UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

ALBINA SANTOS COSTA

AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA BASEADO NAS DIRETRIZES AMBIENTAIS, SOCIAIS E DE GOVERNANÇA USANDO PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ MIRIM.

Sorocaba
2025

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

ALBINA SANTOS COSTA

AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA BASEADO NAS DIRETRIZES AMBIENTAIS, SOCIAIS E DE GOVERNANÇA USANDO PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ MIRIM.

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestra em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Gerson Araújo de Medeiros

Sorocaba
2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
ciências ambientais
unesp Sorocaba

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

C837a

Costa, Albina Santos
Avaliação da Resiliência baseado nas diretrizes ambientais, sociais e de governança usando pressão estado resposta : um estudo de caso na bacia do rio Jundiaí Mirim / Albina Santos Costa. -- Sorocaba, 2025
93 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Gerson Araújo de Medeiros

1. Avaliação de Riscos. 2. Bacias Hidrográficas - Brasil. 3. Gestão Ambiental. 4. Mitigação de Riscos. 5. Sustentabilidade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA BASEADO NAS DIRETRIZES AMBIENTAIS, SOCIAIS E DE GOVERNANÇA USANDO PRESSÃO-ESTADO-RESPOSTA: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ MIRIM

AUTORA: ALBINA SANTOS COSTA
ORIENTADOR: GERSON ARAÚJO DE MEDEIROS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

unesp UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Assinado de forma digital por Darllan Collins da Cunha e Silva:22397267845
Dados: 2025.02.12 11:07:30 -03'00'

Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Campus Sorocaba

gov.br Documento assinado digitalmente
FELIPE HASHIMOTO FENGLER
Data: 12/02/2025 10:57:40-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. FELIPE HASHIMOTO FENGLER (Participaçao Virtual)
Engenharia Agronômica / Centro Universitário FACENS

gov.br Documento assinado digitalmente
BENONE OTAVIO SOUZA DE OLIVEIRA
Data: 12/02/2025 10:09:45-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. BENONE OTAVIO SOUZA DE OLIVEIRA (Participaçao Virtual)
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE - IEAA / Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Sorocaba, 12 de fevereiro de 2025

AGRADECIMENTOS

Minha imensa gratidão à minha família, em especial aos meus pais, Maria e Isidro, que expressam seu amor de forma única e constante em todos os dias da minha vida. À minha irmã Yasmin, que me proporciona os sorrisos mais bobos – e, ao mesmo tempo, mais preciosos – que a irmandade pode oferecer. Ao meu namorado, Caio, que trouxe companheirismo em momentos desafiadores e que, com o seu carinho e serenidade, tornou essa jornada mais leve. Aos meus padrinhos, Marcos Nicolau e Roseane Nicolau, eu não poderia ter referência mais linda na minha vida do que vocês como professores Universitários me incentivando, estou crescendo e quero ser como vocês. Vocês todos foram meu alicerce ao longo de toda a minha trajetória acadêmica. Agradeço, também, às minhas amigas do coração, Dari e Mari, que sempre demonstraram preocupação e estiveram prontas para me escutar quando precisei desabafar. Aos meus colegas da Unesp – Ana Laura, Gabriela Gomes, Felipe, Vinícius e Giovana – com quem compartilhei os desafios da pós-graduação. Ingressamos juntos nesse percurso no mestrado e, agora, encerramos essa jornada rumo a novos desafios. Foram incontáveis devaneios quando o cérebro já não aguentava mais, almoços recheados de risadas e cafés acompanhados de conversas que nos mantiveram em pé. Ao Laboratório de Gestão e Recuperação de Áreas Degradadas, minha gratidão à Jô, Luiz e Camila, que se tornaram inspiração para mim enquanto pesquisadores. Vocês criaram um ambiente inclusivo, acolhedor e cheio de leveza, mesmo nos momentos de maior desespero. A cada dia tento carregar um pouco da essência de cada um de vocês – descontraídos, engraçados e resilientes diante dos desafios da Universidade. Obrigada por compartilharem sua inteligência e humanidade comigo. Agradeço ao Carlos e a Isabela, da secretaria, pelo suporte sempre prestativo, explicando pacientemente cada passo necessário nos momentos de maior ansiedade. Ao professor Admilson, que gentilmente me incluía nos cafés com seus orientandos e me fez sentir parte de sua equipe. Ao meu orientador, professor Gerson Medeiros, que, apesar de ser santista, foi um supervisor excepcional. Suas orientações foram fundamentais para meu crescimento como pesquisadora. As conversas e reuniões, muitas vezes extrapolando os limites da pesquisa, se transformaram em valiosas parcerias de trabalho. As experiências e aprendizados compartilhados por você ficarão guardados e aplicados ao longo da minha vida. Por fim, mas não menos importante, agradeço à Unesp, uma instituição de excelência pela qual tenho imenso orgulho de fazer parte. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. A qualidade da produção acadêmica só se mantém com incentivos como esse.

A todos vocês, meu sincero obrigada!

“O Homem também é parte da natureza, e não há partes mais ou menos importantes nela. Uma flor, uma estrela, uma pedra, um homem é permeado pela mesma centelha divina. Aqueles que aprendem a simpatizar com plantas e animais podem entender os outros e serão melhores para si mesmos, ou seja, não farão nada contra sua natureza.”

Simona Kossack

RESUMO

COSTA, Albina Santos. **Avaliação da resiliência baseado nas diretrizes ambientais, sociais e de governança usando pressão-estado-resposta: um estudo de caso na bacia do rio Jundiaí Mirim**. 2025. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2025.

As diretrizes ambientais, sociais e de governança é uma sigla de riscos de instituições públicas e privadas que potencializam os efeitos sustentáveis e tecnológicos, se bem aplicadas pode ser atração promissora em muitas vertentes, como a gestão de bacias hidrográficas. Este trabalho teve por objetivo desenvolver uma avaliação da resiliência integrando diretrizes ambientais, sociais e de governança, voltado para a gestão de bacias hidrográficas. A avaliação foi desenvolvida e aplicada na bacia do Jundiaí Mirim abrangendo três municipios, Jundiai, Jarinu e Campo Limpo Paulista. A metodologia utilizada se baseou no modelo Pressão-Estado-Resposta (PER), aplicado em uma série temporal de 2017 a 2022. Para as análises, diferentes indicadores foram selecionados: o Produto Interno Bruto (PIB) per capita, obtido a partir da base de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e Fundação SEADE (Sistema Estadual de Análise de Dados) utilizado como indicador econômico para avaliar as pressões antrópicas; o Índice de Estado Trófico (IET), Índice de Vida Aquática (IVA) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e os foram adotados como indicadores de estado ambiental. Dados sobre o IET e o IVA foram obtidos a partir de relatórios de qualidade da água publicados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), em quatro pontos ao longo do rio Jundiaí Mirim. Informações sobre o NDVI foram obtidas junto ao Sistema de Análise Temporal da Vegetação (SATVeg), da Embrapa, considerando as 18 sub-bacias que compõem a bacia do Jundiaí Mirim. Por fim, o indicador de resposta foi representado pela análise de planos estatuários e não estatuários através do plano diretor vigente dos munícipios. Os resultados das condições ambientais indicam uma tendência de piora nos níveis de eutrofização, redução da biomassa vegetativa e declínio na qualidade de vida aquática ao longo do período analisado. As atividades econômicas cresceram significativamente, com a maior pressão no setor industrial, seguida do setor agropecuário. As respostas apresentam planos atualizados, mas ainda evidenciam fragilidades no alinhamento entre os empreendimentos e o setor

ambiental. Esses fatores, combinados, indicam uma diminuição progressiva na qualidade da bacia permitindo a falta de conservação que assegure o funcionamento dos serviços ecossistêmicos. Os riscos ambientais, sociais e de governança encontrados neste trabalho foi que as condições ambientais podem não ter tempo de resiliência para estados melhorados. O estudo destaca a importância de compreender como as pressões econômicas afetam as bacias hidrográficas e como as respostas integradas devem ser avaliadas para que o estado ambiental da bacia tenha capacidade de absorver, adaptar-se e se recuperar de perturbações, mantendo suas funções.

Palavras-chave: Gestão Adaptativa; Indicadores Emergentes; Pressão Estado Resposta; Riscos

ABSTRACT

COSTA, Albina Santos. **Resilience assessment based on environmental, social and governance guidelines using pressure-state-response: a case study in the Jundiaí Mirim river basin**. 2025. Dissertation (Master's Degree in Environmental Sciences) - Institute of Science and Technology, São Paulo State University, Sorocaba, 2025.

The environmental, social and governance guidelines are an acronym for the risks of public and private institutions that enhance sustainable and technological effects. If well applied, they can be a promising attraction in many areas, such as watershed management. The aim of this work was to develop a resilience assessment integrating environmental, social and governance guidelines, aimed at watershed management. The assessment was developed and applied in the Jundiaí Mirim basin covering three municipalities, Jundiai, Jarinu and Campo Limpo Paulista. The methodology used was based on the Pressure-State-Response (PER) model, applied to a time series from 2017 to 2022. For the analyses, different indicators were selected: the Gross Domestic Product (GDP) per capita, obtained from the IBGE (Brazilian Institute of Geography and Statistics) database and the SEADE Foundation (State Data Analysis System) used as an economic indicator to assess anthropogenic pressures; the Trophic State Index (TSE), Aquatic Life Index (AVI) and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) were adopted as environmental state indicators. Data on the IET and IVA were obtained from water quality reports published by the São Paulo State Environmental Company (CETESB) at four points along the Jundiaí Mirim River. Information on NDVI was obtained from Embrapa's Temporal Vegetation Analysis System (SATVeg), considering the 18 sub-basins that make up the Jundiaí Mirim basin. Finally, the response indicator was represented by the analysis of statutory and non-statutory plans through the municipalities' current master plans. The results of the environmental conditions indicate a worsening trend in eutrophication levels, a reduction in vegetative biomass and a decline in the quality of aquatic life over the period analyzed. Economic activities have grown significantly, with the greatest pressure on the industrial sector, followed by the agricultural sector. The responses present updated plans, but still show weaknesses in the alignment between the enterprises and the environmental sector. These factors, combined, indicate a progressive decline in the quality of the basin, allowing for a lack of conservation to ensure the functioning of ecosystem services. The environmental, social and governance risks found in this work

were that environmental conditions may not have the resilience time to improve. The study highlights the importance of understanding how economic pressures affect river basins and how integrated responses should be assessed so that the environmental state of the basin has the capacity to absorb, adapt and recover from disturbances while maintaining its functions.

Keywords: Adaptive Management; Emerging Indicators; Pressure State Response; Risks

Translated with DeepL.com (free version)

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOP Processo Oxidativos Avançados

ATBD Documento Base Teórico do Algoritmo

BHJM Bacia Hidrográfica Rio Jundiaí Mirim

CLClorofila

CO2 Dioxido de Carbono

EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ESG Ambiental, Social e Governança

HABs Florações de algas incômodas

IET Indice de Estado trófico

IETcl Indice de Estado trófico para Clorofila

IETft Indice de Estado trófico para fóforo total

IETm Indice de Estado trófico Médio

IPMCA Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática

IVA O Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática

NDVI Índice de Vegetação de Diferença Normalizada

OD Oxigênio Dissolvido

ODS Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OPF Nosso fósforo do futuro

PER Pressão-Estado-Resposta

PIB Produto Interno Bruto

PIBm Produto Interno Bruto municipal

PNRH Plano Nacional de Recursos Hidricos

PNUMA Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PT Fósforo total

REE Risco de Erosão Emergente

SATVEG Sistema de Análise Temporal da Vegetação

SAV Perda de vegetação Aquática Submersa

SEADE Sistema Estadual de Análise de Dados

ST Substâncias Tóxicas

UGRHI Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hidricos

UNEA-5 Assembleia das Nações Unidas para o Meio Ambiente

VE Variaveis Essênciais

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15

2 OBJETIVOS 16

2.1 Objetivo geral 16

2.2 Objetivos específicos 17

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 17

3. 1 ESG: Origem, Crescimento e Aplicabilidade 17

3.2 Evolução Conceitual de Sustentabilidade à Resiliência 19

3.3 Impactos e Desafios na Gestão Sustentável das Bacias Hidrográficas Brasileiras 20

3.3.1 Desafios e Urgência na gestão do Nitrogêio, Fósforo e os Poluentes Quimicos Emergentes 23

3.3.2 Desafios e Urgência no Aumento das Emissões de CO2 e na Perda de Biomassa Vegetativa 25

3.3.3 Desafios e ameaças à diversidade da vida aquática 27

3.4 O uso do Modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) na Avaliação da Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas 28

3.5 Pressão Estado e Resposta aplicado a Bacia do Jundiai mirim 29

4 MATERIAIS E MÉTODOS 31

4.1 Área de estudo 31

4.2 Sobre a Bacia do Jundiaí Mirim 32

4.3 Método de Análise 33

4.4 Parâmetro Pressão para o indicador socioeconômico 34

4.5 Parâmetro Estado para os indicadores ambientais 34

4.6 Indice de Estado Trófico (IET) 34

4.7 Indice de qualidade para Proteção da Vida Aquática (IVA) 35

4.8 Indice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) 35

4.9 Parâmetro Resposta para os indicadores de planejamento 36

5 RESULTADOS E DICUSSÕES 38

5.1 Avaliação do parâmetro pressão para o indicador socioeconômico 38

5.2 Avaliação do parâmetro estado para o indicador ambiental 41

5.3 Indice de Estado trófico 41

5.4 Indice de qualidade da água para proteção da vida aquática (IVA) 47

5.5 Indice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) 59

5.6 Análise de planos estatuários e não estatuários a partir dos planos diretores 66

6 Pressão Estado Resposta e as Diretrizes Ambientais, Sociais e de Governança 70

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS 71

REFERÊNCIAS 72

APÊNDICE A - Classificação dos níveis de categoria e ponderação trófica 80

APÊNDICE B - Classificação dos níveis de categoria e ponderação de toxicidade 81

APÊNDICE C - Média por pontos de clorofila a em série temporal para o parâmetro IET 82

APÊNDICE D – Média por pontos de fósforo total em série temporal para o parâmetro IET 83

APÊNDICE E – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para IET 84

APÊNDICE F – Média das variáveis essenciais por ponto em série temporal, para o parâmetro IVA 85

APÊNDICE G – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para Variaveis Essênciais em IVA 86

APÊNDICE H - Média das substâncias tóxicas por ponto em série temporal, para o parâmetro IVA 87

APÊNDICE I – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para substâncias tóxicas em IVA 89

APÊNDICE J - Indice de vegetação por diferença normalizada em série temporal por sub bacias nas épocas de cheia e seca da Bacia do Jundiai Mirim 91

APÊNDICE K - Análise Descritiva do indicador ambiental para redução fotossintética da bacia do Jundiai Mirim em série temporal 92

APÊNDICE L- Uso e ocupação do solo da bacia do Jundiai Mirim em série temporal 93

1 INTRODUÇÃO

Os riscos do Antropoceno têm dimensões físicas, ecológicas e sociais (por exemplo, mudanças climáticas, perda de biodiversidade, desigualdade social e injustiça). Eles surgem de interações entre escalas dentro de sistemas socioecológicos interconectados, em múltiplas escalas espaciais (locais a globais) e temporais (anos a milênios), e muitas vezes apresentam mudanças descontínuas (ponto de inflexão) (Cork et al. 2023).

Rockstrom et al. (2014) destaca que a exploração de recursos naturais finitos e o uso da biosfera estão interligados, trazendo essas inflexões ao consumo da água. Muitas regiões já enfrentam os efeitos do uso excessivo de água doce, e as projeções indicam que o consumo pode se aproximar do limite global até 2050 (Rockstrom et al. 2014).

As projeções apontam que as mudanças climáticas desempenharão um papel central nas futuras tendências de inundações e secas (Rockstrom et al. 2014). Por outro lado, o reflorestamento surge como uma medida capaz de mitigar seus impactos negativos, embora ainda possamos enfrentar uma crescente escassez hídrica e a intensificação da frequência de eventos de inundação e seca no futuro (Yang et al. 2023),

A escassez de água atingirá o pior em meados do século XXI (Yang et al. 2023). Nesse contexto, a gestão das bacias hidrográficas emerge desafios para a sociedade contemporânea no enfrentamento das mudanças climáticas.

A economia de bacias hidrográficas é dependente do ciclo hidrológico, da disponibilidade hídrica e dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, o uso da água disponível é a iniciativa para a gestão sustentável, uma vez que a governança da água no século 21 tem que lidar com a segurança hídrica, a vulnerabilidade e o acesso desse recurso impulsionada pelo impacto das mudanças globais (Tundisi & Tundisi, 2016).

Isso envolve a necessidade de se desenvolver métodos e modelos que possam prever como mudanças nos sistemas naturais, influenciadas pelas pressões das atividades humanas, poderão impactar a sociedade, nas suas dimensões ambiental, política, social, cultural e econômica. Nesse viés, o modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) propõe uma dinâmica integradora.

O modelo PER tem sido utilizado nas áreas de segurança ecológica e análise de proteção ambiental, pois reflete o estado atual dos recursos hídricos, avalia as causas de possíveis mudanças e a consequência da resposta ao sistema, conforme Li et al. (2022). Devido a sua simplicidade e facilidade de interpretação é uma abordagem amplamente utilizada por

organizações governamentais e não governamentais em todo o mundo, de acordo com (Hazbavi et al. 2020).

A Pressão (P) aborda as atividades humanas exercidas na bacia hidrográfica, o Estado (E) avalia a qualidade da bacia hidrográfica no ano-base de estudo, bem como a qualidade e a quantidade dos recursos naturais. Finalmente, a Resposta (R) examina o nível de desejo da sociedade em resolver os problemas ecológicos na bacia hidrográfica (Catano et al. 2009). As respostas também podem ser como a governança politica esta lidando com as pressões, em relatórios dos gastos, leis, regulamentações, etec (Chaves e Alipaz, 2007). A estrutura PER incorpora relações de causa-efeito e fornece assim uma compreensão mais abrangente da bacia hidrográfica, quando comparada a um índice que apenas examina o Estado, por exemplo. Dessa forma, cada decisão tomada e a correspondente mudança implantada precisa ser monitorada, com intervalos de tempo pré-definidos, para verificação dos resultados. (Malheiro et al., 2008).

Na literatura nacional e internacional a avaliação integrada é considerada indispensável na gestão adaptativa de bacias. Ainda assim, existem lacunas para avaliação das interações sociedade-ambiente e disponibilidade de estatística para gestores de bacias hidrográficas e tomadores de decisões (Hazbav et al., 2019).

Para Tundisi & Tundisi (2016) torna-se essencial aprofundar a compreensão das interações entre os sistemas sociais, como as comunidades humanas, e os sistemas ambientais naturais, como ecossistemas e clima, para mitigar a vulnerabilidade das populações humanas.

Os riscos ganham destaque em um cenário ambiental em constante mudança, exigindo que instituições públicas e privadas adotem processos adaptativos. Nesse contexto, um dos principais desafios para a pesquisa científica é prever e antecipar perturbações ambientais extremas em diferentes escalas – global, regional e local (Tundsi, Tundsi, 2016). A proposta do presente trabalho se apoia na diretriz ESG para avaliação do potencial de risco ao desenvolvimento adaptativo na gestão de bacias hidrográficas.

Para isso estruturas baseadas em causas na avaliação da saúde do ecossistema devem ser organizadas em indicadores, fornecendo uma visão clara e concisa na comunicação aos tomadores de decisão (Hazbav et al. 2020).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a resiliência da bacia do rio Jundiaí Mirim com base em diretrizes ambientais, sociais e de governança utilizando o modelo Pressão-Estado-Resposta para identificar impactos, condições e respostas.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar uma análise temporal das pressões antropogênicas exercidas pela população através do PIB per capita.
- Realizar uma análise temporal do estado da bacia hidrográfica, através do IET, IVA e NDVI .
- Realizar uma análise das respostas de planejamento e estrutura dos planos estatuários e não estatuários presentes no plano diretor.
- Avaliar a resiliência da bacia por meio das diretrizes ambiental social e de governança.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3. 1 ESG: Origem, Crescimento e Aplicabilidade

O termo ESG (Environmental, Social and Governance) nasce em 2004 em uma publicação chamada who care wins (quem se importa ganha), do pacto global da organização das nações unidas (ONU) em parceria com o banco mundial. Essa entidade financeira coloca que as empresas devem integrar os fatores ambientais, sociais e de Governança no mercado de capitais. Esse documento estabeleceu as bases do investimento sustentável, mas empregada de uma forma muito mercantilizada (Pacto Global ONU, 2004). Embora os investidores já tenham começado a integrar ao ESG como riscos climáticos, o setor como um todo ainda está nos estágios iniciais da incorporação desses riscos em seus processos de investimento (Krueger et al. 2020).

No setor público os investimentos estão relacionados aos governos e entidades governamentais que buscam incorporar critérios ESG em suas políticas, programas e projetos (Hill, 2020). Principios que atribuem a esses pilares tem inovação que medeia plenamente a relação entre as iniciativas ESG e o desempenho de sustentabilidade (Simone et al. 2022). Investidores institucionais reconhecem que os riscos climáticos têm impacto financeiro nas

empresas de seus portfólios, com os riscos regulatórios sendo os mais evidentes e já perceptíveis (Krueger et al. 2020).

Para Zhou et al. (2023) a diretriz ESG tem um impacto significativo na sustentabilidade das empresas, e o desempenho da inovação é um papel totalmente mediador entre essas dimensões.

No entanto, a má aplicação da sigla ESG gera diversas críticas, como a ausência de padrões claros, que dificulta a avaliação uniforme do desempenho das empresas em termos de sustentabilidade (Hill, 2020).

Além disso, há uma concentração excessiva na produção de relatórios e métricas, desviando o foco da melhoria real da sustentabilidade corporativa. Outra crítica relevante é o greenwashing, prática em que instituições utilizam o ESG para autopromoção com declarações falsas ou enganosas sobre suas ações sustentáveis (Hill, 2020). Assim como, Simone et al. (2022) diz que melhoria de certos pilares pode afetar negativamente e positivamente a depender da aplicabilidade, como por exemplo a implementação estratégica ESG pode melhorar o desempenho sustentável ao promover inovações que reduzem custos e aumentam a competitividade. No entanto, ressalta que a má aplicabilidade pode ter efeitos negativos, como custos adicionais ou falta de impacto real.

Analisado em variáveis independentes, o pilar ambiental mede o impacto de uma empresa sobre os recursos bióticos e abióticos, sistemas, incluindo o ar, a terra e a água, bem como ecossistemas completos. Isso reflete em melhores práticas de gestão para evitar riscos ambientais e capitalizar oportunidades para gerar valor para os acionistas no longo prazo (Simone et al. 2022).

O pilar social avalia a capacidade de uma empresa em construir confiança e lealdade entre seus stakeholders. Ele destaca a importância de as organizações terem uma compreensão clara de questões sociais relevantes, como riscos à reputação decorrentes da violação de direitos humanos, falta de segurança no trabalho e outras práticas sociais inadequadas (Simone et al. 2022).

O pilar de governança mede os sistemas e processos que garantem que os seus membros atuem nas melhores práticas de gestão para dirigir e controlar seus direitos e responsabilidades, por meio da criação de incentivos, gerando valor aos acionistas no longo prazo (Simone et al. 2022).

Embora esses investidores percebam que alguns valores de mercado das ações não incorporam completamente os riscos climáticos, consideram que o grau de superavaliação não

é expressivo, considerando os riscos climáticos como importantes riscos de investimento (Krueger et al. 2020).

Importante salientar que os fundos de investimento especificos focados em empresas de distribuição, tratamento e conservação da água oferecem exposiçao a diversas áreas de infraestrutura hidrica e tecnológica de tratamento, o que possibilita que gestores possam atribuir fundos de risco (Hill, 2020).

