII e NIII), com o objetivo de analisar a influência do uso do solo no período de cultivo da soja. As classes de uso do solo foram definidas de acordo com as diretrizes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2024). As imagens foram processadas por meio de classificação supervisionada, realizada com o algoritmo Random Forest do plugin Dzetsaka (Karasiak, 2016) que possibilita o emprego de diferentes métodos de aprendizado de máquina. Quatro classes de uso do solo foram definidas para a classificação: Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas. O algoritmo Random Forest foi treinado com 90 amostras de pixels representativas para cada classe. A acurácia da classificação foi avaliada por meio da ferramenta AcATaMa (Llano, 2018).

2.4 Coleta e análise de parâmetros físico-químicos e limnológicos da água

As amostras de água foram coletadas utilizando frascos adequados para cada tipo de análise e foram transportadas e armazenadas em caixas térmicas em condições refrigeradas até o processamento laboratorial, conforme as recomendações da American Public Health Association (APHA, 2012). A [Tabela Suplementar 1](#) apresenta a metodologia dos parâmetros físico-químicos (Temperatura, Oxigênio dissolvido (OD), Condutividade elétrica (CD), pH, Sólidos totais dissolvidos e Turbidez) e limnológicos (Fósforo total (PT), Fósforo inorgânico (Pi), Fósforo orgânico (Po), Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Amônia (NH_3), Nitrogênio total (NT), Silicato, Ferro total e Clorofila-a) analisados e as respectivas referências normativas. As análises limnológicas foram realizadas no Laboratório de Hidrologia Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS/*campus* de Aquidauana/Unidade II.

2.5 Índice de proteção da vida aquática (IVA)

O IVA foi calculado a partir da combinação de dois indicadores: o Índice de Parâmetros Mínimos para a Proteção das Comunidades Aquáticas (IPMCA), proposto por Zagatto et al., (1999), e o Índice de Estado Trófico (IET), desenvolvido por Carlson (1977) adaptado por Lamparelli (2004). Para o cálculo do IVA, foram utilizados os resultados de parâmetros limnológicos, complementadas com testes de toxicidade aguda em *Daphnia similis* Melo (2022) e de metais (Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Zinco (Zn)) conduzidas por Lima et al., (2025) provenientes das amostras de água coletadas nos mesmos pontos e período. As equações utilizadas para o cálculo do IET basearam-se em Lamparelli (2004), considerando-se os critérios específicos para ambientes lóticos e seus diferentes níveis tróficos.

O IPMCA (CETESB, 2019) foi composto por dois grupos de variáveis: (1) substâncias tóxicas (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Zn), analisadas conforme (Lima et al., 2025) e (2) parâmetros como oxigênio dissolvido, pH e toxicidade aguda, conforme descrito anteriormente. Os testes de toxicidade seguiram os critérios estabelecidos pela norma ABNT NBR 12713 de 2016. A classificação final do IVA foi realizada com base nos padrões de qualidade definidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1999) ([Tabela Suplementar 2](#)).

2.6 Análise estatística

As análises estatísticas foram conduzidas em um delineamento de medidas repetidas, baseada no monitoramento mensal das três nascentes ao longo de seis meses (outubro/2021 a março/2022), abrangendo todo o ciclo agrícola da soja. Considerando a estrutura hierárquica

dos dados, cada nascente representou uma unidade experimental (nível 2) com seis observações ao longo do tempo (nível 1), caracterizando um conjunto longitudinal. A análise exploratória de dados (EDA do inglês *exploratory data analysis*) incluiu estatísticas descritivas e gráficos para caracterizar variáveis de uso do solo (vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas) e parâmetros limnológicos (nitrato, nitrito, amônia, N-total, fósforo inorgânico, orgânico e total, silicato, ferro total e clorofila-a).

A normalidade dos dados foi inicialmente verificada; em razão da não normalidade observada para a maioria das variáveis, foi adotado o teste de Friedman, apropriado para dados não paramétricos com medidas repetidas. Esse teste foi aplicado separadamente para cada variável, considerando as nascentes como blocos no delineamento, para controlar o efeito da variação espacial. As hipóteses testadas foram: H_0 = não há diferença significativa entre os meses para a variável analisada e H_A = pelo menos um mês difere significativamente. O nível de significância adotado foi $\alpha = 0,05$. Para quantificar a magnitude do efeito do tempo, foi calculado o coeficiente de Kendall's (W), que varia de 0 (sem efeito) a 1 (efeito máximo). Quando diferenças significativas foram identificadas, aplicou-se o teste de Nemenyi para comparações post-hoc entre os pares de meses, com ajuste de p-valor pelo método single-step para controle do erro tipo I.

A Análise de Componente Principal (PCA, do inglês *Principal Component Analysis*), foi utilizada para reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar padrões de variação entre as variáveis de uso do solo e os parâmetros limnológicos. Os dados foram padronizados (centralizados e escalados) e os resultados visualizados por meio de biplots. Adicionalmente, foram realizadas correlações de Spearman para investigar relações bivariadas entre as variáveis de uso do solo entre si, os parâmetros limnológicos e o IVA, considerando significância para $p < 0,05$.

As análises foram conduzidas no ambiente estatístico R (versão 4.5.0; R Core Team, 2025), utilizando os pacotes: dplyr e tidyr para manipulação e organização dos dados; rstatix para o teste de Friedman e análises post-hoc; effectsize para o cálculo do coeficiente de Kendall's (W); PMCMRplus para o teste de Nemenyi com ajuste de p-valor; FactoMineR e factoextra para a realização da PCA e visualizações associadas (scree plot e biplot); e ggpubr para a construção dos gráficos de correlação.

3. Resultados

Os resultados foram organizados em três eixos: caracterização do uso e ocupação do solo nas áreas de entorno das nascentes; avaliação da qualidade das águas com base em parâmetros limnológicos; e investigação das relações entre as variáveis ambientais e o IVA.

3.1. Dinâmica espaço-temporal do uso e ocupação do solo no entorno das nascentes NI, NII e NIII

Foram descritas de forma integrada as variações espaciais e temporais do uso e cobertura do solo em um raio de 1 km no entorno das nascentes NI, NII e NIII durante o ciclo agrícola da soja (outubro de 2021 a março de 2022). As variações espaciais são representadas pelos mapas temáticos mensais (Figura 2) e as oscilações temporais são apresentadas nos gráficos (Figura 3). Essas abordagens complementares permitem analisar como as práticas agrícolas e as condições locais de conservação moldam a paisagem ao redor de cada nascente ao longo do tempo.

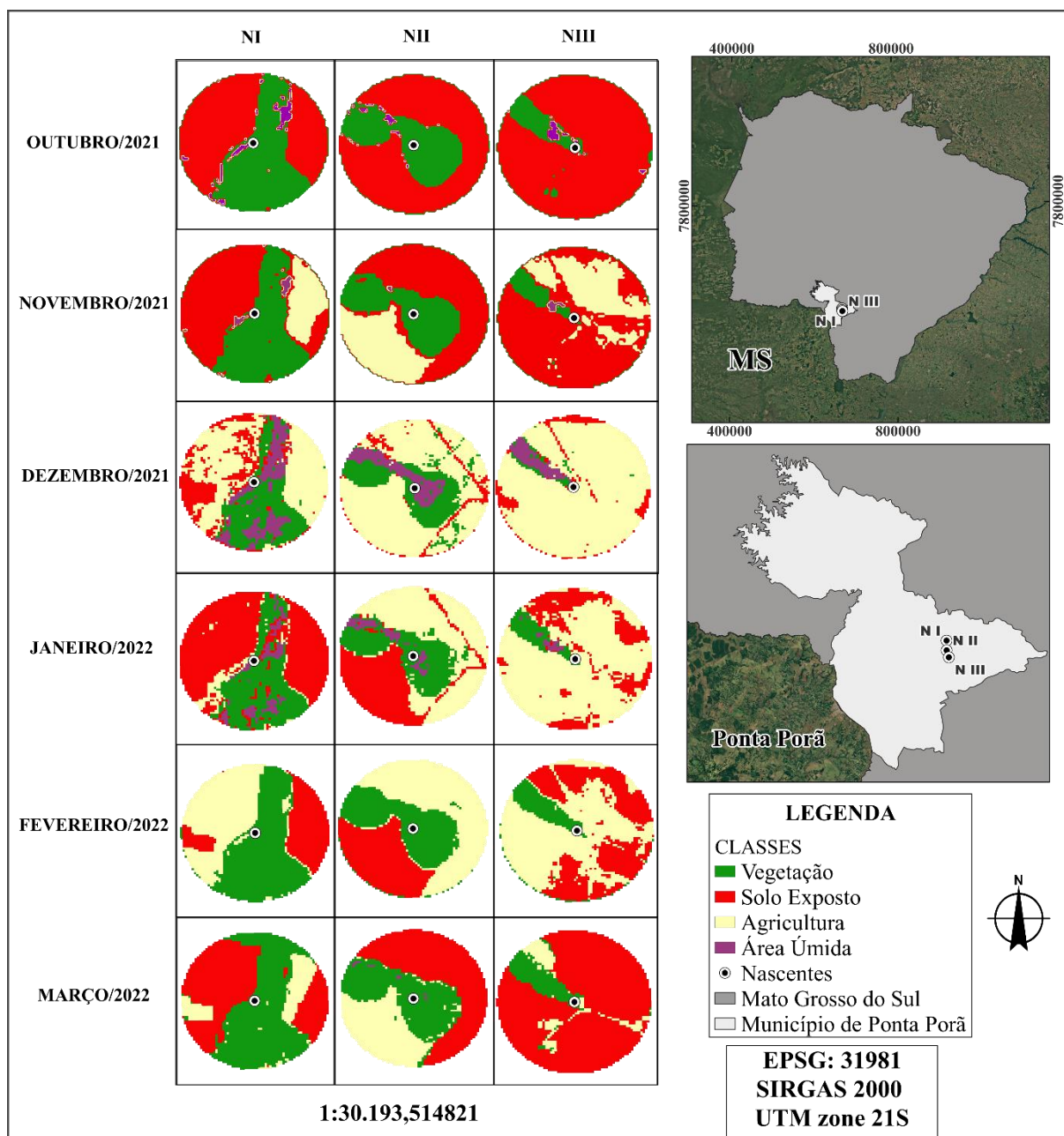


Figura 2. Classificação do uso e ocupação do solo no entorno (raio de 1 km) das nascentes NI, NII e NIII, localizadas no município de Ponta Porã (MS), durante o ciclo agrícola da soja (outubro de 2021 a março de 2022).

É possível evidenciar contrastes marcantes entre as três áreas de estudo (Figura 2), os quais são reforçados pelos resultados apresentados na [Tabela Suplementar 3](#), que se referem ao cálculo da área em km² das diferentes classes de uso e ocupação do solo, convertidos em porcentagem. A NI, cercada por maior cobertura vegetal, apresentou flutuações na classe vegetação que variaram entre 23,68% (dezembro/2022) e 45,44% (março/2022). A cobertura vegetal predominou nos meses de outubro (40,31%) e novembro (38,33%) de 2021, seguida por uma redução em dezembro (23,68%), quando as áreas úmidas atingiram seu pico (13,45%).

Em dezembro/2021, houve um aumento significativo no uso agrícola (44,80%), acompanhado pela diminuição da vegetação. Posteriormente, foi observada uma recuperação da vegetação nos meses de fevereiro (41,91%) e março (45,44%).

Na NII, o cenário é mais dinâmico, com alternância evidente entre as classes. A vegetação teve uma cobertura inicial de 29,40% em outubro e 27,42% em novembro, caindo para 20,93% em dezembro. Nesse mês, houve avanço expressivo das áreas agrícolas (63,92%) e do solo exposto (6,30%). As áreas úmidas também apresentaram seu valor máximo em dezembro (8,65%). A partir de janeiro, observou-se redução nas áreas de agricultura e solo exposto, com gradativo restabelecimento da vegetação: 22,86% em janeiro, 29,23% em fevereiro e 30,97% em março.

Já a NIII, situada em área com proteção ripária mais comprometida, apresentou os maiores índices de solo exposto, com valores superiores a 80%, atingindo 88,52% em outubro e 82,45% em março. A agricultura também foi predominante, alcançando 85,82% em dezembro e 71,28% em janeiro. Em contrapartida, a cobertura vegetal manteve-se extremamente restrita, com valores mínimos como 2,29% em dezembro e máximos de apenas 9,77% em março. As áreas úmidas permaneceram praticamente constantes e pouco expressivas, variando de 0,00% a no máximo 4,70% (dez/2021). Esses dados confirmam um cenário de maior degradação ambiental nessa nascente, com baixa resiliência da vegetação e forte pressão antrópica.

A análise temporal apresentada na Figura 3 complementa as distinções espaciais previamente descritas, evidenciando variações nas classes de uso do solo ao longo dos meses e revelando padrões específicos de pressão antrópica e resposta da paisagem em cada nascente.

