

FELIPE KEIJI FEITAL HARANO

**AVALIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DO RISCO POTENCIAL DE POLUIÇÃO POR
CARGAS DIFUSAS PARA A BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO RESERVATÓRIO
DE CHAVANTES-SP**

Presidente Prudente

2023

FELIPE KEIJI FEITAL HARANO

**AVALIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DO RISCO POTENCIAL DE POLUIÇÃO POR
CARGAS DIFUSAS PARA A BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO RESERVATÓRIO
DE CHAVANTES-SP**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-graduação em Geografia – Mestrado
Profissional em Recursos Hídricos e Meio
Ambiente da FCT/UNESP para obtenção
do título de Mestre em Ciências

Orientadora: Prof. Dr. Edineia Aparecida
dos Santos Galvanin

Presidente Prudente

2023

H254a	<p>Harano, Felipe Keiji Feital</p> <p>Avaliação Espaço Temporal do Risco Potencial de Poluição por Cargas Difusas para a bacia de contribuição do Reservatório de Chavantes - SP. / Felipe Keiji Feital Harano. -- Presidente Prudente, 2023</p> <p>97 p.</p> <p>Dissertação (Mestrado profissional - Geografia Profissional) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente</p> <p>Orientadora: Edinéia Aparecida dos Santos Galvanin</p> <p>1. Poluição Hídrica. 2. Poluição Difusa. 3. Bacias Hidrográficas. 4. Sistemas de Informações Geográficas. 5. Modelagem Matemática. I. Título.</p>
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Avaliação Espaço Temporal do Risco Potencial de Poluição por Cargas Difusas para a Bacia de Contribuição do Reservatório de Chavantes – SP

AUTOR: FELIPE KEIJI FEITAL HARANO

ORIENTADORA: EDINÉIA APARECIDA DOS SANTOS GALVANIN

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Mestre em Ciências, área: Recursos Hídricos e Meio Ambiente pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. EDINÉIA APARECIDA DOS SANTOS GALVANIN (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Unesp/FCTE - Câmpus de Ourinhos

Prof. Dr. EDILSON FERREIRA FLORES (Participação Virtual)
Departamento de Estatística / Unesp/FCT - Câmpus de Presidente Prudente

Profa. Dra. NATALIA VERÓNICA REVOLLO SARMIENTO (Participação Virtual)
Departamento de Ingeniería Eléctrica y de Computadoras / Universidad Nacional del Sur (UNS)

Presidente Prudente, 04 de agosto de 2023

RESUMO

A interação das civilizações com os recursos hídricos ao longo da história está diretamente ligada ao surgimento e desenvolvimento das sociedades. No entanto, o crescimento desordenado e a influência humana no meio natural têm causado alterações no uso da terra, resultando na poluição ambiental. Autores apontam que a poluição do meio aquático ocorre de duas formas: através de fontes pontuais, como lançamentos em um ponto específico com cargas contínuas ou intermitentes, facilmente identificáveis como efluentes domésticos e industriais, e através de fontes difusas, que variam de acordo com o tipo de uso da terra, geologia, hidrologia, climatologia e características das bacias hidrográficas. Com o aumento da disponibilidade de dados geoespaciais, surgem tecnologias para tentar quantificar a contribuição dessas fontes, que se tornaram mais relevantes em países desenvolvidos, onde as fontes pontuais já são controladas. Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar e modelar de forma espaço-temporal a influência da dinâmica do uso e cobertura da terra no potencial de geração de cargas difusas, utilizando geotecnologias na bacia de contribuição da Unidade Hidrelétrica de Chavantes – SP. Para isso, foram utilizadas técnicas para cálculo do indicador Potencial Non-Point Pollution Index (PNPI) com adaptações. O PNPI foi calculado a partir de três subindicadores: Distance Indicator, Run-off Indicator e Land Cover Indicator, cada um representando diferentes fenômenos físicos relacionados à distância dos cursos d'água, transporte de poluição de acordo com a geologia, permeabilidade e características predominantes do uso da terra. Utilizou-se o software ArcGis PRO para elaboração das hidrográficas e dados de mapeamento de uso e cobertura da terra do MapBiomass. Os resultados da pesquisa demonstraram uma forte influência da dinâmica do uso da terra na área de contribuição da Usina Hidrelétrica de Chavantes, resultando em um aumento no indicador PNPI. Como conclusão, o estudo indicou a necessidade de uma maior ênfase no estudo de poluição difusa no Brasil, destacando a importância de aprimorar os indicadores para o país, bem como a necessidade de desenvolver uma metodologia de calibração específica para esses indicadores.

Palavras-Chave: Poluição difusa, Poluição das águas, Bacias Hidrográficas, Modelagem.

ABSTRACT

The interaction of civilizations with water resources throughout history is linked to the emergence and development of societies. However, uncontrolled growth and human influence on the natural environment have led to changes in land use, resulting in environment pollution. Authors point out that aquatic pollution occurs in two ways: through point sources, such as releases at specific points with continuous or intermittent loads easily identifiable as domestic and industrial effluents, and through diffuse sources, which vary according to land use, geology, hydrology, climatology, and the characteristics of watersheds. With the increasing availability of geospatial data, technologies emerge to quantify the contribution of these sources, which have become more relevant in developed countries where point sources are already controlled. In this context, this research aimed to evaluate and model, in a spatial temporal the influence of land use dynamics on the potential generation of diffuse loads using geotechnologies in the contributing basin of the Chavantes Hydroelectric Power Plant in São Paulo, Brazil. As a methodology, techniques were used to calculate the Potential Non-Point Pollution Index (PNPI) indicator with adaptations. The PNPI was calculated based on three sub-indicators: Distance Indicator, Run-off Indicator, and Land Cover Indicator, each representing different physical phenomena related to the distance from watercourses, pollution transport according to geology, permeability, and predominant land use characteristics. The ArcGis PRO software was used for hydrographic creation, and land use mapping data from MapBiomias. The research results demonstrated a strong influence of land use dynamics in the contributing area of the Chavantes Hydroelectric Power Plant, resulting in an increase in the PNPI indicator. In conclusion, the study indicated the need for a greater emphasis on diffuse pollution in Brazil, highlighting the importance of improving indicators for the country, as well as the need to develop a specific methodology for calibrating these indicators.

Keyword: Diffuse pollution, Water pollution, Watersheds, Modeling

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Elementos de uma bacia hidrográfica	20
Figura 2. Esquematização das formas de geração de fontes difusas e pontuais de poluição hídrica.	24
Figura 3. Componentes de um modelo hidrológico para bacias de drenagem	27
Figura 4. Fluxograma da metodologia de determinação do PNPI.	32
Figura 5. Mapa de Localização da bacia de contribuição de estudo em relação aos estados de São Paulo e do Paraná.	35
Figura 6. Mapa de localização da bacia de estudo com relação às unidades de gestão hidrográficas do estado de São Paulo e do Paraná.	36
Figura 7. Municípios com área inserida na bacia de drenagem de estudo.	38
Figura 8. Mapa climatológico da bacia de estudo com base no mapa do Brasil elaborado por Alvares et al. (2013) de acordo com a classificação de Köppen (1936).	40
Figura 9. Mapa de Solos da bacia de estudo	42
Figura 10. Esquematização da utilização da ferramenta <i>fill sinks</i> para correção dos sinks/gaps existentes no MDT.....	44
Figura 11. Ilustração da utilização do algoritmo D8 flow Direction e do fluxo acumulado.	45
Figura 12. Comparação visual das hidrografias vetorizadas dos estados de São Paulo e Paraná.....	48
Figura 13. Resultado da soma do <i>raster</i> de fluxo acumulado com as massas d'água para gerar a camada de hidrografia utilizada na metodologia.....	49
Figura 14. Fluxograma da metodologia utilizada para processar o indicador LCI.	57
Figura 15. Fluxograma da metodologia empregada para obtenção do ROI normalizado.....	64
Figura 16. Mapa com a direção dos fluxos de escoamento na bacia de contribuição.	65
Figura 17. Hidrografias geradas para os anos de estudo.....	69
Figura 18. Gráfico da dinâmica do uso e cobertura da terra conforme o CLC para os anos estudados na bacia de estudo.....	71
Figura 19. Mapas demonstrando a dinâmica da cobertura da terra do Mapbiomas e correlacionado para o sistema europeu Corine Land Cover (CLC) no período.....	73

Figura 20. Histograma do <i>Distance Indicator (DI)</i> para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.	74
Figura 21. Mapa de espacialização do <i>Distance Indicator</i> para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.	75
Figura 22. Dinâmica do <i>Land Cover Indicator (LCI)</i> ao longo dos anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.	77
Figura 23. Histograma do <i>Land Cover Indicator (LCI)</i> para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.	78
Figura 24. Mapa da conversão entre os tipos de solos e suas permeabilidades conforme a metodologia empregada.	79
Figura 25. Distribuição do ROI preliminar na bacia ao longo do período (sem a correção da declividade).	80
Figura 26. Mapa do Modelo Digital de Elevação e do Coeficiente de Correção da Declividade para o indicador ROI.	81
Figura 27. Distribuição do ROI na bacia ao longo do período.	82
Figura 28. Histograma do <i>Run-off Indicator (ROI)</i> para os anos de 1997, 2003, 2005 e 2021.	83
Figura 29. Histograma do PNPI para os anos de estudo na bacia.	84
Figura 30. Gráfico comparativo dos indicadores DI, LCI, ROI e dos valores obtidos para o PNPI.	85
Figura 31. Distribuição do PNPI ao longo da bacia e do período estudado.	86
Figura 32. Distribuição da quantidade de pixel por classes do PNPI.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Municípios pertencentes à bacia de estudo e as áreas inseridas dentro e fora da área de drenagem.	36
Tabela 2. Pontos dos exutórios utilizados para delimitação da bacia de estudo.	46
Tabela 3. Reclassificação e legendas aplicadas para o Mapbiomas e o sistema europeu Corine Lande Cover (CLC).	50
Tabela 4. Classes do CLC na bacia comparadas às imagens de satélite do Google Earth.	51
Tabela 5. Peso dos indicadores LCI, DI e ROI utilizados para o cálculo do PNPI	54

Tabela 6. Classes de potencial geração de cargas não pontuais empregados para o método PNPI.....	55
Tabela 7. Classes mapeadas pelo Mapbiomas, correlatas do CLC e os valores do indicador LCI relativo.....	55
Tabela 8. Tipos de solos presentes na bacia e a definição das classes de permeabilidade conforme descrição do IBGE.	58
Tabela 9. Valores do indicador ROI conforme a cobertura da terra e a permeabilidade do tipo do solo.	59
Tabela 10. Valores reclassificados dos usos do solo CLC para utilização da calculadora raster.....	60
Tabela 11. Atribuição de valores para as classes de permeabilidade (CP) para modelagem em “SIG”.	61
Tabela 12. Valores reclassificados para atribuição do ROI relativo ao tipo de cobertura da terra e tipo de solo.....	61
Tabela 13. Valores do coeficiente de correção do ROI pela declividade.	63
Tabela 14. Orientação e contagem dos fluxos na bacia estudada.	65
Tabela 15. Matriz de correlação da ferramenta <i>Band Collection Statistic</i>	66
Tabela 16. Demonstração visual dos diferentes valores limites adotados para correlação.....	67
Tabela 17. Variação das classes de cobertura da terra mapeadas pelo Mapbiomas e convertidas para o CLC nos anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.....	70
Tabela 18. Taxa da dinâmica de uso e cobertura da terra na bacia.....	72
Tabela 19. Valores estatísticos dos pixels determinados no Distance Indicator para os anos de estudo.....	74
Tabela 20. Valores estatísticos dos pixels determinados no Distance Indicator para os anos de estudo.....	75
Tabela 21. Comparação dos valores de LCI para os usos que tiveram maior variação.	76
Tabela 22. Resultados estatísticos para o ROI no período.	82
Tabela 23. Resultados estatísticos obtidos para o PNPI no período.....	84
Tabela 24. Quantidade de pixel por classes do PNPI para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.	86

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	JUSTIFICATIVA	14
3	OBJETIVOS.....	16
3.1	OBJETIVO GERAL	16
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
4.1	GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS no brasil	17
4.1.1	Bacias hidrográficas como ferramenta de gestão.....	19
4.2	POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	21
4.2.1	Formas de geração da poluição	24
4.3	MODELAGEM EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	26
4.3.1	Modelos de Poluição difusa.....	29
4.4	A UTILIZAÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA MODELAGEM AMBIENTAL	30
4.4.1	Projeto Mapbiomas e a sua aplicabilidade	32
5	METODOLOGIA	33
5.1	ÁREA DE ESTUDO.....	33
5.1.1	Divisão Socioeconômica	35
5.1.2	Recursos Hídricos	38
5.1.3	Clima.....	39
5.1.4	Geologia, Geomorfologia e Pedologia.....	40
5.1.5	Uso e cobertura da terra	42
5.2	DELIMITAÇÃO DA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO.....	42
5.2.1	Preenchimento das Depressões (sinks).....	43
5.2.2	Flow Direction (Direção do Fluxo).....	44
5.2.3	Flow Accumulation e geração das hidrografias	44
5.2.4	Delimitação da bacia de contribuição da UHE Chavantes	46
5.2.5	Geração das hidrografias pelo Fluxo Acumulado	47
5.2.6	Inclusão dos reservatórios e ambientes lênticos	48
5.3	MAPEAMENTO DO USO E COBERTURA DA TERRA.....	49

5.3.1	Reclassificação dos usos apresentados pelo MapBiomias	49
5.4	DETERMINAÇÃO DO <i>POTENTIAL NON-POINT POLLUTION INDEX</i> (PNPI)	
	53	
5.4.1	<i>Land Cover Indicator</i> (LCI).....	55
5.4.2	<i>Distance Indicator</i> (DI).....	57
5.4.3	<i>Run-off Indicator</i> (ROI)	58
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
6.1	DELIMITAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	64
6.2	GERAÇÃO E CORRELAÇÃO HIDROGRÁFICA	65
6.3	DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA DE ESTUDO.....	69
6.4	POTENCIAL NON-POINT POLLUTION INDEX (PNPI)	73
6.4.1	<i>Distance Indicator</i> (DI).....	73
6.4.2	<i>Land Cover Indicator</i> (LCI).....	75
6.4.3	<i>Run-off Indicator</i> (ROI)	78
6.4.4	Resultados do <i>Potential Non-Point Pollution</i> (PNPI).....	83
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	89
	APÊNDICE A – CORRELAÇÃO DETALHADA DO MAPBIOMAS, IBGE E CORINE	
	LAND COVER (CLC).....	95

1 INTRODUÇÃO

Historicamente, a relação entre os recursos hídricos e as civilizações estão diretamente interligadas, uma vez que a criação dos centros urbanos nas proximidades dos cursos d'água trazem facilidades que viabilizam a implantação e o crescimento das cidades e consequentemente o desenvolvimento da sua população (BAPTISTA; CARDOSO, 2013).