Entre as estratégias adotadas, a maioria, especialmente os investidores maiores, com foco de longo prazo e alinhados aos critérios ESG, prefere gerenciar os riscos e buscar engajamento ativo com as empresas, em vez de optar pelo desinvestimento (Krueger et al. 2020).

3.2 Evolução Conceitual de Sustentabilidade à Resiliência

Silva (2023) afirma que a Sustentabilidade Empresarial e o ESG têm muitas semelhanças, mas há diferenças significativas. Principalmente no sentido de que a Sustentabilidade Empresarial é abrangente, e o ESG é mais específico, fornecendo um conjunto particular de critérios que as organizações podem utilizar.

Deste modo, Clément et al. (2022) expõe que num mundo onde as alterações climáticas, os desafios sociais e as questões ambientais estão a tornar-se cada vez mais dominantes, não se pode confiar numa pontuação ESG para avaliar a sustentabilidade da organização, pois as pontuações são para mitigar o risco de um investimento.

Por isso, os termos vêm sendo reajustados, pois a sustentabilidade vem sendo substituída pelo conceito de resiliência. Para Bothello & Salles-Djelic (2018) a resiliência é a capacidade de um sistema lidar com riscos e prevenir, suportar e se recuperar de crises e choques.

Para Bothello & Salles-Djelic (2018) o ambientalismo nas organizações é multifacetado e fluido, com certos rótulos, e muitas vezes tem sido mal interpretado. O desenvolvimento sustentável tem pouca força operacional e de gestão pois o conceito traz variedades dos significados nas esferas organizacionais. Já a sustentabilidade trouxe implicações operacionais de gestão muito mais rigorosas que orientam a tomada de decisões de forma significativa. Por outro lado, a resiliência implicou reorientações estratégicas no que diz respeito a avaliação e gestão de riscos (Bothello & Salles-Djelic, 2018). Ainda, o conceito da resiliência deve promover a integração de todos os componentes biogeofísicos, econômicos e sociais para enfrentar a escassez e promover nova ética para a água com base em considerações sociais,

otimização dos usos múltiplos, controle do desperdício e recuperação de sistemas degradados (Tundsi & Tundsi, 2011)

Certamente, no contexto global a sustentabilidade tem mostrado estratégias que buscam mitigação e adaptação a respeito dos riscos. De acordo com os estudos de Shakil (2021) empresas com melhor desempenho ESG desfrutam de menor risco.

Para Folke et al. (2005), a gestão deve ser adaptativa, pois ela centra na aprendizagem e reúne investigação sobre instituições e organizações para colaborar em ações e resolução de conflitos em relação a gestão dos recursos naturais e dos ecossistemas. A noção de adaptação implica a capacidade de responder a mudança e até transformar os sistemas socioecológicos em estados melhorados.

Logo, Hill (2020) ressalta que é importante reconhecer as críticas da sigla e trabalhar para abordar de forma mais precisa as questões propostas de modo que promova interpretações coerentes e transparentes.

3.3 Impactos e Desafios na Gestão Sustentável das Bacias Hidrográficas Brasileiras

Luo et al. (2019) conceitua bacia hidrográfica como uma área geográfica especifica estudada para investigar as relações entre a restauração ecológica, a mudança no uso da terra e as interações dos serviços ecossistêmicos.

Logo, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNHR) institucionalizou a gestão integrada, participativa e descentralizada dos recursos hídricos, tendo a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, considerando a água como uso do bem comum e de valor econômico (Junior et al. 2019).

Por isso, independentemente do tipo de atividade desenvolvida, se de cunho agropecuário ou urbano, alguns fatores e propriedades dos solos, da geologia, da geografia, ou mesmo de ordem antropogênica, devem ser cuidadosamente observados e analisados no planejamento de uso, já que têm influência direta sobre o grau de impacto a ser causado no meio (Junior et al. 2019,p.829). Esses fatores subsidiam as previsões de comportamento da bacia, potenciais impactos no meio hídrico, e orientam diferentes alternativas sustentáveis para uso (Junior et al. 2019,p.829).

A segurança hídrica deve garantir que haja água em quantidade e qualidade adequada para atender as necessidades humanas, como saúde, e atividades econômicas produtivas, bem como para preservar os ecossistemas. Seu papel também inclui garantir o acesso equitativo e sustentável à água para atuais e futuras gerações, considerando os desafios decorrentes das

mudanças climáticas, do crescimento populacional e da degradação ambiental (Melo & Johnsson, 2017).

Certamente, a segurança hídrica não é um objetivo estático, pois é contínuo e dinâmico e irá se alterar com a mudança do clima, economias em crescimento e estoques de ativos e degradação dos recursos. Necessitando assim estratégias constantes e monitoramento permanente das ações que a garantam (Melo & Johnsson, 2017) .

Além disso, Tundisi & Tundisi (2011, p.58) ressaltam que não só o aumento populacional e a aceleração da economia ampliam os usos múltiplos, mas também o desenvolvimento cultural faz com que as outras necessidades sejam incorporadas, resultando em impactos diversificados e de maior amplitude.

De acordo com ANA (2019), as projeções da demanda de água no Brasil podem chegar a cerca de 2.600 m^3/s em 2030, um aumento de quase 2.000% em relação a 1931. Tal condição se aplica pela relação negativa entre oferta e demanda de água em várias regiões do país, ocasionado pelo crescimento populacional, assim como o consumo per capita causado pela urbanização.

De acordo com o relatório de sustentabilidade publicado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (2022), a humanidade enfrenta uma crise sem precedentes relacionada aos volumes disponíveis de água e aos impactos decorrentes de seu uso. Essa crise ameaça a sobrevivência das espécies, incluindo a humana.

Atividades que envolvem usos conflitantes da água, como abastecimento público, geração hidrelétrica, agricultura, transporte, recreação, turismo, disposição de resíduos e atividades industriais, têm gerado tensões devido a legislações inconsistentes. Em muitos casos, essas disputas acabam sendo resolvidas em tribunais, onde a falta de harmonização nas normas é frequentemente apontada como fator agravante (Tundisi & Tundisi, 2011).

No Brasil, em dezembro de 2016, 132 cidades do Nordeste Setentrional estavam em colapso de abastecimento, e 812 municípios dependiam de carros-pipa, custando ao Governo Federal mais de 1 bilhão de reais. A crise hídrica também afetou o Sudeste, incluindo a bacia do rio Paraíba do Sul e a Região Metropolitana de São Paulo, prejudicando o abastecimento humano e as atividades econômicas (ANA, 2019).

Melo & Johnsson (2017) ao analisarem a segurança hídrica ao longo dos anos, observaram a evolução do conceito, destacando que não apenas a disponibilidade de água se mostrou crucial, mas também a qualidade e os riscos associados, aprimorando assim a compreensão das necessidades humanas e ambientais.

Outrossim, a preservação ou a retirada das matas ciliares existentes nas margens dos rios é uma das medidas que mais impactam o ecossistema de uma bacia, pois elas são um componente natural importante, uma vez que filtram as águas, atuam como barreiras físicas nos processos de transporte de materiais e mantêm a estabilidade das margens de nascentes e rios (Piroli, 2022). Estudos realizados em todo o mundo demonstraram que os rendimentos hídricos (descargas de caudal dos cursos de água) podem aumentar quando a cobertura florestal é alterada (Brooks et al. 2012).

Em suma, Piroli (2022) afirma que a gestão de bacias hidrográficas deve considerar a recuperação das áreas e dos elementos naturais degradados, estabelecendo metas e prazos para que isso ocorra. Ao mesmo tempo, deve considerar o arcabouço legal e as normas institucionais existentes e acompanhar suas evoluções ao longo do tempo que durarem as etapas de um determinado projeto.

Li et al (2022) afirma que melhorar aspectos ambientais, sociais e de governança de bacias hidrográficas é um fator importante no equilíbrio da sustentabilidade social, econômica e ambiental, que pode alcançar os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS's) especialmente integrados com o ODS6, ODS11, ODS13, ODS14, ODS 15.

Uma governança adaptativa é operacionalizada por meio de sistemas de cogestão adaptativos e que os papeis do capital social, com foco em redes de liderança e confiança são enfatizados (Folke et al. 2005).

Importante reconhecer reflexões sobre o futuro ao entendimento de a) abordar a contestação política e o contexto sociopolítico em que ocorrem os processos de reflexão sobre o futuro (b) integrar de forma mais coerente o conhecimento entre escalas para informar métodos futuros (cenários multiescala) e (c) desenvolver cenários que lidem com a continuidade e a bricolagem de adaptações e transformações entre escalas (Corket al. 2023).

Por isso, a gestão de riscos ambientais, sociais e de governança para bacias hidrográficas busca relacionar demandas complexas das quais é necessário entender riscos emergentes e atuais. As revisões apresentadas abordaram assuntos de suma importância para o desenvolvimento cientifico do trabalho, envolvendo o ESG como uma sigla de riscos que comtempla o bem comum - a água , especificamente na bacia do Jundiai Mirim.

Na literatura nacional e internacional a avaliação integradora é considerada indispensável na gestão adaptativa de bacias. Ainda assim, existem lacunas para avaliação das interações sociedade-ambiente e disponibilidade de estatística para gestores de bacias hidrográficas e tomadores de decisões (Hazbav; Sadegui;Gholamalifard, 2019). Chaves & Alipaz (2007) destacam que inúmeras questões impactam a sustentabilidade da bacia, com

desdobramento social, econômico e ambiental, mas elas são tratadas separadamente e não como um processo integrado e dinâmico.

3.3.1 Desafios e Urgência na gestão do Nitrogêio, Fósforo e os Poluentes Quimicos Emergentes

A urgência de problemas de qualidade da água relacionados com nutrientes (principalmente N e P) e a compreensão dos seus processos de transporte são importantes para a previsão de seus efeitos na qualidade da água, nos ecossistemas e na saude humana. (Tesoriero et al., 2024).

Bouwman et al. (2013) mostram que a principal fonte de fósforo nos corpos hídricos globais é a agricultura, que contribui com 92% do total, enquanto outras fontes, como pastagens e esgoto doméstico, têm uma contribuição menor. No Brasil, essa dinâmica se repete, com a agricultura liderando a carga de fósforo nos cursos d'água, seguida pelos setores doméstico e industrial.

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente tem exposto a crescente demanda por fósforo, essencial na produção de alimentos, que tem interrompido o ciclo natural desse nutriente. A extração de fósforo de depósitos minerais aumentou em três vezes a taxa de fluxo deste recurso para corpos d'água, resultando em perturbações no habitat e na erosão do solo (PNUMA, 2024).

Os nutrientes são fundamentais para a saúde dos ecossistemas, mas quando estão em excesso, podem causar danos à saúde humana e impactar negativamente a ecologia dos corpos d'água (Hobbie, 2017).

Por isso, a gestão do excesso de nutrientes continua a ser um grande obstáculo à melhoria dos benefícios dos serviços ecossistémicos das águas urbanas (Hobbie, 2017). O excesso de nutrientes resulta na perda na degradação como a diminuição dos serviços ecossistêmicos aos quais 90% dos lagos se compõem dos serviços de provisão, regulação, serviços de apoio e serviços culturais (Tesoriero et al., 2024).

Jenny et al. (2020) enfatiza que cada lago é afetado por mudanças antropogênicas específicas. Em países industrializados, como os da Europa, eles lidam historicamente com fontes pontuais de poluentes. Embora os planos de tratamento tenham reduzido esses nutrientes, os países em desenvolvimento estão enfrentando um aumento nas fontes pontuais devido ao crescimento populacional.

No estudo de Hobbie et al. (2017) concluiu-se que a gestão do N deve concentrar-se na utilização de fertilizantes, enquanto a gestão do P deve concentrar-se adicionalmente na redução da entrada de resíduos nas paisagens e no transporte das paisagens residenciais para as ruas.

Jenny et al. (2020) discutem os alertas globais sobre as ameaças atuais e emergentes enfrentadas pelos grandes lagos ao redor do mundo. A revisão destaca a magnitude da degradação desses recursos hídricos, atribuída ao acúmulo de perturbações ao longo do tempo, resultantes de impactos humanos de longo prazo combinados com estressores emergentes.

O Segundo Aviso à Humanidade fornece uma estrutura para avaliar os perigos que agora ameaçam os grandes ecossistemas de lagos do mundo e para avaliar caminhos de desenvolvimento sustentável que sejam mais respeitosos com sua prestação contínua de serviços (Jenny, et al. 2020).

Tal padrão pode afetar uma combinação de fatores, incluindo menor produtividade primária (absorção de nutrientes) e menor diluição em regiões áridas em comparação com regiões mais húmidas (Tesoriero et al, 2024).

Nas últimas duas décadas, outras mudanças foram identificadas, incluindo variações fundamentais na dinâmica e estrutura de longo prazo das comunidades fitoplanctônicas em identificação de novas cianobactérias toxigênicas e cianotoxinas, aumentos na introdução e estabelecimento de espécies alóctones e detecção contínua de novos poluentes químicos emergentes (Jenny, 2020).

O valor dos custos globais associados à poluição por fosforo resulta em 265 bilhões de dólares por ano de uma gestão insustentável (PNUMA, 2023). Esse montante engloba despesas relacionadas à degradação ambiental, tratamento de água, saúde pública e recuperação de ecossistemas afetados pela poluição, evidenciando os impactos econômicos significativos da má gestão do fósforo (PNUMA, 2023).

Dessa forma, está sendo implementada a meta 50:50:50, identificado como foco provisório para 2050, o que representa um passo importante no caminho para um futuro sustentável do fosfato. A meta é 50:50:50 do ‘‘Our Phosphorus Future”(OPF) que exige 50% redução da poluição global por fosfato e um aumento de 50% na reciclagem de fosforo perdido em resíduos até 2050 (Brownlie, 2022).

Alcançar essa meta proporciona benefícios em todos os sete pilares (Benefícios para o “Acesso ao fósforo”; Benefícios para a “Segurança alimentar”: Benefícios para a “Agricultura e produção de alimentos”: Benefícios para a “Qualidade da água”: Benefícios para a 'Reciclagem; Benefícios para a 'Recuperação; Benefícios para o 'Consumo Sustentável), que incluem segurança alimentar e qualidade hídrica (Brownlie, 2022).

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 1999; Lamparelli, 2004).

Pesquisas como as de Deus e Matos (2024) destacam que índices como o IET e o IVA são ferramentas eficazes para orientar o monitoramento de ecossistemas aquáticos, ajudando a identificar áreas prioritárias para gestão e compreender os impactos de longo prazo que contribuem para a degradação ambiental.

O Índice de Estado Trófico (IET), adaptado por Toledo Júnior et al. (1983) para habitats tropicais, avalia fatores como nutrientes e luz que influenciam a biomassa de algas medida pela clorofila-a, fornecendo uma indicação do grau de enriquecimento dos sistemas aquáticos.

3.3.2 Desafios e Urgência no Aumento das Emissões de CO2 e na Perda de Biomassa Vegetativa

Espera-se que as mudanças climáticas impactem o funcionamento de todo o sistema da terra Higgins et al (2023), pois as atividades antropogênicas, como mudanças no uso da terra, poluição, alterações nos regimes hidrológicos e a invasão de espécies não nativas, estão levando a uma rápida deterioração de certas áreas, tornando-as menos resilientes e mais suscetíveis à degradação (Keles et al 2024). Isso inclui o balanço de carbono da biomassa resultando de ganhos devido ao crescimento das plantas e aumento da cobertura florestal, e perdas devido à colheita, desmatamento, degradação e distúrbios naturais (Yang et al., 2023).

Em nível de ecossistema, os resultados sobre o efeito do aumento de CO_2 atmosférico na biomassa e no crescimento das plantas são variados e contraditórios. Um crescimento significativo tem mostrado correlação da biomassa sob o CO_2, mas também se mostra uma resposta fraca e nula (Terrer et al 2019).

Os ganhos e perdas do carbono são expressados pela variabilidade espacial e temporal que são afetados pela demografia florestal, condições ambientais e atividade antropogênicas (Yang et al., 2023). É o que Erb at al (2016) expõe no uso da terra que distingue os seis tipos de uso: infraestrutura; terras agrícolas; silvicultura; pastagens artificiais; pastagens naturais sem árvores; savana, outras terras arborizadas, arbustos e mosaicos de pastagens e árvores, além de áreas não alteradas.

Terrer et al. (2019) mostram que o aumento de CO_2 ajuda o crescimento da vegetação, mas o nitrogênio e o fósforo disponíveis limitam esse efeito na biomassa vegetal global. Para Yang et al (2023) a falta de resposta positiva ao CO_2 é atribuída a fatores limitantes, como a disponibilidade de nutrientes (nitrogênio, N; fósforo, P) e água.

Para Erb at al (2016) os maiores valores de aceleração de rotatividade de CO2 são encontrados no cinturão agrícola na Índia, China, América Latina, Leste dos EUA e Europa, com os menores em zonas de florestas tropicais e boreais, mas também em estepes.

O ganho florestal é quando uma área que antes não era floresta se transforma em floresta. As mudanças na biomassa viva total são causadas por cinco fatores de impacto: desmatamento, agricultura, silvicultura, incêndios florestais e urbanização. Essas alterações são descritas como a variação líquida da biomassa nas áreas (pixels) afetadas por cada um desses fatores, segundo (Yang et al. 2023).

Muitos ecossistemas estão em trajetórias em forma de chapéu, onde as tendências iniciais de esverdeamento mudaram para tendências de escurecimento, sugerindo que a maioria dos ecossistemas estudados aqui pode estar acumulando menos biomassa foliar e potencialmente menos carbono do que antes (Higgins et al 2023).

O tempo de renovação da biomassa é um parâmetro crítico do ciclo global do carbono e uma propriedade essencial da vegetação, por isso o uso da terra vem afetando o trade-off ao qual é fundamental entre rotatividade e os estoques de carbono (Erb at al 2016).

Os ecossistemas fluviais são caracterizados pelas interações entre ecossistemas terrestres e aquáticos, cujos processos ecológicos afetam diretamente as áreas úmidas e a paisagem ao redor, tornando essas regiões progressivamente mais sensíveis (Keles et al. 2024).

A renovação da biomassa é um parâmetro fundamental do ciclo global do carbono e uma característica essencial da vegetação. No entanto, a renovação da biomassa ocorre de forma variável ao longo do tempo e em diferentes locais, mas os fatores que influenciam essa variação não são completamente compreendidos, o que torna difícil prever a evolução do ciclo global do carbono no futuro (Erb at al 2016).

Por isso, importante ressaltar que o indice de vegetação normalizada permite avaliar o vigor vegetativo de culturas ou vegetação natural, facilitando a identificação de áreas com cobertura vegetal bem como o que pode estar ocorrendo em uma determinada área, especialmente aqueles relacionados à degradação do solo por erosão hídrica (Lima et al. 2013).

Como mostra os estudos de Lima et al (2013) que permitiu localizar diferentes usos do solo em mapas pelo NDVI e identificar as áreas críticas em relação à cobertura vegetal, e, assim

planejar esforços para recuperação e proteção do solo nas áreas desnudas e com pastagem degradada, visando diminuição dos passivos ambientais.

A variação interaunual do NDVI mostra em parte do bioma de vegetação intensidades mais fortes ligada as mudanças globais de carbono, ao qual inclui feedbacks para sistema climatica, alterações na cobertura do solo, absorção e emissões de gases, e etc (Liuqing Ji, 2024).

3.3.3 Desafios e ameaças à diversidade da vida aquática

Quando os serviços ecossistêmicos aquáticos são ameaçados, há perda na regulação dos fluxos de nutrientes, água e organismos nos rios, o que afeta a capacidade desses ecossistemas de atuar como amortecedores naturais e de fornecer bens como peixes e crustáceos (Avaliação Ecossistêmica do Milênio, 2005).

Nos próximos 70 anos, os sistemas fluviais, especialmente no sul dos Estados Unidos, provavelmente passarão por períodos com níveis tão baixos de oxigênio que os rios podem "induzir morte aguda" para certas espécies de peixes e ameaçar a diversidade aquática em geral (Zhi, 2023).

O grau de trofia de um corpo aquático está intimamente associado à regulação de variáveis que afetam diretamente a proteção da vida aquática, como oxigênio dissolvido e amônia (Silva et al. 2014) e sabe-se que o crescimento excessivo de macroalgas e epífitas sufoca bivalves e causa a morte de vegetação submersa (Silveira e Ojeda, 2009).

Com isso, os rios estão esquentando e desoxigenando mais rápido do que os oceanos, o que pode ter sérias implicações para a vida aquática — e para a vida dos humanos (Zhi, 2023).

Com a rápida industrialização e urbanização, vários poluentes surgiram. No entanto, seus comportamentos e riscos dentro dos ecossistemas não são totalmente compreendidos, pois os subprodutos de oxidação gerados durante a degradação de poluentes emergentes por AOPs (processos oxidativos avançados) precisam ser desenvolvidos e refinados para considerar de forma abrangente fatores como a concentração de subprodutos, duração da exposição, rota e resposta à dose para prever níveis de risco potenciais e fornecer uma base científica para o gerenciamento de risco (Yang, 2024).

Políticas de adaptação para administração ambiental sustentada de grandes lagos devem considerar os múltiplos estresses impostos a esses ecossistemas, incluindo a chegada de novas espécies e os efeitos abrangentes do rápido aquecimento climático (Jenny, 2020)

Ainda, Yang (2024) avalia riscos ecológicos dos poluentes emergentes para a compreensão da toxicidade ambiental em um ecossistema como um todo. O método utilizado no trabalho levou a complexidades das condições ambientais e interações entre espécies que apresentam sensibilidade aos poluentes emergentes, uma vez que os efeitos de vários poluentes ao mesmo tempo traz problemas significativos para a diversidade da comunidade aquática.

Nos estudos de Gozashti et al. (2022) se aponta que os organismos aquáticos têm 6,5 vezes mais chances de conter introners do que outros organismos. Além disso, 74% dos casos em organismos aquáticos incluem diferentes tipos de famílias de introners, o que sugere uma alta diversidade genética. Esse processo contribui para a diversificação genética nas linhagens aquáticas, possivelmente adaptando-se às condições ambientais. Ao que se entende ganho de novos íntrons, ajudando esses organismos a evoluir através da aquisição de material genético de fontes diversas.

Zagatto et al. (1999) avaliou a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciado, portanto, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário.

Isso, fornecer orientação cientificamente robusta e juridicamente vinculativa sobre riscos aceitáveis de contaminantes químicos com vistas a proteger ecossistemas aquáticos e biodiversidade (Sol et al. 2021). Os autores usam o indice de proteção de vida aquatica para usar como diretriz politica no melhoramento da qualidade da água, e que esses valores sensiveis mostram um aperfeiçoamento melhor em um indice que trabalhe analise temporal e espacial (Sol et al. 2021; Cassilas et al. 2021).

3.4 O uso do Modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) na Avaliação da Sustentabilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas

O Modelo PER descreve como as atividades humanas (pressão), as condições ambientais (estado) e as respostas da sociedade (resposta) interagem com o meio ambiente (Chaves & Alipaz, 2007 ; OECD, 2003).

Para avaliar impactos, o modelo Pressão-Estado-Resposta (PER) tem sido aplicado em bacias hidrográficas de diversos países para inferir o índice de sustentabilidade, incluindo o Brasil conforme Ferreira et al. (2014).

O modelo PER é o mais utilizado nas áreas de segurança ecológica e análise de proteção ambiental, pois não só reflete o estado atual da água, mas também avalia as causas da mudança e a consequência da resposta a ele (Li et al. 2022).

Devido a sua simplicidade e facilidade de interpretação pelo público é amplamente utilizado por muitas organizações em todo o mundo (Hazbavi et al. 2020).

Chaves & Alipaz (2007) estruturaram os indicadores em uma matriz causa-efeito, a partir do modelo Pressão-Estado-Resposta (PER), da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2003). No trabalho de Hazbavi et al. (2020) e Li et al. (2022) o modelo PER também foi utilizado em bacias hidrográficas.