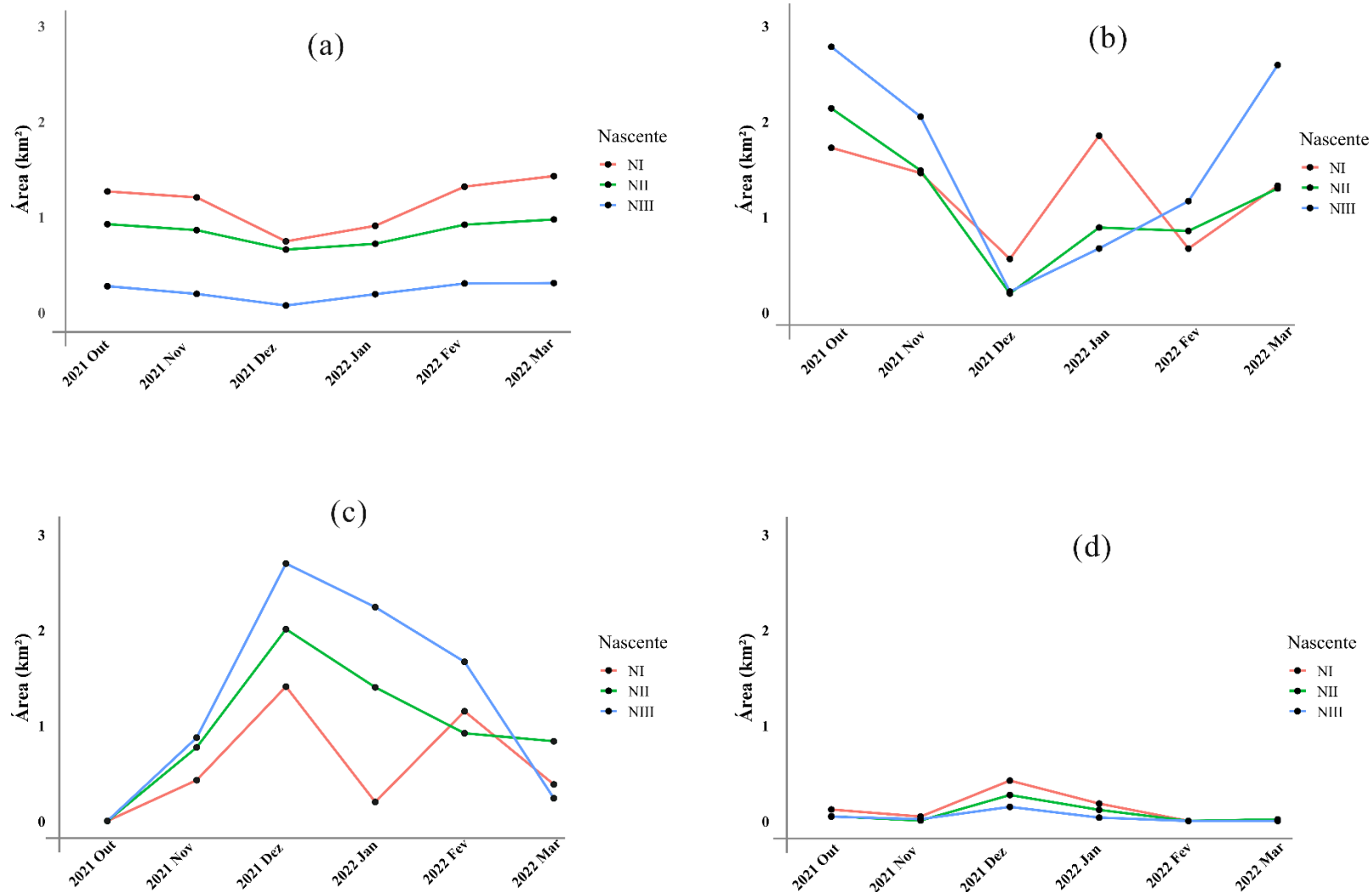


Figura 3. Variação da área (km²) ao longo dos meses nas nascentes NI, NII e NIII (linhas vermelha, verde e azul, respectivamente) representando: (a) vegetação, (b) solo exposto, (c) agricultura e (d) áreas úmidas, durante o ciclo agrícola da soja (outubro de 2021 a março de 2022).

A nascente NIII (linha azul) apresentou os maiores declínios nas áreas de vegetação (Figura 3a) e áreas úmidas (Figura 3d), além das maiores amplitudes nas classes de solo exposto (Figura 3b) e agricultura (Figura 3c), indicando intensa conversão da paisagem. Em contraste, as nascentes NI (vermelha) e NII (verde) exibiram oscilações menos acentuadas ao longo do ciclo agrícola.

Observa-se ainda um padrão cíclico para solo exposto, com picos em outubro de 2021 (pré-plantio) e março de 2022 (pós-colheita), e máximos de agricultura em dezembro/janeiro alcançando 2,6962 km² em NIII, 1,3995 km² em NII e 1,4075 km² em NI. A cobertura vegetal, por sua vez, atinge valores mínimos em dezembro (por exemplo, 0,7438 km² em NI) e recupera-se em março (1,4274 km² em NI).

A análise integrada dos mapas e gráficos (Figura 2 e 3) revela a consistência entre os padrões espaciais e as dinâmicas temporais registradas. A predominância de solo exposto observada em NIII nos mapas de outubro e janeiro coincide com os picos mensais dessa classe no gráfico correspondente, evidenciando a baixa cobertura vegetal e a intensificação da atividade agrícola ao longo do ciclo da soja. De modo análogo, o aumento das áreas úmidas em NI no mapa de dezembro reflete-se no leve acréscimo mensal registrado para essa classe, sugerindo pulsos de saturação hídrica possivelmente ligados ao manejo do solo. Assim, a integração das duas abordagens espacial e temporal confirma que os maiores impactos se concentram em NIII. A nascente NI mantém-se como a área com maior grau de conservação, enquanto a NII ocupa uma posição intermediária, refletindo um estado moderado de vulnerabilidade ambiental.

3.2. Análises estatísticas integradas do uso e cobertura do solo

Com o objetivo de identificar os padrões de variação no uso e cobertura do solo ao longo do ciclo agrícola da soja, foi realizada PCA com base nas variáveis vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas (Figura Suplementar 2). A PC1 explicou 53,6% da variância total, refletindo a conversão de solo exposto em área agrícola e evidenciando maior estabilidade em NI e alta vulnerabilidade à intensificação agrícola em NIII. Esse componente correlacionou-se positivamente com agricultura e áreas úmidas e negativamente com vegetação, refletindo o avanço da monocultura sobre a cobertura natural. A PC2, com 27,8 % da variância, foi fortemente influenciada pelo solo exposto, destacando NIII nos períodos de preparo (novembro) e pós-colheita (março) e evidenciando pulsos de distúrbio mais intensos nessa nascente.

A matriz de correlação de Spearman (Figura 4) corroborou os padrões identificados na PCA, revelando relações estatisticamente significativas entre as variáveis de uso e cobertura do solo. Destaca-se, principalmente, a correlação negativa entre vegetação e agricultura ($r = -0,477$; $p = 0,045$), indicando que o avanço da monocultura resulta diretamente na redução da cobertura vegetal. Essa tendência é ainda mais evidente na forte correlação negativa entre solo exposto e agricultura ($r = -0,872$; $p < 0,001$), evidenciando um processo contínuo de conversão do solo natural em área agrícola.

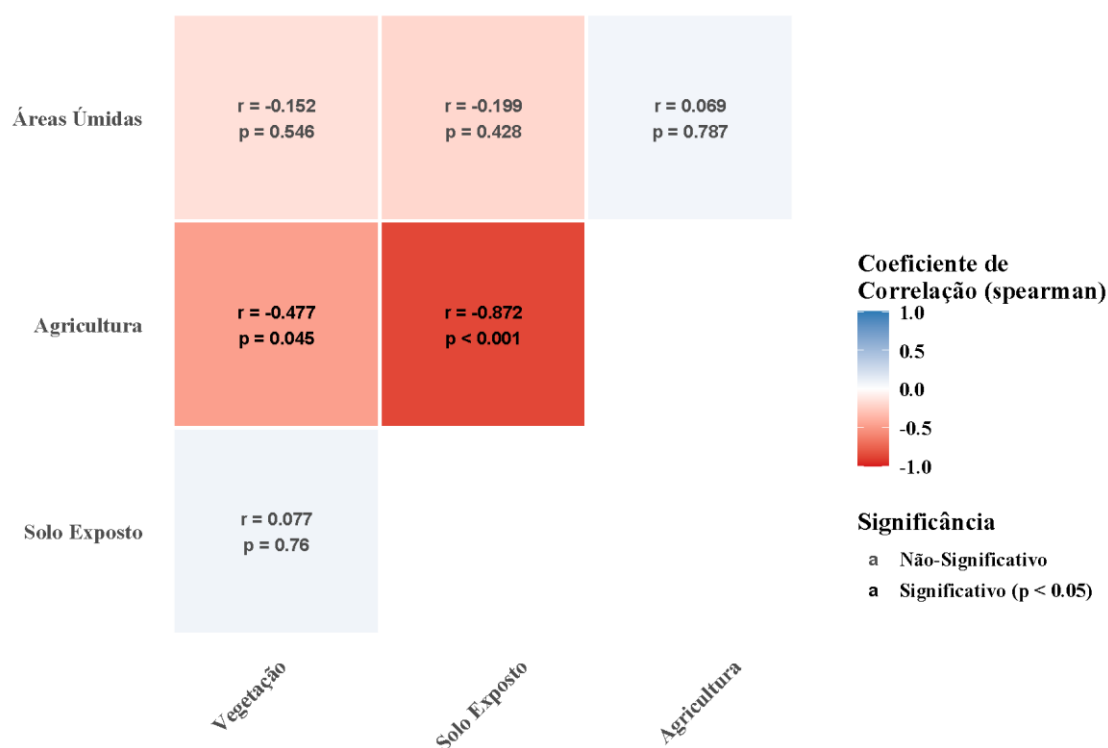


Figura 4. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e cobertura do solo: vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas. Os valores de r (coeficiente de correlação) e seus respectivos níveis de significância (p) estão indicados em cada célula. Células em azul indicam correlação positiva e em vermelho, negativa, com a intensidade proporcional ao valor de r . Resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$) estão destacados em **negrito**.

Por outro lado, as associações envolvendo áreas úmidas não apresentaram significância estatística, sugerindo uma dinâmica espaço-temporal mais instável desses ambientes frente às práticas de manejo. A convergência entre os resultados da PCA e das correlações bivariadas reforça que a expansão do cultivo da soja tem sido o principal vetor de transformação da paisagem, especialmente na nascente NIII, onde a combinação de solo exposto e uso agrícola leva à perda acentuada de vegetação ripária, comprometendo a funcionalidade ecossistêmica.

NII demonstra uma condição intermediária, enquanto NI revela maior resiliência, atribuída à maior proporção de cobertura vegetal preservada.

Complementando essas análises, o teste de Nemenyi confirmou que o ciclo agrícola da soja exerceu influência significativa sobre as classes de uso e cobertura do solo monitoradas. Foram observadas diferenças estatisticamente significativas ao longo dos meses para todas as variáveis analisadas (vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas).

A vegetação apresentou redução significativa entre dezembro e março ($p = 0,0121$), coincidindo com a fase de maior expansão agrícola. O solo exposto apresentou diferença significativa entre outubro e dezembro ($p = 0,0443$), período correspondente ao preparo do solo e semeadura. A área agrícola aumentou significativamente entre outubro e dezembro ($p = 0,0305$), evidenciando a intensificação do uso do solo no início do ciclo produtivo da soja. Por fim, as áreas úmidas também apresentaram variação significativa entre dezembro e fevereiro ($p = 0,01537$), refletindo a sensibilidade dessas áreas às variações sazonais do regime hídrico regional. Esses resultados reforçam as tendências observadas na Figura 3, confirmando a influência do cultivo da soja sobre a dinâmica da paisagem no entorno das nascentes avaliadas.

3.3 Qualidade da água em nascentes sob pressão agrícola: padrões limnológicos, índice ecológico (IVA) e fatores associados

A qualidade da água em sistemas de nascente é sensível às pressões antrópicas relacionadas ao uso e manejo do solo. Neste estudo, o ciclo agrícola da soja, conduzido de outubro a março, coincidiu com períodos críticos de alteração da cobertura do solo, elevando o potencial de nutrientes e sedimentos nos corpos d'água.

A análise integrada dos parâmetros limnológicos ao longo desse período permitiu identificar as respostas dinâmicas dos sistemas aquáticos frente às práticas agrícolas e fornecer subsídios para a compreensão dos processos de degradação e para o planejamento de estratégias de mitigação.

A seguir, foram apresentados os resultados da variação mensal de nutrientes e outros parâmetros limnológicos nas nascentes NI, NII e NIII.

3.3.1 Variação temporal dos parâmetros limnológicos

A avaliação dos parâmetros limnológicos ao longo do ciclo agrícola da soja (outubro/2021 a março/2022) revelou padrões temporais associados às práticas de manejo

agrícola e às condições ambientais das áreas de nascente. Os resultados mensais para as nascentes NI, NII e NIII foram apresentados na [Tabela 1](#).