Neste século, o crescimento desordenado em conjunto com a falta de planejamento e as ocupações antrópicas nas áreas urbanas, compreendem a maior parte dos problemas ambientais globais, incluindo a ocupação de áreas com fragilidades ambientais compostas principalmente por áreas próximas aos rios, lagos e reservatórios (DALMAS et al., 2015; FARIA, 2012; SILVA, 2016)

A ausência de gestão, vem proporcionando problemas e impactando o meio, sobretudo os recursos hídricos, principalmente, por conta da antropização do meio natural, que, além de alterar as formações florestais por infraestrutura urbana e usos agrícola, estimula o surgimento de indústrias que geram uma maior emissão de poluição ao meio ambiente (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018; LIMA et al., 2016)

De acordo com Barros (2008), a poluição dos ecossistemas aquáticos ocorre, principalmente, devido às descargas de altas concentrações de nutrientes que alteram a natureza do corpo hídrico e podem prejudicar as várias formas de uso da água. Ainda, conforme apresentado por Von Sperling (1996) as formas que os poluentes podem atingir os recursos hídricos são, basicamente, de duas maneiras: poluição pontual e poluição difusa.

As fontes pontuais (poluição pontual) são lançamentos de poluentes num corpo d'água de forma concentrada em um local específico com o despejo de forma contínua, e por conta disso, são fontes previsíveis e de fácil identificação, como por exemplo os efluentes domésticos e industriais, proveniente de áreas urbanas (LIMA et al., 2016). Estas fontes pontuais de poluição ocorrem com maior frequência em países subdesenvolvidos que não possuem sistema sanitário adequado, e lançam diretamente as águas residuárias nos recursos hídricos (ANJINHO et al., 2021).

Logo, a poluição difusa tem ganhado maior atenção nos países desenvolvidos, uma vez que as fontes pontuais já foram equacionadas (BARROS, 2018). A poluição

difusa está relacionada principalmente ao uso e cobertura da terra, a geologia e as condições meteorológicas da bacia hidrográfica que carreiam os poluentes através do escoamento superficial aos corpos hídricos de forma descontínua, o que dificulta a sua quantificação e a identificação dos pontos de lançamento (APRÍGIO; BRANDÃO, 2011; MARTINS, 2017b).

Assim, as variações de uso e cobertura da terra influenciam diretamente os parâmetros quantitativos e qualitativos da água e seus índices correlacionados, uma vez que a substituição de fragmentos florestais por uso agrícola pode acarretar o aumento da concentração de fósforo e nitrogênio, enquanto a substituição pelo uso urbano, ou seja, infraestruturas e indústrias, podem aumentar a concentração de metais pesados, carga orgânica e de nutrientes na água.

Neste século, o estado de São Paulo tem aumentado as áreas cobertas por pontos de monitoramento da qualidade e quantidade da água, trazendo um destaque aos modelos matemáticos para o monitoramento que se tornam, a cada dia, ferramentas úteis e extremamente eficientes na avaliação dos impactos do lançamento e na identificação de cargas poluidoras, podendo inclusive, gerar como resultado a análise de cenários e medidas de controle ambiental (MORUZZI et al., 2012; VON SPERLING, 1996).

Além disso, o aumento da disponibilidade de dados geoespaciais e a possibilidade da integração destes modelos com os Sistemas de Informações Geográficas (SIG), vêm favorecendo avanços na modelagem da qualidade da água a partir da análise da bacia hidrográfica como um sistema distribuído no espaço.

Um exemplo é o Modelo Matemático de Correlação do Uso do Solo/Qualidade da Água (MQUAL), o qual permite quantificar a geração das cargas difusas e pontuais por meio das características de uso e ocupação do solo e saneamento da bacia hidrográfica (IMAGIIRE et al., 2017). Outros exemplos são os modelos distribuídos, estudado por Saunders e Maidment (1996), Libos et al. (2003), Lima et al., (2016) e Toniolo (2020) em bacias localizadas em diferentes regiões e países e as contribuições de fontes não pontuais de forma espacializada.

Outra metodologia que vêm sendo utilizada, para estudo da poluição difusa é a desenvolvida por Munafò et al. (2005). Esta metodologia baseia-se na avaliação de um indicador denominado *Potencial Non-Point Pollution Index* (PNPI), em que são

considerados três pilares, sendo o *Land-Cover Indicator* (LCI), o *Run-off Indicator* (ROI) e o *Distance Indicator* (DI).

Segundo Haupt (2009), os autores propuseram um método simplificado que utiliza o “SIG” para identificar os indicadores que geram a poluição, não sendo determinado a quantidade de geração e nem seus impactos. Desta forma, não são necessários dados de monitoramento da qualidade da água para a execução da modelagem, que utilizam dados básicos de entrada (mapa de uso e cobertura da terra, declividade, mapas geológicos e hidrográficos), podendo ser utilizado para áreas onde os dados monitorados são escassos.

Neste contexto, este projeto apresenta como hipótese que a geração de cargas difusas pode ser potencializada pela ação antrópica, principalmente pela alteração do uso da terra, tornando fundamental o uso de geotecnologias integradas aos modelos matemáticos para identificar auxiliar a gestão hídrica no país.

2 JUSTIFICATIVA

Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) são ações globais integradas no Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) criadas pela Organização das Nações Unidas (ONU). Estas ações, buscam integrar 169 metas em três esferas para atingir desenvolvimento sustentável e a qualidade de vida. Dentre estas esferas, encontram-se a esfera econômica, social e ambiental.

Referente a esfera ambiental, destaca-se a ODS 6 que busca assegurar o acesso à água limpa e ao saneamento para a humanidade. Esta ODS apresenta metas como: reduzir a poluição dos recursos hídricos, melhorar o uso consuntivo da água, assegurar o uso sustentável dos recursos hídricos evitando a escassez, proteger e restaurar ecossistemas aquáticos, apoiar a capacitação para atividades relacionados à água em países em desenvolvimento, aumentar a eficiência do tratamento de água bruta e das estações de tratamento de efluente, incentivar o reuso da água e, principalmente, melhorar a gestão integrada dos recursos hídricos.

No Brasil, a gestão integrada dos recursos hídricos foi apresentada como objetivo da PNRH por meio da Lei nº 9.433 em janeiro de 1997. No âmbito do estado de São Paulo, a Política Estadual dos Recursos Hídricos (PERH) teve sua vigência no ano de 1991, por meio da Lei Estadual nº 7.663 Esta política já apresentava

princípios importantes como por exemplo a adoção da bacia hidrográfica como uma unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento,

Desta forma, a gestão integrada e a necessidade da adoção da bacia hidrográfica como uma unidade de gestão já é discutida a décadas no país. Algumas ferramentas desenvolvidas para o aprimoramento e a execução desta necessidade foram a criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas, suas agências e os respectivos Planos de Bacia Hidrográfica.

Estes planos e os seus respectivos relatórios de situação são ferramentas das bacias para auxiliar na implementação do PERH. Nestes estudos são apresentados elementos técnicos de interesse além de diretrizes, objetivos, critérios e intervenções necessárias para o seu gerenciamento, que são aplicados por meio de programas e ações futuras.

Muito se apresenta nos planos e relatórios sobre as qualidades das águas superficiais e o seu monitoramento, porém, a qualidade hídrica é sempre relacionada à poluição por fontes pontuais, como por exemplo o lançamento *in natura* de esgoto e a falta de saneamento dos municípios. Segundo (HAUPT, 2009), nas cidades do Brasil, a poluição realizada por fontes pontuais é predominante em relação às poluições difusas, trazendo uma diminuição nos estudos que relacionem e avaliem as cargas não pontuais.

Porém, estudos em países desenvolvidos (cujo lançamento *in natura* encontra-se em um melhor panorama) já apresentam resultados em que a poluição difusa causa uma maior influência na qualidade hídrica. Com este fato, torna-se necessário a avaliação da bacia de forma integrada, uma vez que as fontes difusas são ocasionadas de uma forma dispersa nesta unidade.

Assim, a utilização de metodologias de modelos espacializados para avaliação do potencial de carga difusa podem ser utilizados como ferramenta do planejamento integrado das bacias hidrográficas. Estes modelos podem determinar áreas com maior fragilidade ambiental, e que podem vir a contribuir com a piora da qualidade das águas superficiais. Além disso, com a determinação das áreas com maior potencial de geração de poluição, deve-se integrar aos governos locais auxiliando no gerenciamento integrado de recursos hídricos e sendo utilizados como direcionamento para as políticas públicas e a elaboração de leis, planos e medidas de controle e recuperação.

Finalmente, há de ressaltar a integração deste estudo com o projeto de pesquisa “Modelagem de interações entre a terra e a água no Reservatório de Chavantes (SP) via geotecnologias” coordenado pela orientadora Edinéia Galvanin e financiado pela Fapesp. A pesquisa buscará realizar o monitoramento da dinâmica da bacia de contribuição e dos sólidos em suspensão da UHE – Chavantes utilizando a modelagem espaço-temporal e índices biofísicos. Este estudo irá acrescentar na pesquisa, realizando uma análise da variação espaço-temporal do risco de contribuição das cargas difusas de uma forma espacializada em toda bacia de drenagem da UHE.

Além disso, apresentará uma avaliação para que se integre aos diagnósticos e prognósticos do potencial de geração de poluição das fontes difusas nos planos de bacias, nos planos regionais e locais de gerenciamento dos recursos hídricos. Podendo ser adotada como medida para o desenvolvimento de legislações e planos diretores e de uso e cobertura da terra.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar e modelar de forma espaço-temporal a influência da dinâmica da cobertura da terra no potencial de geração de cargas difusas por meio das geotecnologias na bacia de contribuição da UHE de Chavantes-SP.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para que o objetivo geral seja alcançado, serão apresentados os seguintes objetivos específicos:

- Identificar e analisar o uso e cobertura da terra na bacia e a sua dinâmica temporal para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021;
- Analisar as declividades do terreno e os tipos de solo e suas permeabilidades;
- Verificar os dados do potencial de contribuição de cargas difusas para a bacia delimitada.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

De acordo Padovesi-Fonseca e Faria (2022) a água é um dos primordiais recursos ambientais principalmente por ser essencial para a existência da vida no planeta e o desenvolvimento das sociedades. Além disso, autores apresentam a água como um recurso natural finito e de fundamental importância para a manutenção da vida no planeta, do homem, da conservação e do equilíbrio da biodiversidade e das relações de dependência entre seres vivos e ambientes naturais (BACCI; PATACA, 2008).

Na superfície terrestre, a água encontra-se dividida entre água doce e salgada. Segundo Silva e Pereira (2019) da água disponível, apenas 2,5% é água doce, sendo que deste total, aproximadamente 68,9% encontram-se inacessíveis na sua forma sólida (Antártida e Ártico), 29,9% estão nas águas subterrâneas, 0,9% em pântanos e umidade do solo, e apenas 0,3% estão nos cursos d'água e rios. Além disso, os autores indicam que esta pequena porcentagem disponível está mal distribuída, gerando desigualdade na disponibilidade hídrica de certas regiões.

Como exemplo, o sistema AQUASTAT foi desenvolvido pela Organização das Nações Unidas (ONU) para apresentar relatórios anuais das “águas por fontes renováveis” disponíveis para todos os países. Nele, é apresentado um panorama com último relatório disponibilizado no ano de 2019, onde o Brasil ocupava o primeiro lugar com uma disponibilidade de 8,647 km³/ano de água, enquanto países da península arábica como a Arabia Saudita e o Yemen apresentaram cerca de 2 km³/ano disponíveis.

Além disso, dentro do próprio território brasileiro pode ser verificada a má distribuição deste recurso. Sendo que aproximadamente 73% da água doce no país encontra-se na bacia amazônica, que possui apenas 5% da população brasileira, ou seja, apenas 27% das águas doces estão disponíveis para 95% da população brasileira. Por outro lado, o aumento da demanda, o descontrolado uso somados à falta de gestão e gerenciamento podem aumentar os conflitos entre os seus usuários crescendo a escassez hídrica,

Desta forma, surge a necessidade da regulamentação dos vários usos, para que sejam estabelecidas prioridades sem causar conflitos entre os usuários, surgindo os temas sobre Gestão e Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SETTI et al., 2000). De

acordo com Carbonari (1997) a Gestão dos Recursos hídricos tem o objetivo de desenvolver um conjunto de ações a serem implementadas, para garantir as populações e as atividades econômicas uma utilização otimizada da água, tanto em termos de quantidade como de qualidade.