Portanto, o modelo PER descreve como as atividades humanas (pressão), as condições ambientais (estado) e as respostas da sociedade (resposta) interagem com o meio ambiente. Ele oferece uma estrutura conceitual para entender melhor como as atividades humanas afetam o ambiente e como a sociedade responde a esses impactos. Isso permite uma análise completa dos problemas ambientais e das medidas adotadas para resolvê-los. (OECD, 2003)

Para Li et al. (2022) o modelo PER auxiliou na técnica de análise espacial da bacia do rio amarelo na China – uma das mais críticas do mundo devido ao iodo túrbido exposto na água - identificando que a proporção da indústria terciária no PIB regional está relacionada com o desenvolvimento econômico e a estrutura industrial, afetando tanto a pressão sobre os recursos hídricos como as medidas de resposta para a utilização sustentável da água.

A precipitação é um fator que influencia a disponibilidade total de água numa região, representando o estado dos recursos hídricos também. (Li et al. 2022)**.** A densidade populacional reflete a procura pelos recursos hídricos e pode contribuir para a pressão sobre a água em áreas densamente povoadas (Li et al. 2022)**.**

Países como Estados Unidos, Alemanha, Grécia, Hungria, Islândia, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Países Baixos, Noruega, Polônia, Portugal, Espanha, Suécia, Suíça e Reino Unido aplicam seus indicadores baseados no modelo PER. Não só os países, mas muitas organizações internacionais utilizam o modelo PER como uma abordagem fundamentada para gestão ambiental e o desenvolvimento de políticas sustentáveis (OECD, 2003).

3.5 Pressão Estado e Resposta aplicado a Bacia do Jundiai mirim

No presente estudo, a dimensão Pressão foi avaliada por meio do PIB per capita dos municípios que compartilham a BHJM, um indicador econômico. O PIB regional está

relacionado com o desenvolvimento econômico da bacia, afetando tanto a pressão sobre os recursos hídricos como as medidas de resposta para a utilização sustentável da água, como mostra nos estudos de (Li et al., 2022).

Esses autores demonstraram, a partir do PIB, que o setor da indústria terciaria lança quantidades exacerbadas de iodo túrbido no rio Amarelo, na China. Assim, para Chaves e Alipaz (2007) o PIB per capita é importante para saber se a população empobreceu, o que impactaria os recursos e a sustentabilidade da bacia.

Os indicadores ambientais relacionados à dimensão Estado, no modelo PER, utiliza metas a serem mitigadas globalmente, como índice de estado trófico (IET), índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA) e Indice de vegetação normalizada (NDVI). Para o IET, a meta 50:50:50 definida na Declaração de Minamata durante a UNEA-5. Tal declaração estabelece uma redução de 50% nas emissões de fósforo e nitrogênio até 2050 e a recuperação de 50% dos ecossistemas impactados pela poluição desses nutrientes (PNUMA, 2024), uma vez que os lagos e rios tem sofrido com eutrofização devido aos nutrientes exacerbados em setores agrícolas, domésticos e indústrias.

A taxa fotossintética, influenciada pelo uso e ocupação do solo, interfere diretamente na biomassa ao regular a conversão de dióxido de carbono em matéria orgânica. Áreas impactadas por atividades econômicas, como o desmatamento, comprometem essa dinâmica, afetando o equilíbrio entre emissões e remoções de gases de efeito estufa. Assim, a funcionalidade ecológica dessas áreas torna-se crucial para alcançar a meta de carbono líquido zero, estabelecida pelo Acordo de Paris (2015), que visa limitar o aquecimento global a 1,5°C até 2050.

O NDVI tem se mostrado útil na estimativa de parâmetros biofísicos da vegetação e o seu ponto forte é o conceito de razão que reduz várias formas de ruídos multiplicativos como diferenças de iluminação, sombra de nuvens, atenuação atmosférica, e certas variações topográficas (Rosa, 2013). Quanto mais próximo de 1 maior a sua atividade fotossintética, e o fator de cobertura vegetativo pode influenciar em maior densidade; o valor 0 está associado a ausência de vegetação, ou seja, representa superfícies não vegetadas (Rosa, 2013).

Portanto, a relevância das metas de redução das emissões de CO2 e os impactos positivos da cobertura vegetal na regulação da disponibilidade hídrica na BHJM justifica a inclusão do NDVI como indicador de Estado, no modelo PER.

E para serviços ecossistêmicos, iniciativas da ONU incluem a restauração de terras degradadas (ODS 15.3) e a preservação de ecossistemas terrestres e aquáticos (ODS 14 e 15), além da meta de restaurar 350 milhões de hectares e de recuperar 30% dos ecossistemas

degradados até 2030, segundo as Metas de Kunming-Montreal que diz respeito a proteção de vida aquática da bacia em proteção aos lagos e rios (PNUMA, 2020). Essa tendência justifica a inclusão do IVA como indicador de Estado, no modelo PER.

Para resposta, os planos que visam com foco a análise das diretrizes estatuários e não estatuários mostram que os lugares que mais são aplicadas em áreas ecologicamente rica e significativa requer uma gestão cuidadosa socio-humana, estudos como, o de (Jemmett et al 1998), (Morandell et al 2025) são trabalhos que apresentam estrutura urbana e rica paisagem ecossistemica, como são os países nórdicos e grandes países europeus que implementam estratégias de planejamento que consideram as dinâmicas de deslocamento e as interdependências socioeconômicas, como é o caso de Braga (Portugal), Rostock (Alemanha) e Miskolc (Hungria) (Morandell et al 2025).

Os planos estatuários e não estatuários tem influência ao qual permite observar estratégias e abordagens como cooperação e a coordenação entre diferentes jurisdições, e que a partir delas, estão ligadas com as cidades físicas e funcionais para o melhor desenvolvimento em conjunto dos municípios (Morandell et al 2025).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente estudo se concentra na zona hidrográfica do Médio Tietê Superior - SP, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Fengler, 2015). Nessa UGRHI se insere a bacia do rio Jundiaí Mirim (Figura 1), sendo subdividida em 18 sub-bacias hidrográficas: Caxambu, Córrego Albino, Córrego Ananas, Córrego Caxambuzinho, Córrego da Roseira, Córrego do Areião, Córrego do Perdão, Córrego Ponta Alta, Escada de Dissipação, Horto, Jundiaí-Mirim Calha (dividida em Calha e Calha do meio), Parque Centenário, Pinheirinho (dividida em 2 e 4), Represa Nova, Ribeirão da Toca, Ribeirão do Tanque, Ribeirão dos Soares e Tarumã

A maior parte da bacia se concentra em Jundiaí (55% da área total), seguida de Jarinu (36,6%) e Campo Limpo Paulista (8,4%). Ela está entre as latitudes 23°00’ e 23°30’ Sul e longitudes 46°30’ e 47°15’ Oeste e possui uma área de 117,5 km² (Marques et al. 2021).

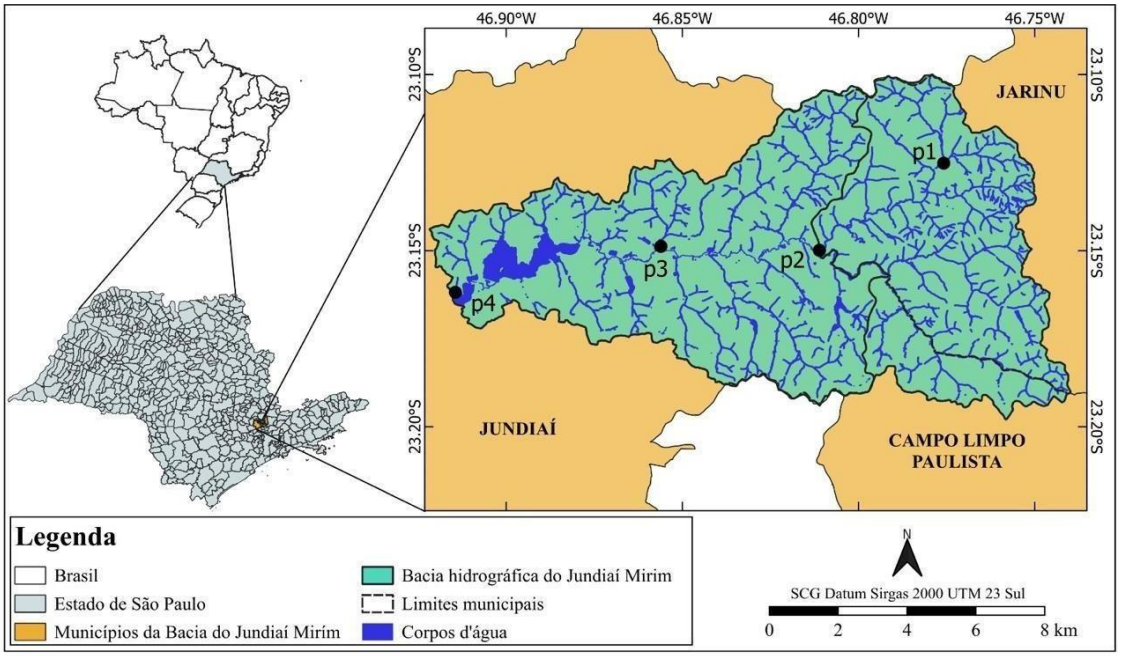


Figura 1 Pontos de monitoramento da qualidade da água pela CETESB, na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiai Mirim, no estado de São Paulo, Brasil.

4.2 Sobre a Bacia do Jundiaí Mirim

A Bacia Hidrográfica do Rio Jundiai Mirim (BHJM) é fortemente impactada nos meios físico e biótico refletindo-se na produção de água em quantidade e qualidade (Toniolo et al. 2021).

A bacia perde em média 5,21 toneladas de solo por hectare anualmente devido à erosão hídrica (Toniolo et al. 2021). Cerca de 80% de sua área mostrou baixo risco de erosão, classificada como "Nulo a Muito Baixo" (Toniolo et al. 2021); a transposição de água do rio Atibaia mostra erosão das margens e re-suspensão de sedimentos, além do aporte de metais em grande concentração vindo de outra bacia (Machado et al. 2018).

Marques et al. (2021) utilizou um Índice de Eficiência da Paisagem (IEP) para qualificar fragmentos florestas da BHJM. Os resultados dessa pesquisa classificou a área com perturbação média de 39,3%, destacando a degradação causada por atividades de uso e ocupação do solo, como a agricultura e pecuária, além de um processo de urbanização crescente. A presença de resíduos sólidos na paisagem e corpos hídricos indicaram problemas na gestão ambiental na bacia, impactando a paisagem (Oliveira et al. 2021). A supressão de mata ciliar e a ocupação urbana desordenada foram dois aspectos com maior relevância no impacto da turbidez da água, quando comparados a fatores como relevo e uso do solo, especialmente nas áreas médias até a

jusante da bacia (Andrade et al. 2021). Esses autores estimaram valores de turbidez acima dos limites estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/05 (Andrade et al. 2021).

O maior problema identificado em relação às leis urbanísticas municipais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiaí-Mirim está relacionado à falta de coerência e contradições entre as diretrizes de proteção ambiental e as permissões de uso do solo (Araujo et al., 2021). Jarinu possui uma legislação que dificulta a preservação e proteção da bacia do Rio Jundiai- Mirim, permitindo zonas de expansão industrial em seu perímetro (Machado et al.2018). A legislação ambiental em Jundiaí é considerada avançada, porém, a qualidade da água nas regiões apresenta indicadores de variação negativa e sinais de superexploração (Machado et al.2018).

As práticas conservacionistas podem ser gerenciadas garantindo o desenvolvimento territorial sustentável (Toniolo et al. 2021). A implementação de programas de restauração e habilitação de fragmentos florestais na bacia contribui para a melhoria e qualidade ambiental sustentável, pois ela desempenha papel na regulação do clima (Marques et al., 2021). Andrade et al. (2021) declararam que o panorama ambiental na BHJM mostra a necessidade de um planejamento cuidadoso do uso da terra direcionando ações para conservar e aprimorar a qualidade da água nessa área (Andrade et al. 2021).

Esses autores ressaltam a importância do planejamento urbano e rural na gestão sustentável como a conservação das áreas de vegetação próxima aos rios, maior fiscalização por parte do poder público municipal, implantação de mais pontos de coleta regular de resíduos. Araujo et al. (2021) destacaram a falta de alinhamento entre as diretrizes de proteção ambiental e as permissões de uso do solo, destacando a importância de uma gestão integrada e mais restritiva para garantir a preservação ambiental e a sustentabilidade da região.

4.3 Método de Análise

A avaliação foi desenvolvida e aplicada na bacia do Jundiaí Mirim abrangendo três municípios, Jundiai, Jarinu e Campo Limpo Paulista. A metodologia utilizada se baseou no modelo Pressão-Estado-Resposta (PER), aplicado em uma série temporal de 2017 a 2022 em que os indicadores têm influência nas diretrizes de riscos ambientais, sociais e de governança (ESG).

Para as análises, diferentes indicadores foram selecionados: o Produto Interno Bruto (PIB) per capita foi utilizado como indicador econômico para avaliar as pressões antrópicas. O Índice de Estado Trófico (IET), Indice de qualidade para Proteção da Vida Aquática (IVA) e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foram adotados como indicadores de estado ambiental da bacia. E por fim, o indicador de resposta adotado para a análise de planos

estatuários e não estatuários a partir do plano diretor dos municípios que compõe a bacia do Jundiaí Mirim.

4.4 Parâmetro Pressão para o indicador socioeconômico

Foi realizada uma análise da evolução populacional municipal e da distribuição do PIB por setores – agropecuário, industrial, serviços em geral e serviços de administração pública – no período de 2017 a 2021 para os municípios de Jundiaí, Jarinu e Campo Limpo Paulista. Os dados utilizados foram obtidos através do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e do SEADE (Sistema Estadual de Análise de Dados) . Importante ressaltar que os dados de 2022 não se encontra publicado, por isso o trabalho desenvolveu sua série temporal até 2021 para indicadores de estimativa populacional e pib municipal.

A estimativa do PIB per capita foi realizada pela seguinte expressão, considerando o período (2017-2021), para cada um dos três municípios inseridos na BHJM:

$$PIB\ PER\ CAPITA = \frac{PIB\ TOTAL}{POPULAÇÃO\ TOTAL}$$

4.5 Parâmetro Estado para os indicadores ambientais

Foram utilizados três indicadores de estado, sendo dois relacionados à qualidade dos recursos hídricos (IET e IVA) e um ao estado da vegetação (NDVI). O IET e IVA foram extraídos do Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, publicado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), considerando o período de 2017 a 2022. Os dados foram coletados ao longo do rio Jundiaí Mirim Figura 1 onde pode ser obervado as coordenadas dos pontos de coleta para IET e IVA.

Pontos de Coleta	Latitude	Longitude	Localização
Ponto 1	23° 07’ 18’’	46° 46’ 15”	Jarinu bairro pitangal
Ponto 2	23° 08’ 47”	46° 48’ 22”	Ponte da Estrada Jundiai/Jarinu
Ponto 3	23° 08’ 43”	46° 51’ 04”	Ponte a Jusante da Cereser
Ponto 4	23° 09’ 30”	46° 54’ 34”	Captação do Dae Jundiaí

Tabela 1 Coordenadas geográficas e identificação dos pontos de coleta na bacia do rio Jundiaí Mirim.

4.6 Indice de Estado Trófico (IET)

A expressão para se estimar o IET é apresentada a seguir por Lamparelli, (2004) em que os índices relativos ao fósforo total e a clorofila a compõe

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2$$

Em que:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg.L-1;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em µg.L-1;

A classificação do nível de eutrofização a partir das faixas de variação do IET pode ser inferida a partir do Quadro A dos apêndices.

4.7 Indice de qualidade para Proteção da Vida Aquática (IVA)

A expressão para se estimar o IVA é apresentada pelo IPMCA (Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática) onde se constitui

$$VE \times ST$$

Considerando:

VE: Valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais, que inclui Oxigênio Dissolvido, ph e toxicidade

ST: Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas, englobando cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes

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

(Portal Agência Nacional das Águas)

A classificação da vida aquática de acordo com as faixas de variação do IVA pode ser obtida no Quadro 2 dos anexos.

O grupo de variáveis e o das substâncias tóxicas são ponderadas em (1,2 e 3) de acordo com suas médias para os parâmetros individuais (Cetesb, 2022).

4.8 Indice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi levantado em 18 sub-bacias da BHJM, por meio do Sistema de Análise Temporal de Vegetação (SATVEG), criada pela Embrapa Agricultura (SATVEG, 2015).

O NDVI foi estudado em uma série temporal de 2017 a 2022, derivado das imagens do sensor MODIS, a bordo dos satélites Terra e Aqua. As imagens foram adquiridas do Land Processes Distributed Active Center (LP-DAAC), um centro vinculado à NASA's Earth Observing System (SATVEG, 2015). As imagens foram obtidas no início de janeiro e de julho, períodos que representam diferentes estações e que apresentam imagens de alta resolução através do sensor MODIS (SATVEG, 2015). Nesse sensor, cada pixel ou célula tem o tamanho de 250 x 250 metros.

Para complementar a análise realizada com o NDVI, foi incorporado o mapeamento de uso e cobertura do solo, seguindo a metodologia do Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do MapBiomas, utilizando a Coleção 9. O mapeamento do uso do solo foi elaborado a partir de imagens de sensoriamento remoto fornecidas pelos satélites Landsat 8, que possuem resolução espacial de 30 metros. Os procedimentos e algoritmos empregados nesse processo estão descritos detalhadamente no Documento Base Teórico do Algoritmo (ATBD) e em seus apêndices (MAPBIOMAS, 2022). Em seguida, foram classificadas áreas específicas da bacia hidrográfica com base nas classes de uso do solo identificadas no mapeamento.

A expressão para se estimar o NDVI

$$NDVI = \frac{(\boldsymbol{P3} + \boldsymbol{P4})}{(\boldsymbol{P3} - \boldsymbol{P4})}$$

Em que :

P3 é a reflectância na banda espectral 3 (vermelho)

P4 corresponde a reflectância na banda espectral 4 (infravermelho próximo)

4.9 Parâmetro Resposta para os indicadores de planejamento

A dimensão Resposta, no modelo PER, foi analisada por meio de um indicador quantitativo, dinâmico e agregado. Para essas respostas, foram analisados os planos diretores vigentes dos municípios que abrangem a bacia hidrográfica do rio Jundiaí mirim, sendo estes: Lei complementar n°613/2023 (Campo Limpo Paulista), Lei Complementar n° 200/2020 (Jarinu) e Lei n° 9.321/2019 (Jundiaí).

A análise conspira em identificar os municípios que trabalham com planos estatuários e não estatuários em seus planos diretores a fim de entender qual influência está sendo

direcionada para o planejamento local de interdependência urbano e rural, ao qual se compreende como o planejamento pode ser coerente e estruturado (Morandell et al 2025) para o desenvolvimento sustentável.

Com base nas diretrizes de cada município que integra a bacia hidrográfica do rio Jundiai mirim foi analisado planos estatuários e não estatuários através do plano diretor Tabela 2

O plano abrange todas as macrozonas politicamente?
Os planos apresentam elementos de definição de estrutura, estratégico ou visionários ?
Os planos apresentam instrumentos regulatórios para o uso e o desenvolvimento da terra?

Tabela 2 Adaptação dosMorandell et al 2025

A análise dos planos estatuários e não estatuários deve considerar as diretrizes e propostas de cada município, bem como os setores que impulsionam o desenvolvimento municipal. No entanto, é essencial avaliar a solidez e a orientação desses planejamentos, verificando se são estruturados de forma eficiente, independentemente de sua classificação. Além disso, é necessário compreender como as estruturas físicas e funcionais estão sendo planejadas e implementadas.

Dessa maneira, um município que possui planos não estatuários bem consolidados demonstra uma gestão que vai além da regulamentação formal, incorporando elementos estratégicos que complementam e fortalecem a administração, especialmente no âmbito do planejamento e do desenvolvimento sustentável.

Dessa forma, podemos observar a estrutura metodotólica como um todo, em pressão estado resposta na Figura 2

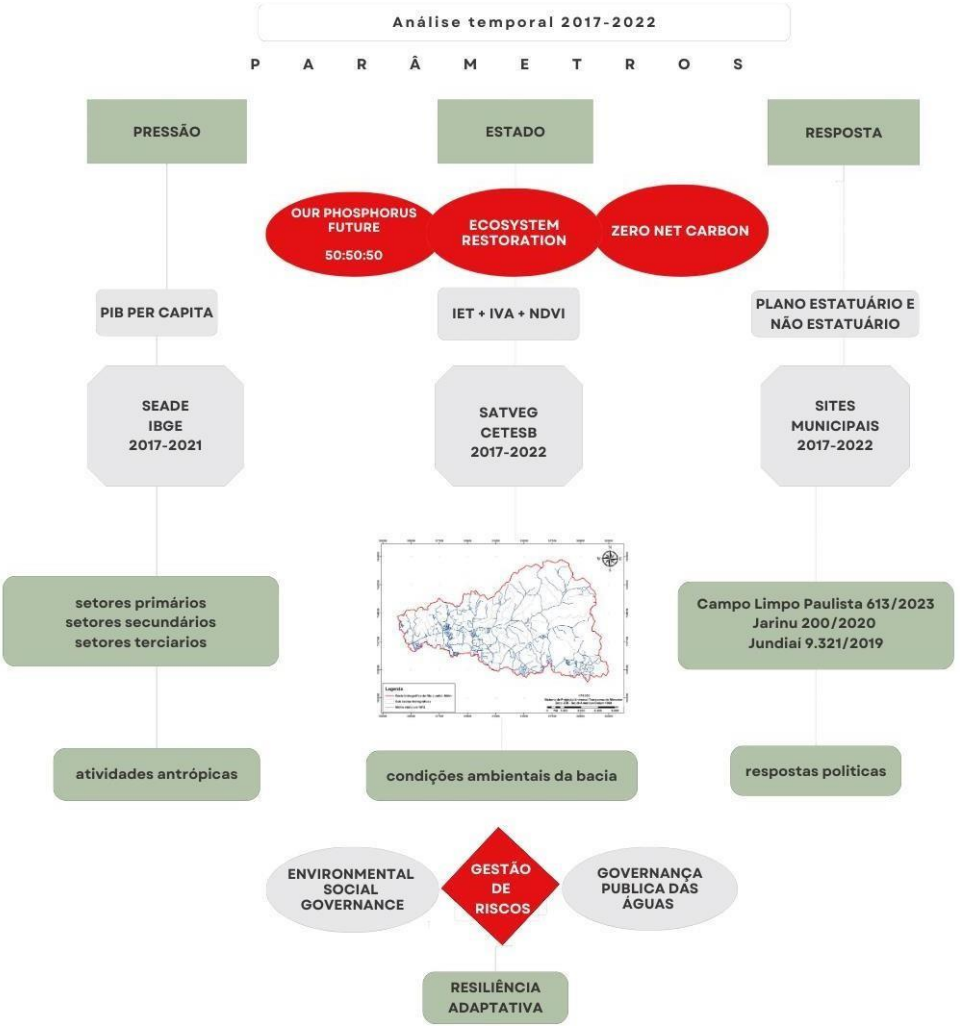


Figura 2 Fluxograma metodológico do estudo, detalhando as etapas de planejamento, coleta de dados, análise e interpretação dos resultados.

5 RESULTADOS E DICUSSÕES

5.1 Avaliação do parâmetro pressão para o indicador socioeconômico

O PIB per capita foi realizado pela proporção territorial da bacia em cada Município: Jundiaí (55%) Jarinu (36,6%) e Campo Limpo Paulista (8,4%). Foi utilizado o ano de 2021, devido a falta do Pib 2022 através do IBGE. Dessa maneira, a variação temporal se aplica a estimativa populacional e ao pib per capita na tabela 3 e tabela 4.