Tabela 1. Valores mensais dos parâmetros limnológicos mensurados nas nascentes NI, NII e NIII (out/2021 a mar/2022).

Nascente	Mês	Nitrato	Nitrito	Amônia	N Total	P Inorgânico	P Orgânico	P Total	Silicato	Ferro Total	Clorofila
						mgL ⁻¹					
NI	outubro	0,0562	0,0032	0,0683	7,4726	0,0183	0,0170	0,0225	2,3481	0,3156	0,5580
	novembro	0,1782	0,0045	0,0057	4,7794	0,0087	0,0197	0,0239	0,9255	1,0283	5,0220
	dezembro	0,1317	0,0023	0,0020	5,7528	0,0101	0,0128	0,0156	0,8949	1,0283	0,5580
	janeiro	0,0662	0,0029	0,0081	6,5639	0,0087	0,0073	0,0170	0,8118	0,6437	1,1160
	fevereiro	0,0561	0,0410	0,1981	1,0167	0,0096	0,0128	0,0268	0,0926	0,6220	0,5580
	março	0,0524	0,0597	0,1172	0,6753	0,0096	0,0096	0,0190	0,1865	0,5111	0,0000
NII	outubro	0,0523	0,0039	0,0466	7,6934	0,0156	0,0101	0,0197	2,3525	0,6663	0,1674
	novembro	0,1415	0,0054	0,0117	5,7528	0,0059	0,0211	0,0266	2,0160	1,8993	0,5580
	dezembro	0,0792	0,0029	0,0141	5,7528	0,0114	0,0170	0,0239	1,1615	1,0170	0,5580
	janeiro	0,0558	0,0035	0,0129	8,9974	0,0101	0,0211	0,0280	1,2511	3,6527	0,0000
	fevereiro	0,0599	0,0597	0,2208	1,1684	0,0112	0,0096	0,0314	0,0620	1,6973	1,6740
	março	0,0865	0,1063	0,1140	0,9029	0,0081	0,0096	0,0268	0,1647	1,4756	0,5580
NIII	outubro	0,0480	0,0016	0,0586	7,6507	0,0128	0,0101	0,0142	2,3743	0,0894	0,2232
	novembro	0,2781	0,0020	0,0008	3,8060	0,0059	0,0101	0,0142	1,0872	0,2138	0,5580
	dezembro	0,2907	0,0023	0,0153	6,4017	0,0073	0,0073	0,0156	0,9692	0,2251	5,5800
	janeiro	0,2320	0,0026	0,0213	8,8027	0,0073	0,1370	0,0239	1,4718	0,0667	0,5580
	fevereiro	0,1206	0,0364	0,1819	0,8649	0,0112	0,0112	0,0221	0,0664	0,0676	0,0000
	março	0,1396	0,0177	0,1431	0,5235	0,0081	0,0065	0,0159	0,2345	0,1563	0,0000
CQA	-	10	1,0	-	1,27	-	-	0,02	-	0,3	10

CQA - Critério de Qualidade da Água para corpos de água doce superficiais, Classe I, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005).

Valores em negrito indicam excedência aos limites estabelecidos. “—” indica ausência de valor estabelecido na legislação. DP = Desvio Padrão.

Os teores de Nitrogênio Total frequentemente ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 ($1,27 \text{ mg L}^{-1}$), especialmente entre os meses de outubro e janeiro, nas nascentes NI e NIII. Foram registrados também picos esporádicos de Fósforo Total (PT) acima do limite legal de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ em NI e NII, embora sem uma sazonalidade bem definida. As concentrações de ferro total oscilaram entre $0,3156$ e $3,6527 \text{ mg L}^{-1}$, com o maior valor registrado em janeiro na nascente NII.

Os compostos nitrogenados mostraram variações ao longo do período de monitoramento: as concentrações de nitrato oscilaram entre $0,0480$ e $0,2907 \text{ mg L}^{-1}$; as de nitrito, entre $0,0016$ e $0,1063 \text{ mg L}^{-1}$, com picos em novembro e dezembro; e as de amônia foram mais elevadas em fevereiro, com destaque para NI ($0,1981 \text{ mg L}^{-1}$) e NII ($0,2208 \text{ mg L}^{-1}$). Os níveis de fósforo inorgânico e silicato também apresentaram variações temporais associadas ao ciclo agrícola.

Embora as concentrações de clorofila-a tenham permanecido abaixo dos limites estabelecidos pela legislação vigente, foram observados aumentos pontuais nas nascentes NI (novembro: $5,02 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e NIII (dezembro: $5,58 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), sugerindo episódios de maior produtividade fitoplanctônica.

3.3.2. Inter-relações entre os parâmetros limnológicos

A análise estatística univariada revelou que amônia, NT, fósforo inorgânico e PT apresentaram variações significativas ($p < 0,05$) entre os meses avaliados. A matriz de correlação de Spearman (Figura 5) revelou associações significativas entre os parâmetros limnológicos, permitindo uma compreensão integrada da dinâmica dos nutrientes em áreas de nascentes sob influência agrícola.

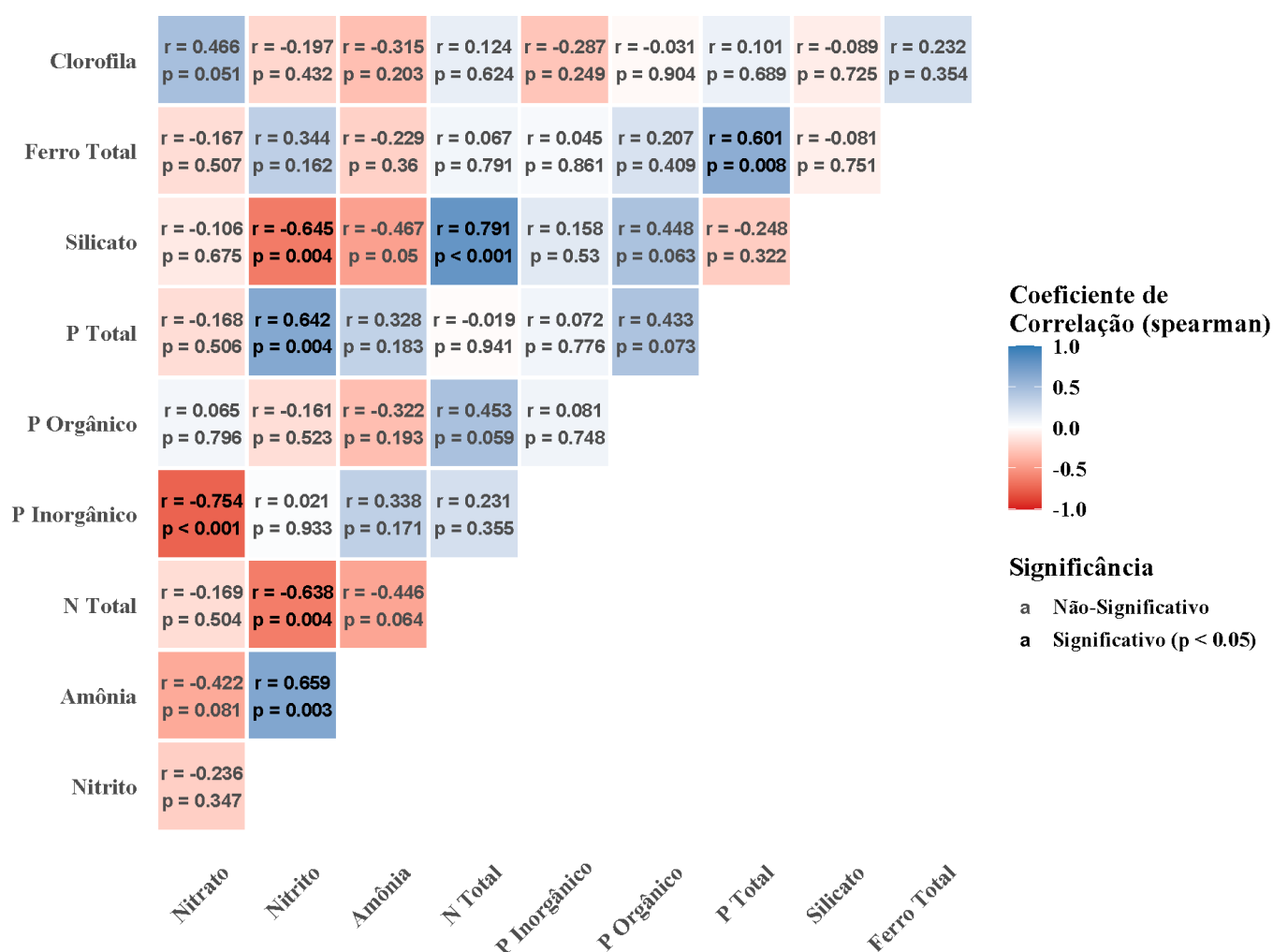


Figura 5. Matriz de correlação de Spearman entre os parâmetros limnológicos (nutrientes, metais e pigmentos) medidos nas nascentes NI, NII e NIII ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022). Os valores apresentados referem-se ao coeficiente de correlação de Spearman (r) e ao respectivo nível de significância (p). Células em vermelho representam correlações negativas, e em azul, correlações positivas, com intensidade proporcional ao coeficiente r. Valores estatisticamente significativos (**p < 0,05**) estão destacados em **negrito**.

Dentre os principais resultados, destacam-se a correlação negativa entre nitrato e fósforo inorgânico ($p < 0,001$), a correlação positiva entre nitrito e amônia ($p = 0,003$), e a correlação negativa entre nitrito e NT ($p = 0,004$). Também foram observadas correlações entre nitrito e fósforo total (positiva, $p = 0,004$), nitrito e silicato (negativa, $p = 0,004$), além de correlação positiva entre NT e silicato ($p < 0,001$). Tais interações evidenciam diferentes origens e comportamentos dos nutrientes ao longo do tempo.

3.3.3 Relação entre uso do solo e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA)

A Análise de Componentes Principais (PCA) revelou que a variabilidade conjunta entre as variáveis de uso e ocupação do solo e o IVA pode ser sintetizada em dois componentes

principais, que juntos explicam 72,48% da variância total dos dados (Figura Suplementar 3). O primeiro componente principal (PC1), responsável por 44% da variância, expressa um gradiente de transformação da paisagem, com forte correlação positiva de Agricultura e negativa de Solo Exposto.

O segundo componente principal (PC2), que explica 28,4% da variância, evidenciou uma relação inversa entre o IVA e a Vegetação, sugerindo que áreas com maior cobertura vegetal tendem a apresentar melhores condições ecológicas para a biota aquática. A posição das Áreas Úmidas no quadrante positivo do PC1, próximo à variável Agricultura, também indica possível associação entre essas duas variáveis no contexto analisado.

Complementarmente, uma análise de correlação de Spearman foi realizada entre o IVA e as variáveis de uso e ocupação do solo (Figura 6), com o objetivo de verificar a significância estatística das relações observadas na PCA.

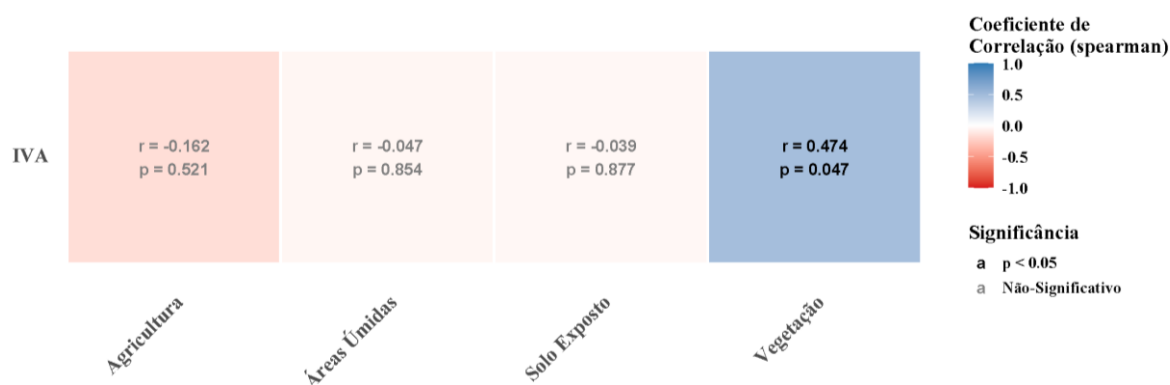


Figura 6. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e ocupação do solo e o IVA.

A análise evidenciou que a Vegetação apresentou uma relação positiva e significativa com o IVA ($r = 0,474$; $p = 0,047$), indicando que maiores níveis de cobertura vegetal estão associados a melhores condições ecológicas para a biota aquática. Esse resultado indica a relevância da vegetação na proteção e manutenção da qualidade ambiental dos corpos hídricos. As demais variáveis de uso do solo não apresentaram correlação significativa com o IVA, embora a Agricultura tenha exibido uma correlação negativa não significativa ($r = -0,312$; $p = 0,112$), corroborando a tendência identificada na PCA. Em conjunto, os resultados da PCA e das análises de correlação evidenciam que a cobertura vegetal atua como fator crucial para a manutenção da qualidade ecológica da água em áreas de nascentes sob pressão agrícola.