No Brasil, a gestão das águas começou no ano de 1920, quando as primeiras normas regulamentadoras sobre o assunto entravam em vigor, porém, a efetivação da regulamentação dos recursos hídricos no território somente se consolidou em 1934 com a publicação do Decreto 24.643/1934 que dispunha sobre o Código das Águas (PADOVESI-FONSECA; FARIA, 2022).

O código apresentou pela primeira vez a água dotada de valor econômico, visando a necessidade de regulamentar o seu uso, principalmente a sua demanda no setor elétrico. Outrora, esta primeira norma trouxe consigo a proibição da contaminação das águas, e a punição dos infratores com pagamentos de multas, sendo o propulsor do princípio do Poluidor-Pagador (SILVA, 2017).

Apesar de ter sido reconhecido como um grande avanço jurídico na época, esta primeira fase da gestão das águas no Brasil é denominada como modelo burocrático. Este modelo concentrava o poder na administração pública, que tinha o objetivo de cumprir e fazer cumprir os dispositivos legais sobre os recursos hídricos. (BORSOI; TORRES, 1997; COSTA; VIZEU; FILHO, 2017; SETTI et al., 2000). Conforme apresenta Borsol e Torres (1997):

“Nessa etapa, observa-se que a visão do processo de gestão era fragmentada, o desempenho estava restrito ao cumprimento de normas, havia dificuldade de adaptação a mudanças internas ou externas, centralização do poder decisório, excesso de formalismo e pouca importância era dada ao ambiente externo. A inadequação desse modelo de gestão tinha como consequência o agravamento dos conflitos de uso e de proteção das águas e a realimentação do processo de elaboração de novos instrumentos legais para reforçar o esquema legal. Ao final, tinha-se um vasto conjunto de leis e normas, muitas vezes conflitantes e de difícil interpretação.” (TORRES, 1997, pág. 156)

Logo, até a década de 90, o modelo de gestão no país se deu pelo modelo burocrático, baseando-se no tipo de uso da água, onde as diversas instituições públicas e privadas eram responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, apresentando uma metodologia “desarticulada e ineficiente” (PADOVESI-FONSECA; FARIA, 2022).

Outro avanço no tema, foi dado em 1981 com a publicação da Lei 6.938 de 31 de agosto de 1983 que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA).

A PNMA trouxe consigo a instituição do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) como órgão consultivo e deliberativo da união referente aos assuntos ambientais e aos recursos naturais.

O conselho reforçou os princípios de proteção das águas apresentando resoluções de âmbito nacional relativo ao controle e prevenção quantitativos, o uso racional da água e a estruturação da gestão hídrica em Comitês de Bacias Hidrográficas (SILVA, 2017).

No ano de 1997 foi apresentado outro marco da gestão hídrica no país, com a apresentação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), denominada “Lei das Águas”. A lei apresentou um novo marco institucional no Brasil, trazendo princípios, normas e padrões de gestão da água que já eram aplicados internacionalmente (BORSOI; TORRES, 1997).

Ademais, o marco legal trouxe uma visão descentralizada e participativa da gestão hídrica, trazendo importantes instrumentos como a adoção das bacias hidrográficas como unidade de gestão, o uso múltiplo da água, a água como recurso natural limitado e de valor econômico, a descentralização do gerenciamento dos recursos hídricos, a água como propriedade pública, e a prioridade do uso da água para consumo humano e de animais.

A PNRH também acarretou um desenvolvimento institucional, sendo criado no ano seguinte (1998), como consequência da sua publicação, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e em 2000 a Agência Nacional das Águas (ANA).

4.1.1 Bacias hidrográficas como ferramenta de gestão

O conceito apresentado por Pinto et al. (1976) indica a bacia hidrográfica como a bacia de contribuição da seção de um curso d’água, ou ainda, a área geográfica que coleta a água da chuva, que ao escoar pela superfície atinge a seção considerada. De forma semelhante, Tucci (2002) inclui o termo técnico “exutório”, trazendo o mesmo conceito apresentado por Pinto et al. (1976) da seguinte forma:

“A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. A bacia hidrográfica compõe-se basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d’água que confluem até resultar um leito único no exutório.” (TUCCI, 2002, pág. 40)

Collischonn e Dornelles (2013) define o exutório como o único ponto de saída para onde convergem todos os escoamentos de uma bacia hidrográfica. Ainda, o autor cita que a bacia hidrográfica se apresenta como o elemento mais importante de estudo na fase terrestre do ciclo hidrológico, sendo de grande importância conhecer as suas características e os comportamentos de entradas e saídas que compõe este sistema.

Na Figura 1 é apresentada uma ilustração dos principais elementos constituintes de uma bacia hidrográfica.

Figura 1. Elementos de uma bacia hidrográfica



Fonte: Adaptado pelo autor¹.

Quando possível, monitorar as variáveis da dinâmica das bacias hidrográficas as tornam em uma unidade de significativa importância Andrade (2014), principalmente, para evitar que se ampliem as crises hídricas e os conflitos da água,

¹ Figura adaptada de Cuide dos Rios. Acessado em 12/11/2022.

tornando fundamental o planejamento e a gestão das águas por unidade hidrográfica (bacias hidrográficas) (PIROLI, 2009)

As bacias hidrográficas possuem uma grande importância para a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos, identificando-as como uma unidade administrativa de gestão para buscar a conservação ambiental integrando o planejamento, a adoção de planos, metas e medidas mitigadoras (BARROS, 2018). Borsoi e Torres (1997) citam que a utilização das bacias como unidade de gestão torna mais eficaz em estudos de balanços hídricos regionais, aumentando a eficiência na determinação de parâmetros como da disponibilidade hídrica.

Porém, esta utilização pode ser tornar um problema para grandes bacias, sendo que há bacias que compreendem diferentes unidades federativas e até diferentes países. Para isso, conforme apresenta Faria (2012), nos casos em que as bacias são muito extensas, deve-se adotar a segmentação em sub-bacias e microbacias para melhorar a sua gestão.

Neste cenário, a PNRH trouxe como instrumento a bacia hidrográfica como unidade básica territorial para implementação da lei e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SIGREH). A “Lei das Águas” ainda determinou um marco para a criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) em rios brasileiros, dando a sua competência de promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos, arbitrar em primeiras instâncias os conflitos da água, aprovar o plano de bacia, acompanhar a execução de planos e metas para gestão da sua área de atuação, entre outros.

4.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Com o constante crescimento populacional e desenvolvimento dos municípios houve o aumento do uso das águas, gerando impactos devido a lançamentos descontrolados de efluentes que podem afetar a sua qualidade (BOTTINO, 2008).

De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente, instituída pela Lei nº 6.938/81, entende-se como poluição:

“A degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;

e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (BRASIL, 1981, pág. 1).

Já, Von Sperling (1996) apresenta o conceito de poluição, voltada para as águas como uma forma de adição de substâncias ou energia, que possam causar alterações na natureza hídrica, prejudicando-a e lesando os possíveis usos que esta água (com boa qualidade) poderia trazer. Portanto, a poluição das águas pode interferir no ecossistema marinho assim como limitar o uso para consumo humano, alterando as suas características físico-químicas e biológicas, de uma forma que pode comprometer o seu tratamento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Os poluentes são as substâncias que podem direta ou indiretamente causar alterações na água, e de acordo com Martins (2017b) a caracterização dos poluentes pode ser dividida em função da sua emissão, da sua característica e da sua persistência ao meio ambiente.

Quanto à emissão, os poluentes são divididos em primários (aqueles que são lançados diretamente por fontes poluidoras) ou secundários (poluentes formados a partir das reações químicas entre poluentes primários). Referente às características, os poluentes podem apresentar variações físicas (ex: excesso de sedimentos, temperatura, odor, turbidez), químicas (dureza, pH, nutrientes) e/ou biológicas (microrganismos patógenos). Por fim, classifica-se os poluentes pela sua persistência ao meio ambiente, sendo que alguns apresentam características conservativas, bioacumulativas e biomagnificativas.

Lenzi et al. (2011) apresentam que:

“a poluição pode ter origem natural e antrópica, sendo eu as poluições de origem natural decorrem de reações químicas já “comuns” ao meio ambiente, como por exemplo gases presentes na atmosfera que são transportados para a água utilizando a chuva como transporte, a decomposição de vegetais e animais mortos, e vulcões que podem causar grandes alterações na atmosfera e consequentemente na água. Já as poluições de origem antrópica são geradas principalmente nos efluentes industriais, domésticos e na utilização de produtos químicos na agricultura. (Lenzi et al., 2022, pág. 414).

Referente aos agentes poluidores das águas, Von Sperling (1996) cita 7 principais poluentes, que afetam diferentes parâmetros da qualidade da água, sendo:

- Sólido em suspensão: Como principal parâmetro para avaliar os sólidos em suspensão, utiliza-se o Sólidos Suspensos Totais (SST), causando problemas estéticos de turbidez da água, o aumento de depósitos de

sedimentos, a adsorção de poluentes e o aumento da exposição aos patógenos;

- **Matéria Orgânica Biodegradável:** Medido pelo parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), em altas concentrações aumenta o consumo de oxigênio na água, a mortalidade dos peixes e causa condições sépticas;
- **Nutrientes:** O excesso de nutrientes ou a sua falta afeta principalmente os parâmetros de Nitrogênio e Fósforo causando o crescimento excessivo de algas, aumento da toxicidade aos peixes (excesso de amônia), doenças em recém-nascidos (excesso de nitrato), e a contaminação das águas subterrâneas por meio de fontes fecais;
- **Patogênicos:** O principal indicador de patógenos é a existência de coliformes, este poluente é a principal causa da transmissão de doenças hídricas;
- **Matéria Orgânica não Biodegradável:** São quantificadas pela presença de pesticidas, detergentes e outros. Podem possuir toxicidade, causar aumento de espumas na água diminuindo a transferência de oxigênio, mais odores, e a bioacumulação;
- **Metais Pesados:** São elementos específicos como o Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Zinco (Zn), etc. Estes metais podem afetar a eficiência dos sistemas de tratamento de água biológicos, a contaminação das águas subterrâneas e problemas de disposição de lodo na agricultura;
- **Sólidos Inorgânicos Dissolvidos:** Podem afetar os parâmetros de Sólidos Dissolvidos Totais e a Condutividade elétrica da água, como consequência geram salinidade excessiva causando prejuízo às plantações durante a irrigação, podem possuir toxicidade elevada para as plantas e causar problemas de permeabilidade do solo.

4.2.1 Formas de geração da poluição

Finalmente, outra forma de classificar a poluição hídrica não citada anteriormente é por meio da sua forma de geração. Por exemplo, os resíduos como esgotos urbanos, industriais e agropecuários podem entrar em contato com o curso d'água diretamente (lançamentos de efluente) ou indiretamente (lixiviação e vias aéreas) (BRITO; LUZ, 2015). Em outras palavras, pode-se dizer que a forma de geração da poluição, ainda pode ser classificada em fontes pontuais e/ou difusas.

Na Figura 2 é apresentada síntese das formas de geração de poluição nos recursos hídricos por fontes pontuais e fontes difusas.

Figura 2. Esquematização das formas de geração de fontes difusas e pontuais de poluição hídrica.



Fonte: Adaptado pelo autor²

4.2.1.1 Fontes Pontuais

As fontes pontuais, são fontes em que os poluentes são despejados de forma concentrada atingindo um certo “ponto” de um curso d'água (VON SPERLING, 1996). Alguns exemplos da poluição pontual são: lançamento de estações de tratamento de esgoto e os lançamentos industriais.

² Figura adaptada de Acquasolution. Acessado em 13/11/2022.

Nos países desenvolvidos estas fontes já se encontram controladas, porém, nos países em desenvolvimento, como o caso do Brasil, as fontes pontuais ainda são um grande problema, dependendo de ações de conscientização e de normas e fiscalizações para impedir o lançamento irregular de efluentes nos rios. Como exemplo, no Brasil, a resolução CONAMA 430/2005 estabeleceu padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água, tornando obrigatório o atendimento de padrões de qualidade para certos parâmetros. Dentre estes parâmetros estão as características físicas e organolépticas (odor, cor, turbidez, temperatura, gosto), as características químicas (pH, acidez, dureza, oxigênio dissolvido) e as características biológicas (patogênicos).

4.2.1.2 Fontes Difusas

Segundo Von Sperling (1996), a poluição difusa é aquela que atinge o rio de forma distribuída, ao longo de sua extensão. Esta poluição é ocasionada pelo escoamento superficial, que carrega os poluentes de forma distribuída, não sendo especificada em um único ponto de forma concentrada.

Devido à esta característica não pontual, o controle da carga difusa é de difícil mensuração, pois dependem de diferentes fatores, como por exemplo: o ciclo hidrológico, a morfologia e a geologia da bacia de drenagem, o tipo de uso da terra (presença de florestas, uso agrícola, uso urbano).

O ciclo hidrológico é um importante componente da poluição por cargas não pontuais, pois na etapa da precipitação, os poluentes atmosféricos são “varridos” da atmosfera e transferidos para o solo, após isso, com a ocorrência do escoamento superficial e a inclusão dos poluentes sedimentados na superfície, estes são carregados até um determinado curso d'água, influenciando diretamente no processo de transporte e disposição dos poluentes.

De acordo com Ferreira et al. (2018), a água em seu movimento mobiliza os contaminantes sedimentados que são comumente divididos em fase dissolvida e adsorvidas. Os poluentes em fase dissolvida são transportados por fluxos advectivos em conjunto com o escoamento superficial enquanto os adsorvidos são transportados pela aderência com sedimentos e sólidos em suspensão.