Ano	Jundiaí	Jarinu	Campo Limpo P
2017	409.497	28.540	82.520
2021	426.935	31.173	86.407

Tabela 3 Estimativa da população de 2017 e 2021

Ano	Jundiaí	Jarinu	Campo Limpo P
2017	100.329,06	78.938,96	22.426,08
2021	135.081,20	96.153,71	29.291,03

Tabela 4 Pib per capita da bacia de 2017 e 2021

Importante ressaltar que, o tamanho da população afeta a procura global de água (Li et al, 2022). A estimativa da população e os fatores antropogênicos desempenham um papel significativo como indicadores de pressão, influenciando a instabilidade gerada pelo crescimento populacional e pelo desenvolvimento industrial e econômico (Hazbav et al., 2019).

Entre 2017 e 2021, segundo o IBGE (2024) a variação per capita do pib refletiu nas estruturas físicas e funcionais para obter o PIB municipal dos três municípios. O setor da bacia do rio Jundiaí Mirim que apresentou maior crescimento foi a industria, seguido pela agropecuária.

Em Jundiaí e Jarinu, o setor a indústria aumentou 2,52% para Jundiai e Jarinu, enquanto agropecuário cresceu 0,08% para os mesmos. Já em Campo Limpo Paulista, os incrementos foram 5,03% na indústria e 0,09% na agropecuária.

Por outro lado, os setores de serviços e serviços da administração pública registraram queda em todos os municípios. Em Jundiaí e Jarinu, os serviços recuaram 1,97%, e os serviços da administração pública, 0,64%. Em Campo Limpo Paulista, as reduções foram mais acentuadas, com 4% no setor de serviços e 1,12% na administração pública.

A distribuição do pib municipal segundo o SEADE (2025) é vinda dos setores agropecuários, indústria, serviços gerais e serviços de administração pública. Nesse contexto, de 2017 a 2021 houve mudanças significativas nos setores econômicos de Jundiai e Jarinu. O setor agropecuário cresceu de 0,34% (R$ 112,9 milhões) para 0,42% (R$ 185,5 milhões). A indústria aumentou de 24,25% (R$ 8,06 bilhões) para 26,77% (R$ 11,7 bilhões). Já o setor de serviços, excluindo a administração pública, manteve-se dominante, embora com redução percentual de 69,65% (R$ 23,16 bilhões) para 67,68% (R$ 29,58 bilhões). Os serviços de administração pública diminuíram de 5,76% (R$ 1,91 bilhão) para 5,12% (R$ 2,23 bilhões).

Dessa forma, a distribuição do valor adicionado por setores para Jundiaí e Jarinu foi que, agropecuária aumentou em 0,08% e Industria em 2,52%, já o setor de serviços diminuiu em 1.97%, e o serviços da administração pública em 0,64%.

Entre 2017 e 2021, a distribuição do pib municipal adicionado por setores em Campo Limpo Paulista registrou mudanças na estrutura econômica. O setor agropecuário cresceu de 0,4% (R$ 6,5 milhões) para 0,49% (R$ 10,5 milhões) do PIB. A indústria aumentou de 29,25% (R$ 479,3 milhões) para 34,28% (R$ 737,1 milhões), destacando-se como principal setor. Serviços, excluindo administração pública, reduziram sua participação de 52,3% (R$ 857,2 milhões) para 48,3% (R$ 1,03 bilhão), enquanto os serviços públicos caíram de 18,05% (R$ 295,8 milhões) para 16,93% (R$ 364,2 milhões), com crescimento absoluto em todos os setores (SEADE, 2025).

Com isso, esse padrão também é observado no PIB dos municípios da bacia, onde, mesmo com a redução percentual nos setores de serviços e administração pública, o PIB municipal cresceu em agropecuária e indústria, indicando que essas atividades econômicas podem estar contribuindo para intensificar as pressões sobre os recursos hídricos. A tabela x mostra o crescimento absoluto e porcentual da bacia

Municipio	**PIB per capita 2017**	**PIB per capita 2021**	**Crescimento aboluto (R$)**	**Crescimento porcentual (%)**
Jundiaí	100.329,06	135.081,20	34.752,14	34,64
Jarinu	78.938,96	96.153,71	17.214,75	21,81
Campo L. P	22.426,08	29.291,03	6.864,95	30,61

Tabela 5 A evolução de crescimento das atividades na área da bacia por Municipio.

O crescimento absoluto em setores específicos, como serviços gerais e serviços da administração pública na tabela 1 pode indicar uma expansão econômica, mas se esses setores têm uma baixa participação percentual no PIB municipal tabela 2, isso sugere que a economia é dominada por outros setores, como por exemplo a Industria, seguindo da agropecuária nos munícipios.

De acordo com Hazbav et al. (2019) as pressões geradas por ações humanas possuem maior influência no grau de pressão sobre a bacia do que a extensão de áreas degradadas. Haja visto isso, as pressões cresceram em 31,76% na bacia

$$\text{Crescimento (\%)} = \frac{PIB\ 2021 - PIB\ 2017\ X\ 100 =}{PIB\ 2017}$$

$$\text{Crescimento (\%)} = \frac{111.947{,}66 - 85.482{,}79\ X\ 100 =}{85.482{,}79}$$

$$\text{Crescimento (\%)} = \frac{26.464{,}87 \; X \; 100}{85.482{,}79} =$$

$$\text{Crescimento (\%)} = 30{,}95\ \%$$

Essa dinâmica pode levar a uma pressão ambiental significativa se os setores em crescimento forem poluentes ou insustentáveis, pois essa distribuição da economia é altamente concentrada em alguns poucos setores que geram a maior parte do PIB per capita.

5.2 Avaliação do parâmetro estado para o indicador ambiental

5.3 Indice de Estado trófico

A análise temporal do IET indica que de 2017 a 2022, houve um aumento da eutrofização nos parâmetros de fósforo total e clorofila a. A concentração média de clorofila variou de 1 µg/L para 1,5 µg/L, no período de 2017 a 2022, representando um aumento de 50% (apêndice C e D). Nesse período, a concentração média de fósforo total variou de 0,035 mg/L para 0,08 mg/L, ou um crescimento de 129%.

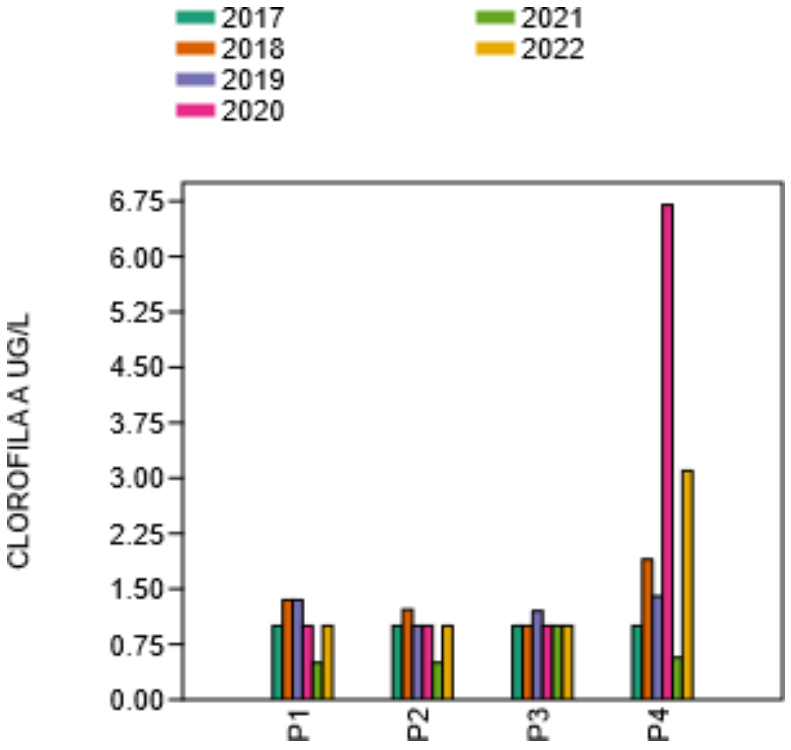
Na análise dos locais de monitoramento por ano, alguns pontos demonstraram concentrações atípicas comparados aos demais anos, a clorofila a manteve-se estável em 1 µg/L, em 2017, enquanto o fósforo total apresentou variações, com a maior concentração registrada no ponto P3. Em 2018, a clorofila a aumentou em todos os pontos, alcançando o máximo de 1,9 µg/L no P4 (na captação de água para o abastecimento de Jundiaí), enquanto o fósforo total mostrou variações entre os diferentes pontos da bacia.

No ano de 2019, a clorofila a apresentou uma redução comparado ao ano anterior, o P3 foi o único ponto com aumento de clorofila a nesse ano, para o fósforo total obteve-se uma redução comparado ao ano anterior, com exceção do ponto 2 que houve um aumento do parâmetro. Com isso, P3 e P4 em concentração média diminuiu consideravelmente de 2018 para 2019. Em 2020, a clorofila a atingiu sua amplitude mais alta na série temporal, chegando a 6,7 µg/L no P4.

Em 2021, a clorofila a apresentou variações entre os pontos, mantendo sua maior concentração no P3, com 1 µg/L. Para o fósforo total, as variações continuaram entre os pontos, com a concentração mais elevada também no P3. Por fim, em 2022, a clorofila a manteve-se estável na maioria dos pontos, mas apresentou sua maior concentração média no P4, com 3,0 µg/L. O fósforo total continuou variando entre os pontos, com a maior concentração registrada novamente no P3.

O aumento simultâneo em 2020 para ambos os parâmetros sugere uma relação entre eles, possivelmente devido à maior disponibilidade de fósforo total, que pode estimular o crescimento de algas (representado pela clorofila a).

Na Figura 3 pode-se observar a distribuição dos parâmetros em clorofila a e fósforo total.



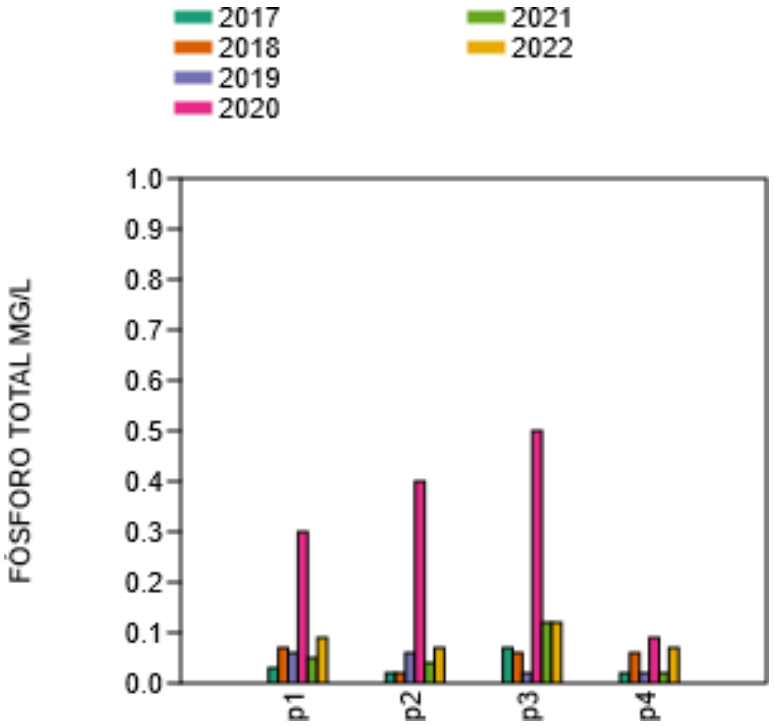


Figura 3 Concentração de clorofila a e fósforo total nos locais de monitoramento na bacia do rio Jundiaí Mirim, estado de São Paulo, Brasil, no período de 2017 a 2022.

Beghelli et al. (2015) realizaram uma análise do Índice de Estado Trófico (IET) com base em clorofila-a e fósforo nos pontos da bacia hidrográfica. No presente trabalho, observou-se uma correspondência entre os pontos analisados: o ponto A, equivalente ao P1, apresentou classificação eutrófica, sendo o mais estável em comparação aos demais. O ponto B, correspondente ao P2, foi classificado como mesotrófico, enquanto o ponto C, equivalente ao P3, apresentou características supereutróficas. Por fim, o ponto D, correspondente ao P4, foi classificado como mesotrófico. De modo geral, os pontos avaliados situam-se entre as classificações de mesotrófico e supereutrófico.

No entanto, o presente estudo mostra uma classificação oligo-mesotrófica nos pontos analisados e os anos analisados – houve diferenças comparada ao estudo de (Beguelli et al 2015).

Observou-se que o ponto com maior concentração de clorofila-a foi o P4, seguido pelo P1, enquanto o fósforo total apresentou as maiores concentrações nos pontos P1 e P3. No estudo de Beghelli et al. (2015), essas tendências também foram identificadas em regiões semelhantes.

Contudo, Beguelli et al (2015) mostra que o P3 apresenta a maior concentração de trofia em relação aos demais, indicando enriquecimento por aporte de fósforo no sistema. Os apêndices C e D apresentam as observações dos parâmtros individuais analisados que exibem concentração do fósforo em maior parte no P3.

Os dados de clorofila-a e fósforo total na bacia do rio Jundiaí Mirim apresentaram variações entre 2017 e 2022. A concentração média da bacia em (clorofila a) foi de 1,3 µg/L. Para fósforo total, em série temporal, a concentração média foi de 0,09 µg/L. A clorofila-a teve estabilidade em 2017, mas picos importantes foram observados em 2020, com média de 2,42 µg/L, amplitude total de 5,7 µg/L e CV de 117%, indicando intensa proliferação algal relacionada ao aumento de nutrientes. Já o fósforo total alcançou seu maior valor médio em 2020 (0,32 mg/L) com amplitude total em (0,41 mg/L).

O IETcl (em µg/L) representa o índice calculado a partir da clorofila-a, indicando a biomassa de algas no corpo hídrico. IETft (em mg/L) corresponde ao índice baseado nas concentrações de fósforo total, representando a disponibilidade de nutrientes para a produção primária como pode ser observado na Tabela 6 a partir dos cálculos Lamparelli, (2004)

Eutrofização	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
IETcl (ug/L)	50.1	50.24	50,80	50.76	50.39	50.36
IETft (mg/L)	15,7	10	10,73	20.82	20.08	30.88
IETm	32,9	30,12	30,36	35.79	35.23	40.62

Tabela 6 Índice de Eutrofização da bacia do rio Jundiaí Mirim entre 2017 e 2022 baseado nos parâmetros IETcl e IETft e a média eutrófica da bacia nos anos estudados.

A análise do Índice de Estado Trófico (IET) revelou variações temporais nos parâmetros de eutrofização ao longo dos anos analisados. O IETcl mostrou relativa estabilidade com valores próximos a 50 µg/L, caracterizando a bacia para uma tendência mesotrófica em termos de biomassa fitoplanctônica. As variações foram mínimas, indicando um padrão persistente de produção algal.

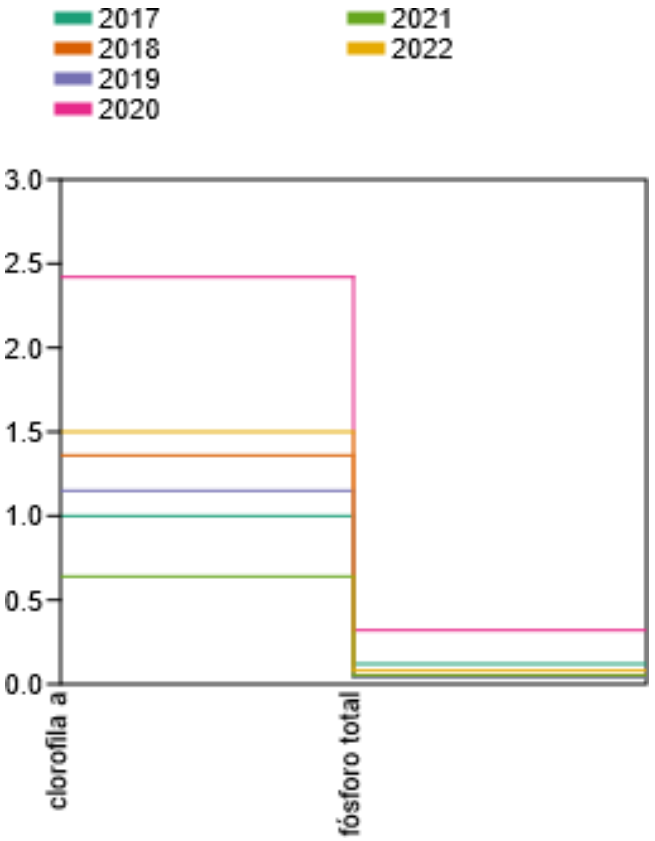
Por outro lado, o IETft apresentou uma variação mais significativa ao longo do período, com valores crescendo de 15,7 mg/L (2017) para 30,88 mg/L (2022). Esses dados indicam um agravamento das condições tróficas do sistema devido à entrada de nutrientes.

Para Machado et al. (2018) as altas concentrações dos nutrientes podem ser causadas por poluição difusa de terras cultivadas, bem como pela poluição de fontes pontuais de efluentes

industriais ou descargas de esgoto urbano na bacia do Jundiai mirim. Os autores ainda ressaltam que houve um aumento significativo de 129% na concentração média de nitrogênio total e, mais uma vez houve evidência de sua influência negativa na qualidade da água do rio Jundiaí-Mirim (Machado et al. 2018).

A estabilidade pode estar relacionada com o processo da transposição de água do Rio Atibaia para o Rio Jundiai como mostra o trabalho do Machado et al. (2018), onde a transposição diminui a trofia melhorando a qualidade da água. No entanto, isso não significa que a eutrofização dos rios não esteja impactando mais os ecossistemas aquáticos, independentemente da transferência de água entre bacias, pois a transferência de água de uma bacia para outra melhora a eutrofização pontual, mas traz outros impactos, como o maior teor de condutividade elétrica, turbidez e metais potencialmente tóxicos (Machado et al., 2018).

Importante salientar que quando os parâmetros individuais Figura 3 são analisados tem uma variação maior em relação ao cálculo Lamparelli (2004) aplicado em série temporal.



Fonte: Autoria própria

Figura 4: Interação da clorofila a e fósforo total em 6 anos

A interação na Figura 4 demonstra que no período de 2017 a 2022 a concentração de clorofila a se manteve relativamente constante ao longo dos anos, enquanto os níveis de fósforo apresentaram um aumento progressivo. Essa relação evidencia que o aumento nos níveis de fósforo contribuiu diretamente para a elevação do IETm durante o período analisado.

Dessa forma, a trajetória sugere um aumento de pressão antrópica na bacia, evidenciado os níveis de fósforo na água que estão relacionados à biomassa fitoplanctônica (Beghelli et al 2015) consequente da disponibilidade de nutrientes, ao qual tem risco para a saúde do ecossistema aquático.

No período avaliado o estado trófico da bacia correspondeu ao ultraoligotrófico (IET ≤ 47) para oligotrófico (47 < IET ≤ 52). A análise demonstra que a eutrofização da bacia do rio Jundiaí Mirim está em processo de agravamento, exigindo estratégias de gestão para conter o

aumento de nutrientes e minimizar os impactos na qualidade da água e nos serviços ecossistêmicos, principalmente no P3 (área urbanização) e P1 (área rural).

5.4 Indice de qualidade da água para proteção da vida aquática (IVA)

As Tabelas do apêndice F apresentam os dados dos parâmetros químicos que fazem parte das variaveis essenciais (Oxigênio Dissolvido, temperatura e toxicidade) de variáveis utilizadas para o cálculo do IVA.

Dessa forma, a análise temporal indicou que, de 2017 a 2022, o grupo essencial manteve estabilidade, com exceção de 2021.

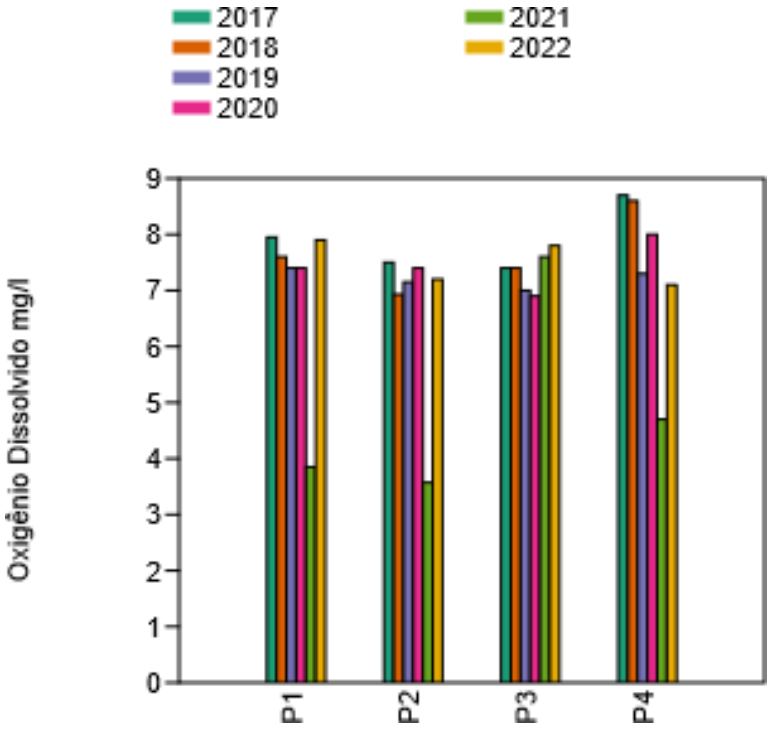
A Figura 5 permite visualizar a variação do oxigênio dissolvido (OD) e do pH na BHJM, no período de 2017 a 2022. O oxigênio dissolvido em média, considerando todos os locais amostrados, variou de 4,9 mg/L (em 2021) a 7,9 mg/L (em 2017).

Para pH, 2017 mede 7,3 com aumento de 7,4 em 2022. Em 2021, ainda para grupos essenciais surgem outliers fora do limite para oxigênio dissolvido em 4,93 mg/L e pH em 4,55.

Para toxicidade, o parâmetro é operado em resultados qualitativos como crônico e agudo – por isso, foi descrito em texto no trabalho. A toxicidade variou em anos específicos, com destaque para 2019, quando foi classificada como crônica em todas as amostragens, com maior intensidade no P4. Em 2020, a toxicidade atingiu um estado agudo, sendo registrada nos pontos P1, P3 e P4.

Em relação aos pontos, o P4 demonstrou maior concentração para oxigênio dissolvido. Isso explica por que a atividade fotossintética deve se concentrar maior nesse ponto devido a altas concentrações em clorofila a, logo a decomposição de matéria orgânica exige mais consumo de oxigênio. De modo geral, esses parâmetros estão dentro dos limites de qualidade da água para vida aquática na ponderação 1.