3.5. Associação entre uso do solo e variáveis limnológicas

As inter-relações entre variáveis de uso e cobertura do solo (Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas) e os parâmetros limnológicos (Nitrato, Nitrito, Amônia, NT, Fósforo Inorgânico, Fósforo Orgânico, PT, Silicato, Ferro Total e Clorofila-a) foram demonstradas por meio da matriz de correlação de Spearman (Figura 7), permitindo uma visão integrada dos fatores que influenciam a qualidade da água nas áreas de nascente sob ciclo de soja intensivo.

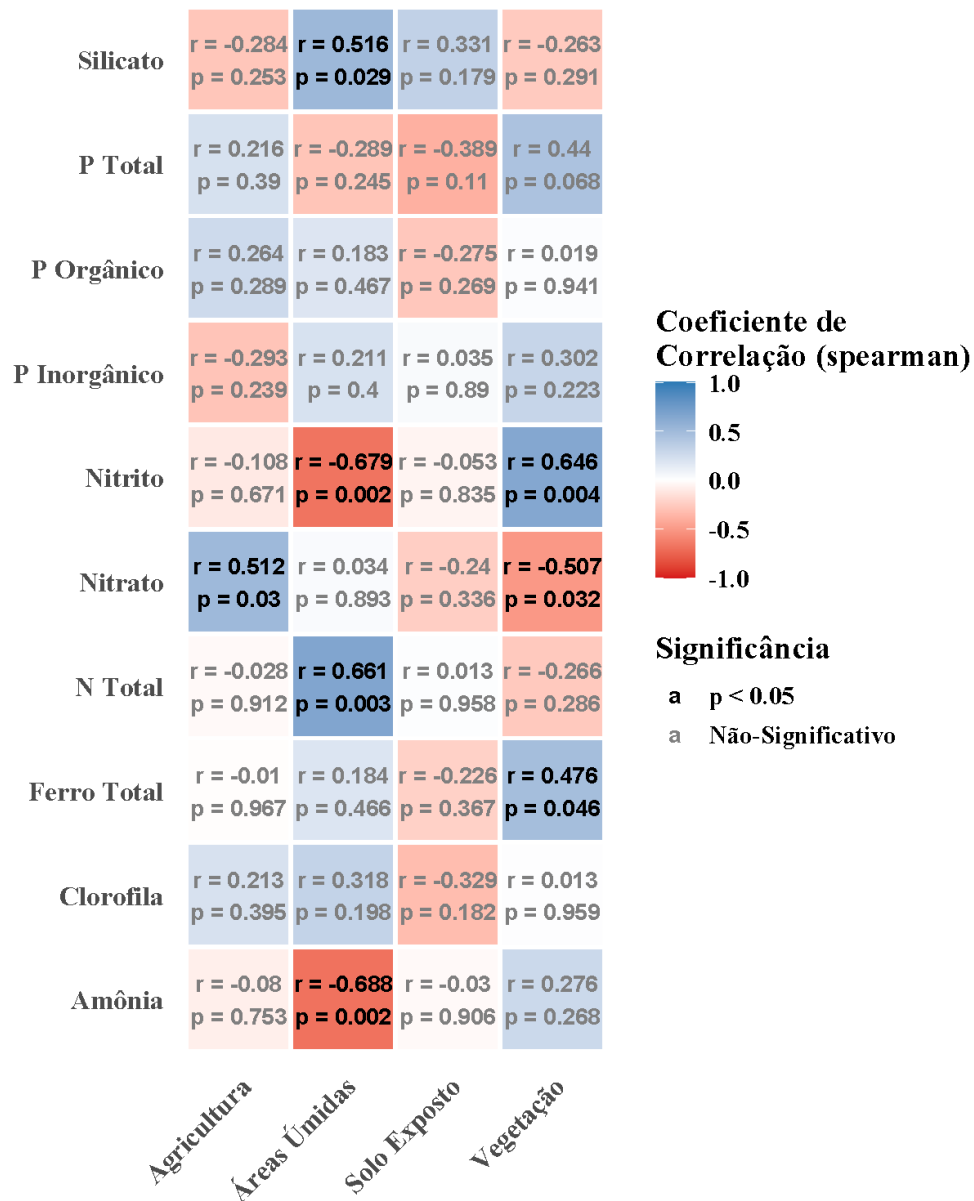


Figura 7. Matriz de correlação de Spearman entre variáveis de uso e ocupação do solo e parâmetros limnológicos nas nascentes NI, NII e NIII ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022).

A análise revelou associações significativas entre as classes de uso e ocupação do solo e os parâmetros limnológicos. A Vegetação apresentou correlação negativa significativa com Nitrato ($r = -0,507$; $p = 0,032$) e positiva com Nitrito ($r = 0,646$; $p = 0,004$). A Agricultura, por

sua vez, correlacionou-se positivamente com Nitrato ($r = 0,512$; $p = 0,030$) e negativamente com Solo Exposto ($r = -0,872$; $p < 0,001$). Na análise multivariada (Figura Suplementar 1), a variável Agricultura esteve orientada na mesma direção dos vetores de Nitrato, P Orgânico e P Total, indicando relação entre o uso agrícola do solo e o aumento da carga de nutrientes.

O Solo Exposto, posicionado próximo aos vetores de P Inorgânico e Silicato na PCA, evidenciou sua associação com fontes potenciais de nutrientes inorgânicos e sedimentos. As Áreas Úmidas apresentaram correlação positiva com Nitrogênio Total ($r = 0,661$; $p = 0,003$) e Silicato ($r = 0,516$; $p = 0,029$), indicando participação ativa na retenção e transformação de nutrientes.

3. Discussão

A compreensão dos efeitos do uso e ocupação do solo sobre os ecossistemas aquáticos de cabeceira exige uma abordagem integrada que considere tanto os aspectos ecológicos quanto as transformações na paisagem. Neste estudo, foi possível avaliar como as dinâmicas associadas ao cultivo da soja influenciam a qualidade da água e a integridade ambiental de nascentes inseridas em um contexto ecotonal. A seguir, discute-se a relação entre os padrões de uso do solo e os processos limnológicos observados, com base em análises estatísticas e multivariadas, bem como as implicações desses resultados para a conservação de ambientes aquáticos em regiões sob intensa pressão agrícola.

Embora as três nascentes estejam integralmente inseridas na faixa de preservação permanente de 50 metros estabelecida pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), foi identificado que cada uma apresenta uma porcentagem distinta de cobertura vegetal: NI > 30%; NII em torno de 30%; e NIII inferior a 10%. Essa variação é altamente relevante, pois maiores porcentagens de cobertura vegetal tendem a oferecer maior proteção contra processos erosivos, entrada de sedimentos e contaminação difusa, além de contribuir diretamente para a manutenção da biodiversidade local. Assim, mesmo quando atendem formalmente aos requisitos legais, áreas com baixa cobertura efetiva, como a nascente NIII, apresentam maior vulnerabilidade ecológica, o que ajuda a explicar os padrões observados nos resultados multivariados e nos parâmetros limnológicos ao longo do ciclo agrícola. Esse contexto permite uma compreensão mais detalhada das variações identificadas ao longo do ciclo da soja, relacionando a dinâmica do uso do solo com os efeitos diretos sobre a qualidade da água.

A dinâmica do uso e ocupação do solo ao longo do ciclo da soja exerceu influência direta sobre os padrões ecológicos e limnológicos nas nascentes estudadas. A diminuição da

cobertura vegetal e o aumento das áreas de solo exposto, principalmente nos períodos de preparo do terreno antes do plantio e após a colheita da soja, refletem o padrão sazonal do cultivo agrícola. Esses momentos, em que o solo fica mais vulnerável, revelam os impactos provocados pela substituição da vegetação nativa por monoculturas, como a soja, resultando em alterações significativas na paisagem e na qualidade ambiental das nascentes. Esse padrão é coerente com o que foi relatado por Luz et al., (2025) e por Niraula et al., (2021), que associam tais modificações à perda de estabilidade ecológica e aumento da vulnerabilidade hidrológica, particularmente em áreas de cabeceira.

O recobrimento progressivo do solo exposto pela cultura da soja, evidenciado pela correlação negativa entre solo exposto e agricultura ($r = -0,872$; $p < 0,001$), sugere uma dinâmica típica de sistemas de plantio convencional, onde a exposição temporária do solo é rapidamente sucedida pela cobertura vegetal agrícola. No entanto, essa cobertura não é suficiente para mitigar os efeitos do escoamento superficial e da erosão, especialmente durante a estação chuvosa (Barbosa et al. 2019; Fuchs et al., 2021; Nguyen et al., 2020).

A correlação negativa entre vegetação e agricultura ($r = -0,477$; $p = 0,045$) confirma a substituição da cobertura nativa por cultivos agrícolas, com destaque para a soja. Essa relação compromete não apenas a biodiversidade e a estrutura ecológica, mas também processos como infiltração de água, retenção de sedimentos e ciclagem de nutrientes (Gomes et al., 2019; Polizael et al., 2021; Mashala et al., 2023). A vegetação, especialmente ripária, demonstrou papel fundamental na proteção da qualidade da água, evidenciado por correlações negativas com nitrato e positivas com o IVA, destacando sua importância como barreira física e bioquímica contra a entrada de contaminantes nos corpos hídricos (Santos et al., 2017; Winter et al., 2018; Feng et al., 2023).

As áreas úmidas, por sua vez, apresentaram função variável. Embora tenham demonstrado correlações positivas com NT e silicato, atuando como zonas de retenção e transformação de nutrientes (Zou et al., 2018; Sarkar et al., 2020), sua proximidade com áreas agrícolas sugere que alterações antrópicas podem modificar sua funcionalidade e promover acúmulo de nutrientes, favorecendo processos de eutrofização.

No contexto limnológico, a variabilidade temporal de parâmetros como NT, PT, nitrato, nitrito, amônia, fósforo inorgânico e silicato foi fortemente influenciada pelo ciclo agrícola da soja. O aumento de NT entre outubro e janeiro nas nascentes NI e NIII coincidiu com as fases de preparo e plantio, quando há maior lixiviação de compostos nitrogenados (Paula Filho et al., 2019; Oliveira et al., 2022). Já os picos de PT, clorofila-a e ferro total foram relacionados a

eventos de aporte pontual de nutrientes e sedimentos, decorrentes de práticas de manejo agrícola, como a exposição do solo e a aplicação intensiva de insumos, que favorecem a transferência desses compostos para os corpos hídricos (Li et al., 2020; Bennett et al., 2021; Viana et al., 2021).

As correlações significativas observadas entre os nutrientes neste estudo evidenciam os processos biogeoquímicos que regulam o comportamento dessas substâncias nos ecossistemas aquáticos. Em particular, a correlação negativa entre nitrato e fósforo inorgânico ($p < 0,001$) sugere uma dinâmica de assimilação diferenciada, possivelmente mediada pela competição entre micro-organismos ou pela alternância na demanda metabólica de cada nutriente. De acordo com Martínez-Dalmau et al. (2021) e Gao et al. (2024), tanto o fitoplâncton quanto a microbiota desempenham papel central nesse equilíbrio, ajustando a absorção de nitrato e fósforo inorgânico em resposta às condições ambientais e à disponibilidade relativa desses compostos. A correlação positiva entre nitrito e amônia ($p = 0,003$) confirma a atuação ativa do processo de nitrificação, no qual a amônia é oxidada a nitrito por bactérias nitrificantes, refletindo condições aeróbias favoráveis a essa conversão (Zhao et al., 2023).

Além disso, a associação entre nitrito e PT, aliada à sua correlação negativa com silicato, sugere a influência do escoamento superficial na introdução de nutrientes orgânicos e inorgânicos na coluna d'água. Esses padrões contrastam com o comportamento do silicato, cuja origem majoritariamente geológica associada à lixiviação de solos e intemperismo de rochas tende a ser menos afetada por fontes antrópicas e processos biológicos diretos (Costa et al., 2018; Petersen et al., 2021; Ju et al., 2023). Assim, a presença diferencial desses elementos reflete tanto a dinâmica interna do ecossistema quanto os distintos caminhos de entrada, evidenciando a interação entre processos naturais e antropogênicos no aporte e ciclagem de nutrientes.

A Figura Suplementar 1, que integra variáveis de uso do solo e parâmetros limnológicos, evidencia que variáveis como Solo Exposto e Fósforo Inorgânico estão associadas a contextos de uso agrícola intensivo, indicando que o manejo inadequado do solo favorece a mobilização de nutrientes e amplia os riscos de degradação ambiental (Silva et al., 2021; Ferreira et al., 2023). Esses padrões foram reforçados pela análise de componentes principais apresentada na Figura Suplementar 3, que evidenciou a influência do uso e ocupação da terra na transformação da paisagem e em seus reflexos ecológicos. O PC1 representou o gradiente de intensificação agrícola, com associação positiva ao uso agrícola e às áreas úmidas, e negativa à vegetação, indicando a substituição da cobertura nativa por atividades antrópicas. Já o segundo PC2

destacou a correlação positiva entre vegetação e o IVA, evidenciando o papel funcional da vegetação ripária na proteção da biota aquática e na estabilidade limnológica.