Por sua vez, a morfologia e a geologia influenciam diretamente na parte de transporte físico do poluente, uma vez que áreas com maior declividade aumentam o

escoamento superficial e consequentemente o transporte de poluentes. Da mesma maneira, a permeabilidade do solo de acordo com a sua geologia, pode impactar na infiltração da água e dos poluentes, retardando o seu transporte. (CECCHI et al., 2007; MUNAFÒ et al., 2005)

Além dos fatores apresentados anteriormente, o uso da terra apresenta uma grande importância, podendo ser associado à geração de poluentes específicos. Por exemplo, o uso voltado para a agricultura pode causar o aumento da poluição de nutrientes oriundos de fertilizantes nitrogenados e fosforados. As áreas industriais causam um aumento na poluição difusa de cargas orgânicas (despejos irregulares) e metais pesados (áreas industriais). E principalmente a existência de vegetação nativa que pode ser vista como uma forma de filtrar os poluentes e diminuir o seu carreamento. (FERREIRA; MUHLENHOFF; FERNANDES, 2018; HAUPT, 2009; IMAGIIRE et al., 2017; LIBOS, 2008; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018; NUNES, 2018).

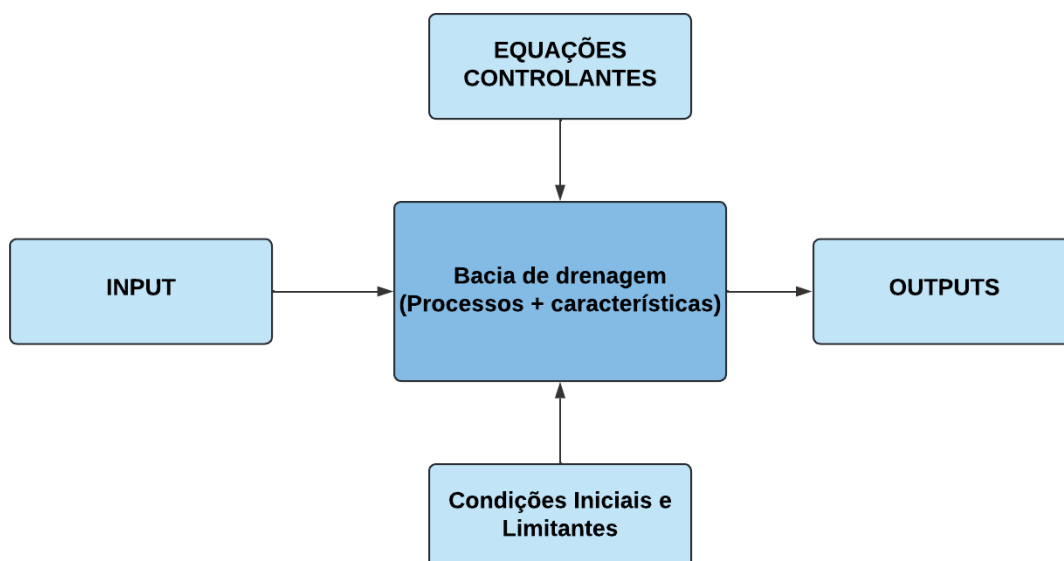
4.3 MODELAGEM EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os modelos matemáticos são a simulação dos fenômenos físicos de uma forma aproximada, logo, podem ocorrer diferenças nas simulações com o comportamento do processo. Porém a modelagem é uma ferramenta necessária para esta análise, pois a elaboração de simulações torna possível a avaliação de diferentes comportamentos para diferentes condições, gerando uma análise mais acessível e segura do que experimentos em situações reais (POLETO, 2019).

Para Moruzzi et al. (2012) quando relacionado à gestão hídrica, os modelos possuem a finalidade de identificar fontes de poluição em uma bacia hidrográfica, permitindo a sua mitigação e a construção de cenários para o planejamento e controle ambiental.

Christofoletti (1999) apud. SINGH (1995) relata que quando relacionados às bacias hidrográficas, os modelos devem apresentar cinco componentes (Figura 3), as entradas (*INPUTS*), as saídas (*OUTPUTS*), as condições iniciais e limitantes, as equações controlantes (leis governantes), e a geometria do sistema relacionado aos processos e características da bacia estudada.

Figura 3. Componentes de um modelo hidrológico para bacias de drenagem



Fonte: Adaptado de Christofolletti (1999) apud. SINGH (1995), 2022.

Os modelos hidrológicos e de poluição difusa podem ser classificados sob diferentes aspectos, sendo eles: relacionados ao tipo de variáveis (modelos estocásticas ou determinísticos), conforme o relacionamento entre as variáveis (empíricos ou baseado em processos), a representação dos dados (discretos ou contínuos), a sua espacialidade (pontuais ou distribuídos), e a escala temporal (estacionário ou dinâmico) (POLETO, 2019; RENNO; SOARES, 2003).

a) Tipos de variáveis:

- a. Estocástico: ocorre quando a probabilidade das variáveis envolvidas é levada em conta, tendo um comportamento aleatório, fazendo-se necessário a utilização desta técnica matemática;
- b. Determinístico: nestes modelos, não são utilizados os conceitos da probabilidade.

b) Relação das variáveis:

- a. Empíricos: são modelos desenvolvidos a partir de estudos experimentais e observacionais;
- b. Semi-empíricos: utilizam de equações empíricas, porém relacionados às leis da física (semi-empíricos);
- c. Físicos: utilizam as equações diferenciais das “leis da física”, estimados a partir de medidas reais.

c) Representação dos dados:

- a. Contínuo: são modelos com entrada de dados contínuos;
- b. Discreto: mais comum, é utilizado um intervalo de tempo (passo de integração) no qual o modelo será executado. Para as bacias hidrográficas, as escalas variam em períodos diários até períodos anuais.

d) Espacialidade

- a. Modelos Concentrados (*lumped*): são aqueles que analisam a bacia de uma forma homogênea, ou seja, simplificada. Nesta categoria não é levada em consideração a distribuição espacial dos processos, dos *inputs*, das condições limitantes e das características da área estudada. Um exemplo apresentado pelo autor, é a não consideração da variação do uso da terra, precipitação, vegetação, geologia, topografia, sendo adotado um valor médio para toda a área estudada. São representados por Equações Diferenciais Ordinárias.
- b. Modelos Distribuídos: consideram as variações dos componentes e a sua variabilidade espacial, comumente é representado por Equações Diferenciais Parciais. Alguns exemplos de modelo distribuído são o Sistema Hidrológico Europeu (SHE) o modelo matemático determinístico distribuído (IHM), o modelo *Storm Water Management Modelo* (SWMM), e o modelo *National Weather Service River Forecast System* (NWSRFS).

e) Escala temporal:

- a. Estacionário: ocorre quando as variáveis são independentes do tempo
- b. Dinâmicos: uma ou mais variáveis dependem da variável tempo.

4.3.1 Modelos de Poluição difusa

Os modelos de poluição difusa apresentam uma forma de estudar o transporte dos poluentes por meio do escoamento superficial (TONIOLO, 2020). Dentre as classificações dos modelos apresentados no capítulo anterior, para a poluição difusa, os mais comuns são os determinísticos e distribuídos (LIBOS, 2008).

Referente a classificação das variáveis, quando empíricos os modelos da poluição difusa são relacionados à locais específicos sem considerar a exportação do poluente, e não necessitando de uma validação ou calibração. Já os modelos conceituais, consideram uma maior quantidade de dados de entrada (*inputs*), apresentando informações mais precisas, porém ainda dependem de uma calibração e a consequente validação dos dados (SHEN et al., 2012; XIANG; WANG; LIU, 2017).

Para escolher o modelo a ser utilizado no estudo, alguns fatores devem ser considerados. Toniolo (2020) cita como exemplo a importância de levantar a disponibilidade de: dados monitorados de qualidade da água, ou determinar a taxa da campanha de análises, dos dados hidrológicos, geológicos, pedológicos, de declividade e de uso e ocupação da terra da área de estudo.

Neste interim, alguns dos principais modelos de poluição difusa são:

- *Hydrologic Simulation Program-Fortran* (HSPF);
- *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT);
- Modelo de Coeficientes Médios de Exportação (CME);
- *Spreadshhet Tool for Estimating Pollutant Load* (STEPL);
- *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI);
- Modelo Matemático de Correlação do Solo x Qualidade de Água (MQUAL);
- XP-Aqualm;
- Moneris.

Destes modelos, a maioria necessita de uma modelagem de dados complexo com muitas variáveis de entrada e extensas séries históricas apresentando dificuldades para o seu desenvolvimento e a sua aplicabilidade.

As bacias hidrográficas brasileiras ainda são carentes de dados de monitoramento com uma alta frequência e confiabilidade, tornando-se escassa em algumas regiões. Logo, modelos mais simplificados como o caso do PNPI, MQUAL e

CME que integram o ambiente de Sistemas de Informação Geográfica têm sido mais aplicados no Brasil.

4.4 A UTILIZAÇÃO DO SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA MODELAGEM AMBIENTAL

Os Sistemas de Informação Geográficas (SIGs) são sistemas voltados para a manipulação de informações de uma forma espacializada geograficamente, estes sistemas possuem a capacidade de armazenamento, coleta, análise e processamento de informações distribuídas ao longo de uma área de interesse (MARTINS, 2017b; TONIOLO, 2020). Quando relacionados às bacias hidrográficas, as geotecnologias, permitem obter informações abrangentes como de declividade, tipos de solo, uso da terra etc.

Desta forma, o “SIG” permite desenvolver um ambiente automatizado e inteligente com informações especializadas com uma maior facilidade no compartilhamento das informações, uma análise mais objetiva, um menor custo de elaboração e maior facilidade na identificação de padrões, auxiliando os tomadores de decisões na gestão hídrica e espacial (LINS et al., 2012).

Segundo Martins (2017a) quando o geoprocessamento é utilizado para a gestão dos recursos hídricos deve ser levado em conta três pilares básicos, sendo o primeiro o conhecimento do tema (definição das regras e formas de interação dos dados), a cartografia (espacialização dos dados) e a informativa (ligação entre as informações e as suas representações espaciais).

Ainda, a autora apresenta que o modelo de análise integrada em “SIG”, é um importante forma na tomada de decisão e importante em estudos complexos. Estes modelos são capazes de integrar variáveis físicas, bióticas e antrópicas, transformando estas entradas (*INPUTS*) em uma única saída (*OUTPUT*) de forma espacializada.

A exemplo disto Munafò et al. (2005) desenvolveram o *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI). O modelo descreve de forma global e espacializada, o potencial de geração de cargas difusas em uma bacia hidrográfica, de acordo com a variação do uso e cobertura da terra, a permeabilidade, a geologia, o tipo do solo e a declividade do terreno.

De acordo com Buckner et al. (2016), o PNPI é uma modelagem de bacia, baseada nos sistemas de informações geográficas que possibilita uma análise rápida para a tomada de decisão pública sobre os impactos ambientais que diferentes cenários de uso da terra podem acarretar.

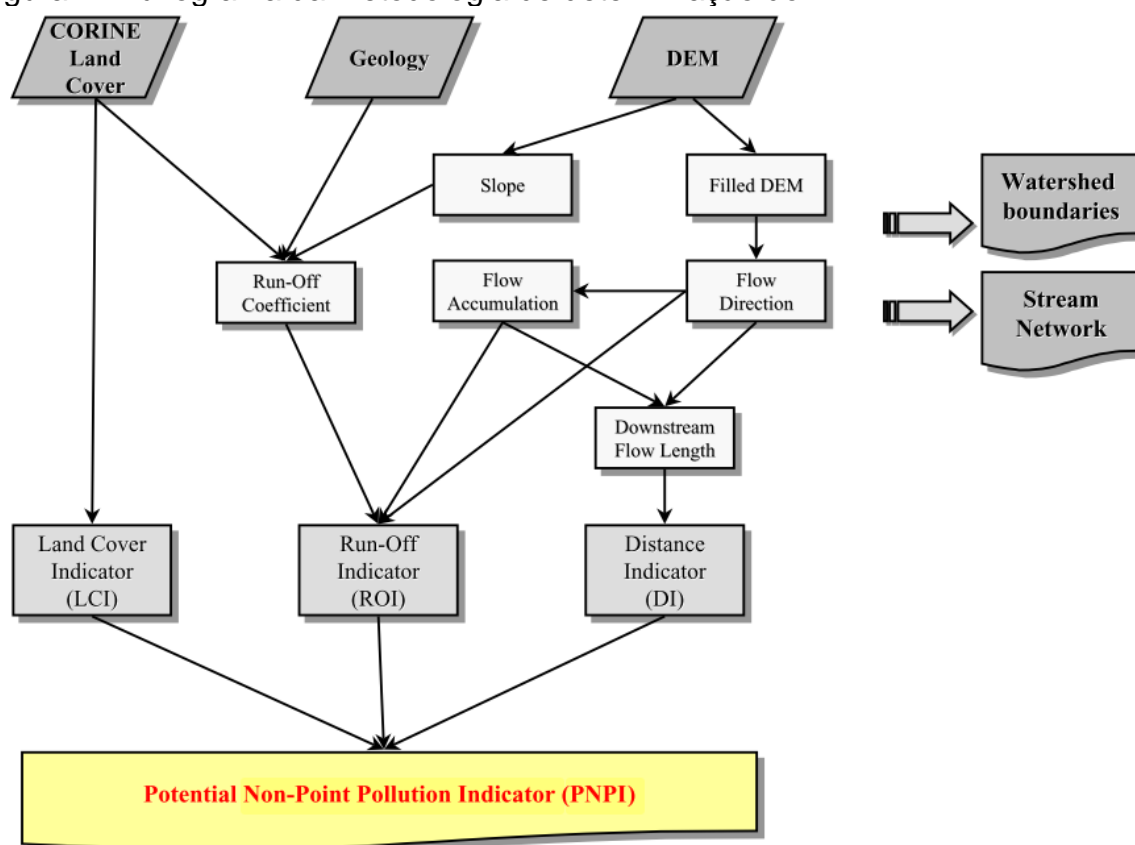
A utilização deste modelo, gera como resultado a identificação de áreas propícias e mais sensíveis, tratando-se de uma ferramenta estratégica para o correto gerenciamento da bacia hidrográfica e a realização de ações de mitigação para o controle da geração de poluição difusas que podem afetar a qualidade da água (HAUPT, 2009).