Nos gráficos abaixo podemos ver a distribuição dos parâmetros em Oxigênio Dissolvido e pH


2017
2018
2019
2020
2021
2022
Oxigênio Dissolvido mg/l
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
P1
P2
P3
P4

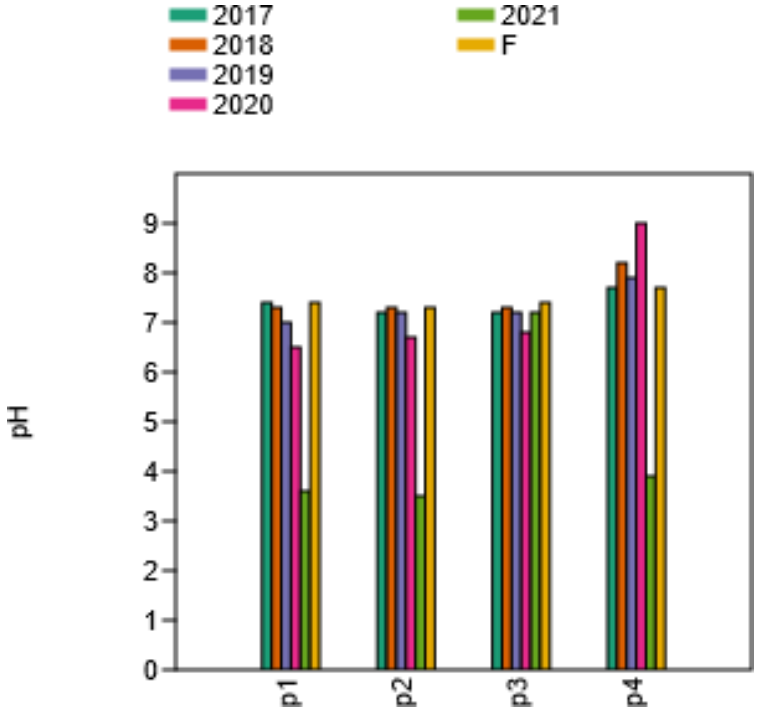
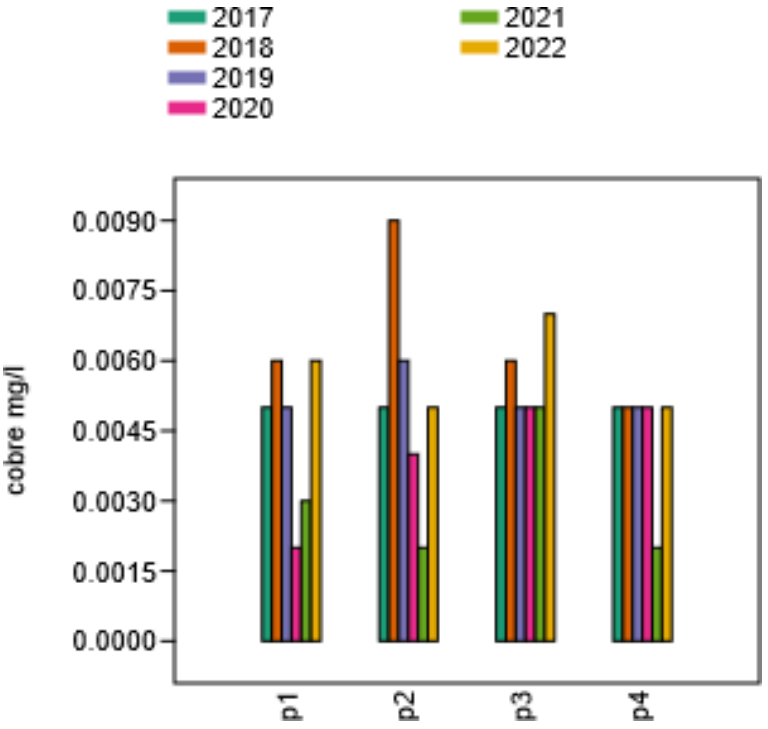

2017
2018
2019
2020
2021
F
pH
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
p1
p2
p3
p4

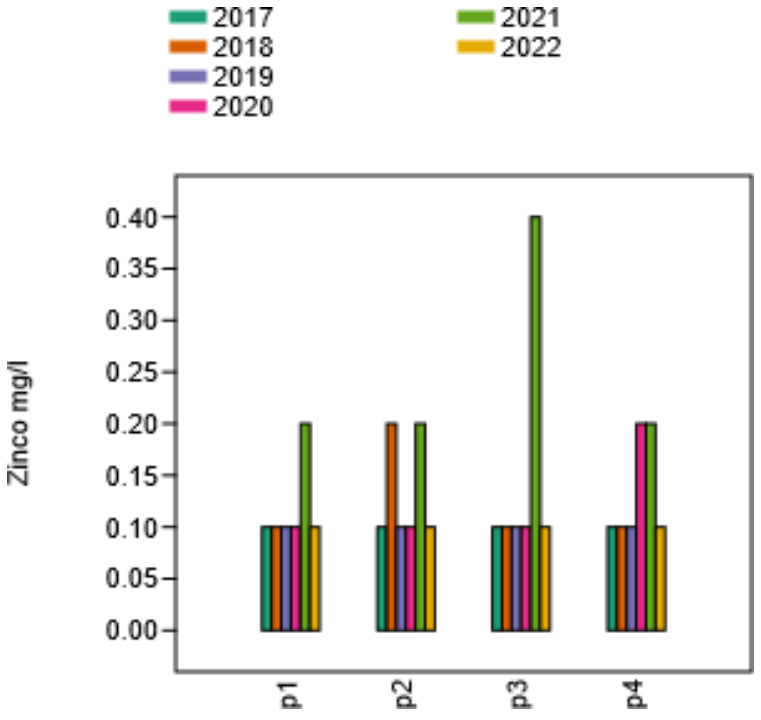
Figura 5 Concentração de oxigênio dissolvido e pH nos locais de monitoramento na bacia do rio Jundiaí Mirim para o grupo de substâncias essenciais, estado de São Paulo, Brasil, no período de 2017 a 2022.

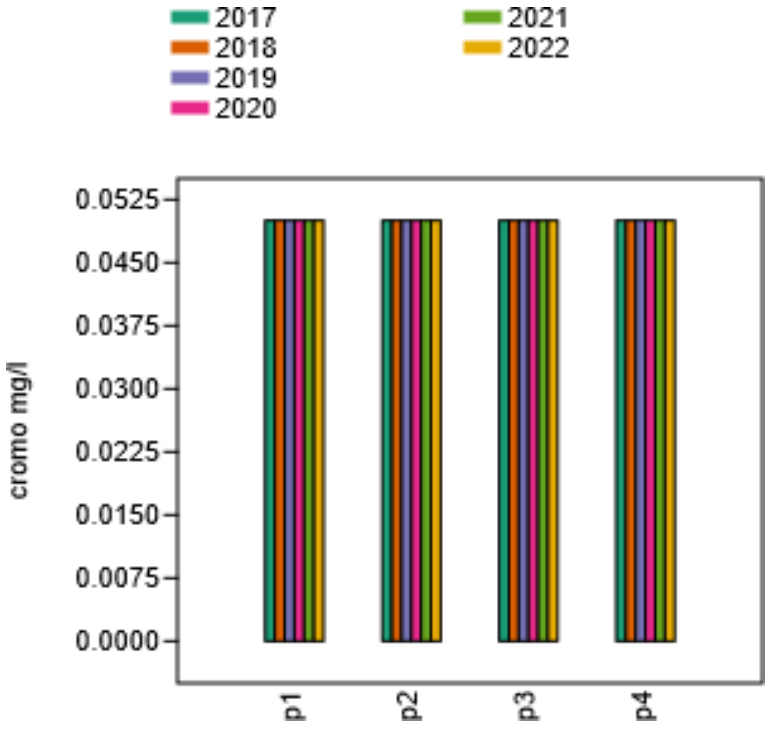
Para o Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) em grupos essenciais foi classificado em série temporal em boas condições com permanecia constante em ponderação 1 entre 2017 a 2020, aumenta para 3 em 2021 e retorna para 1 em 2022.

As tabelas dos apêndice H apresentam os dados dos parâmetros químicos que fazem parte de substâncias tóxicas (Cobre, Zinco, Chumbo, Mercúrio, Níquel, Cádmio, Fenóis e Cromo) para o cálculo do IVA. A análise temporal do IVA indicou que, de **2017 a 2022**, o grupo de substâncias tóxicas obteve variações ponderadas de 1 a 2 ao longo de 2017 a 2020, aumenta para 3 em 2021 e retorna para 1 em 2022 Figura 6.

Importante ressaltar que durante a extração de dados através do Relatório de águas interiores, a substância surfactante esteve ausente para a coleta em todos os pontos e em suas amostragens. Ainda, devido à ausência da substância surfactante, o cálculo IVA apresenta modificações pela ausência da substância, assim sendo IVAm


2017
2018
2019
2020
2021
2022
cobre mg/l
0.0090
0.0075
0.0060
0.0045
0.0030
0.0015
0.0000
p1
p2
p3
p4


2017
2018
2019
2020
2021
2022
Zinco mg/l
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
p1
p2
p3
p4


2017
2018
2019
2020
2021
2022
cromo mg/l
0.0525
0.0450
0.0375
0.0300
0.0225
0.0150
0.0075
0.0000
p1
p2
p3
p4

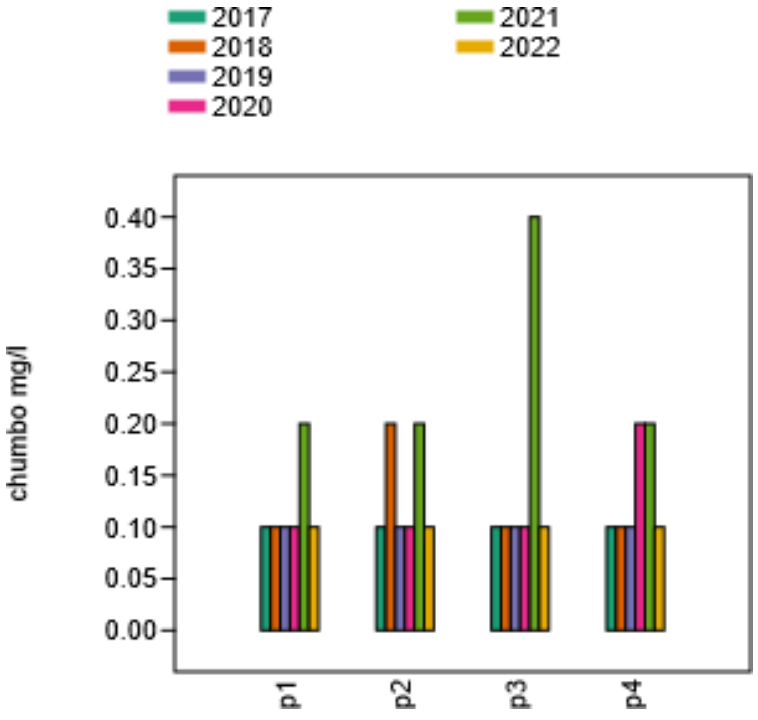

2017
2018
2019
2020
2021
2022
chumbo mg/l
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
p1
p2
p3
p4

Figura 6 Concentração de Cu, Zn, Cr, Pb nos locais de monitoramento na bacia do rio Jundiaí Mirim para o grupo de substâncias tóxicas, estado de São Paulo, Brasil, no período de 2017 a 2022.

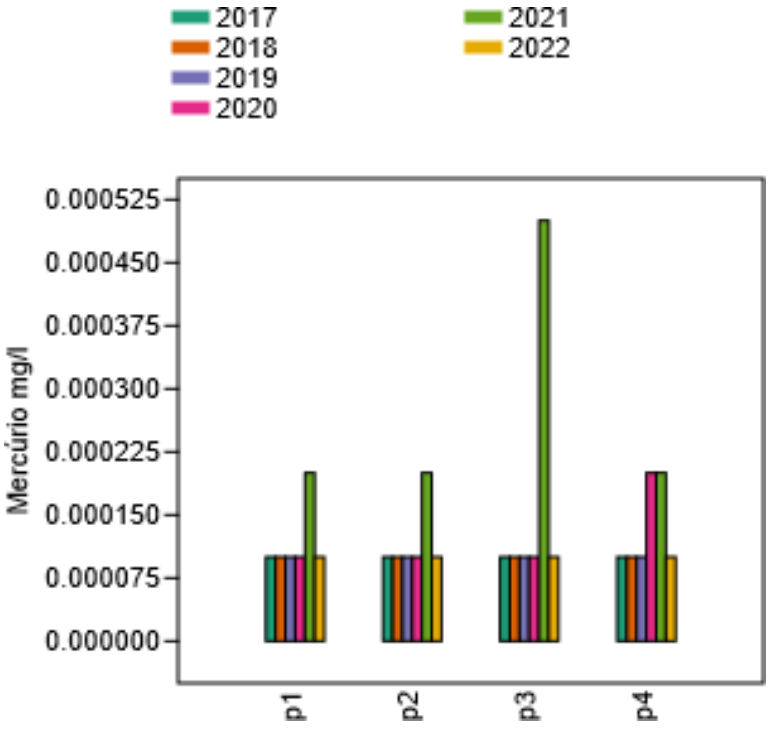
Para a análise dos parâmetros do IPMCA, as variáveis possuem níveis, faixa de variação e ponderações para calcular o IVA. Tendo em vista disso, os valores de cobre variam de 0,002 a 0,009 (mínimo e máximo por ano). A média aritmética varia entre 0,003 e 0,006. A variância para cobre é relativamente baixa, exceto em 2022, com valores mais elevados, indicando maior dispersão nesse ano. Os valores de cobre apresentados são bem abaixo dos limites críticos estabelecidos pela CETESB representando ponderação 1.

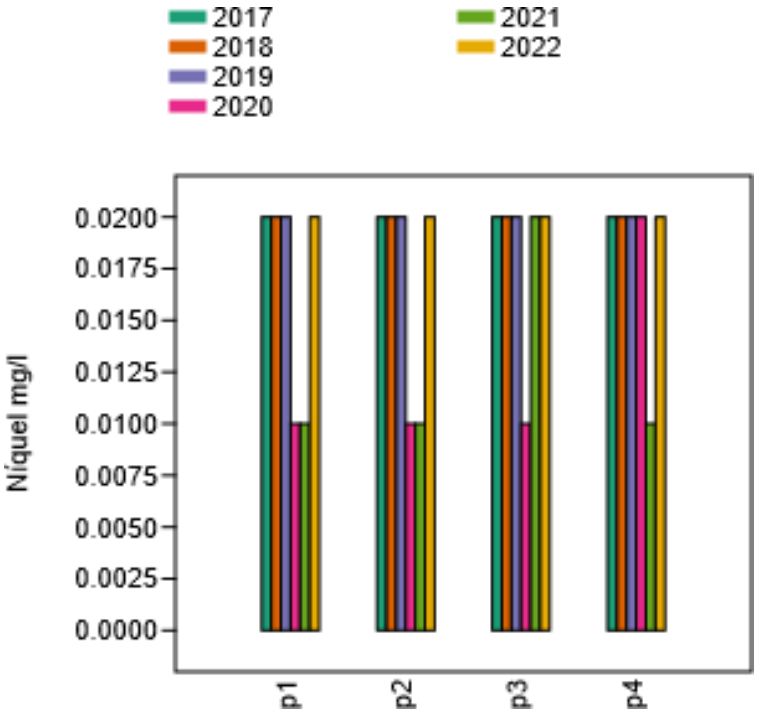
A média aritmética de zinco, variou entre 0,1 e 0,25, com valores de variância mais elevados em 2020 e 2021. Os níveis de zinco observados não apresentam riscos significativos, mas a variação mais alta (em 2020 e 2021) pode sugerir a necessidade de monitoramento contínuo. Em série temporal as ponderações apresentam em 1, com exceção de 2021 com ponderação 2.

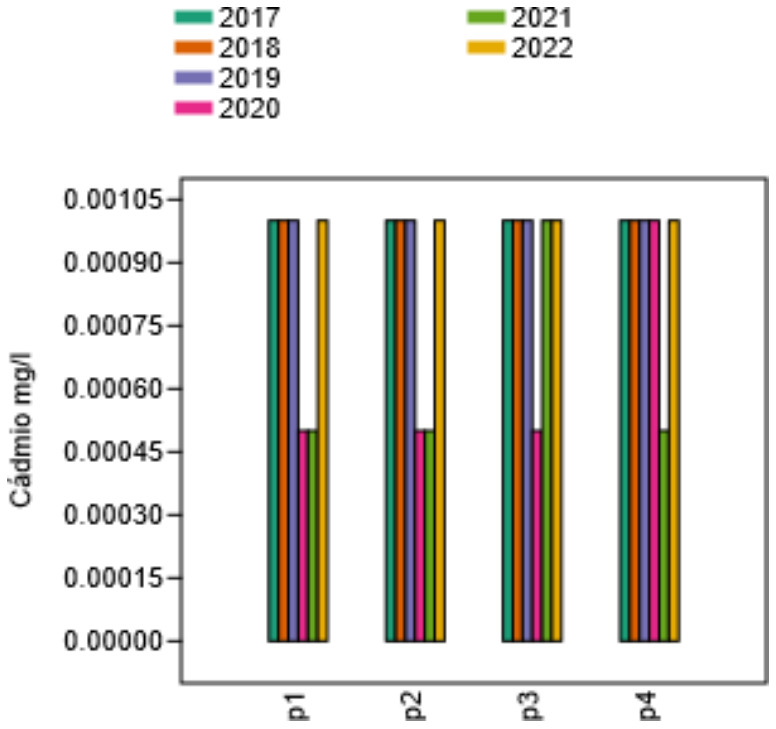
Os valores de cromo na tabela são constantes (0,05 mg/L) ao longo dos anos, com nenhuma variação observada (variância e desvio padrão são zero). Portanto, é classificada na ponderação 1 indicando que a concentração de cromo não representa risco significativo, mas que esta no limite. Importante ressaltar que 0,05 mh/L é o limite da ponderação 1, podendo classificar em 2, na variação de dados.

O chumbo apresenta níveis que variam de 0,01 a 0,04, com médias de 0,01 a 0,025. A variância do chumbo é muito baixa, com exceção de 2021, onde houve um aumento. Os valores de chumbo (0,01 a 0,025) estão muito abaixo dos limites críticos, sugerindo que as concentrações observadas não são preocupantes em termos de risco ambiental, com ponderação 1 nos anos e 2021, onde obteve ponderação 2.

A Figura 7 permite visualizar a variação do Hg, Ni, Cd e Fenóis nos locais de monitoramento da qualidade da água na BHJM.


2017
2018
2019
2020
2021
2022
Mercúrio mg/l
0.000525
0.000450
0.000375
0.000300
0.000225
0.000150
0.000075
0.000000
p1
p2
p3
p4


2017
2018
2019
2020
2021
2022
Níquel mg/l
0.0200
0.0175
0.0150
0.0125
0.0100
0.0075
0.0050
0.0025
0.0000
p1
p2
p3
p4


2017
2018
2019
2020
2021
2022
Cádmio mg/l
0.00105
0.00090
0.00075
0.00060
0.00045
0.00030
0.00015
0.00000
p1
p2
p3
p4

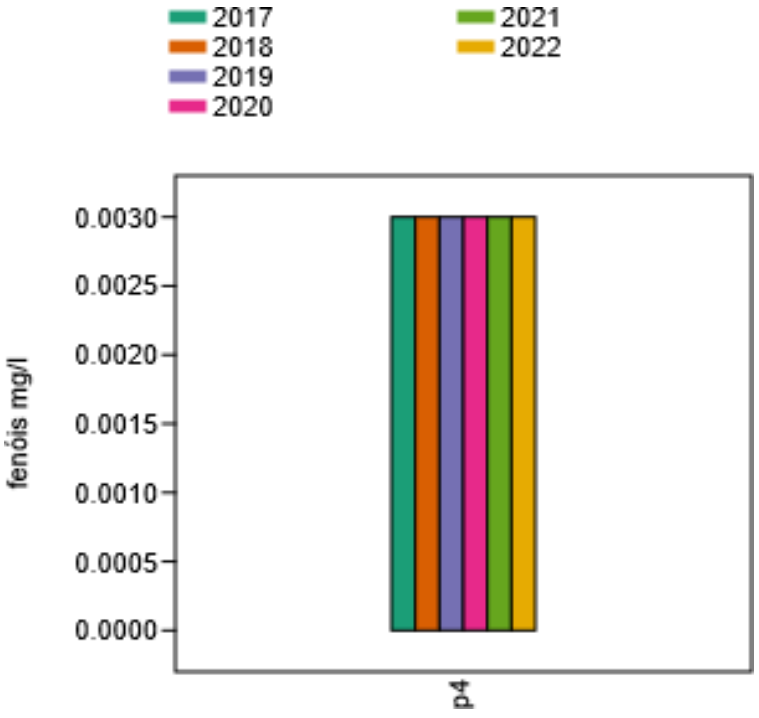

2017
2018
2019
2020
2021
2022
fenóis mg/l
0.0030
0.0025
0.0020
0.0015
0.0010
0.0005
0.0000
p4

Figura 7 Concentração de Hg, Ni, Cd, Ph nos locais de monitoramento na bacia do rio Jundiaí Mirim para o grupo de substâncias tóxicas, estado de São Paulo, Brasil, no período de 2017 a 2022

O cádmio na tabela mostra uma média de 0,001, com valores de variância baixos nos anos de 2020 e 2021. As concentrações de cádmio não apresentam risco significativo, com ponderação 1, com exceção de 2020 (0,002) com ponderação 2.

Os dados de mercúrio mostram que a média aritmética varia de 0,0001 a 0,000275, com baixíssima variância nos anos de 2017, 2018, 2019 e 2022, e um aumento pequeno em 2020 e 2021, o que sugere que as concentrações observadas não representam um risco significativo, com ponderação 1.

Os dados da tabela mostram que os fenóis variam de 0,00075 a 0,003, com uma pequena variância nos anos de 2020 e 2021, Os valores de fenóis na tabela parecem estar dentro de níveis seguros, considerando que estão muito abaixo dos limites, com ponderação 1, e 2020 com ponderação 2.

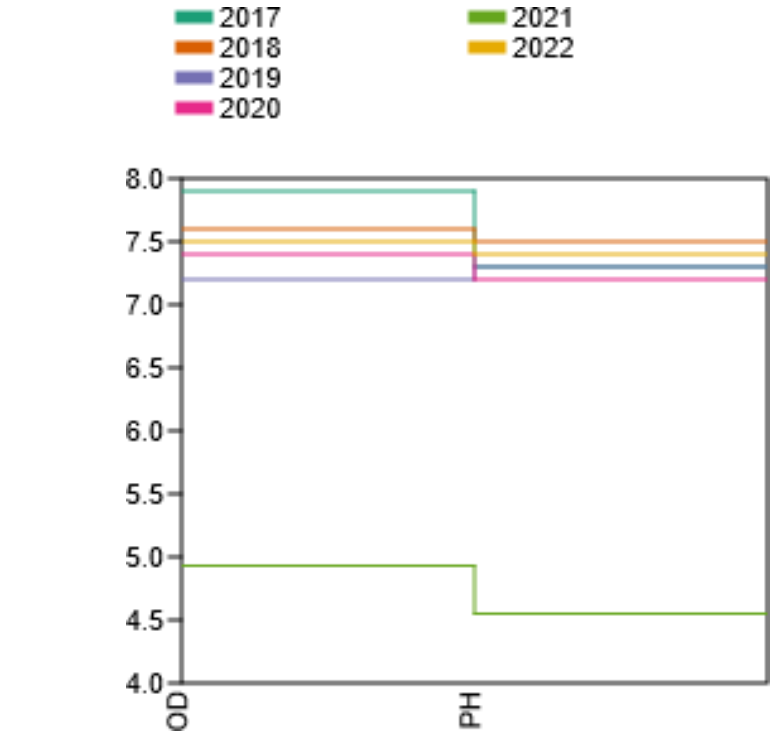
Em geral, os valores observados para cobre, zinco, mercúrio, fenóis e chumbo na tabela estão estaveis dentro dos limites de qualidade estabelecidos pela CETESB . Contudo, cromo, obteve em todos os anos o limite de ponderação 1, com tendência a ponderação 2 em mg/L nos anos temporais que pode descer o nível de classificação. Ainda, a variabilidade de algumas substâncias como zinco, mercúrio e fenóis, mesmo que sejam unidades baixas, sugere-se monitoramento contínuo para garantir que os níveis permaneçam dentro dos padrões aceitáveis, especialmente se as flutuações se tornarem mais evidentes ao longo do tempo.

Por fim, o Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática reflete uma variação estável de 2017 a 2020, com um outlier significativo de 9 registrado em 2021 Tabela 7.

IVA	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Variáveis essenciais	1	1	1	1	3	1
Substâncias tóxicas	1	2	1	2	3	1
IPMCAm	1	2	1	2	9	1
IVAm	1.7	2.9	1.7	2.9	11.3	1.7

Tabela 7 Índices de qualidade da água para proteção da vida aquática na bacia do rio Jundiaí Mirim entre 2017 e 2022 baseado nos grupos essenciais e substâncias tóxicas e a média de toxicidade da bacia.