Esses achados estão alinhados com pesquisas recentes que apontam o cultivo intensivo de soja como vetor de alteração da paisagem e deterioração da qualidade da água, especialmente em áreas de nascente (Bieroza et al., 2018; Coelho et al., 2021; Song et al., 2021). Práticas associadas, como o uso excessivo de fertilizantes, a mecanização do solo e a ausência de zonas ripárias preservadas, intensificam esses efeitos e comprometem o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Gene et al., 2019)

Em síntese, os resultados deste estudo revelam que a intensificação agrícola, em especial o cultivo de soja, exerce efeitos profundos sobre o uso do solo, a cobertura vegetal e a qualidade da água, especialmente em áreas de nascentes mesmo quando a áreas de vegetação ripária determinada por lei é respeitada. Assim, estratégias de manejo sustentável que integrem práticas conservacionistas, restauração de vegetação ripária e proteção das áreas úmidas são fundamentais para assegurar a integridade ecológica das nascentes e a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos em paisagens agrícolas tropicais. De modo geral, os resultados demonstram que a combinação de dados limnológicos, imagens de sensoriamento remoto e o IVA constitui uma abordagem robusta para revelar, de forma sistêmica, a magnitude e os mecanismos dos impactos agrícolas sobre nascentes. Ao focalizar um ecótono que conecta dois dos principais biomas brasileiros, o estudo também contribui para preencher lacunas de conhecimento acerca do funcionamento de ambientes de transição e reforça a necessidade de estratégias de manejo que integrem conservação da vegetação ripária, proteção de áreas úmidas e práticas agrícolas mais sustentáveis.

4. Conclusão

Este estudo confirmou que a abordagem integrada adotada, que combinou sensoriamento remoto, análise de parâmetros limnológicos e aplicação do IVA, foi eficaz para avaliar os impactos do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água em nascentes localizadas no ecótono Cerrado-Mata Atlântica sob influência direta do cultivo da soja. Verificou-se que esse cultivo influencia significativamente os parâmetros limnológicos, em especial pelo aumento do uso do solo, aplicação de fertilizantes e substituição da vegetação nativa. Essas alterações resultaram no aumento das concentrações de nutrientes, como nitrato e fósforo, e na perda de integridade ecológica dos sistemas de nascente.

A correlação entre o uso da terra e os indicadores ambientais indica que, mesmo em áreas agrícolas, como aquelas destinadas ao cultivo de soja, a presença de vegetação ripária preservada contribui significativamente para a proteção da vida aquática e para a manutenção da qualidade ambiental. No entanto, os dados indicam que a presença de floresta ripária ao redor das nascentes, embora relevante, não é suficiente para garantir a preservação da qualidade da água, especialmente quando inserida em uma matriz de uso intensivo do solo. Fatores como o manejo inadequado, proximidade de cultivos e ausência de zonas de amortecimento ampliadas comprometem a efetividade dessas áreas de proteção. Os efeitos negativos foram mais evidentes nas nascentes com menor cobertura ripária, como a NIII, indicando maior vulnerabilidade à degradação. Assim, este trabalho ressalta a importância da conservação da vegetação ripária aliada à gestão integrada da paisagem e à adoção de práticas agrícolas sustentáveis como estratégias essenciais para proteger os recursos hídricos em áreas agrícolas.

Dessa forma, este estudo reforça a urgência da implementação de estratégias de conservação que integrem a restauração da vegetação nativa sobretudo nas APP, a um planejamento agrícola de base sustentável. A utilização conjunta de geotecnologias e biomonitoramento ecológico demonstrou ser uma ferramenta eficaz para subsidiar a tomada de decisões ambientais, contribuindo para a preservação da qualidade da água e sustentabilidade dos recursos hídricos em paisagens tropicais sob intensa pressão antrópica.

5. Referências bibliográficas

Alletto, L.; Cassigneul, A.; Duchalais, A.; Giuliano, S.; Brechemier, J.; Justes, E. Cover crops maintain or improve agronomic performances of maize monoculture during the transition period from conventional to no-tillage. *Field Crops Research*, v. 283, p. 108540, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108540>

Akhtar, N.; Ishak, M. I. S.; Bhawani, S. A.; Umar, K. Various Natural And Anthropogenic Factors Responsible For Water Quality Degradation: A Review. *Water*, 13, 2021. <https://doi.org/10.3390/W13192660>

APHA, AWWA and WEF. (2012). Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater, 22nd Edition. Washington DC: American Public Health Association. <https://www.scirp.org/reference/ReferencesPapers?ReferenceID=1982598>

Araújo, L.F.; Camargo, F.B.; Netto, A.T.; Vernin, N.S.; Andrade, R.C. Análise da cobertura de abastecimento e da qualidade da água distribuída em diferentes regiões do Brasil no ano de 2019. *Ciência & Saúde Coletiva*, v.27, n.7,2935-2947, 2022. <https://doi.org/10.1590/1413-81232022277.16472021>

Araujo, P. L.; Hamburger, D. S.; Jesus, T. A.; Benassi, R. F.; Cicco, V. De. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo - SP. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 15, e2, 2018. <https://doi.org/10.21168/rega.v15e2>

Assefa, W. W.; Eneyew, B. G.; Wondie, A. The impacts of land-use and land-cover change on wetland ecosystem service values in peri-urban and urban area of Bahir Dar City, Upper Blue Nile Basin, Northwestern Ethiopia. *Ecological Processes*, v. 10, 2021. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00310-8>

Astuti, I. S.; Sahoo, K.; Milewski, A.; Mishra, D. R. Impact of land use land cover (LULC) change on surface runoff in an increasingly urbanized tropical watershed. *Water Resources Management*, v. 33, p. 4087–4103, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02320-w>

Barbosa, L. C.; Magalhães, P. S. G.; Bordonal, R. O.; Cherubin, M. R.; Castioni, G. A. F.; Tenelli, S.; Franco, H. C. J.; Carvalho, J. L. N. Soil physical quality associated with tillage practices during sugarcane planting in south-central Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 195, 104383, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104383>

Belo, A. F.; Coelho, A. T. C. P.; Ferreira, L. R.; Silva, A. A.; Santos, J. B. Potencial de espécies vegetais na remediação de solo contaminado com sulfentrazone. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 821–828, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582011000400012>

Bennett, M. G.; Lee, S. S.; Schofield, K. A.; Ridley, C. E.; Washington, B. J.; Gibbs, D. A. Response of chlorophyll a to total nitrogen and total phosphorus concentrations in lotic ecosystems: a systematic review. *Environmental Evidence*, v. 10, n. 23, 2021. <https://doi.org/10.1186/s13750-021-00238-8>

Bettoni, M.; Maerker, M.; Bosino, A.; Conedera, M.; Simoncelli, L.; Vogel, S. Land use effects on surface runoff and soil erosion in a southern Alpine valley. *Geoderma*, v. 435, p. 116505, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116505>

Bieroza, M. Z.; Heathwaite, A. L.; Bechmann, M.; Kyllmar, K.; Jordan, P. The concentration-discharge slope as a tool for water quality management. *Science of the Total Environment*, 2018, 630, 738-749. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.256>

Bifano, R. B. A.; Marcolin, C. R.; Crepaldi, M. O. S.; Quinelato, R. V.; Okumura, A. T. R.; Silva, A. G.; Bandeira, M. L. S. F. Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas do Extremo Sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 2447-2461, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2447-2461>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>. Acesso: 11 abr. 2025.

Caetano, J. M.; Tessarolo, G.; De Oliveira, G.; Da Silva E Souza, K.; Diniz-Filho, J. A. F.; Nabout, J. C. Geographical patterns in climate and agricultural technology drive soybean productivity in Brazil. *Plos One*, 13, e0191273, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191273>

Coblinski, J. A.; Favaretto, N.; Goularte, G. D.; Dieckow, J.; Moraes, A.; Souza, L. C. P. Water, soil and nutrients losses by runoff at hillslope scale in agricultural and pasture production in Southern Brazil. *Journal of Agricultural Science*, 11, 160-173, 2019. <https://doi.org/10.5539/jas.v11n6p160>

Coelho, A.; Aguiar, A.; Toledo, P.; Araújo, R.; Canto, O.; Folhes, R.; Adami, M. Rural landscapes and agrarian spaces under soybean expansion dynamics: a case study of the Santarém region, Brazilian Amazonia. *Regional Environmental Change*, 21, 100, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01821-y>

Colvin, S. A. R.; Sullivan, S. M. P.; Shirey, P. D.; Colvin, R. W.; Winemiller, K. O.; Hughes, R. M.; Fausch, K. D.; Infante, D. M.; Olden, J. D.; Bestgen, K. R. Headwater streams and

wetlands are critical for sustaining fish, fisheries, and ecosystem services. *Fisheries Magazine*, v. 44, n. 2, p. 73–91, 2019. <https://doi.org/10.1002/fsh.10229>

Costa, D. C.; Martorano, L. G.; Moraes, J. R. S. C.; Lisboa, L. S. S.; Stolf, R. Dinâmica temporal da pegada hídrica por cultivar de soja em polo de grãos no Oeste do Pará, Amazônia. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 13, e2051, 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2051>

Costa, R. L.; Prevedello, J. A.; Souza, B. G.; Cabral, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Applied Geography*, v. 82, p. 93–100, maio 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.006>

Costa, T. R.; Silva, L. A.; Moura, C. C.; Azevedo, C. H. S.; Bueno, M. L.; Mucida, D. P.; Santos, T.; Gonzaga, A. P. D. Vulnerability of the Cerrado–Atlantic Forest ecotone in the Espinhaço Range Biosphere Reserve to climate change. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 151, p. 1151–1170, 2023. <https://doi.org/10.1007/s00704-022-04321-z>

Covert, S. A.; Shoda, M. E.; Stackpoole, S. M.; Stone, W.W Misturas de pesticidas apresentam potencial toxicidade para a vida aquática em riachos dos EUA, anos hidrológicos de 2013 a 2017. *Science of the total environment*. v. 745, p. 141285, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141285>

Cunha, J. E. F.; Bravo, J. V. M. Effects of environmental protection policies on fragile areas of a watershed occupied by agriculture in the Brazilian Cerrado. *Journal of Environmental Management*, v. 319, p. 115695, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115695>

Dhankhar, N.; Kumar, J. Impact of increasing pesticides and fertilizers on human health: A review. *Materials Today: Proceedings*, v. 122, p. 1234–1240, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.766>

Datta, S; Sinha, D; Chaudhary, V; Kar, S; Singh, A. Water Pollution of Wetlands: A Global Threat to Inland, Wetland, and Aquatic Phytodiversity. *Monitoring and Evaluating the Ecological Health of Wetlands*, v. p. 27-50, 2022. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-9498-8.ch003>

Deng, L.; Li, W.; Liu, X.; Wang, Y.; Wang, L. Landscape patterns and topographic features affect seasonal river water quality at catchment and buffer scales. *Remote Sensing*, v. 15, p. 1438, 2023. <https://doi.org/10.3390/rs15051438>

Edwards, T. M.; Puglis, H. J.; Kent, D. B.; Durán, J. L.; Bradshaw, L. M.; Farag, A. M. Ammonia and aquatic ecosystems -A review of global sources, biogeochemical cycling, and effects on fish. *Science of the Total Environment*, v. 907, p. 167911, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167911>

Farias, G. M.; Zamberlan, C. O. Expansão da fronteira agrícola: impacto das políticas de desenvolvimento regional no centro-oeste brasileiro. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 2, n. 2, p. 58-68, 2013. <https://doi.org/10.3895/rbpd.v2n2.3076>

Feng, Z.; Xu, C.; Zuo, Y.; Luo, X.; Wang, L.; Chen, H.; Xie, X.; Yan, D.; Liang, T. Analysis of water quality indexes and their relationships with vegetation using self-organizing map and geographically and temporally weighted regression. *Environmental Research*, v. 216, p. 114587, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114587>

Ferreira, C. S. S.; Kašanin-Grubin, M.; Kapović Solomun, M.; Sushkova, S.; Minkina, T.; Zhao, W.; Kalantari, Z. Wetlands as nature-based solutions for water management in different environments. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 33, p. 100476, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100476>

Freitas, I. B. F.; Neto, P. J. D.; Lopes, L. F. P.; Yoshii, M. P. C.; Giroto, L.; Gabriel, G. V. M.; Sorigotto, L. R.; Carmo, J. B.; Montagner, C. C.; Schiesari, L. C.; Martinelli, L. A.; Espíndola, E. L. G. Soil management effects of extensive pastures, intensive pastures and sugarcane crops on the availability of metals and nutrients in freshwater: A realistic mesocosm approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 350, p. 108473, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108473>

Fushimi, M.; Lima, G. N. De; Capoane, V. Changes in land use and cover and their environmental impacts in the Cerrado of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Sustainability*, v. 16, p. 4266, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16104266>