O PNPI é expresso em três indicadores:

- *Land Cover Indicator* (LCI): este indicador refere ao potencial de produção de cargas difusas conforme a classe de uso da terra, o indicador é representado por um valor para um único pixel. Como exemplo, as áreas urbanas possuem um maior peso no potencial do que as áreas de matas.
- *Run-Off Indicator* (ROI): o ROI representa o transporte do poluente pelo escoamento superficial e a possibilidade da sua infiltração ou retenção no solo. Este indicador apresenta diferentes pesos para os tipos de solo, conforme a declividade e o uso da terra.
- *Distante Indicator* (DI): o DI é representado pela distância que um certo pixel se encontra de um curso d'água, sendo que as regiões mais próximas possuem um maior peso.

A seguir, na Figura 4, é apresentado um fluxograma metodológico da aplicação do PNPI.

Figura 4. Fluxograma da metodologia de determinação do PNPI.



Fonte: MUNAFÒ et al. (2005)

4.4.1 Projeto Mapbiomas e a sua aplicabilidade

O projeto MapBiomas, consiste em um mapeamento Anual do uso e cobertura da terra do Brasil, que envolve uma rede colaborativa de especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, “SIG” e Ciência da computação, utilizando o processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine. Por meio do projeto, são geradas séries históricas de mapas anuais de cobertura e uso e cobertura da terra no Brasil, com resolução de 30 m, que subdividem em classificações que envolvem formações naturais, formações antropizadas e infraestruturas urbanas.

Os resultados deste projeto já são verificados em diferentes abordagens na literatura que demandam de uma análise da dinâmica do uso e cobertura da terra no tempo, sendo que autores buscam compreender a dinâmica do uso e cobertura da terra utilizando estes mapeamentos. Harano e Galvanin (2021) apresentaram uma abordagem da utilização do Mapbiomas para o mapeamento da dinâmica do uso e

cobertura da terra nas Áreas de Preservação Permanente no município de Mogi das Cruzes – SP e notaram que pelo mapeamento 679,39 hectares das áreas de preservação permanente urbanas encontravam-se degradadas, além disso, houve um predomínio dos desmatamentos destas áreas em comparação à sua restauração.

Gonçalves e Ribeiro (2021) utilizaram o mapeamento do projeto para analisar a dinâmica da transformação e o desenvolvimento de Floresta Plantada durante um período de 35 anos na Grande Florianópolis, e verificaram que houve um incremento em dez vezes do valor inicial, indicando uma melhora na classificação do projeto, porém necessitando de validações.

Buscando analisar a aplicabilidade e compreender a potencialidade deste projeto, os autores Da Cruz e Cruz (2021), realizaram uma comparação de cada pixel entre o Mapbiomas e o SEA (2015) para duas áreas pilotos no estado do Rio de Janeiro, e puderam concluir que o projeto apresentou uma acurácia global de 85%, sugerindo um alto grau de confiabilidade do mapeamento.

Neves et al. (2020) compararam o mapeamento do projeto MapBiomas com o TerraClass no bioma amazônico entre o período de 2004 e 2014, e, ao comparar as variações de classes entre os dois, notaram que para o MapBiomas Coleção 2 os projetos apresentaram uma concordância de 87,4%, enquanto na coleção 3.

Finalmente, Costa et al., (2018), levantaram a potencialidade da utilização do projeto MapBiomas como metodologia em uma turma de pós-graduação, e verificaram que 80% da turma identificou uma boa potencialidade do uso dos dados para a suas pesquisas de Sensoriamento Remoto, além da necessidade de uma maior difusão de ensino desta nova ferramenta que pode crescer em estudos e pesquisas deste ramo.

5 METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo escolhida para a presente pesquisa foi toda a bacia de contribuição da UHE Chavantes. O reservatório situa-se entre os estados de São Paulo e Paraná, possui a sua barragem localizado na divisa dos municípios de Chavantes - SP e Ribeirão Claro - PR próximo às coordenadas de longitude 629.931 mE e latitude 7.441.844 mS em coordenadas UTM, na zona 22S e sob o sistema de referências geográficas SIRGAS 2000 UTM.

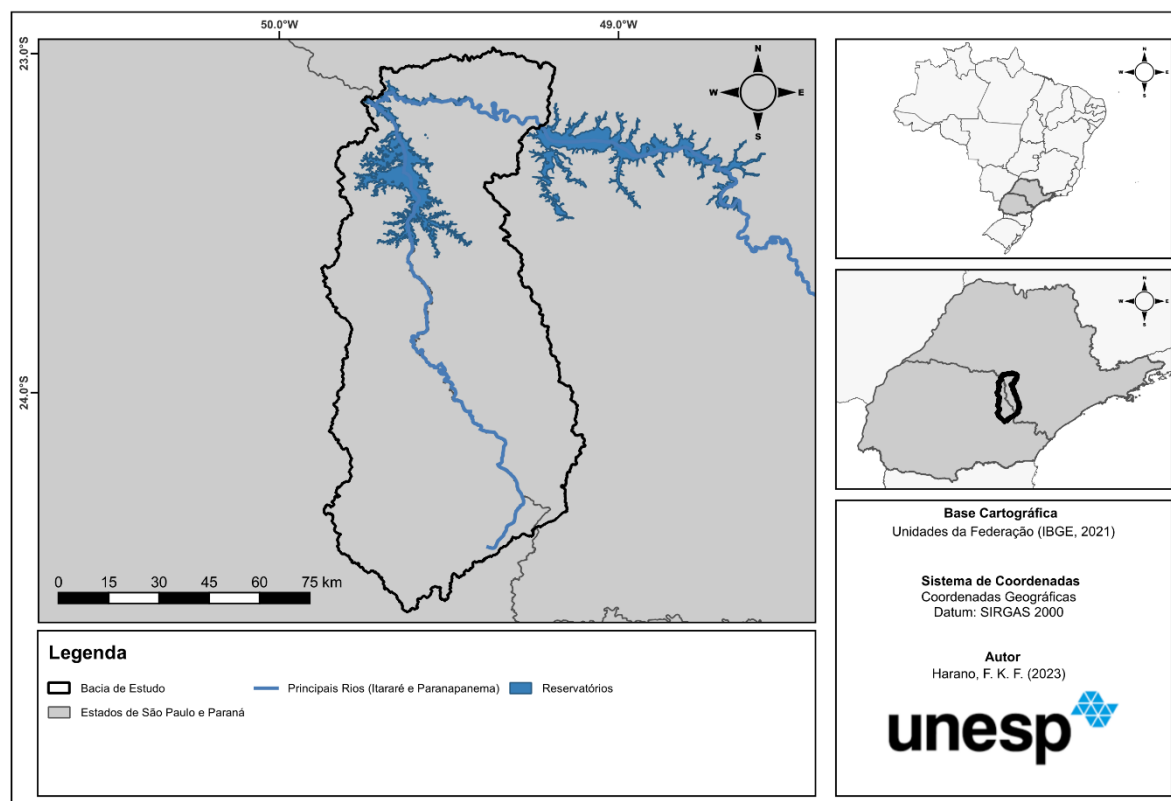
A UHE Chavantes faz parte de um complexo de 11 (onze) reservatórios que formam o sistema em cascata do rio Paranapanema, e tiveram seu início de construção na década de 50 (AYROZA, 2012). De acordo com a CTG Brasil (empresa operante) o reservatório possui uma grande relevância para o setor elétrico, produzindo cerca de 414 MW de capacidade, suficiente para abastecer uma cidade de 840.000 habitantes. Referente à sua engenharia, a empresa concessionária apresenta que o reservatório possui uma capacidade de armazenar 8,8 bilhões de metros cúbicos de água, em uma área de 419 km² tendo a extensão das suas margens de 1.085 km de extensão banhando 15 municípios paulistas e paranaenses.

O curso d'água principal da bacia estudada é o rio Paranapanema, sendo que, no estado de São Paulo a sua bacia de contribuição compreende parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Paranapanema (UGRHI 14), com aproximadamente 4.734,80 km² de drenagem contabilizado a partir do exutório da UHE Jurumirim.

Já no estado do Paraná, tem como rio principal, o Itararé (afluente do rio Paranapanema) no qual a bacia de contribuição é compreendida por parte da Unidade de Gestão Hidrográfica do Norte Pioneiro. Esta pequena parte da UGRHI no estado paranaense totaliza uma área de 5.058,00 km². Assim a área total de drenagem da bacia de estudo somados os dois estados são de 9.792,33 km².

Na Figura 5 é apresentado o mapa com a delimitação da bacia de estudo, e as e a sua localização em relação aos estados de São Paulo e do Paraná, enquanto a Figura 6 apresenta a delimitação da área de interesse sobre as unidades de gestão hidrográficas de São Paulo e do Paraná.

Figura 5. Mapa de Localização da bacia de contribuição de estudo em relação aos estados de São Paulo e do Paraná.



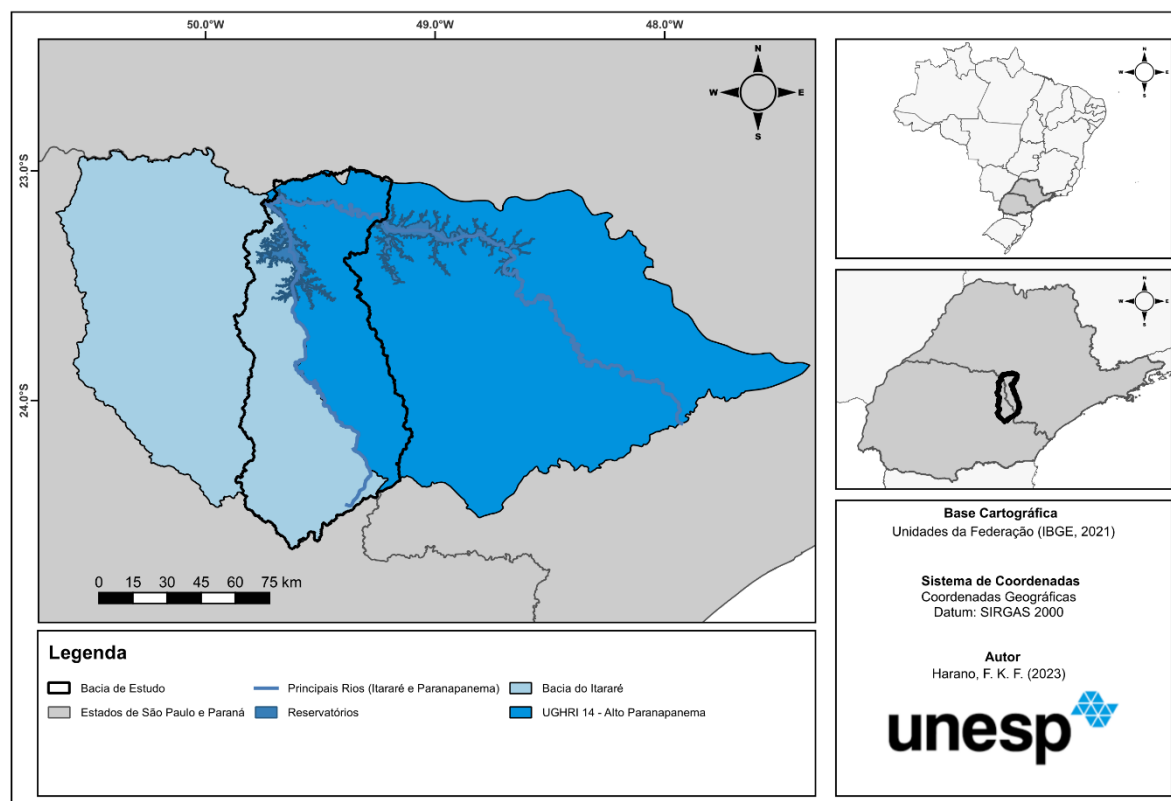
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.1.1 Divisão Socioeconômica

No estado de São Paulo, a UGRHI - 14 do Alto do Paranapanema inclui 34 sedes municipais pertencentes ao Comitê de Bacia do Alto Paranapanema (CBH ALPA) de acordo com o estipulado na Lei 7.663/1991 (SÃO PAULO, 1991). Do lado paulista, a bacia é composta por 21 municípios.

No estado do Paraná, a bacia de contribuição não compreende toda a UGRHI, incluindo somente a bacia do rio Itararé, o qual é composta por 11 municípios. A Tabela 1 são apresentados os municípios paulistas e paranaenses inclusos na área de estudo bem como a área total de cada município inseridas na bacia de drenagem estudada.

Figura 6. Mapa de localização da bacia de estudo com relação às unidades de gestão hidrográficas do estado de São Paulo e do Paraná.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Tabela 1. Municípios pertencentes à bacia de estudo e as áreas inseridas dentro e fora da área de drenagem.