No entanto, importante ressaltar que os anos de 2017- 2022 classifica o estado tóxico da bacia como boa, ótima e péssima, pois, os anos estudados tiveram variações Figura 8 nas substâncias tóxicas que mais comprometem a qualidade da água, aumentando o desequilíbrio para a biodiversidade aquática.



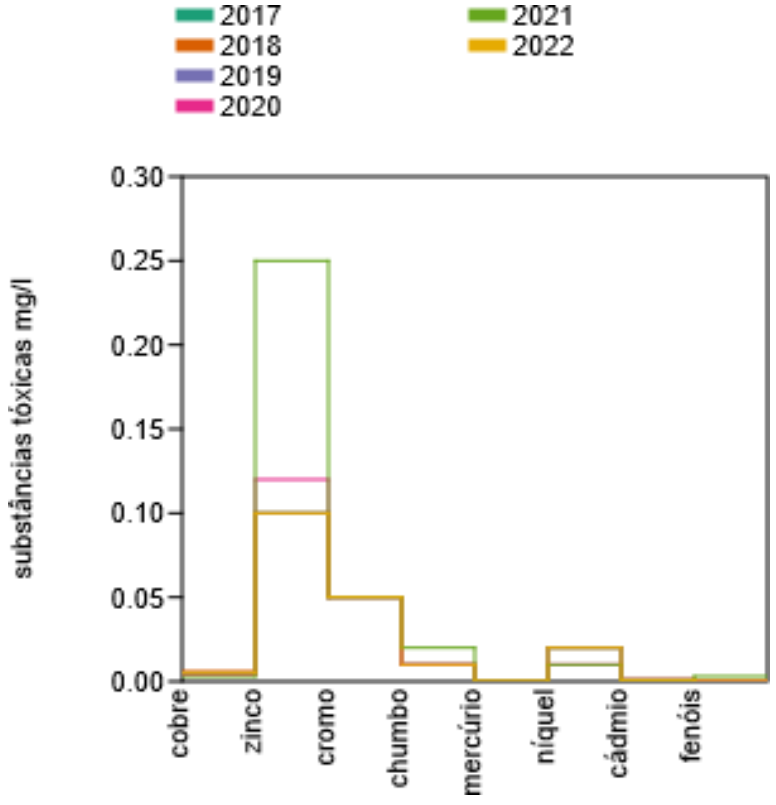


Figura 8 Interação dos grupos essenciais e substâncias tóxicas

As tabelas do Apêndice I apresentam uma análise temporal indicando que, de 2017 a 2022 o IVA teve estabilidade, as variáveis essenciais se mantém com ponderação 1 com exceção de 2021 indo para classe 3, logo depois é reduzida para 1 em 2022, e o grupo de substâncias tóxicas variam em classes 1,2 e 3 em suas ponderações. De acordo com a CONAMA, os mananciais que formam a bacia do rio Jundiaí-Mirim, enquadram-se dentro da Classe 1 (Batalha, 2006). A análise pede que o monitoramento sejam persistente especialmente na análise de substâncias tóxicas que foram as que mais tiveram variação.

Em outros trabalhos Begheli et al (2015) caracteriza os pontos em A, B, C e D (ninguém sabe o que é A,B,C e D) para os mesmos pontos de monitoramento do presente trabalho – tendo em vista essa observação, os autores afirmam que no ponto B há menores concentrações de clorofila a que responde o ponto 2 como menor ponto em nivel tóxico para vida aquatica. Os autores também observam que o acúmulo de matéria orgânica é o alimento da maioria dos macroinvertebrados bentônicos (Beguelli et al. 2015).

Ainda, foi constatado a presença da espécie exótica C. fluminea no ponto B. A espécie em questão está entre as invasoras de maior preocupação para ambientes dulcícolas no mundo, pois tem crescimento rápido, maturidade sexual precoce, ciclo de vida curto e elevada fecundidade além de sua associação às atividades humanas (Beguelli et al. 2015).

Silveira e Ojeda (2009) aborda sobre os processos em condição eutrófica para espécies aquáticas em (1) sintomas primários que indicam estágios iniciais de eutrofização (clorofila- a (Chl-a) e macroalgas); e (2) sintomas secundários , indicativos de problemas bem avançados (baixo oxigênio dissolvido (DO), perdas de vegetação aquática submersa (SAV) e ocorrência de florações de algas incômodas e/ou tóxicas (HABs).

Esses estágios são importantes para entender o comportamento da biodiversidade em parametros minimos para a preservação da vida aquatica considerando concentrações de substâncias tóxicas sobre esses organismos aquaticos, ph e oxigênio dissolvido, juntamente com o indice de eutrofização (Agência Nacional das águas) pois a estrutura das comunidades de peixes pode mudar, resultando em um aumento de peixes planctívoros e, consequentemente, em uma maior biomassa de fitoplâncton, pois houve modificação do regime hidrico com excesso dos nutrientes presente nos cursos d’ água, e por sua vez intensificando a trofia e aumentando a toxicidade (Barbosa et al 2012). No entanto, relatório de águas interiores destaca que a mortância de peixes foi a maior da série temporal de 2021 (CETESB, 2024). Devido a isso, a estrutura das comunidades dos peixes alterou o ciclo biogeoquimio da água.

5.5 Indice de vegetação por diferença normalizada (NDVI).

De 2017 a 2022 os valores do NDVI apresentaram queda da biomassa no período analisado, sugerindo uma redução na atividade fotossintética e densidade da cobertura vegetal da região tabela do apêndice J.

Essa diminuição pode estar associada à uma amplitude maior em períodos de chuva do que em períodos de seca que provavelmente seja o início do processo inicial de degradação, impulsionado pela amplitude das chuvas, reforça a vulnerabilidade ambiental em áreas de risco (Bertoni; Lombardi Neto, 2005; Borges, 2009) e pontos mais altos da bacia vindo a jusante, levando a degradação do processo.

Na figura 9 se explica que embora os períodos chuvosos (janeiro) tenha um nível de biomassa ainda maior em sub bacias do que em períodos de seca, as médias anuais do ndvi em algumas sub-bacias variam, como é o caso do Ribeirão dos Soares, Ribeirão do Tanque, Escada Dissipação e Córrego do Areião. A amplitude em períodos chuvosos traz uma dispersão larga dos dados, onde o NDVI nesse período tem uma amplitude muito despersa no decorrer dos anos podendo observar na Tabela do apêndice K. A variação nos valores de NDVI dos Campos de 0,58 no inverno e 0,70 no verão foi semelhante, 0,51 no inverno e 0,78 no verão nos estudos por (Trentin e Fonseca, 2011; Cordeiro et al. 2017).

Alguns outliers foram detectados como mostra a tabela do apêndice J por imagem de erro, via sensoriamento, o caso da sub bacia do areião em 2020 no período de cheia (0,11) valores próximos a zero ou muito pequenos (0,1 ou menos) são obtidos principalmente de rochas e solo descoberto podendo corresponder a áreas vazias de rochas, areia ou neve (EOS DATA ANALYTICS).

O reservatório em 2019 na época de julho com ndvi em (-0,07) são obtidos principalmente de nuvens, água e neve (EOS DATA ANALYTICS). Ainda sim, algumas sub bacias obtiveram em época de cheia uma variação despersa dos dados, que é o caso da Represa nova, o Reservatório e a região de captação - os quais os corpos hidricos podem ter influênciado nessa variação

Sub bacias BHJM	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Córrego do Perdão	0,66	0,67	0,67	0,64	0,61	0,63
Ribeirão dos Soares	0,69	0,69	0,71	0,66	0,65	0,50
Ribeirão do Tanque	0,72	0,72	0,74	0,75	0,67	0,55
Escada Dissipação	0,73	0,72	0,72	0,44	0,64	0,58
Córrego da Roseira	0,70	0,71	0,71	0,71	0,66	0,69

Calha do Meio	0,66	0,66	0,68	0,68	0,61	0,66
Córrego Albino	0,59	0,59	0,62	0,63	0,54	0,58
Ribeirão da Toca	0,71	0,72	0,73	0,72	0,68	0,68
Córrego Caxambuzinho	0,58	0,61	0,64	0,63	0,53	0,61
Caxambu	0,67	0,66	0,68	0,67	0,59	0,63
Córrego do Areião	0,62	0,63	0,64	0,36	0,55	0,60
Córrego Ponte Alta	0,62	0,62	0,65	0,62	0,56	0,60
Córrego Ananás	0,60	0,60	0,64	0,63	0,56	0,59
Pinheirinho 4	0,71	0,70	0,72	0,70	0,66	0,70
Pinheirinho 2	0,72	0,72	0,72	0,72	0,66	0,70
Calha	0,51	0,54	0,50	0,55	0,49	0,51
Represa Nova	0,70	0,73	0,73	0,68	0,69	0,64
Reservatório	0,35	0,30	0,17	0,44	0,41	0,33
Parque Centenário	0,65	0,64	0,66	0,66	0,60	0,65
Reservatório + Captação	0,62	0,57	0,63	0,63	0,64	0,58
Tarumã	0,52	0,54	0,53	0,52	0,46	0,50
Horto	0,52	0,52	0,54	0,51	0,46	0,48

Tabela 8 Distribuição do NDVI representando o comportamento vegetativo por sub-bacias nos meses de janeiro e julho, no estado de São Paulo, Brasil, durante o período de 2017 a 2022.

É relevante destacar que as sub-bacias Pinheirinho e Calha foram subdivididas em duas partes para permitir a incorporação do polígono necessário à análise. Além disso, foram delimitadas as camadas das sub-bacias de modo a corresponderem ao shapefile da bacia hidrográfica do rio Jundiaí Mirim.

As médias de biomassa das sub-bacias apresentaram uma redução de 2017 a 2022 como observado na Figura 10, com exceção do Córrego Caxambuzinho, que mostrou um aumento durante o período estudado. As sub-bacias Calha e Parque Centenário mantiveram a densidade de cobertura vegetal estável ao longo dos anos analisados Figura 9

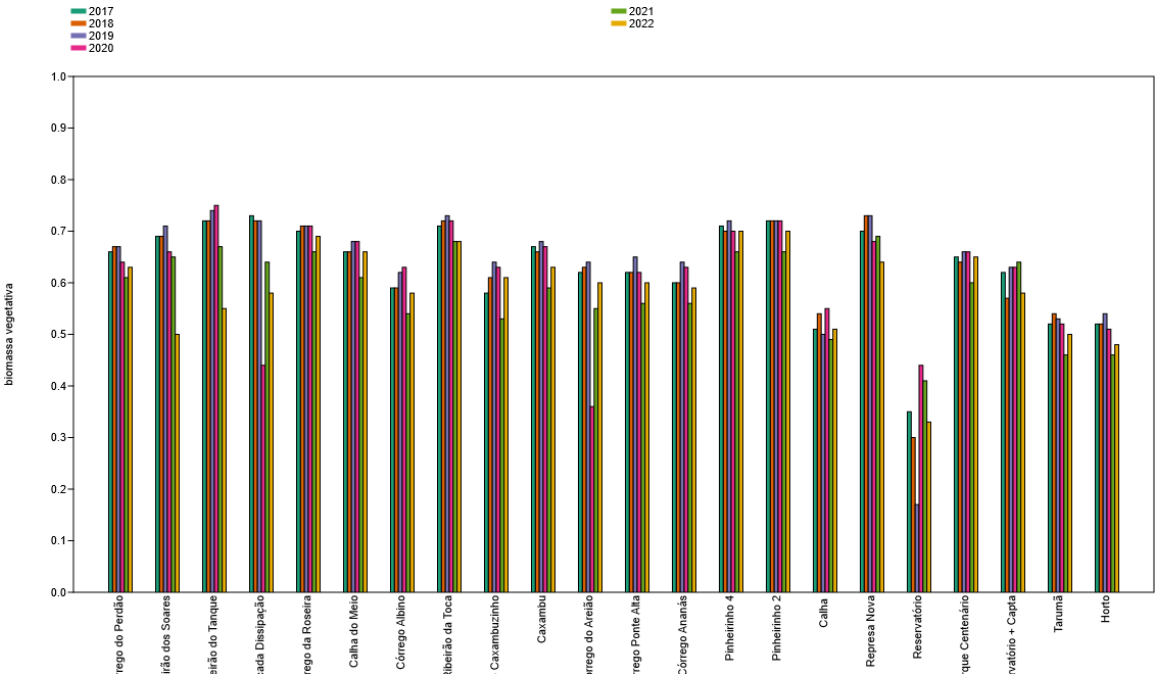


Figura 9 Média dos anos da redução fotossintética de biomassa por sub-bacias em série temporal

A pressão das atividades da bacia estão relacionadas com a queda da taxa fotossintética onde os períodos chuvosos acarretam a leva de nutrientes excessivos e de sedimentos vindo de determinadas regiões das quais atividades que intensificam essas pressões. Essas mudanças refletem o balanço líquido da biomassa nas áreas afetadas, considerando tanto perdas quanto ganhos em função dessas atividades humanas e eventos naturais (Yang et al. 2023).

No entanto, Toniolo et al (2021) considera que há influência do solo com os sedimentos a fragilidade no meio físico que é seis vezes maior que no meio antrópico. Isto pode ser justificado pelos baixos valores do fator das práticas conservacionistas atribuídos às áreas antropizadas. Ainda o mesmo autor afirma sobre as zonas de maior Risco de Erosão Emergente (REE) que estão localizadas nas sub-bacias Córrego Ananás, Córrego do Areião e Córrego Albino.

Essas alterações são descritas como a variação líquida da biomassa nas áreas (pixels) afetadas por fatores como esses, segundo (Yang et al. 2023).Ainda, o nível de biomassa vegetativa com a influência da perda de solo não apresenta ser o principal dirigente através do NDVI.

Toniolo et al (2021) afirma maiores riscos em determinadas sub bacias, ao qual o nível de biomassa não colabora com essa relação totalmente sobre perda do solo com a vegetação.

Ao contrário, o uso e cobertura da terra quando reduzida a cobertura vegetal, a perda de solo é evidenciada, principalmente pelo tipo de solo que favorece os processos erosivos locais, como é o caso do cambissolo distrófico que compõe a bacia em 81% (Andrade et al 2021).

O uso e cobertura da terra tem influência decisivamente na qualidade das águas, como é o cenário de formação do escoamento superficial e arraste de sedimentos. A redução da cobertura vegetal para as práticas de uso da bacia contribui significativamente para o escoamento superficial (Andrade et al 2021).

Uma análise levantada do uso e ocupação Figura 11 foi realizada para entender melhor o comportamento dos anos estudados, houve tendências positivas e aumento de formação florestal de 2017 (31.630km²) para 2022 (32.29km²2) e silvicultura em 2017 (1.735km²) para 2022 em (2.293km²).

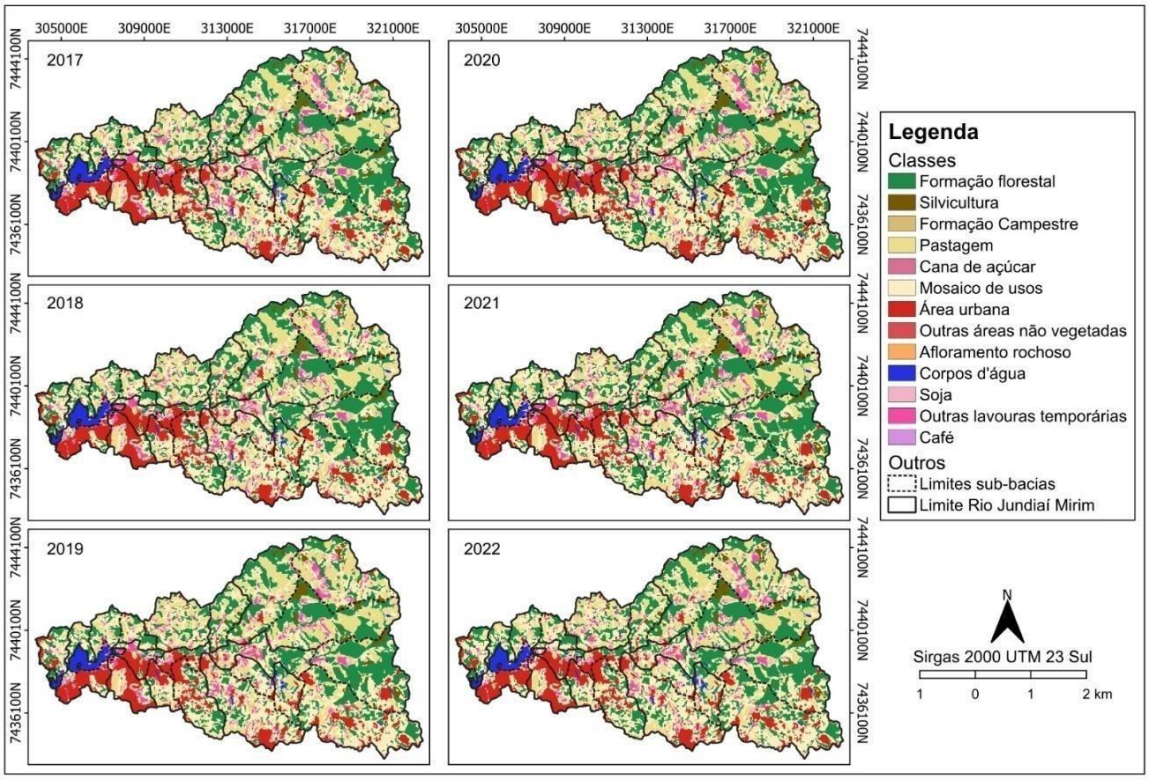


Figura 10 Caracterização do mapa da bacia do Jundiaí Mirim com a classificação dos usos da bacia de 2017 a 2022.

O uso e ocupação identifica que o aumento de formação florestal e silvicultural cresceu nos anos estudados. No entanto, em contraste com o NDVI, a biomassa foi diminuída em grande parte das sub bacias nos anos estudados. Importante ressaltar que a cobertura vegetal e

silvicultura aumentou tanto quanto para os outros tipos de uso também. Ainda, o uso da cana aparece em 2019, e vem aumentando conforme os anos.

Na tabela 8 os usos diminuídos em km² segundo o (MAPBIOMAS, 2022) foram áreas não vegetadas, soja, outras lavouras temporárias, pastagem e o mosaico de usos, podendo refletir no desinteresse econômico e mudança de prioridade nesse tipo de uso já que as áreas de cultivo agrícola aumentarem para alguns usos e diminuiu em outros. A estabilidade urbana teve crescimento nos anos estudados, em 2017 (12.940 km²) e em 2022 com (13.255km²).

Classes	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Afloramento Rochoso (km²)	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005
Formação Campestre (km²)	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007
Cana de Açúcar (km²)	0.000	0.000	0.008	0.026	0.015	0.021
Café (km²)	0.009	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016
Áreas não vegetadas (km²)	0.574	0.533	0.505	0.516	0.452	0.458
Soja (km²)	1.221	1.076	0.708	0.594	0.681	0.680
Silvicultura (km²)	1.735	1.759	2.123	1.985	2.279	2.293
Corpos d'água (km²)	2.155	2.124	2.178	2.276	1.972	2.168
Outras lavouras temporárias (km²)	6.994	6.897	6.703	6.406	6.661	6.142
Área Urbanizada (km²)	12.940	13.005	13.149	13.212	13.250	13.255
Pastagem (km²)	18.946	18.928	19.443	19.710	19.035	18.700
Formação Florestal (km²)	31.630	31.863	31.563	31.525	31.258	32.292
Mosaico de Usos (km²)	41.647	41.204	41.006	41.138	41.787	41.373

Tabela 9 Classes do Uso e ocupação das atividades em (km²) em série temporal

Os aumentos para alguns usos e diminuições em outras classes diversas estão melhor apresentados na Figura do Apêndice L. Embora a formação florestal tenha aumentado em (km²) Marques et al. (2021) afirmam que a conservação dos fragmentos florestais, por si só, não é suficiente para garantir a qualidade ambiental, pois as atividades antrópicas continuam a intensificar o uso inadequado dos recursos, impactando negativamente o ambiente.

A perturbação ambiental nos fragmentos florestais é resultado do intenso processo de urbanização observado na bacia, como destacado por (Fengler et al. 2015).

No estudo de Marques et al. (2021), foi realizada uma tipificação das áreas sob maior pressão devido à antropização das paisagens. Cerca de 77% dos locais avaliados apresentaram Índice de Estado de Pressão (IEP) inferior a 50%, sendo mais críticos os locais que se situavam no intervalo de 32% a 41%. Essa pressão está diretamente relacionada ao modelo socioeconômico de uso do solo, levando a uma condição ambiental de degradação.

Os pontos de monitoramento dos autores foram caracterizados com base no tipo de ocupação em 5 pontos. Enquanto os pontos 1 e 2 apresentam características predominantemente rurais, os pontos P3, P4 e P5 possuem perfis urbanos. No ponto P1, a atividade agrícola é intensa, com destaque para o cultivo de eucalipto e a presença de gado. Já o P2, embora em área rural, apresenta características de urbanização no entorno. O ponto de monitoramento no reservatório evidencia a vulnerabilidade da área de abastecimento de Jundiaí, exposta a riscos como resíduos sólidos difusos e assoreamento, conforme discutido por De Carli et al. (2018).

As categorias de uso do solo relacionadas às atividades agropecuárias, incluindo fertilizantes, culturas de curto e longo prazo, pastagens e reflorestamento, predominam no ponto P1, abrangendo 71,2% da área, com destaque para o cultivo de eucalipto. Além disso, espécies invasoras alteram a densidade vegetativa e a composição do ambiente, modificando os ecossistemas locais (De Carli et al., 2018). A classe E, que representa as áreas de maior degradação ambiental, compõe 11% da bacia e está amplamente distribuída, concentrando-se principalmente em Jarinu e Campo Limpo Paulista (Marques et al., 2021).

Fengler et al. (2015) destacam que a impermeabilização do solo em 10% já é suficiente para promover degradações significativas nos ecossistemas hídricos, alterando a hidrologia da bacia. Além disso, a redução de áreas vegetadas a jusante intensifica esse impacto. Andrade et al. (2021) reforçam que a conservação da vegetação nas áreas próximas aos rios, tanto nas sub-bacias quanto em toda a bacia, é essencial para manter a qualidade ambiental, sendo igualmente relevante a restauração de áreas degradadas.

A variação interanual do NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) reflete mudanças no bioma vegetal associadas a intensidades mais fortes de fatores globais, como o carbono, que afetam feedbacks climáticos, alterações na cobertura do solo e fluxos de gases (Liuqing Ji, 2024). A relação entre o potencial redox e as áreas de floresta, com alta correlação significativa ($r=0,90$, $p < 0,05$), evidencia como a sedimentação da matéria orgânica nos cursos d'água é oxidada por organismos decompositores, afetando diretamente os processos de qualidade hídrica (Gomes et al., 2005).

Por fim, a ausência de proteção adequada e a proximidade com áreas residenciais exercem pressão negativa sobre as nascentes, comprometendo a qualidade da água. Essas dinâmicas refletem um balanço de ganhos e perdas na biomassa vegetal, que inclui desde o crescimento de plantas e aumento da cobertura florestal até os impactos negativos da degradação ambiental, conforme apontado por Yang et al. (2023). Na Figura 12 observa-se a redução na atividade fotossintética que é um fator da perda da biomassa nos últimos anos.

Para Higgins et al (2023) muitos ecossistemas estão em trajetórias em forma de chapéu, onde as tendências iniciais de esverdeamento mudaram para tendências de escurecimento, sugerindo que a maioria dos ecossistemas estudados aqui pode estar acumulando menos biomassa foliar e potencialmente menos carbono do que antes (Higgins et al 2023), como se pode observar na Figura 12 na formação em 2018, 2019 e 2020.