Fuchs, A.; Berger, V.; Steinbauer, K.; Köstl, T.; Wuttej, D.; Jungmeier, M. The long-term effects of monoculture maize cultivation on plant diversity. *Phytocoenologia*, v. 50, p. 397-408, 2021. <https://doi.org/10.1127/phyto/2021/0382>

Gao, G.; Xiao, R.; Li, Y. 12 - Influences of extreme rainfall events on the nutrient and chlorophyll-a dynamics in coastal regions. *Current Trends in Estuarine and Coastal Dynamics*, 2024, 339-383. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21728-9.00012-0>

Gene, S. M.; Hoekstra, P. F.; Hannam, C.; White, M.; Truman, C.; Hanson, M. L.; Prosser, R. S. The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 243, 12-21, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.003>

Grelle, C. E. V.; Bayma, A. P.; Paixão, L. R. L.; Egler, M.; Dala Senta, M. M.; Jenkins, C. N.; Uezu, A.; Pellin, A.; Martensen, A. C.; Shirai, H.; Soares, N.; Lima, F.; Fernandez, E.; Pougy, N.; Martinelli, G.; Mesquita, C. A.; Mantovani, M.; Fernandez, F. A. S.; Rheingantz, M. L.; Vieira, M. V. Conservation initiatives in the Brazilian Atlantic Forest. In: Grelle, C. E. V.; Rajão, H.; Marques, M. C. M. (Org.). *The Atlantic Forest*. 2021. p. 421–449. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_20

Gomes, L.; Simões, S. J. C.; Dalla Nora, E. L.; Sousa-Neto, E. R.; Forti, M. C.; Ometto, J. P. H. B. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. *Land*, v. 8, p. 12, 2019. <https://doi.org/10.3390/land8010012>

Gonçalves, C.; Gomes, L. E.; Rodrigues, G. M. A.; Katsuoka, L.; Hiramatsu, C. Y.; Silvério, P. F. Validação de método para determinação de pesticidas da soja em águas subterrâneas por GC-ECD. *Águas Subterrâneas*, [S. l.], v. 1, 2009. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22080>. Acesso em: 13 abr. 2025.

Gonçalves, R. V. S.; Cardoso, J. C. F.; Oliveira, P. E.; Raymundo, D.; Oliveira, D. C. The role of topography, climate, soil and the surrounding matrix in the distribution of Veredas wetlands in central Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, 30, 1261-1279, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09895-z>

Homer, C.; Dewitz, J.; Jin, S.; Xian, G.; Costello, C.; Danielson, P.; Gass, L.; Funk, M.; Wickham, J.; Stehman, S.; Auch, R.; Riitters, K. Conterminous United States land cover change patterns 2001-2016 from the 2016 National Land Cover Database. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 162, p. 184-199, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.02.019>.

Ibrahim, A.; Ismail, A.; Juahir, H.; Iliyasu, A. B.; Wailare, B. T.; Mukhtar, M.; Aminu, H. Water quality modelling using principal component analysis and artificial neural network. *Marine Pollution Bulletin*, v. 187, p. 114493, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114493>

Isiuku, B. O.; Enyoh, C. E. Pollution and health risks assessment of nitrate and phosphate concentrations in water bodies in South Eastern, Nigeria. *Environmental Advances*, v. 2, p. 100018, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100018>

Ju, Y.; Koh, D.-C.; Kim, D.-H.; Mayer, B.; Kwon, H.-I. Evaluating the sources and fate of nitrate in riparian aquifers under agricultural land using in situ-measured noble gases, stable isotopes, and metabolic genes. *Water Research*, v. 231, p. 119601, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119601>

Karasiak, N. *Dzetsaka Qgis classification plugin* 2016. <https://github.com/nkarasiak/dzetsaka>
Acesso em: 22 abr. 2025.

Kou, X.; Ding, J.; Li, Y.; Li, Q.; Mao, L.; Xu, C.; Zheng, Q.; Zhuang, S. Tracing nitrate sources in the groundwater of an intensive agricultural region. *Agricultural Water Management*, v. 250, p. 106826, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106826>

Kuplich, T. M.; Moreira, A.; Fontana, D. C. *Série temporal de índice de vegetação sobre diferentes tipologias vegetais no Rio Grande do Sul*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 17, p. 1116–1123, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001000014>

Lana-Costa, J.; Silva, M. M.; Martins, A. O.; Guarnier, J. C.; Silva Junior, R. O.; Silva, D. M.; Nunes-Nesi, A.; Araújo, W. L. Biochemical and physiological aspects of restinga herbaceous plants tolerance to iron ore tailing plume along the coastal region of Espírito Santo-Brazil.

Environmental and Experimental Botany, v. 191, p. 104618, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104618>

Li, N. X.; Xu, J. F.; Yin, W.; Chen, Q. Z.; Wang, J.; Shi, Z. H. Effect of local watershed landscapes on the nitrogen and phosphorus concentrations in the waterbodies of reservoir bays. *Science of the Total Environment*, v. 716, p. 137132, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137132>

Lima, N. A.; Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Silva, C. D.; França, R. S. S. R.; Santana, A. B.; Rhoden, S. L.; Cardoso, C. A. L.; Barufatti, A. *Integrated approach to assess water quality and risk assessment for aquatic biota in Baía Negra, Pantanal, Brazil. Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 20, e3065, 2025. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.3065>.

Lucas, K. R. G.; Antón, A.; Ventura, M. U.; Andrade, E. P.; Ralisch, R. Using the available indicators of potential biodiversity damage for Life Cycle Assessment on soybean crop according to Brazilian ecoregions. *Ecological Indicators*, v. 127, p. 107809, maio 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolond.2021.107809>

Luo, Q.; Yang, Y.; Qian, J.; Wang, X.; Chang, X.; Ma, L.; Li, F.; Wu, J. Spring protection and sustainable management of groundwater resources in a spring field. *Journal of Hydrology*, v. 582, p. 124498, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124498>

Luz, C. C.; Souza, A. P.; Almeida, F. T.; Martim, C. C.; Silva, W. C.; Pereira, R. R.; Carvalho, D. F. Water erosion in soybean farming areas under different soil covers and simulated rainfall patterns in the Southern Amazon, Brazil. *Catena*, v. 254, p. 108959, 30 jun. 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108959>

Llano, X.C. AcATaMa - QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps, version 23.4, 2018. <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Acesso em: 01 maio 25

Machado Júnior, C. S.; Silva, C. R.; Sanches, M. C; Hamawaki, O. T; Sousa, L. B. Physiologic parameters of soybean of determinate and indeterminate growth habit subjected to levels of soil moisture. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 52, n. 6, jun. 2017.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2017000600005>

Martínez-Dalmau, J.; Berbel, J.; Ordóñez-Fernández, R. Nitrogen fertilization: A review of the risks associated with the inefficiency of its use and policy responses. *Sustainability*, v. 13, p. 5625, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13105625>

Martins, R. O.; Vasconcelos, C.; Rodrigues, K. S.; Pozzobom, U. M.; Brasil, L. S. Condition index for Cerrado springs: A simplified and efficient tool for conservation planning. *Water Biology and Security*, v. 4, p. 100336, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2024.100336>

Mashala, M. J.; Ahiabuikie, N. I.; Chikwira, C.; Baiyegunhi, C.; Adeyemi, A.; Mwale, D.; Mtalo, F.; Musa, S. M.; Gobeze, T.; Rahman, M. M. A systematic review on advancements in remote sensing for assessing and monitoring land use and land cover changes impacts on surface water resources in semi-arid tropical environments. *Remote Sensing*, v. 15, p. 3926, 2023. <https://doi.org/10.3390/rs15163926>

Mello, K. De; Valente, R. A.; Randhir, T. O.; Vettorazzi, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 93, p. 1293-1301, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>

Melo, M. P. De; Crispim, B. Do A.; Viana, L. F.; Lima, N. A. De; Melo, E. S. De P.; Nascimento, V. A. Do; Barufatti, A. Effects of local land use on riparian vegetation, water quality, and in situ toxicity. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 17, n. 6, p. e2856, 2022. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2856>

Morgado, M. G. A.; Passos, C. J. S.; Garnier, J.; Lima, L. A.; Mendes, R. A.; Samson-Brais, É.; Lucotte, M. Large-scale agriculture and environmental pollution of ground and surface water and sediment by pesticides in the Brazilian Amazon: the case of the Santarém region. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234, 150, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06152-8>

Myers, D. T.; Jones, D.; Oviedo-Vargas, D.; Schmit, J. P.; Ficklin, D. L.; Zhang, X. Seasonal variation in land cover estimates reveals sensitivities and opportunities for environmental models. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 28, p. 5295–5310, 2024. <https://doi.org/10.5194/hess-28-5295-2024>

Lima, N. A. Elementos inorgânicos e contaminantes emergentes na água e sedimento de nascentes como indicadores de contaminação ambiental. 2023. Dissertação (Mestrado em

Ciência e Tecnologia Ambiental) -Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2023.
<https://repositorio.ufgd.edu.br/jspui/handle/prefix/5664>

Nguyen, T. T.; Do, T. T.; Harper, R.; Pham, T. T.; Linh, T. V. K.; Le, T. S.; Thanh, L. B.; Giap, N. X. Soil health impacts of rubber farming: The implication of conversion of degraded natural forests into monoculture plantations. *Agriculture*, v. 10, p. 357, 2020.
<https://doi.org/10.3390/agriculture10080357>

Niraula, R. R.; Sharma, S.; Pokharel, B. K.; Paudel, U. Spatial prediction of spring locations in data poor region of Central Himalayas. *Hydrology Research*, v. 52, p. 492-505, 2021.
<https://doi.org/10.2166/nh.2020.223>

Oliveira, J. F. D. de; Coelho, G.; Domingos, A. L. de L.; Amorim, J. da S. Water quality in microbasins and springs of the mineral water region of Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, p. 222, 2022.
<https://doi.org/10.1007/s10661-022-09885-x>

Paula Filho, F. J. De; Sampaio, A. D. De S.; Menezes, J. M. C.; Costa, C. T. F. Da; Santiago, M. O. Land uses, nitrogen and phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. *Journal of Arid Environments*, v. 163, p. 41–49, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.001>

Petersen, R. J.; Blicher-Mathiesen, G.; Rolighed, J.; Andersen, H. E.; Kronvang, B. Three decades of regulation of agricultural nitrogen losses: Experiences from the Danish Agricultural Monitoring Program. *Science of the Total Environment*, v. 787, p. 147619, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147619>

Polizel, S. P.; Vieira, R. M. S. P.; Pompeu, J.; Ferreira, Y. C.; Sousa-Neto, E. R.; Barbosa, A. A.; Ometto, J. P. H. B. Analysing the dynamics of land use in the context of current conservation policies and land tenure in the Cerrado -MATOPIBA region (Brazil). *Land Use Policy*, v. 109, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105713>

Raffee, S. A. A.; Uvo, C. B.; Martins, J. A.; Machado, C. B.; Freitas, E. D. Land Use and Cover Changes versus climate shift: Who is the main player in river discharge? A case study in the Upper Paraná River Basin. *Journal of Environmental Management*, v. 309, p. 114651, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114651>

R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.5.0. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 1 mai. 2025.

Rangel Neto, R. Da S.; Luz, L. D.; Aguiar Junior, T. R. Springs' water quality assessment in areas with different degrees of forest conservation: a study in tropical climate basins. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, p. 227, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04564-4>

Rausch, L. L.; Gibbs, H. K.; Schelly, I.; Brandão, A. Jr.; Morton, D. C.; Carneiro Filho, A.; Strassburg, B.; Walker, N.; Noojipady, P.; Barreto, P.; Meyer, D. Soy expansion in Brazil's Cerrado. *Conservation Letters*, v. 12, e12671, 2019. <https://doi.org/10.1111/conl.12671>

Ribeiro, B.T; Oliveira, M. G; Oliveira, N. C De; Araujo, R. B De; Sousa, R. A de. Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v. 10, n. 6, p. e70510, jun. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv10n6-037>. Acesso em: 13 abr. 2025.

Santos, L. A. C.; Lima, P. E. M. Comparação entre diferentes algoritmos de classificação supervisionada no mapeamento temático de uma bacia hidrográfica. *TreeDimensional*, v. 3, p. 27-41, 2018. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p961-972>

Sarkar, P.; Salami, M.; Githiora, Y.; Vieira, R.; Navarro, A.; Clavijo, D.; Padgurschi, M. A conceptual model to understand the drivers of change in tropical wetlands: a comparative assessment in India and Brazil. *Biota Neotropica*, v. 20, p. e20190913, 2020. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0913>

Schwaida, A. A.; Moraes, L. F. D.; Macedo, M. N.; De Lima, J. E. F. W.; Coe, M. T.; Meirelles, M.; Ferraz, S. F. B. Impacts of agricultural expansion on biodiversity and ecosystem services in the Brazilian Cerrado: a review. *Biodiversity and Conservation*, v. 32, p. 3021–3044, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02578-y>

Shaheb, M. R.; Venkatesh, R.; Shearer, S. A. A review on the effect of soil compaction and its management for sustainable crop production. *Journal of Biosystems Engineering*, v. 46, p. 417-439, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7>

Silva, L. Brito., Schimidt, F., Santos, A. Mota., Ciência ambiental: reflexões sobre o monitoramento de resíduos de agrotóxicos em águas potável, superficial e subterrânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, p. 193-200, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190321>

Silva, R. A; Silva, V. P. R; Nunes, A. C; Silva, P. H. C; Naoe, A. M. L; Maciel, G. F. Quantificação da pegada hídrica da soja na região do Matopiba: cenário atual e mudanças climáticas. *Revista de Geografia*, v. 37, p. 26, 2020. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/210504747.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2025.