Município		Distribuição da área (km ²)	
		Na UGRHI	Fora da UGRHI
	<i>Alto do Paranapanema (UGRHI 14 - São Paulo)</i>	4.734,80	5.616,66
1	Águas de Santa Bárbara	0,25	404,21
2	Barão de Antonina	153,14	
3	Barra do Chapéu	0,07	405,61
4	Bernardino de Campos	144,85	99,30
5	Bom Sucesso de Itararé	73,61	59,96
6	Cerqueira César	78,35	433,27
7	Chavantes	25,88	162,84
8	Coronel Macedo	206,89	96,94
9	Fartura	429,02	
10	Ipaussu	143,12	66,43
11	Itaberá	358,29	741,96

		Distribuição da área (km²)	
	Município	Na UGRHI	Fora da UGRHI
12	Itapeva	32,76	1793,49
13	Itaporanga	508,00	
14	Itararé	1000,97	
15	Manduri	180,36	48,69
16	Nova Campina	1,40	383,98
17	Óleo	28,25	170,69
18	Piraju	385,88	118,71
19	Riversul	385,88	
20	Sarutaiá	141,61	
21	Taguaí	145,33	
22	Taquarituba	0,51	448,00
23	Tejupá	113,59	182,59
24	Timburi	196,79	
<i>Bacia Hidrográfica do Itararé (UGRHI 3 - Paraná)</i>		<i>5.058,00</i>	<i>3.260,00</i>
46	Arapoti	151,89	1213,30
47	Carlópolis	417,55	29,69
48	Jagaruaiá	1.187,56	259,63
49	Piraí do Sul	190,65	1215,32
50	Ribeirão Claro	327,32	304,25
51	Salto do Itararé	199,44	0,42
52	Santana do Itararé	251,18	0,68
53	São José da Boa Vista	398,78	0,02
54	Sengés	1.435,07	5,59
55	Siqueira Campos	240,69	37,91
56	Wenceslau Braz	257,40	135,96
TOTAL		9.792,33	8.132,84

Fonte: SIGRH (2014) apud. CBH-ALPA (2016) e Instituto Águas do Paraná (2017).

De acordo com o Comitê de Bacias Hidrográficas do Alto Paranapanema - CBH-ALPA (2016), os principais municípios da UGRHI paulista são Capão Bonito, Itapetininga, Itapeva, Itararé e Piraju, sendo que três destes estão inseridos na bacia estudada (Figura 7). No ano de 2016, data de elaboração do último plano de bacia, a população superava 755 mil habitantes com uma densidade demográfica de 35,70 habitantes por km². Esta densidade encontrada na UGRHI está abaixo da média do estado de São Paulo (173,43 hab./km²), indicando a ausência de grandes centros urbanos e aglomerados subnormais devido à sua grande área.

No território paranaense, o Instituto de Águas do Paraná - IAP (2017) apresenta que na bacia do Rio Itararé a população total era de 117.538 habitantes resultando

AEGs que abrangem a área de estudo são as do Itararé 1 e Itararé 2 ambas inseridas na bacia hidrográfica do Rio Itararé.

Referente às águas subterrâneas e as unidades aquíferas, a ANA (2016), apresenta que a bacia se encontra em uma região muito heterogênea com várias unidades aquíferas, sendo composto por aquíferos livres e confinados.

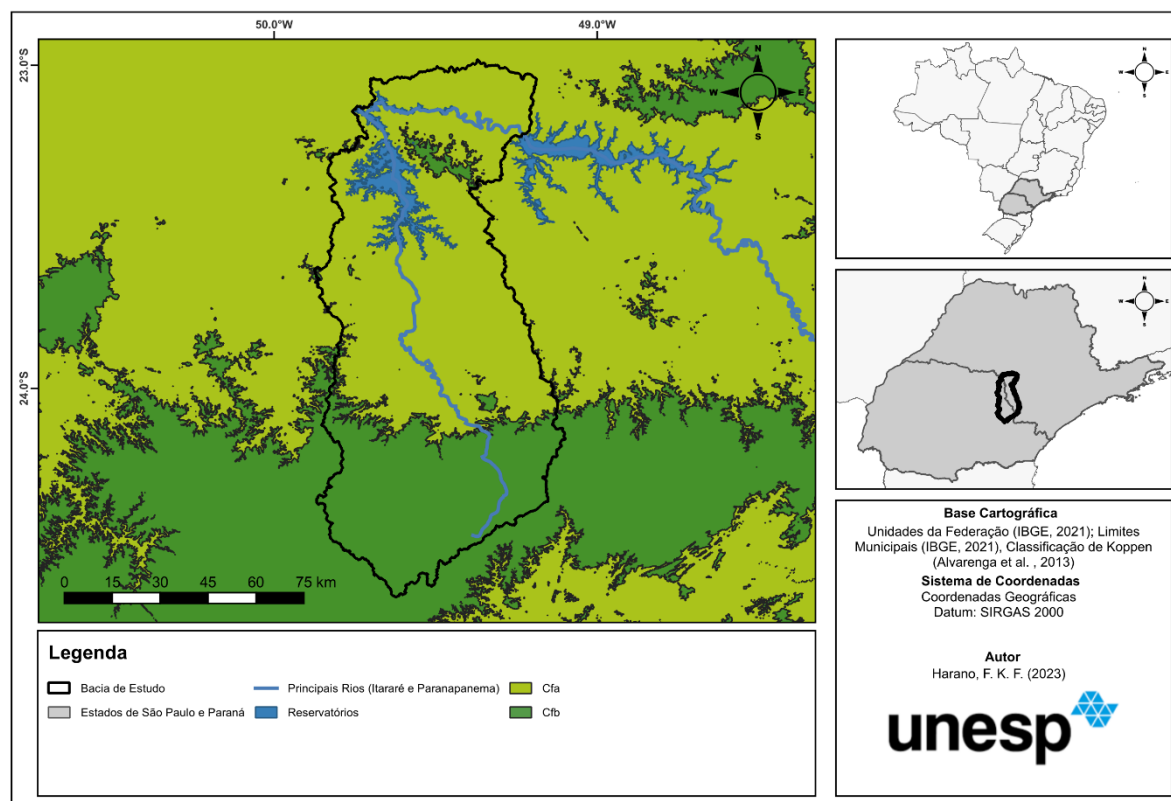
5.1.3 Clima

De acordo com a classificação climatológica de Köppen distribuída, estudada por Alvares et al. (2013), a bacia de estudo está inserida totalmente na zona climática “C – Zona úmida subtropical”.

Este resultado, apresentado na Figura 8, demonstra que na sua região central e norte há predominância da classe “Cfa” que são regiões de Clima Subtropical Úmido com pequena influência do oceânica e verões mais quentes. A classe “Cfb” apresenta-se nas proximidades das cabeceiras da bacia devido às maiores altitudes, classificando estas regiões como um clima tropical de altitude, apresentando verões mais amenos que o baixo curso e médio curso da área de estudo (ALVARES et al., 2013; INSTITUTO ÁGUAS DO PARANÁ, 2017; ROCHA, 2011)

O Serviço Geológico do Brasil – CPRM apresenta o Atlas Pluviométrico do Brasil com a definição de isolinhas médias de precipitação obtidas na série histórica dos anos de 1997 a 2006. As isolinhas proporcionam uma média variando entre 1400 e 1500 mm de chuva por ano (Figura 8).

Figura 8. Mapa climatológico da bacia de estudo com base no mapa do Brasil elaborado por Alvares et al. (2013) de acordo com a classificação de Köppen (1936).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.1.4 Geologia, Geomorfologia e Pedologia

Geomorfologicamente, a bacia está situada em duas unidades morfoestruturais: Cinturão Orogênico do Atlântico, ocupando a porção leste e as regiões das cabeceiras da bacia e a Bacia Sedimentar do Paraná, ocupando toda a parte central e ocidental da região estudada.

A primeira unidade morfoestrutural é composta pelas unidades morfoesculturais do Planalto Atlântico (Planalto Guapiara) com predominância de morros baixos com topos convexos (Dc), possui as maiores altitudes variando de 700 a 1.300 metros e declividades mais acentuadas entre 20 e 30%. Na região podem ser encontradas escarpas estruturais com direção predominante SW-NE, associada aos falhamentos regionais, como escarpas erosivas que desenvolvem o mesmo alinhamento. São encontrados vales entalhados e possui uma densidade variando de média a alta de drenagem, deixando a região sujeita à fortes atividades erosivas.

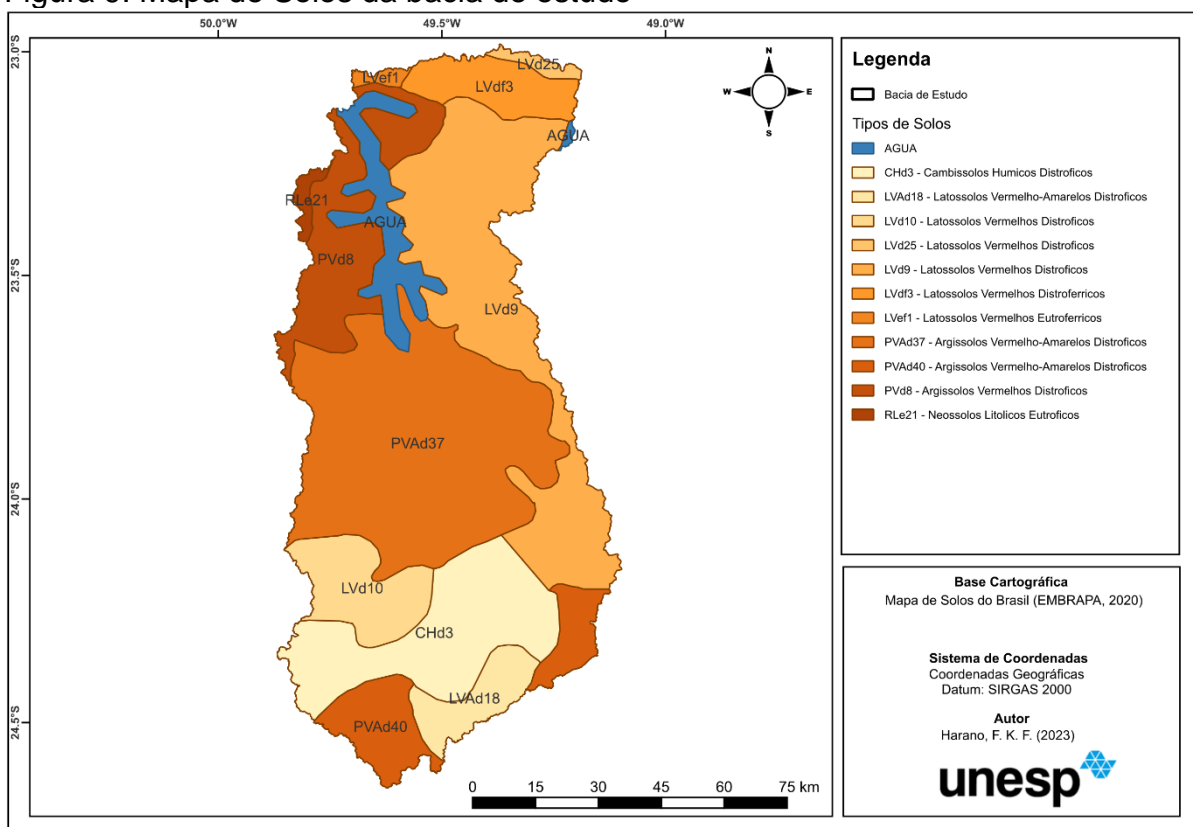
Já a segunda unidade morfoestrutural apresenta formas de dissecação média, com vales entalhados e uma variação de média a alta densidade de drenagem, que

são todos tributários do rio Paranapanema. Há também a existência de terrenos planos, produzidas pela deposição de detritos fluviais nas proximidades dos rios, sendo constituída por sedimentos fluviais arenosos e argilosos inconsolidados que apresentam fragilidade alta.

Conforme é apresentado pela Agência Nacional das Águas – ANA (2016), mesmo nas regiões mais altas da bacia as declividades são pouco expressivas, estas declividades amenas são representadas pela existência de planaltos nestas regiões. Logo, poucas vezes é ultrapassada a declividade de 20%, estando estes mais presentes na região das cabeceiras (oriental) da área estudada.

Referente aos tipos de solos (Figura 9), o Mapa de Solos do Brasil elaborado pela EMBRAPA (2020), indica a presença diferentes tipos associados à geologia e a geomorfologia das regiões. Dentre eles, os principais são: Argissolos Vermelho-Amarelo, Argissolos Vermelhos, Cambissolos Háplicos, Latossolos Vermelho-Amarelo, Latossolos Vermelhos e Neossolos Litólicos. Destas formas pedológicas, o que se encontra mais presente em toda a bacia, principalmente no médio curso, é o Latossolo Vermelho Eutrófico, seguido pelos Argissolos Vermelhos-Amarelos Distróficos que se encontram distribuídos na bacia e os Cambissolos Háplicos presentes principalmente no Planalto Atlântico e nas regiões das cabeceiras da bacia do Alto Paranapanema.

Figura 9. Mapa de Solos da bacia de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.1.5 Uso e cobertura da terra

Na bacia de estudo há a predominância de pastagens e atividades agrícolas, chegando a ocupar cerca de 44,2% do lado paranaense (ANA, 2016) e cerca de 43,34% na UGRHI 14 (CBH-ALPA, 2016). Segundo informado pelos autores, a construção e implantação da Ferrovia Sorocabana ocasionou uma forte influência na região do Alto Paranapanema, favorecendo o desenvolvimento de monoculturas como o café e o algodão, buscando atender as demandas industriais e desenvolver os polos urbanos. Além disso, entre as décadas de 60 e 70, a inauguração da Rodovia Raposo Tavares, trouxe uma forte pressão urbana e industrial para a região, consolidando os núcleos urbanos com atividades comerciais, industriais e de serviços.