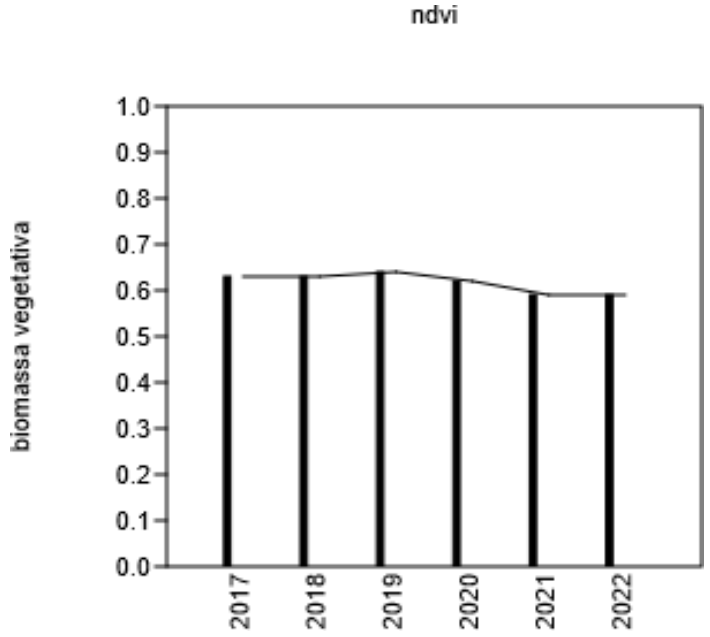


Figura 11 Comportamento da biomassa vegetativa em série temporal 2017-2022.

Embora a variância e o coeficiente de variação (CV%) não sejam significativos, e o desvio padrão esteja próximo da média na tabela de biomassa vegetativa do apêndice K, a complexidade da dinâmica da qualidade da água em bacias hidrográficas, associada à natureza das causas envolvidas — sejam fontes pontuais ou difusas, de origem antropogênica ou natural, rural ou urbana — permite inferir que a expansão urbana tem sido um fator crítico na degradação dos recursos hídricos (Fengler et al. 2015; De Carli et al. 2018).

Terrer et al. (2019) destacam que, embora o aumento de CO_2 contribua para o crescimento da vegetação, a disponibilidade limitada de nutrientes como nitrogênio e fósforo restringe esse efeito sobre a biomassa vegetal global. Paralelamente, Bouwman et al. (2013)

apontam que os setores doméstico e industrial são importantes fontes de fósforo, contribuindo para a degradação dos ecossistemas.

Sob essa perspectiva, é possível considerar que a redução da biomassa vegetal esteja associada à entrada de fósforo proveniente das atividades domésticas e industriais, que impactam diretamente a dinâmica dos nutrientes e a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, os setores agrícolas devem ser considerados também como atividades de grande influência a jusante da bacia, uma vez que as áreas da bacia apresentam extensas regiões de alta degradação (Marques et al., 2021)

5.6 Análise de planos estatuários e não estatuários a partir dos planos diretores

Os planos diretores evidenciam a necessidade urgente de fortalecer a integração intermunicipal. Apesar de buscarem equilibrar o desenvolvimento econômico com a proteção ambiental, a ausência de articulação e de estratégias robustas fragiliza os serviços ecossistêmicos da bacia, aumentando os riscos ambientais, sociais e de governança.

O Plano Diretor de Jundiaí apresenta uma abordagem que busca equilibrar o crescimento urbano com a sustentabilidade, priorizando a segurança hídrica e a contenção da expansão urbana. No entanto, conforme Machado et al. (2019), há limitações evidentes nos instrumentos regulatórios, com destaque para a falta de detalhamento nos mecanismos de fiscalização. Isso pode comprometer a efetividade das diretrizes estabelecidas, principalmente no controle do uso do solo e na proteção ambiental.

Por outro lado, o Plano Diretor de Jarinu, que possui características predominantemente rurais, demonstra uma priorização de investimentos econômicos e na expansão industrial. Contudo, essa abordagem apresenta um risco significativo de comprometer a produção de água da bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim, especialmente quando comparada à visão mais conservacionista adotada por Jundiaí (Araújo et al., 2021). Essa divergência entre os municípios reforça a necessidade de um planejamento integrado para evitar conflitos entre as diferentes estratégias de desenvolvimento.

O planejamento atual, de forma geral, ainda é insuficiente para controlar adequadamente o uso do solo. Como resultado, há uma preocupação legítima de que a expansão urbana possa ocorrer de forma desordenada, desrespeitando as diretrizes estabelecidas nos planos diretores. Esse cenário é ainda mais crítico no caso de Campo Limpo Paulista, onde o Plano Diretor busca integrar as áreas urbanas e rurais, mas apresenta instrumentos regulatórios que, na prática, inviabilizam a implementação de práticas efetivamente sustentáveis.

Araújo et al. (2021) destacam que a macrozona agroindustrial da bacia é majoritariamente definida como zona ecourbana e zona de produção rural, voltada para atividades agrosilvopastoris. Essa classificação, embora importante para conter a expansão urbana, pode limitar o desenvolvimento econômico e dificultar a gestão integrada da bacia. Além disso, a macrozona de desenvolvimento econômico está localizada próxima ao limite da bacia, sendo influenciada por empreendimentos já existentes, o que aumenta a pressão sobre os recursos naturais.

Embora a formulação dos planos diretores seja essencial, sua implementação enfrenta desafios significativos, especialmente para os planos não estatuários. Conforme Laux (2007), esses planos dependem fortemente do comprometimento das partes interessadas e da colaboração interinstitucional, o que pode dificultar sua aplicação prática. Já os planos estatuários, embora disponham de maior formalização, também apresentam questões complexas, como a necessidade de regulamentação específica e a dependência de colaboração entre os municípios (Morandell et al., 2025). Além disso, Jemmett et al. (1998) enfatizam que, mesmo sendo ferramentas úteis para promover a gestão integrada, os planos estatuários enfrentam desafios relacionados à falta de uma autoridade centralizada e mecanismos efetivos de aplicação, limitando seu impacto prático na governança ambiental e no uso sustentável dos recursos. Aplicado as devidas realidades, observa-se as diretrizes e propostas do município na Tabela 9.

Aspecto Avaliado	Jundiaí	Jarinu	Campo Limpo P
Diretrizes e propostas estatuárias	- **Uso e Ocupação do Solo**: Definição de zonas como residenciais, comerciais, industriais e áreas de preservação ambiental.	- **Macrozoneamento**: Definição das Macrozonas Urbana (MZU) e Rural (MZR) com características específicas.	- **Uso e Ocupação do Solo**: Normas para ocupação nas macrozonas com foco em preservação ambiental.
	- **Regularização Fundiária**: Normas para assentamentos urbanos.	**Regulamentação do Uso e Ocupação do Solo**: Detalhamento de normas para utilização do solo.	- **Parcelamento do Solo**: Normas para controle de parcelamentos irregulares.
	- **Infraestrutura Urbana**: Diretrizes	- **Participação Comunitária**:	- **Proteção Ambiental**:

	para saneamento e transporte.	Exigência de audiências públicas nas revisões do plano diretor.	Diretrizes específicas para conservação de áreas verdes e integração com ODS da ONU.
	- **Proteção Ambiental**: Normas para preservação de áreas verdes e ecossistemas.	- **Objetivos de Desenvolvimento**: Metas claras para urbanização sustentável.	
Diretrizes e Propostas Não Estatuárias	- **Programas de Revitalização**: Propostas para revitalização de áreas urbanas e incentivo a práticas sustentáveis.	- **Sustentabilidade**: Propostas de práticas sustentáveis voltadas ao planejamento regional e local.	**Diversificação Econômica**: Incentivo à diversificação de atividades econômicas.
	- **Participação Popular**: Recomendações para promover maior envolvimento da população no planejamento.	**Participação Social**: Diretrizes para engajamento da sociedade civil no planejamento urbano.	- **Educação Ambiental:** Propostas para promover educação e conscientização ambiental.
	- **Turismo Sustentável**: Sugestões de valorização cultural e desenvolvimento de turismo sustentável.	**Planejamento Regional**: Sugestões para integração com a Aglomeração Urbana de Jundiaí.	**Planejamento Adaptativo:** Diretrizes adaptáveis conforme as necessidades locais.
	- **Mobilidade Urbana**: Propostas para melhorar o transporte público e a mobilidade urbana.		

Tabela 9 Plano estatuário e não estatuário dos municipios Jundiaí (Lei n° 9.321/2019), Jarinu (Lei n° 200/2020) e Campo Limpo Paulista (Lei n°613/2023) no estado de São Paulo, Brasil, no plano vigente dos planos diretores atuais

Knowles e Matt-Bell (2001) destacam que, embora os planos estatutários sejam essenciais para a gestão territorial, a implementação de planos não estatutários é fundamental

para superar as limitações dos processos legais, promovendo uma gestão mais colaborativa e eficaz. Esse cenário é evidente no município de Jundiaí, que apresenta o maior número de diretrizes e propostas não estatutárias em seu plano diretor, quando comparado aos demais municípios analisados.

Conforme apresentado na Tabela 9, Jundiaí se destaca por ações que visam a revitalização e a manutenção de espaços públicos, a participação social, o turismo sustentável e a valorização cultural, além de priorizar melhorias na mobilidade urbana, que é considerada uma necessidade constante.

Machado et al. (2019) observam que iniciativas não estatutárias frequentemente se concentram no desenvolvimento econômico, como ocorre em Jarinu. Esse município incorpora diretrizes voltadas à promoção de práticas sustentáveis, ao fortalecimento da participação da sociedade civil e ao planejamento integrado com Jundiaí, evidenciando uma abordagem colaborativa como estratégia para o desenvolvimento sustentável e a conservação da bacia hidrográfica.

Esse planejamento intermunicipal reforça a importância da cooperação regional tanto para as atividades econômicas quanto para a gestão ambiental.

Campo Limpo Paulista, por sua vez, adota diretrizes não estatutárias que incentivam o desenvolvimento econômico por meio da diversificação de setores, adaptando-se às necessidades locais. O município se destaca ainda por propostas de educação ambiental que promovem a colaboração e a participação ativa das comunidades locais, conforme defendido por Jemment (1998), para garantir o sucesso a longo prazo das iniciativas de conservação.

Um diferencial de Campo Limpo Paulista é a adoção de metas alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, consolidando-o como referência no cumprimento de objetivos ambientais, tanto no planejamento estatutário quanto no não estatutário.

Entretanto, ao avaliar os três municípios, percebe-se que cada um enfrenta desafios distintos. Jundiaí, apesar de ter um plano de gestão robusto e os instrumentos estatutários mais eficientes na mitigação de riscos ambientais, sociais e de governança, enfrenta o desafio da contenção da expansão urbana, que pode comprometer a segurança hídrica da bacia.

Jarinu, com seu enfoque na integração entre áreas urbanas e rurais e em empreendimentos privados, mostra-se estruturado em seus planos não estatutários e regularizado nos estatutários, mas precisa reforçar as ações para conservação da bacia.

Por fim, Campo Limpo Paulista, embora seja pioneiro na adoção de metas dos ODS, apresenta contradições em suas definições territoriais, classificando áreas ecourbanas como agroindustriais, o que pode distorcer as prioridades de conservação e planejamento sustentável.

Os resultados evidenciam que, apesar dos avanços, a efetividade dos planos diretores depende não apenas de diretrizes e propostas bem estruturadas, mas também de sua aplicação prática, da integração regional e do alinhamento com estratégias de gestão ambiental que considerem as especificidades locais e os desafios compartilhados na bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim.

6 Pressão Estado Resposta e as Diretrizes Ambientais, Sociais e de Governança

A análise ESG, com base na materialidade, identifica as diretrizes que devem ser priorizadas de acordo com o objeto de estudo do ecossistema (Vieira et al., 2021). Cada setor apresenta sua própria materialidade ESG. No contexto de bacias hidrográficas, proposto neste trabalho, as condições ambientais representam a principal materialidade, pois estão diretamente ligadas aos riscos sistêmicos que influenciam as demais demandas do espaço geográfico.

Além disso, a análise de materialidade é fundamental para que as organizações se preparem e respondam de forma adequada às questões que podem representar riscos (Vieira et al., 2021). Quando a gestão ambiental é priorizada, as instituições, os setores econômicos e as comunidades conseguem se adequar às regulamentações, garantindo o cumprimento das diretrizes ambientais.

Os resultados apresentados neste estudo evidenciam que as pressão provenientes dos setores do PIB municipal indicam uma combinação de forças, com Jundiaí e Jarinu exercendo as maiores pressões no setor industrial. Por outro lado, Campo Limpo Paulista destacou-se como o município com maior desempenho econômico no setor agropecuário.

Como resultado, o PIB per capita revelou que as atividades econômicas no perímetro da bacia contribuíram para um aumento de 30% nas pressões econômicas sobre a bacia do rio Jundiaí Mirim.

O estado ambiental da bacia tem sido impactado pelas pressões econômicas, refletindo-se no aumento da eutrofização, com o Índice de Estado Trófico (IET) mostrando elevação nos níveis de clorofila a e fósforo total, especialmente no ponto P4, onde há concentração de biomassa algal, e nos pontos P1 e P3, com destaque para o fósforo total. A eutrofização apresentou um aumento significativo de 32,9 (em 2017) para 40,62 (em 2022). Além disso, a

urbanização da bacia destaca-se como a região com maior concentração de clorofila a e fósforo total.

A toxicidade da bacia, medida pelo Índice de Vida Aquática (IVA), manteve-se estável ao longo da série temporal. Contudo, o grupo essencial de substâncias tóxicas apresentou variações significativas, o que deve ser monitorado, pois os níveis de toxicidade estão classificados conforme a CETESB (2024) e o CONAMA 357/5. Estas classificações variam de ponderação 1, que é favorável à sobrevivência e reprodução dos organismos aquáticos, até ponderação 3, que pode comprometer a sobrevivência. O ano de 2021, no entanto, apresentou um outlier, com a maior toxicidade registrada no Índice de Potencial de Contaminação Ambiental (IPMCA).

Quanto ao Índice de Vegetação Normalizada (NDVI), observou-se uma redução na biomassa vegetativa ao longo dos anos, associada ao aumento do fósforo proveniente de atividades domésticas e industriais, o que impactou a dinâmica dos nutrientes e a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos na maior parte das sub-bacias do rio Jundiaí Mirim. As atividades de uso e ocupação do solo demonstraram grandes impactos, com intensificação de certos tipos de uso e redução de outros.

Para mitigar os impactos identificados, é necessário um reposicionamento estratégico que adote uma abordagem ecocêntrica, priorizando a natureza como eixo central das decisões de desenvolvimento. A resiliência dos sistemas naturais deve ser fortalecida, considerando as pressões econômicas e ambientais (Bothello & Salles-Djelic, 2018). Nesse sentido, as respostas institucionais, avaliadas por meio dos planos estatuários e não estatuários, revelaram diretrizes ainda insuficientes para garantir a regularização e estruturação ambiental necessárias.

No entanto, as respostas governamentais indicam que os planos municipais ainda são fragilizados na regularização e a estruturas de planejamento conforme as diretrizes obrigatórias e não obrigatórias. Existe licenciamento de uso no perímetro da bacia, com expansão urbanizada (Araújo et al., 20). A harmonização entre a expansão econômica e a proteção ambiental continua sendo um desafio para os três municípios, que não apresentam propostas claras de planejamento intermunicipal e ambiental, tanto no âmbito estatuário quanto no não estatuário. Nesse entendimento, as pressões econômicas não estão sensibilizando somente a diretriz ambiental, mas também está fragilizando a governança dos planos em regularização e os planos que são complementadores para o planejamento da bacia.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo avaliou que a resiliência da bacia do rio Jundiaí Mirim está relacionada à integração das diretrizes ESG no modelo Pressão-Estado-Resposta (PER).

Os resultados indicam que a materialidade ambiental deve ser priorizada, dada sua importância central para a sustentabilidade da bacia. A análise do estado ambiental revela que, ao longo do período estudado, a bacia tem sido substancialmente impactada pelas pressões das atividades econômicas, bem como pela governança, que tem sido influenciada pelas demandas econômicas, principalmente nos setores industrial e de expansão urbana.

Nesse contexto, as fragilidades na materialidade ambiental comprometem a governança, que, por sua vez, se vê pressionada pelas respostas políticas. O estado da bacia apresenta variações que exigem monitoramento contínuo. Os resultados indicam uma degradação ambiental controlada, mas persistente. As respostas institucionais, tanto nos planos estatutários quanto não estatutários, focam principalmente nos incentivos econômicos, abrangendo desde as infraestruturas físicas até as estruturas funcionais.

No entanto, há uma lacuna significativa na materialidade social, especialmente pela ausência de práticas de manejo conservacionista entre os produtores rurais que habitam na região. Essa falta de ação tem intensificado os impactos ambientais, particularmente no que diz respeito à degradação do solo e à qualidade da água, comprometendo a sustentabilidade da bacia.

Contudo, a materialiade principal da bacia se compromete a riscos ambientais e vão fragilizando suas outras diretrizes a partir disso. A avaliação ambiental, social e de governança da bacia exige atenção especial aos setores insustentáveis, pois o estado ambiental está pressionando os serviços ecossistêmicos devido às atividades de pressão e resposta.

A bacia não consegue ter resiliência para alterar estado ambientais melhorados. As respostas ambientais precisam ser mais bem trabalhadas para o tanto que estão descritas nos planos estatuários e não estatuários.

REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Plano Nacional de Segurança Hídrica. p. 1–116, 2019.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO. Impacto da mudança climática nos recursos hídricos no brasil / agência nacional de águas e saneamento básico. brasília, 2024.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO. Impacto da Mudança Climática nos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: Ana, 2024.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO. Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática (IVA). disponível em: https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-protecao-vida.aspx. Acesso em: 20 nov. 2024.

ANDRADE et al. impact of topographical factors and the land use and cover in the water quality of the basin of the roseira stream, jundiaí, são paulo - brazil. ra'e ga - o espaço geográfico em análise, v. 51, p. 58–80, 2021.

BARBOSA, J. et al. Aquatic systems in semi-arid brazil: limnology and management. acta limnologica brasiliensia, v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012. doi: https://doi.org/10.1590/s2179-975x2012005000030.

BATALHA, R. Expectativa de risco de degradação dos recursos hídricos na bacia do rio jundiaí mirim. 2006.

BOROTKANYCH, N & ELIJAH, R. (2020, setembro 30). eosda: líder global em imagens de satélite e análise geoespacial. eos data analytics. https://eos.com/pt/

BOTHELLO, J.; SALLES-DJELIC. Evolving conceptualizations of organizational environmentalism: a path generation account. organization studies, v. 39, n. 1, p. 93–119, 1 jan. 2018.

BOUWMAN, L.et al. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. proceedings of the national academy of sciences of the united states of america, v. 110, n. 52, p. 20882–20887, 2013. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108.

BROOKS, K. et al. Hydrology and the management of watersheds. 4. ed. 2012.

BROWLNIE, W.J. et al. Our phosphorus future. uk centre for ecology & hydrology, edinburgh, 2022. doi: 10.13140/rg.2.2.17834.08645.

CAMPO LIMPO PAULISTA. Plano Diretor Municipal de Campo Limpo Paulista. Lei complementar n° 613/2023.

CASILLAS-GARCÍA, Luis Fernando et al. Development of a specific water quality index for the protection of aquatic life of a highly polluted urban river. Ecological indicators, v. 129, p. 107899, 2021.

CATANO, N. et al. Development and validation of the watershed sustainability index (wsi) for the watershed of the reventazón river. 2009.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. (2013). iva -

índices de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas. https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/05.pdf

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Publicações e relatórios: águas interiores. disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 19 set. 2024.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO.. (2013). iet – Índice do estado trófico. cetesb. https://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO.1999 [viewed 9 february 2024]. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de são paulo 1998 são paulo**: cetesb, 371 p. available from: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais 1999.zip » https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-1999.zip

CHAVEZ, H. m. l.; alipaz, s. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. water resources management, v. 21, n. 5, p. 883–895, maio 2007.

CLÉMENT, A. et al. Improving esg scores with sustainability concepts. sustainability (switzerland), v. 14, n. 20, 1 out. 2022.

CORDEIRO, P. A. Assumpção et al. regiões homogêneas de vegetação utilizando a variabilidade do ndvi. ciência florestal, v. 27, p. 883-896, 2017.

CORK, S. et al. exploring alternative futures in the anthropocene. v. 47, p. 46, 2023.

DE CARVALHO et al. Ética ecológica e o novo paradigma jurídico ecocêntrico: uma análise a partir do conceito "economia donut". revista políticas públicas & cidades, v. 14, n. 1, p. e735-e735, 2025.

DI DEUS et al (2024). Monitoring subtropical aquatic ecosystems: evaluating the use of trophic state indices (tsi) and aquatic life protection (api) as baseline indices by monitoring an urban reservoir in southeastern brazil. brazilian journal of biology, 84, e283148. https://doi.org/10.1590/1519-6984.283148

DI SIMONE et al. Economic sustainability, innovation, and the esg factors: an empirical investigation. sustainability (switzerland), v. 14, n. 4, fev. 2022. doi: https://doi.org/10.3390/su14042270.

DOS SANTOS et al. Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (ndvi) para identificação da cobertura fitogeográfica da bacia hidrográfica do rio goiana-pe. 2008.

ELI, J. A. Desgovernança mundial da sustentabilidade. Revista política externa, 2013.

ERB, K. H. et al. tempo de renovação da biomassa em ecossistemas terrestres reduzido pela metade pelo uso da terra. nature geosci, v. 9, p. 674–678, 2016. doi: https://doi.org/10.1038/ngeo2782.

FENGLER, F. H. et al. Desenvolvimento da percepção ambiental de alunos de pós-graduação

em ciências ambientais da unesp sorocaba por meio da abordagem construtivista de ensino. 2015

FENGLER, FELIPE H. et al. Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica do rio jundiaí-mirim entre 1972 e 2013. revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental, v. 19, p. 402-408, 2015.

FERREIRA, I. et al. Metodologias de índices para análise da sustentabilidade em bacias hidrográficas. 2014.

FOLKE, C. et al. Adaptive governance of social-ecological systems. annual review of environment and resources, 2005.

FUHONG, SOL. et al. A china está estabelecendo seus padrões de qualidade da água para melhorar a proteção da vida aquática em ecossistemas de água doce. ecological indicators. v.124. 2021. doi: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.07.008

GOMES, P. M. et al. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de uberlândia-mg: análise macroscópica. sociedade & natureza, v. 17, n. 32, p. 103-120, 2005. disponível em: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=321327186009. Acesso em: 9 out. 2024.

GOZASHTI, L. et al. Transposable elements drive intron gain in diverse eukaryotes. proceedings of the national academy of sciences, v. 119, n. 48, p. e2209766119, 2022.

HAZBAVI, Z et al. Watershed health assessment using the pressure–state–response (psr) framework. land degradation and development, v. 31, n. 1, p. 3–19, 15 jan. 2020.

HIGGINS, SI. et al. Mudanças na atividade da vegetação de ecossistemas terrestres atribuíveis a tendências climáticas. nat. geosci. 16 , 147–153 (2023). https://doi.org/10.1038/s41561-022-01114-x

HILL, J. Environmental, social, and governance (esg) investing. 2020.

HOBBIE, S. et al (2017). Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. proceedings of the national academy of sciences of the united states of america. 114. 10.1073/pnas.1618536114.

JARINU. Plano Diretor Municipal de Jarinu: Lei complementar n° 200/2020 .disponível em: https://jarinu.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/10/lei-complementar-200-20-plano-diretor.pdf?utm_source=chatgpt.com

JEMMETT, A. Implementing estuary management plans: a case study from the dee estuary. geographical journal, p. 307-318, 1998.

JENNY, P. et al. Scientists' warning to humanity: rapid degradation of the world's large lakes. journal of great lakes research, v. 46, n. 4, p. 686-702, 2020. disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006. Acesso em: 31 out. 2024.