Song, X.P; Hansen, M.C; Potapov, P; Adusei., B; Pickering, J; Adami, M; Lima, A; Zalles, V; Stehman, S. V; Di Bella, C. M; Conde, M. C; Copati, E. J; Fernandes, L. B; Hernandez-Serna, A; Jantz, S. M; Pickens, A. H; Turubanova, S; Tyukavina, A. Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nat Sustain*, v.4, p. 784-792, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>

Staponites, L. R.; Simon, O. P.; Barták, V.; Bílý, M. Management effectiveness in a freshwater protected area: Long-term water quality response to catchment-scale land use changes. *Ecological Indicators*, v. 144, p. 109438, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109438>

Viana, L. F.; Crispim, B. A.; Sposito, J. C. V.; Melo, M. P.; Francisco, L. F. V.; Nascimento, V. A.; Barufatti, A. High iron content in river waters: environmental risks for aquatic biota and human health. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 16, n. 5, e2751, 2021. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2751>.

Vieira, M. J.; Santos, L. A. C.; Silva, A. C. L.; Silva-Neto, C. M. O uso do solo e os impactos na qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão Vereda. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, p. 2690-2703, 2023. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.5.p2690-2703>

Wang, H.; Molinos, J. G.; Heino, J.; Zhang, H.; Zhang, P.; Xu, J. Eutrophication causes invertebrate biodiversity loss and decreases cross-taxon congruence across anthropogenically-disturbed lakes. *Environment International*, v. 153, p. 106494, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106494>

Winter, S.; Bauer, T.; Strauss, P.; Kratschmer, S.; Paredes, D.; Popescu, D.; Landa, B.; Guzmán, G.; Gómez, J. A.; Guernion, M.; Zaller, J. G.; Batáry, P. Effects of vegetation management

intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, p. 2484-2495, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13124>

Wu, Y.; Wang, J.; Liu, Z.; Li, C.; Niu, Y.; Jiang, X. Seasonal nitrate input drives the spatiotemporal variability of regional surface water-groundwater interactions, nitrate sources and transformations. *Journal of Hydrology*, v. 655, p. 132973, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132973>

WWF-BRASIL. *Nascentes do Brasil: estratégias para a proteção de cabeceiras em bacias hidrográficas*. Brasília: WWF-Brasil, 2021. Disponível em: <https://comiteguandu.org.br/wp-content/uploads/2021/11/nascentes-do-brasil.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2025.

Xia, Y.; Zhang, M.; Tsang, D. C. W.; Geng, N.; Lu, D.; Zhu, L.; Igalavithana, A. D.; Dissanayake, P. D.; Rinklebe, J.; Yang, X.; Ok, Y. S. Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: Current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry*, v. 63, p. 8, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13765-020-0493-6>

Yang, W.; Zhao, Y.; Wang, D.; Wu, H.; Lin, A.; He, L. Using principal components analysis and IDW interpolation to determine spatial and temporal changes of surface water quality of Xin'anjiang River in Huangshan, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 17, p. 2942, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17082942>

Zhao, L.; Fu, G.; Zeng, A.; Cheng, B.; Song, Z.; Hu, Z. Effects of different aeration strategies and ammonia-nitrogen loads on nitrification performance and microbial community succession of mangrove constructed wetlands for saline wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 339, art. 139685, out. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139685>

Zhu, X.; Miao, P.; Zhu, H.; Li, W.; Liang, X.; Wang, L.; Chen, Z.; Zhou, J. Extreme precipitation accelerates nitrate leaching in the intensive agricultural region with thick unsaturated zones. *Science of The Total Environment*, v. 918, p. 170789, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170789>

Zou, Y.; Duan, X.; Xue, Z.; E, M.; Sun, M.; Lu, X.; Jiang, M.; Yu, X. Water use conflict between wetland and agriculture. *Journal of Environmental Management*, v. 224, p. 140-146, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.052>

Capítulo 3

Considerações Finais

Este estudo demonstrou que o uso e a ocupação do solo, particularmente o cultivo intensivo da soja, impactam de forma significativa a qualidade da água em áreas de nascentes. Entre os principais achados, observou-se que a diminuição da cobertura vegetal ripária esteve associada ao aumento das concentrações de nutrientes como nitrato, PT e clorofila, bem como à redução dos valores do IVA. As análises estatísticas multivariadas reforçaram a correlação entre a atividade agrícola intensiva e a degradação ambiental, evidenciando que a presença isolada de vegetação ripária, embora benéfica, não é suficiente para mitigar os efeitos negativos sobre os recursos hídricos.

O diferencial deste trabalho reside na abordagem integrada adotada, que combinou análise limnológica, bioensaios ecotoxicológicos para o cálculo do IVA, sensoriamento remoto e técnicas de estatística multivariada (PCA). Essa integração de métodos permitiu uma avaliação ambiental mais abrangente e sensível, superando limitações de estudos tradicionais focados apenas em um tipo de análise. A utilização de diferentes ferramentas de diagnóstico possibilitou não apenas a identificação dos impactos, mas também a compreensão das relações entre as variáveis ambientais, fornecendo subsídios robustos para ações de gestão e conservação.

Como perspectiva futura, propõe-se a aplicação da mesma metodologia integrada nas bacias hidrográficas dos rios Aquidauana e Miranda, localizadas no bioma Pantanal (MS). Essas bacias apresentam características ecológicas e hidrológicas distintas, e sua avaliação permitirá expandir a compreensão dos efeitos das atividades antrópicas em ambientes de alta relevância ecológica. A continuidade do monitoramento com o uso combinado de análises limnológicas, sensoriamento remoto, bioindicadores e estatística multivariada será fundamental para a geração de dados comparativos, apoiando estratégias de manejo sustentável e preservação dos recursos hídricos do Pantanal.

Anexos (Tabelas e Figuras Suplementares)

Anexo 1

Tabela Suplementar 1. Parâmetros físico-químicos da água, métodos analíticos e referências.

Parâmetro	Unidade	Método/Equipamento	Referência
Temperatura	°C	Sonda multiparâmetro portátil (Hanna)	APHA (2012)
Oxigênio dissolvido (OD)	mg L ⁻¹	Sonda multiparâmetro portátil (Hanna)	APHA (2012)
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	Sonda multiparâmetro portátil (Hanna)	APHA (2012)
pH	-	Sonda multiparâmetro portátil (Hanna)	APHA (2012)
Sólidos totais dissolvidos	mg L ⁻¹	Sonda multiparâmetro portátil (Hanna)	APHA (2012)
Turbidez	NTU	Turbidímetro digital (AP 2000 WT)	APHA (2012)
Fósforo total (PT)	mg L ⁻¹	Colorimetria após digestão	APHA (2012)
Fósforo inorgânico (Pi)	mg L ⁻¹	Colorimetria	APHA (2012)
Fósforo orgânico (Po)	mg L ⁻¹	Por diferença entre PT e Pi	APHA (2012)
Nitrato (NO₃⁻)	mg L ⁻¹	Espectrofotometria	APHA (2012)
Nitrito (NO₂⁻)	mg L ⁻¹	Espectrofotometria	APHA (2012)
Amônia (NH₃)	mg L ⁻¹	Espectrofotometria	APHA (2012)
Nitrogênio total (NT)	mg L ⁻¹	Digestão + Espectrofotometria	APHA (2012)
Silicato	mg L ⁻¹	Espectrofotometria	APHA (2012)
Ferro total	mg L ⁻¹	Espectrofotometria (com digestão ácida)	APHA (2012)
Clorofila-a	µg L ⁻¹	Extração com etanol + Leitura a 665/750 nm	Wood et al., (2020)

“-” indica ausência de unidade de medida.

Anexo 2 Figura Suplementar 1

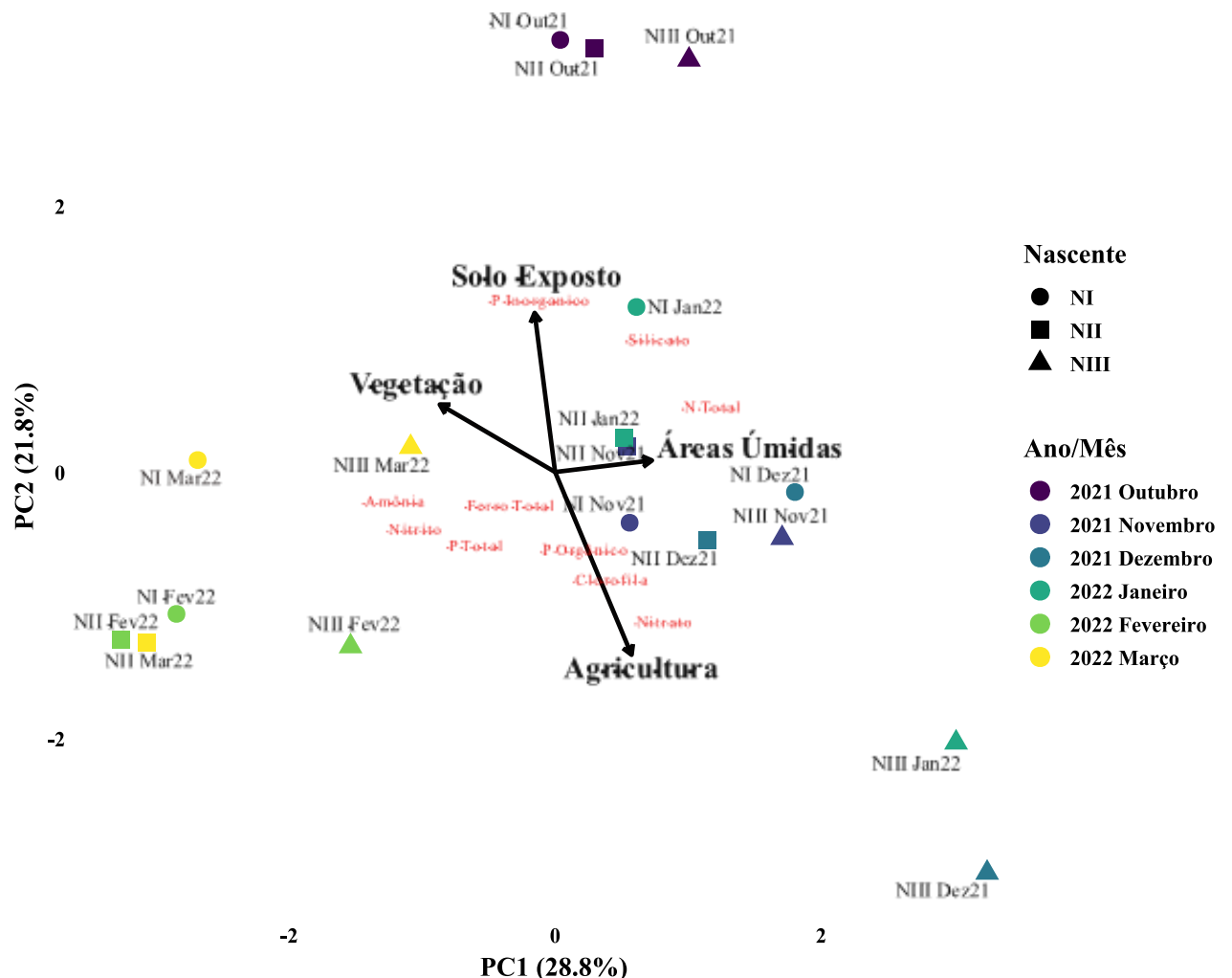


Figura S1. Análise de Componentes Principais (PCA) representando a correlação entre de uso e ocupação do solo (vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas) e parâmetros limnológicos (nutrientes, metais e clorofila-a) nas nascentes NI (círculos), NII (quadrados) e NIII (triângulos), ao longo do ciclo da soja (Out21 a Mar22). As cores representam os meses (de roxo para outubro até amarelo para março). Os vetores indicam as variáveis que mais influenciaram a ordenação dos pontos, com sua direção e intensidade associadas aos componentes principais PC1 e PC2 (com % de variância explicada por cada eixo).

Anexo 3

Tabela Suplementar 2. Classificação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA)

IVA	Ponderação
Ótima	$IVA \leq 2,5$
Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
Péssima	$IVA \geq 6,8$

Fonte: Adaptado de CETESB (2022), Apêndice D.

Anexo 4

Tabela Suplementar 3. Representação dos valores em km² e % das áreas de vegetação, solo exposto, agricultura e áreas úmidas, nas nascentes (NI, NII e NIII) ao longo dos meses.