5.2 DELIMITAÇÃO DA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO

A delimitação da bacia de contribuição do reservatório de Chavantes foi realizada por meios das ferramentas presentes no *software Arcgis Pro versão 3.1*.

Obtiveram-se os Modelos Digitais de Elevação (MDE) com resolução de 30 metros da área de interesse. Estes dados, foram levantados a partir das informações disponibilizada pela missão “*Copernicus*”, o programa de observação da terra realizado pela União Européia, e gerado um mosaico que abrange toda a área de interesse.

5.2.1 Preenchimento das Depressões (sinks)

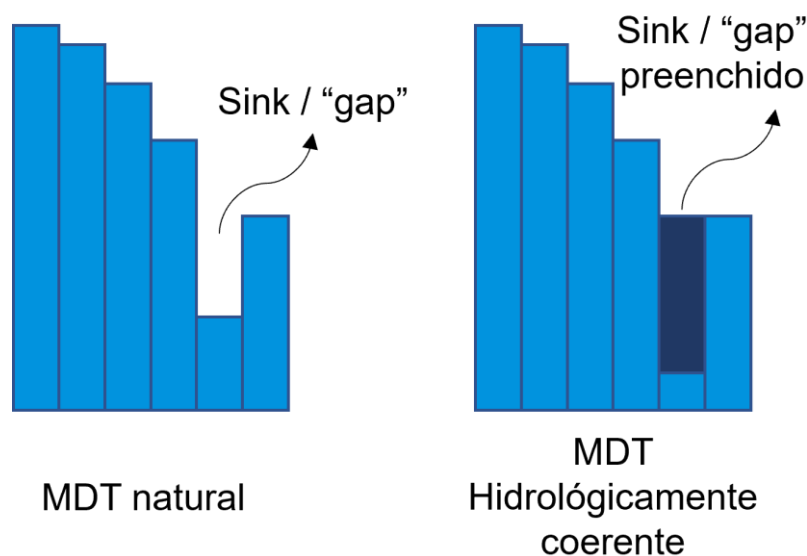
A partir do mosaico, foi realizado o tratamento do MDE utilizando a ferramenta *fill* da ferramenta *Spatial Analyst Tools* do software ArcGis Pro. Este tratamento inicial, tem a função de gerar o Modelo Digital de Elevação hidrológicamente coerente corrigindo os “gaps” existentes no mosaico (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008; BRANDÃO, 2013; HAUPT, 2009)

O preenchimento das depressões ou “gaps” são necessários para a correta direção do fluxo de um escoamento, pois os modelos digitais de elevação, naturalmente, apresentam falhas decorrente de possíveis sumidouros e/ou de processamento da imagem, causando problemas na geração do fluxo de uma camada raster (MENDES; CIRILO, 2013).

Conforme apresentado por ISS (2006), esta etapa busca eliminar as células “acumuladoras”, em que se encontram em um nível mais baixo do que o seu entorno. Estas células atrapalham o fluxo natural de um possível escoamento, prejudicando a construção de uma rota descendente até o exutório do ponto estudado. Saunders e Maidment (1996) reforçaram a necessidade da correção destes “gaps”, e da utilização de um comando que alterem para uma altura igual à altura mínima de um pixel adjacente.

Na Figura 10 é representado o esquema explicativo da correção dos gaps/sinks presentes no MDE e a correção aplicada com a utilização da ferramenta “*fill*” para obtenção do MDE hidrológicamente coerente.

Figura 10. Esquematização da utilização da ferramenta *fill sinks* para correção dos sinks/gaps existentes no MDT.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.2.2 Flow Direction (Direção do Fluxo)

Na segunda etapa de tratamento e manipulação do MDT, após a correção dos gaps e obtenção do modelo hidrológicamente coerente, foi utilizada a ferramenta *flow direction* para a obtenção da direção do fluxo do modelo. Nesta ferramenta a direção do fluxo é definida a partir de uma única direção para cada pixel, obtida por meio do algoritmo D8 flow.

Segundo Jenson e Domingue (1988), este algoritmo determina a direção em que a água escoaria baseada na orientação do pixel central para um dos oito pixels adjacentes, sendo que o escoamento se dá para a maior variação de elevação. Assim os valores 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 são determinados para indicar a orientação do fluxo, sendo: Leste (1), Sudeste (2), Sul (4), Sudoeste (8), Oeste (16), Noroeste (32), Norte (64) e Nordeste (128) (TONG, LUO, et al., 2021).

5.2.3 Flow Accumulation e geração das hidrografias

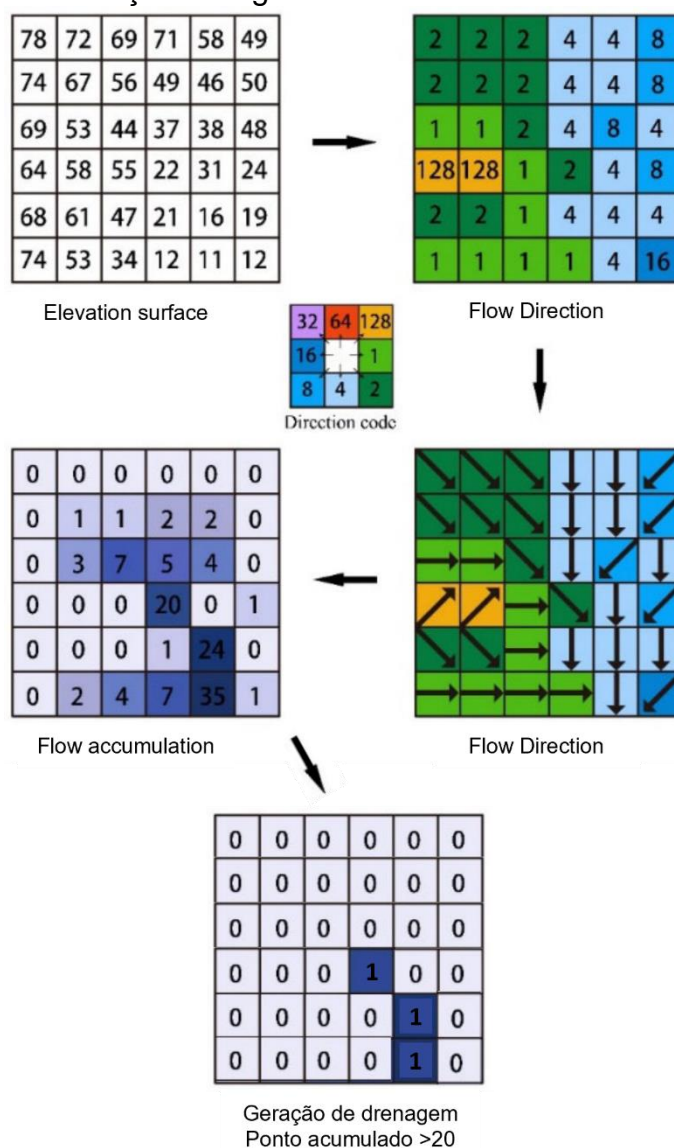
Após a determinação do sentido do fluxo, para a terceira etapa foi utilizada a ferramenta *"Flow Accumulation"*. Esta ferramenta permite realizar a contagem de

pixels a montante que direcionam para uma única célula, gerando um plano de informação do fluxo de água e as redes de drenagem (LIBOS, 2002).

Segundo Haupt (2009), para a determinação da rede de drenagem deve ser adotado um valor limite da área acumulada, ou seja, se a área superar este valor limitante aplicado pelo usuário, então este pixel faz parte da rede de drenagem e é representado pelo valor 1. Caso contrário, se o pixel não ultrapassar o valor determinado anteriormente, o pixel recebe o valor 0 e não representa uma drenagem da área estudada.

Na Figura 11 é apresentada ilustração da utilização do algoritmo D8 flow Direction para determinar a direção do fluxo e o fluxo acumulado.

Figura 11. Ilustração da utilização do algoritmo D8 flow Direction e do fluxo acumulado.





Fonte: Adaptado de Tong e Luo (2023).

5.2.4 Delimitação da bacia de contribuição da UHE Chavantes

Com as camadas de direção do fluxo e do fluxo acumulado, utilizou-se a ferramenta *watershed*, também do *Spatial Analyst Tools*, delimitando, automaticamente a bacia de contribuição por meio de um ponto definido.

Para este estudo, foram adotados dois pontos para delimitação da bacia de interesse, sendo estes os representados Tabela 2.

Tabela 2. Pontos dos exutórios utilizados para delimitação da bacia de estudo.

Exutório	Amostra de imagem
UHE Chavantes	
UHE Jurumirim	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A utilização de dois pontos teve o objetivo de delimitar apenas a bacia de contribuição da UHE Chavantes, excluindo a bacia de contribuição da UHE Jurumirim que compreende um reservatório e a sua bacia de contribuição localizada a montante da bacia de interesse.

5.2.5 Geração das hidrografias pelo Fluxo Acumulado

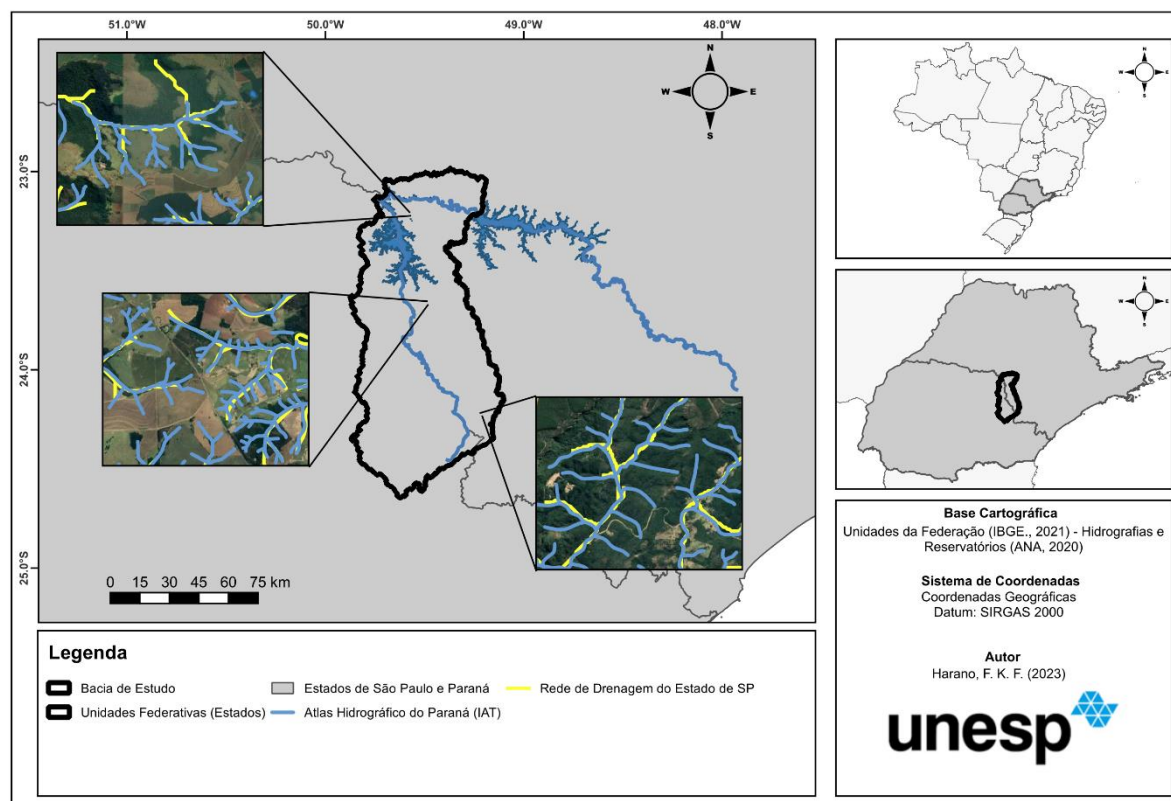
Nesta etapa, foi determinado o valor limite adotado de fluxo acumulado para geração de drenagem. Assim, foi necessário utilizar de uma otimização do processo com a utilização da ferramenta *Band Collection Statistic* do ArcGis Pro.

Esta ferramenta permite gerar uma matriz de correlação entre diferentes camadas *rasters*, sendo que, quanto mais próximo o valor de 1, indica uma correlação entre as camadas, e valores próximos à 0 indicam que há independência entre as camadas.

Primeiramente, foram obtidas as camadas de drenagem disponibilizada pelos estados de São Paulo (Coordenadoria de Planejamento Ambiental do Estado de São Paulo, 2013) e do Paraná (Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná, 1998) em formato vetorial e aberto ao público. Após, realizou-se uma comparação visual destas hidrografias vetorizadas, sendo notada uma diferença de escala entre as camadas, uma vez que a camada paranaense apresentava uma menor resolução (escala), desta forma, com maiores quantidades de hidrografias vetorizadas.

Na Figura 12 é representada a análise comparativa entre as feições disponíveis pelo estado de São Paulo e do Paraná, notou-se que as hidrografias do lado paranaense adentravam o estado de São Paulo, sendo demonstrados 3 (três) pontos comparativos dentro deste estado para que se verifica-se a diferença de resolução entre as camadas.