JUNDIAÍ. Plano Diretor Municipal de Jundiaí. Lei complementar n° disponível em: https://planodiretor.jundiai.sp.gov.br/?utm_source=chatgpt.com

JUNIOR et al. Índice de estado trófico com base em clorofila-a e fósforo total em uma estação no rio tapacurá em vitória de santo antão/pe. simpósio regional de recursos hídricos do nordeste, xv, 2020, evento online. anais .˙..˙. . porto alegre: abrhidro, 2020. disponível em:

<https://files.abrhidro.org.br/eventos/trabalhos/130/xv-srhne0076-1-20200817-182842.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2024.

JÚNIOR, Antonio. Indicadores ambientais e recursos hídricos . bertrand brasil ed. rio de janeiro. 2007.

JUNIOR, C. et al. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais ndvi do sensor modls no parque nacional chapada dos veadeiros. Revista brasileira de geofísica, v. 26, p. 505-517, 2008.

KELES OSGENC, E. (2024). Exploring the wide-ranging ecosystem services of riparian vegetation on a global scale. turkish journal of forestry, 25(2), 233-243. https://doi.org/10.18182/tjf.1394234

KNOWLES, S et al. The severn estuary strategy: a consensus approach to estuary management. ocean & coastal management, v. 44, n. 1-2, p. 135-159, 2001.

KRUEGER, P. et al. The importance of climate risks for institutional investors. the review of financial studies, v. 33, n. 3, p. 1067-1111, 2020

LAMPARELLI, M,C. et al. 2000. Water and sediment quality as a response to nutrients and metals (al, fe and cu) in guarapiranga reservoir, são paulo, brazil.sil proceedings, 1922-2010, vol. 27, no. 5, pp. 3199-3205. https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11898269 » https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11898269

LAUX , R. et al. Evolution of the united kingdom statistical system. statistical journal of the iaos, v. 24, n. 1-2, p. 47-59, 2007.

LI, R. et al. Assessment of sustainable water utilization based on the pressure–state–response model: a case study of the yellow river basin in china. sustainability (switzerland), v. 14, n. 22, 1 nov. 2022.

LIMA, G. C. et al Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (ivdn). ambi-agua, taubaté, v. 8, n. 2, p. 204-214, 2013. (http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.959)

LIUQING, J. et al. Mudança de regime da ligação interanual entre o ndvi no bioma da vegetação do ártico e a concentração de gelo marinho no ártico. atmospheric research, v. 299, 2024. doi: https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.107184.

LUO, Y. et al. Half century change of interactions among ecosystem services driven by ecological restoration: quantification and policy implications at a watershed scale in the chinese loess plateau. science of the total environment, v. 651, p. 2546–2557, 15 fev. 2019.

MACHADO, F, H. et al. Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the jundiaí-mirim river, south-east brazil. international journal of environmental impacts: management, mitigation and recovery, v. 1, n. 1, p. 80–91, 15 jan. 2018.

MALHEIROS, T. F. Et al. Agenda_21_nacional_e_indicadores_de_desenvolviment. p. 1–14, 2008.

MAPBIOMAS. Superfície de água no brasil reduz 15% desde o início dos anos 90. disponível

em: https://brasil.mapbiomas.org/2021/08/23/superficie-de-agua-no-brasil-reduz-15-desde-o-inicio-dos-anos-90/. Acesso em: 21 ago. 2024.

MARQUES, B. V. et al. Landscape analysis in the evaluation of protection environments in watershed of southeast brazil. fronteiras, v. 10, n. 1, p. 359–379, 1 jan. 2021.

MEDEIROS DE ARAÚJO et al. Perspectivas ambientais para a bacia hidrográfica do rio jundiaí mirim, a partir do estudo das legislações urbanísticas municipais. 2021.

MELO, M et al. O conceito emergente de segurança hídrica. sustentare 1 (1): 72–92 $$em linha]. 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESMENT. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. world resources institute, 2005.

MORANDELL, T. et al. The planning of urban–rural linkages: an automated content analysis of spatial plans adopted by european intermediate cities. landscape and urban planning, v. 255, p. 105258, 2025.

MORETTOR, E. M. Gestão adaptativa na etapa de acompanhamento da avaliação de impacto ambiental. estudos avancados, v. 35, n. 103, p. 201–218, 2021.

OECD. Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico - Oecd core set of indicators for environmental performance reviews. 2008.

OECD. Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico environmental indicators developmente, measurement and use. 2003.

OLIVEIRA, B. et al. Evaluation of solid waste disposal in the landscape of the basin hydrographic of river jundiaí-mirim, jundiaí/sp. 2021.

Organização das nações unidas. relatório climático da onu: estamos a caminho do desastre, alerta guterres. 2022. disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/176755-relat%c3%b3rio-clim%c3%a1tico-da-onu-estamos-caminho-do-desastre-alerta-guterres. Acesso em: 14 nov. 2024.

Pacto Global da Onu. who cares wins 2004-08 executive summary. 2004.

PHILIPPI, J. et al. Gestão de bacias hidrográficas e sustentabilidade. 1. ed ed. são paulo, barueri: isbn 9788520441152, 2019.

PIROLI, E. Água e bacias hidrográficas: planejamento, gestão e manejo para enfrentamento das crises hídricas. $$ s.l.] editora unesp, 2022a.

Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Global partnership on nutrient management. 2023 disponível em: https://www.unep.org/explore-topics/oceans-seas/global-partnership-nutrient-management. Acesso em: 14 nov. 2024.

Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. O que é fósforo e por que aumentam preocupações sobre o seu uso. 2023 disponível em: https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/reportagem/o-que-e-fosforo-e-por-que-aumentam-preocupacoes-sobre-o-seu. Acesso em: 14 nov. 2024.

ROCKSTROM, J. et al. The unfolding water drama in the anthropocene: towards a resilience-

based perspective on water for global sustainability. ecohydrology, v. 7, n. 5, p. 1249-1261, 2014. disponível em: https://doi.org/10.1002/eco.1562. Acesso em: 14 nov. 2024.

ROSA, R et al. Introdução ao geoprocessamento. ufu: apostila. uberlândia, 2013.

SHAKIL, M. H. Environmental, social and governance performance and financial risk: Moderating role f ESG controversies and board gender diversity. Resources Policy, V. 72, 1 Ago. 2021.

SHEN, M.et al. Trophic status is associated with community structure and metabolic potential of planktonic microbiota in plateau lakes. frontiers in microbiology, v. 10, p. 2560, 2019. doi: https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02560.

SILVA, C. O. F. Cálculo da compensação ambiental de transposição entre bacias utilizando análise de paisagem: estudo de caso na bacia do rio jundiaí mirim. brazilian journal of development, v. 6, n. 8, p. 60848–60868, 2020. doi: https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-486.

SILVA, F. C. N. S. E. Sustentabilidade empresarial e esg: uma distinção imperativa. revista de gestão e secretariado, v. 14, n. 1, p. 247–258, 9 jan. 2023.

SILVA, G. S. et al. Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios anil e bacanga, são luís (ma). Sistema de análise temporal da vegetação. Satveg, 2014. Disponível em: https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/satveg/. Acesso em: 14 nov. 2024.

SILVEIRA, J, H. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. marine pollution bulletin, v. 59, n. 1, p. 72-86, 2009. assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components. issn 0025-326x. disponível em: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.017. Acesso em: 4 nov. 2024

SIMONE, L. et al. Economic sustainability, innovation, and the esg factors: an empirical investigation. sustainability, v. 14, n. 4, p. 2270, 2022. doi: https://doi.org/10.3390/su14042270.

TERRER, C. et al. Nitrogênio e fósforo restringem a fertilização de co_2 da biomassa vegetal global. nature climate change, v. 9, p. 684–689, 2019. doi: https://doi.org/10.1038/s41558-019-0545-2.

TESORIERO, A. J. et. Prioritizing river basins for nutrient studies. environmental monitoring and assessment, v. 196, p. 248, 2024. doi: https://doi.org/10.1007/s10661-023-12266-7.

TOLEDO JUNIOR, A. P. et al . A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. in: congresso brasileiro de engenharia sanitária, 1983, camboriú. camboriú: associação brasileira de engenharia sanitária, 1983. 34 p.

TONIOLO, P B. et al. Análise espacial de perda de solo por erosão na bacia hidrográfica do rio jundiaí-mirim – sp. guaju, v. 7, n. 2, p. 209, 24 dez. 2021.

TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T. M . Recursos hídricos no século xxi. oficina de textos, 2011.

TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T. M. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from brazil. ecohydrology and hydrobiology, elsevier b.v., 1 maio 2016.

VIEIRA, I. L. et al. A materialidade nos relatórios de sustentabilidade: revisão da literatura. natural resources, v. 11, n. 3, p. 112-122, 2021.

YANG, H et al. Aumento global no estoque de carbono da biomassa dominado pelo crescimento de florestas jovens do norte na última década. nature geoscience, v. 16, p. 886–892, 2023. doi: https://doi.org/10.1038/s41561-023-01274-4.

YANG, Y. et al. Ecological risk assessment methods for oxidative by-products in the oxidation degradation process of emerging pollutants: a review. science of the total environment, v. 950, p. 175401, 2024. issn 0048-9697. disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175401. Acesso em: 4 nov. 2024.

ZAGATTO, P. A et al. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. acta limnologica brasiliensia, v. 11, n. 2, p. 111-126, 1999.

ZHANG, L. et al. Water, air and soil pollution. dordrecht, v. 220, n. 1-4, p. 399-411, 2011. doi: https://doi.org/10.1007/s11270-011-0763-3.

ZHI, W. et al. desoxigenação generalizada em rios aquecidos. nature climate change, v. 13, p. 1105–1113, 2023. doi: https://doi.org/10.1038/s41558-023-01793-3.

APÊNDICE A - Classificação dos níveis de categoria e ponderação trófica[1]

Categoria Estado Trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	52 <IET ≤ 59
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	63< IET ≤ 67
Hipereutrófico	IET > 67

[1] CETESB (São Paulo). Apêndice D **Índice de qualidade das águas**. *In*: **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020. p. 1-33. (Série Relatórios). Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf. Data de acesso: 2 abr. 2024.

APÊNDICE B - Classificação dos níveis de categoria e ponderação de toxicidade [2]

Categoria	Ponderação
Ótima	IVA ≤2,5
Boa	2,6≤IVA≤3,3
Regular	3,4 ≤ IVA ≤ 4,5
Ruim	4,6 ≤ IVA ≤ 6,7
Péssima	6,8 ≤ IVA

[2] CETESB (São Paulo). Apêndice D **Índice de qualidade das águas**. *In*: **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020. p. 1-33. (Série Relatórios). Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf. Data de acesso: 2 abr. 2024.

APÊNDICE C - Média por pontos de clorofila a em série temporal para o parâmetro IET

Clorofila a em ug/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	1,00	1,35	1,35	1,00	0,50	1,00
P2	1,00	1,22	1,00	1,00	0,50	1,00
P3	1,00	1,00	1,20	1,00	1,00	1,00
P4	1,00	1,90	1,40	6,70	0.57	3,10
média	1,00	1,36	1.15	2,42	0.64	1,50

APÊNDICE D – Média por pontos de fósforo total em série temporal para o parâmetro IET

Fósforo total em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,03	0,07	0,06	0,3	0,05	0,09
P2	0,02	0,02	0,06	0,4	0,04	0,07
P3	0,07	0,06	0,02	0,5	0,12	0,12
P4	0,02	0,06	0,02	0,09	0,02	0,07
Média	0,003	0,05	0,04	0,32	0,05	0,08

APÊNDICE E – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para IET

Clorofila a ug/L						
Análise descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1
Máximo	1,00	1,90	1,40	6,70	1,00	3.1
Amplitude Total	0	0.9	0.4	5.7	0.5	2.1
Média	1	1.31	1.23	2.42	0.64	1.52
Variância	0	0.18	0.03	8.12	0.06	1.10
Desvio Padrão	0	0.42	0.18	2.85	0.24	1.05
CV (%)	0%	32%	14%	117%	37%	69%
Fósforo total mg/L						
Análise descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,02	0,02	0,02	0,09	0,02	0,07
Máximo	0,07	0,07	0,06	0,5	0,12	0,12
Amplitude Total	0,05	0,05	0,04	0,41	0,1	0,05
Média	0,03	0,05	0,04	0,32	0,057	0,087
Variância	0,0006	0,0005	0,0005	0,0307	0,0019	0,0006
Desvio Padrão	0,02	0,02	0,02	0,17	0,04	0,02
CV (%)	68%	42%	58%	54%	76%	27%

APÊNDICE F – Média das variáveis essenciais por ponto em série temporal, para o parâmetro IVA.

Oxigênio Dissolvido em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	7,9	7,6	7,4	7,4	3,8	7,9
P2	7,5	6,9	7,1	7,4	3,5	7,2
P3	7,4	7,4	7,0	6,9	7,6	7,8
P4	8,7	8,6	7,3	8,0	4,7	7,1
Média	7,9	7,6	7.2	7,4	4,93	7,5

pH						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	7,4	7,3	7,0	6,5	3,6	7,4
P2	7,2	7,3	7,2	6,7	3,5	7,3
P3	7,2	7,3	7,2	6,8	7,2	7,4
P4	7,7	8,2	7,9	9,0	3,9	7,7
Média	7,3	7,5	7,3	7,2	4,55	7,4

APÊNDICE G – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para Variaveis Essênciais em IVA

Oxigênio Dissolvido em mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	7,4	6	7	6	3	7
Máximo	8,7	8	7	8	7	7
Amplitude Total	1,3	2	0	2	4	0
Média Aritmética	7,9	7,6	7,2	7,4	4,9	7,5
Variância	0,351	0,757	0	0,6667	3,5833	0
Desvio Padrão	0,592	0,87	0	0,8165	1,893	0
CV (%)	7.51%	12.17%	0.00%	11.66%	44.54%	0.00%
pH						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	7	7,3	7	6,5	3,5	7
Máximo	7,7	8,2	7	9	7,2	7
Amplitude Total	0,7	0,9	0	2,5	3,7	0
Média Aritmética	7,3	7,525	7	7,25	4,55	7
Variância	0,0892	0,2025	0	1,3767	3,15	0
Desvio Padrão	0,2986	0,45	0	1,1733	1,7748	0
CV (%)	4,10%	5,98%	0%	16,18%	39,01%	0%

APÊNDICE H - Média das substâncias tóxicas por ponto em série temporal, para o parâmetro IVA.

Cobre em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,005	0,006	0,005	0,002	0,003	0,006
P2	0,005	0,009	0,006	0,004	0,002	0,005
P3	0,005	0,006	0,005	0,005	0,005	0,007
P4	0,005	0,005	0,005	0,005	0,002	0,005
Média	0,005	0,006	0,005	0,004	0,003	0,005

Zinco em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
P2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
P3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1
P4	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
Média	0,1	0,1	0,1	0,12	0,25	0,1

Chumbo em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
P2	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01
P3	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,01
P4	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01
Média	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01

Mercúrio em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001
P2	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001
P3	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,0001
P4	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0001
Média	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,00002	0,0001

Níquel em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
P2	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
P3	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02
P4	0,02	0,02	0,02	0,02	0.01	0,02
Média	0,02	0,02	0,02	0.01	0.01	0,02

Cádmio em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,001
P2	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,001
P3	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,001	0,001
P4	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,001
Média	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0006	0,001

Fenóis em mg/L						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P4	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
Média	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003

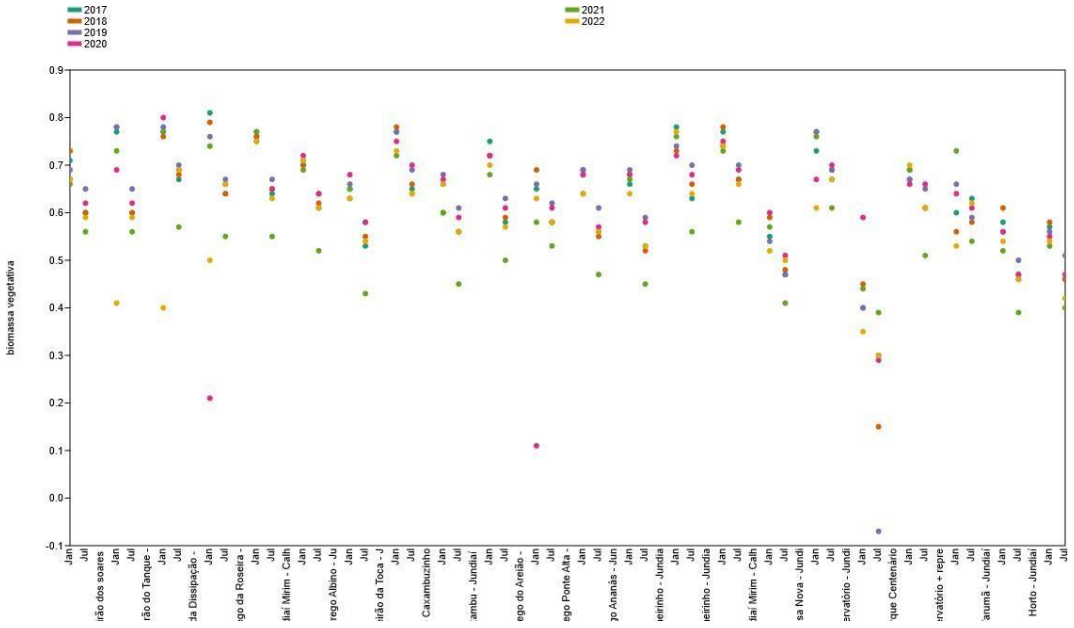
Cromo						
Pontos	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
P1	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
P2	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
P3	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
P4	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Média	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05

APÊNDICE I – Análise Descritiva dos parâmetros individuais para substâncias tóxicas em IVA

Cobre em mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,005	0,005	0,005	0,002	0,002	0,005
Máximo	0,005	0,009	0,006	0,005	0,005	0,007
Média Aritmética	0,0038	0,0065	0,0053	0,004	0,003	0,0058
Variância	0	0	0	0	0	0
Desvio Padrão	0,0025	0,0017	0,0005	0,0014	0,0014	0,001
CV (%)	66,67%	26,65%	9,52%	35,36%	47,14%	16,65%
Zinco em mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,1	0,1	0,1	0	0,2	0,1
Máximo	0,1	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1
Média Aritmética	0,1	0,125	0,1	0,01	0,25	0,1
Variância	0	0,0025	0	0,0033	0,01	0
Desvio Padrão	0	0,05	0	0,0577	0,1	0
CV (%)	0%	40.00%	0%	115.47%	40.00%	0%
Cromo mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Máximo	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Média Aritmética	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Variância	0	0	0	0	0	0
Desvio Padrão	0	0	0	0	0	0
CV (%)	0	0	0	0	0	0
Chumbo mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
Máximo	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,01
Média Aritmética	0,01	0,01	0,01	0,0175	0,025	0,01
Variância	0	0	0	0	0,0001	0
Desvio Padrão	0	0	0	0.005	0,01	0
CV (%)	0%	0%	0%	28,57%	40.00%	0.00%
Mercúrio mg/L						
Análise Descritiva	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Mínimo	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001
Máximo	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0001
Média Aritmética	0,0001	0,0001	0,0001	0,000125	0,000275	0,0001
Variância	0	0	0	0	0	0
Desvio Padrão	0	0	0	5.00E-05	0.00015	0
CV (%)	0	0	0	40	54.54545	0
Cádmio mg/L						

Análise Descritiva	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mínimo	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,001
Máximo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0005	0,001
Média Aritmética	0,001	0,001	0,001	0,000625	0,000625	0,001
Variância	0	0	0	6,25E-08	6,25E-08	0
Desvio Padrão	0	0	0	0,00025	0,00025	0
CV (%)	0	0	0	40	40	0

APÊNDICE J - Indice de vegetação por diferença normalizada em série temporal por sub bacias nas épocas de cheia e seca da Bacia do Jundiai Mirim[3]

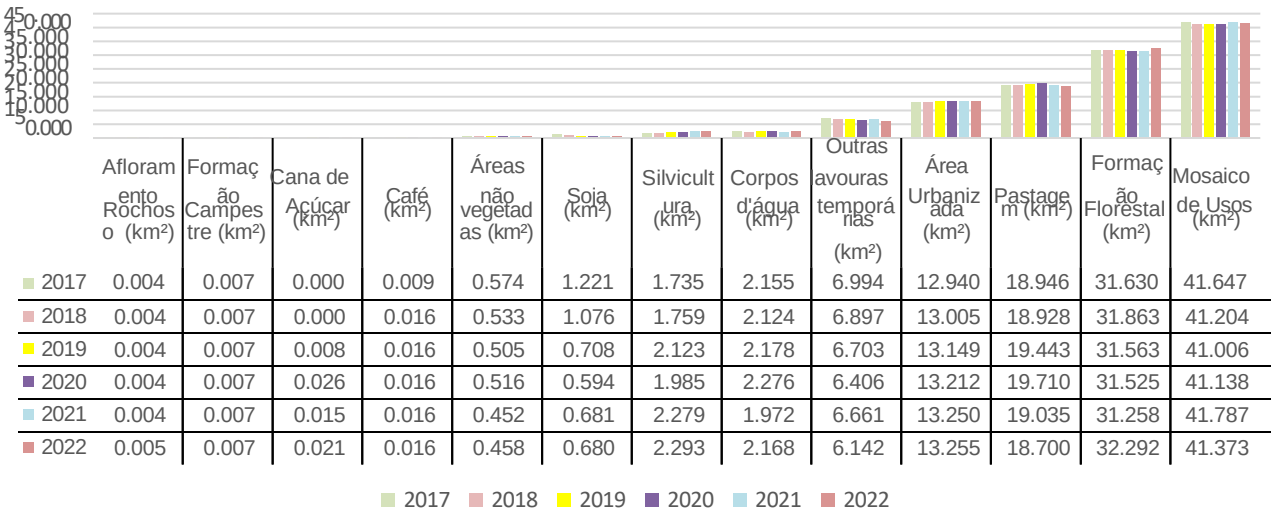


[3] Extraído de: EMBRAPA. **Sistema de Análise Temporal da Vegetação (SATVEG)**. [Brasília]: Embrapa, [2014]. Disponível em: https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/satveg/login.html. Acesso em: 30 out. 2024.

APÊNDICE K - Análise Descritiva do indicador ambiental para redução fotossintética da bacia do Jundiai Mirim em série temporal

Biomassa Vegetativa						
Análise Descritiva	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mínimo	0,46	0,46	0,51	0,47	0,4	0,42
Máximo	0,71	0,73	0,69	0,67	0,66	0,67
Média	0,62	0,62	0,63	0,61	0,58	0,59
Variância	0,011	0,013	0,019	0,018	0,013	0,011
Desvio Padrão	0,10	0,11	0,13	0,13	0,11	0,10
CV (%)	17,12	18,60	21,68	21,94	19,45	18,01

APÊNDICE L- Uso e ocupação do solo da bacia do Jundiai Mirim em série temporal



	Afloramento Rochoso (km²)	Formação Campestre (km²)	Cana de Açúcar (km²)	Café (km²)	Áreas não vegetadas (km²)	Soja (km²)	Silvicultura (km²)	Corpos d'água (km²)	Outras avouras temporárias (km²)	Área Urbanizada (km²)	Pastagem (km²)	Formação Florestal (km²)	Mosaico de Usos (km²)
2017	0.004	0.007	0.000	0.009	0.574	1.221	1.735	2.155	6.994	12.940	18.946	31.630	41.647
2018	0.004	0.007	0.000	0.016	0.533	1.076	1.759	2.124	6.897	13.005	18.928	31.863	41.204
2019	0.004	0.007	0.008	0.016	0.505	0.708	2.123	2.178	6.703	13.149	19.443	31.563	41.006
2020	0.004	0.007	0.026	0.016	0.516	0.594	1.985	2.276	6.406	13.212	19.710	31.525	41.138
2021	0.004	0.007	0.015	0.016	0.452	0.681	2.279	1.972	6.661	13.250	19.035	31.258	41.787
2022	0.005	0.007	0.021	0.016	0.458	0.680	2.293	2.168	6.142	13.255	18.700	32.292	41.373