Nascente	Ano	Mês	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO							
			Vegetação		Solo exposto		Agricultura		Áreas Úmidas	
			km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
NI	2021	outubro	1,2663	40,31	1,7240	54,88	0,0000	0,00	0,1196	3,81
NII			0,9236	29,40	2,1368	68,02	0,0000	0,00	0,0486	1,55
NIII			0,2743	8,73	2,7808	88,52	0,0000	0,00	0,0450	1,43
NI		novembro	1,2042	38,33	1,4589	46,44	0,4275	13,61	0,0459	1,46
NII			0,8613	27,42	1,4859	47,30	0,7704	24,52	0,0045	0,14
NIII			0,1935	6,16	2,0493	65,23	0,8730	27,79	0,0189	0,60
NI		dezembro	0,7438	23,68	0,5594	17,81	1,4075	44,80	0,4227	13,45
NII			0,6574	20,93	0,1979	6,30	2,0082	63,92	0,2716	8,65
NIII			0,0719	2,29	0,2176	6,93	2,6962	85,82	0,1475	4,70
NI	2022	janeiro	0,9063	28,85	1,8504	58,90	0,1980	6,30	0,1818	5,79
NII			0,7182	22,86	0,8883	28,28	1,3995	44,55	0,1161	3,70
NIII			0,1908	6,07	0,6696	21,31	2,2392	71,28	0,0351	1,12
NI		fevereiro	1,3166	41,91	0,6682	21,27	1,1485	36,56	0,0000	0,00
NII			0,9182	29,23	0,8526	27,14	0,9182	29,23	0,0000	0,00
NIII			0,3022	9,62	1,1646	37,07	1,6665	53,05	0,0000	0,00
NI		março	1,4274	45,44	1,3257	42,20	0,3825	12,18	0,0009	0,03
NII			0,9729	30,97	1,2978	41,31	0,8352	26,59	0,0162	0,52
NIII			0,3069	9,77	2,5902	82,45	0,2376	7,56	0,0000	0,00

Anexo 5

Tabela Suplementar 4. Valores do IVA expressando a condição de qualidade ambiental para a proteção da biota aquática, com base em parâmetros físico-químicos e limnológicos analisados mensalmente.

Nascente	Ano	Mês	IVA	Ponderação
NI	2021	Outubro	4,20	Ruim
NII			3,70	Regular
NIII			3,70	Regular
NI		Novembro	5,20	Ruim
NII			4,20	Regular
NIII			3,70	Regular
NI		Dezembro	3,70	Regular
NII			4,20	Regular
NIII			3,60	Regular
NI	2022	Janeiro	5,80	Ruim
NII			3,70	Regular
NIII			4,20	Regular
NI		Fevereiro	4,20	Regular
NII			5,20	Ruim
NIII			3,70	Regular
NI		Março	3,70	Regular
NII			5,00	Ruim
NIII			3,70	Regular

Anexo 6 - Figura Suplementar 2

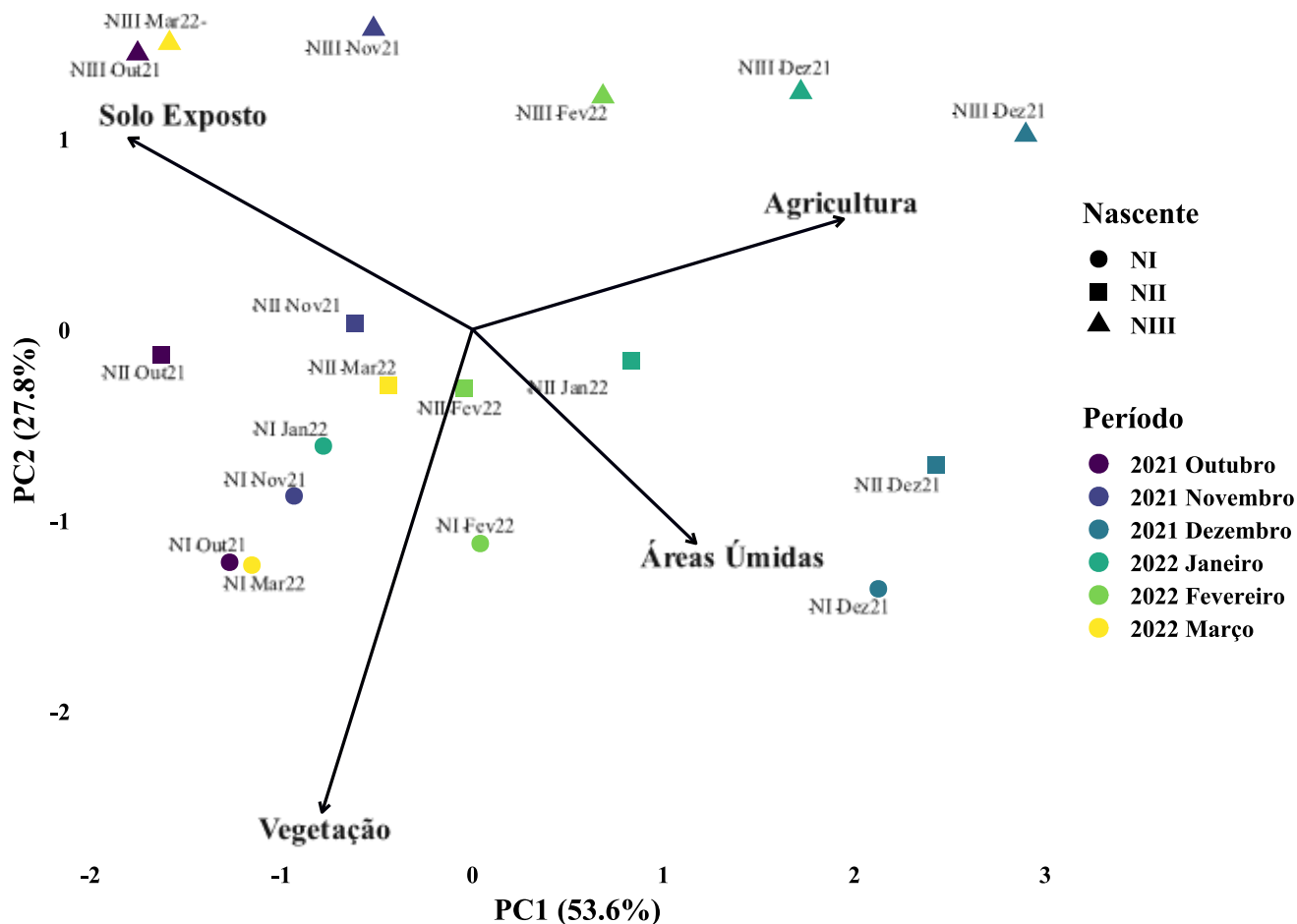


Figura S2. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis de uso e cobertura do solo (Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas) nas áreas de entorno das nascentes NI (círculos), NII (quadrados) e NIII (triângulos), no período de outubro de 2021 a março de 2022. Os eixos PC1 e PC2 explicam 81,4% da variância total dos dados (PC1: 53,6%; PC2: 27,8%). As cores representam os meses de amostragem. Os vetores indicam as variáveis que mais contribuíram para a ordenação dos pontos no espaço multivariado.

Anexo 7 Figura Suplementar 3

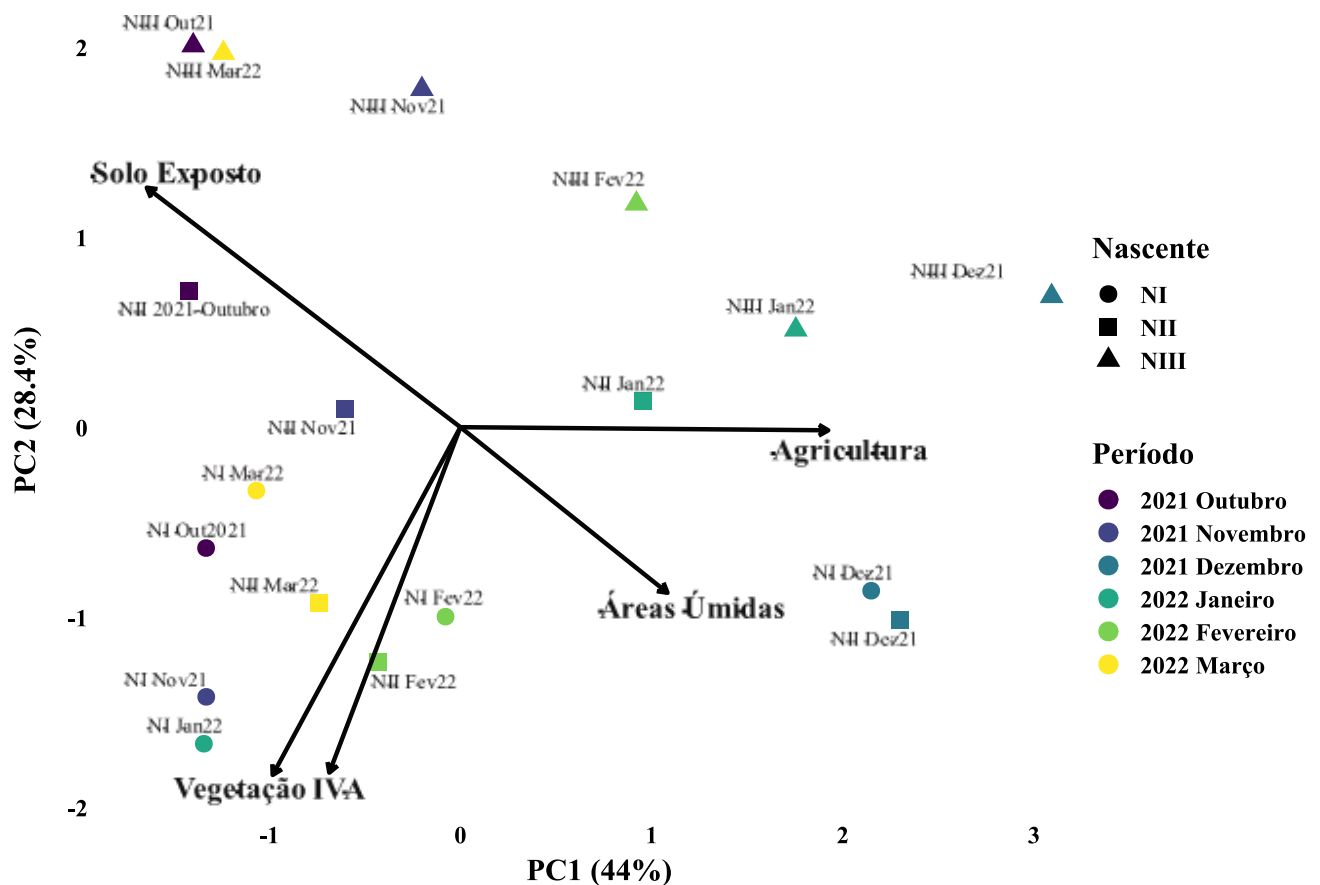


Figura Suplementar 3. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) representando a correlação entre variáveis de uso e ocupação do solo (Vegetação, Solo Exposto, Agricultura e Áreas Úmidas) e o IVA nas nascentes NI (círculo), NII (quadrado) e NIII (triângulo), ao longo do ciclo da soja (outubro de 2021 a março de 2022).

Anexo 8 Fotos das coletas



Figura S4. Aspecto físico ao entorno da nascente.

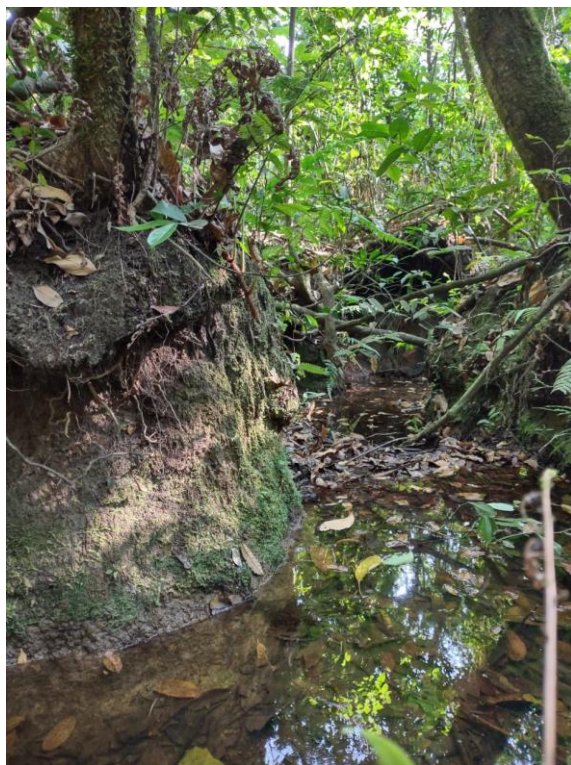


Figura S5. Aspecto físico ao entorno da nascente.



Figura S6. Medição dos parâmetros físico-químicos com sonda multiparâmetro.



Figura S7. Medição largura da nascente.



Figura S8. Uma das áreas de plantação de soja ao entorno das nascentes.