Figura 12. Comparação visual das hidrografias vetorizadas dos estados de São Paulo e Paraná.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

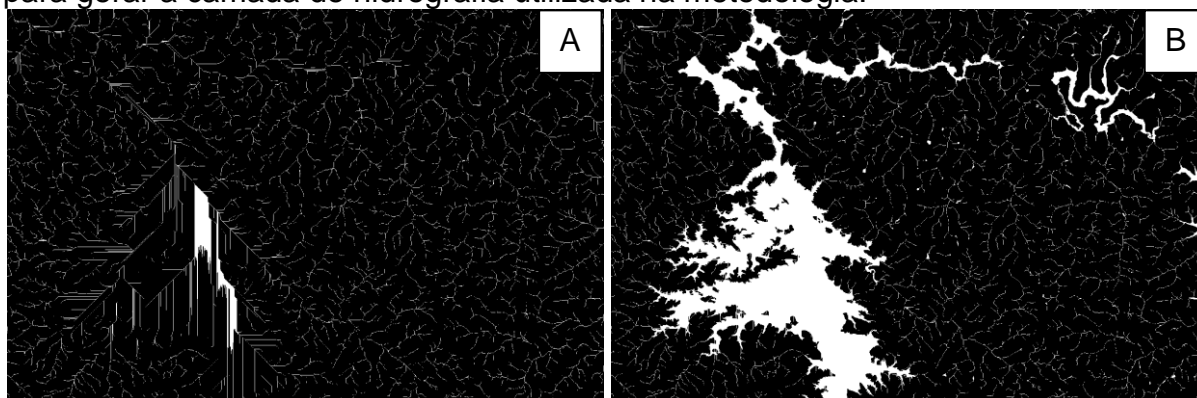
Desta forma, para a análise de correlação e geração da hidrografia para toda a bacia de estudo pelo método do fluxo acumulado, foi realizada a correlação com o lado paranaense da bacia estudada, para uma definição mais precisa e mais crítica nas gerações de hidrografias. Para tanto, com a ferramenta *Band Collection Statistic*, foram realizadas comparações com os valores de fluxo acumulado de 100, 150, 160, 170, 180, 190, 200, 250, 300, 350, 400, 450 e 500.

5.2.6 Inclusão dos reservatórios e ambientes lênticos

Por fim, foi realizada a correção das massas d'água na camada *raster* que melhor se ajustou pelas ferramentas citadas anteriormente. Esta correção teve o objetivo de incluir os reservatórios, lagos e demais ambientes lênticos na camada de hidrografia, uma vez que a geração das hidrográficas por meio do procedimento descrito não determinam esses ambientes.

Na Figura 13 é demonstrada uma comparação entre a camada gerada apenas com o fluxo acumulado (Figura 13-A) e o raster com a inclusão dos ambientes lênticos (Figura 13-B).

Figura 13. Resultado da soma do *raster* de fluxo acumulado com as massas d'água para gerar a camada de hidrografia utilizada na metodologia.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Uma vez que a análise é temporal, foram consideradas as hidrografias e massas d'água mapeadas pelo MapBiomas para cada ano de estudo (1997, 2005, 2013 e 2021), incluindo na metodologia a variação temporal dos níveis dos reservatórios e a dinâmica de lagos e barramentos presente em toda a bacia de estudo.

5.3 MAPEAMENTO DO USO E COBERTURA DA TERRA

Para o mapeamento de uso e cobertura da terra na bacia de estudo, foram obtidas as camadas de uso e ocupação para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021 a partir da base de dados disponíveis gratuitamente pelo MapBiomas. Com estas camadas *raster*, foram realizados os processamentos no *software ArcGis Pro*.

Este tratamento se deu início utilizando a ferramenta *clip* para recortar as camadas, que possuem uma abrangência nacional, para a área de estudo. Após isto, foi realizada a reclassificação das classes de usos do MapBiomas para as classes do *Corine Land Cover* (CLC) devido a metodologia utilizada.

5.3.1 Reclassificação dos usos apresentados pelo MapBiomas













Com o mapeamento do uso e cobertura da terra para os anos de interesse recortados na bacia de contribuição, foi realizada a reclassificação das classes de usos classificadas pelo Mapbiomas para o sistema europeu *Corine Land Cover* (EEA, 1999).



























Esta reclassificação se fez necessária ao estudo, visto que a metodologia criada por Munafò et al., (2005) foi desenvolvida utilizando o sistema europeu. Logo, para a melhor correlação entre as classificações presentes no MapBiomas e no sistema europeu CLC, foi utilizado o Manual de Uso da Terra do IBGE como intermediário. A reclassificação, Mapbiomas – IBGE – CLC foi utilizada pois, segundo o próprio instituto, o manual de uso brasileiro foi elaborado na mesma linha de procedimentos metodológicos que o mapeamento de cobertura e uso da terra utilizado no CLC (IBGE, 2013).

Além disso, o projeto Mapbiomas disponibiliza em seu site a descrição das legendas dos níveis de classes de uso da terra mapeados, bem como uma tabela de correlação entre o seu mapeamento e as classificações do IBGE que foi utilizado para o aprimoramento da correlação deste trabalho.

No Apêndice A são apresentadas as classes do MapBiomas, suas descrições, a classificação conforme o IBGE, a correlação utilizada em Nível I e II. Além disso, é apresentada a correspondência das classes do Mapbiomas com a classificação europeia *Corine Land Cover* (CLC) nos Níveis I e II, e a correlação adotada para o nível III. A Tabela 3 traz a reclassificação realizada, conforme a correlação das classes estipuladas.

Tabela 3. Reclassificação e legendas aplicadas para o Mapbiomas e o sistema europeu Corine Land Cover (CLC).





MAPBIOMAS		CLC	
3. Formação Florestal		3.1.1. Florestas de folhas largas	
4. Formação Savânica		3.1.3. Florestas mistas	
9. Silvicultura		2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	
11. Campo Alagado e Área Pantanosa		3.1.1. Florestas de folhas largas	
12. Formação Campestre		3.2.4. Transição Arbusto/Bosque	
13. Outras Formações Não Florestais		3.2.1. Campos Naturais	















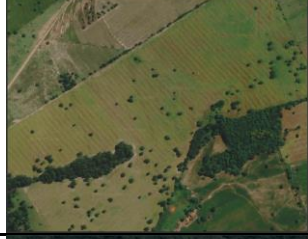






15. Pastagem		2.3.1. Pastagens	
20. Cana		2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	
21. Mosaico de Agricultura e Pastagem		2.4.2. Padrões de cultivos complexos	
24. Área Urbanizada		1.1.1. Tecido urbano contínuo	
25. Outras Áreas não Vegetadas		1.1.2. Tecido urbano descontínuo	
29. Afloramento Rochoso		3.3.2. Afloramentos Rochosos	
30. Mineração		1.3.1. Áreas de extração mineira	
33. Rio, Lago e Oceano		5.1.2. Corpos d'agua	
39. Soja		2.4.1. Culturas anuais associadas com culturas permanentes	
41. Outras Lavouras Temporárias		2.4.2. Padrões de cultivos complexos	
46. Café		2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	
47. Citrus		2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	
48. Outras Lavouras Perenes		2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	









Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A reclassificação resultante em comparação com as imagens de satélite do Google Earth está representada na Tabela 4

Tabela 4. Classes do CLC na bacia comparadas às imagens de satélite do Google Earth.

CLC	Amostra de imagem	
1.1.1. Tecido urbano contínuo		
1.1.2. Tecido urbano descontínuo		

CLC		Amostra de imagem	
1.3.1. Áreas de extração mineira			
2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres			
2.3.1. Pastagens			
2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes			
2.4.2. Padrões de cultivos complexos			
3.1.1. Florestas de folhas largas			
3.1.3. Florestas mistas			

CLC	Amostra de imagem	
3.2.1. Campos Naturais		
3.2.4. Transição Arbusto/Bosque		
3.3.2. Afloramentos Rochosos		
5.1.2. Corpos d'água		

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.4 DETERMINAÇÃO DO *POTENTIAL NON-POINT POLLUTION INDEX* (PNPI)

A metodologia de determinação do potencial de contribuição por cargas difusas (PNPI) foi desenvolvida por Munafò et al. (2005). Nesta metodologia, a física da bacia hidrográfica é representada com poucos dados de entrada, dentre eles: o mapa de uso e cobertura da terra mapas geológicos e os modelos digitais de elevação (MDE).

Conforme apresentado pelos autores, a determinação do PNPI é expressa por três principais indicadores, sendo eles:

- LCI (land cover indicator): O LCI apresenta o potencial de geração de poluição não pontual conforme o uso e cobertura da terra de cada pixel;
- DI (distance indicator): O DI indica a distância do pixel que gera um poluente até atingir o recurso hídrico mais próximo;

- ROI (run-off indicator): O ROI representa a forma como a poluição é transportada, considerando a possibilidade de infiltração, a declividade do terreno, o tipo de uso e a geologia dos pixels;

Após a determinação dos indicadores, estes devem ser normalizados em valores de 0 a 1. Então, o PNPI é calculado por meio da Equação 1 para cada pixel da bacia de estudo, apresentando um resultado de 0 a 10.

$$PNPI = p_{LCI} * LCI + p_{DI} * DI + p_{ROI} * ROI \quad (1)$$

Sendo:

p_{LCI} , p_{DI} e p_{ROI} , são pesos relativos dos indicadores LCI, DI e ROI.

Na Tabela 5 são apresentados os pesos relativos dos indicadores, de acordo com o estudo de Cecchi et al. (2007). No estudo elaborado pelo autor, os pesos foram determinados com base em consulta à especialistas em diferentes ramos de atuação, tais como biólogos, ecologistas e engenheiros ambientais.

Tabela 5. Peso dos indicadores LCI, DI e ROI utilizados para o cálculo do PNPI

Indicador	Peso do indicador	
	Média	Desvio Padrão
LCI	4,8	0,71
DI	2,6	0,71
ROI	2,6	0,52

Fonte: Cecchi et al. (2007).

Assim, de acordo com Haupt (2009) e Toniolo (2020) o PNPI pode ser classificado em 5 (cinco) classes (Tabela 6).

Tabela 6. Classes de potencial geração de cargas não pontuais empregados para o método PNPI.

Classes	PNPI
Classe I – Potencial muito baixo	$\leq 4,5$
Classe II – Potencial baixo	$4,5 < \text{PNPI} \leq 5,5$
Classe III – Potencial Moderado	$5,5 < \text{PNPI} \leq 6,5$
Classe IV – Potencial alto	$6,5 < \text{PNPI} \leq 7,5$
Classe V – Potencial muito alto	$\text{PNPI} > 7,5$

Fonte: Cecchi et al. (2007).

A seguir serão apresentadas as metodologias utilizadas para a determinação de cada indicador do PNPI.

5.4.1 Land Cover Indicator (LCI)

O Land Cover Indicator (LCI) é o indicador de uso da terra para cada pixel presente na bacia de estudo. O indicador é baseado no sistema de classificação de uso da terra europeu, denominado *Corine Land Cover (CLC)*, e é o mais importante entre os parâmetros determinantes do PNPI.

Segundo Munafò et al., (2005), no LCI foram determinados coeficientes apresentados por especialistas com base no potencial de geração de poluição para cada classe de uso. Como exemplo, os autores apresentam que áreas densamente urbanizadas e com grandes cultivos foram dados os maiores coeficientes, enquanto áreas ambientalmente preservadas os menores valores.

Os valores de LCI apresentados por Cecchi et al. (2007), referente as classes apresentadas no capítulo 5.3.1, podem ser verificados na Tabela 7.

Tabela 7. Classes mapeadas pelo Mapbiomas, correlatas do CLC e os valores do indicador LCI relativo.

MAPBIOMAS	CLC	LCI MÉDIO (0-10)
3. Formação Florestal	3.1.1. Florestas de folhas largas	0,56
4. Formação Savânica	3.1.3. Florestas mistas	0,44
9. Silvicultura	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	7,89

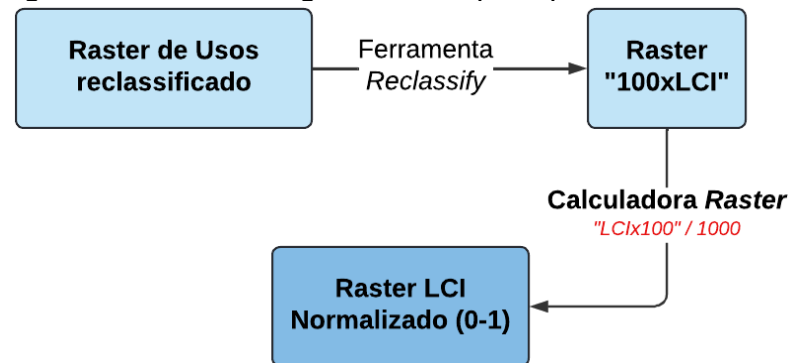
11. Campo Alagado e Área Pantanosa	3.1.1. Florestas de folhas largas	0,56
12. Formação Campestre	3.2.4. Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	0,78
13. Outras Formações Não Florestais	3.2.1. Pastagens naturais	1,94
15. Pastagem	2.3.1. Pastagens	4,00
20. Cana	2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	7,44
21. Mosaico de Agricultura e Pastagem	2.4.2. Padrões de cultivos complexos	6,90
24. Área Urbanizada	1.1.1. Tecido urbano contínuo	8,22
25. Outras Áreas não Vegetadas	1.1.2. Tecido urbano descontínuo	6,89
29. Afloramento Rochoso	3.3.2. Afloramentos Rochosos	0,00
30. Mineração	1.3.1. Áreas de extração mineira	7,78
33. Rio, Lago e Oceano	5.1.2. Corpos d'água	0,88
39. Soja	2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	7,44
41. Outras Lavouras Temporárias	2.4.2. Sistemas culturais e parcelares complexos	6,89
46. Café	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	7,89
47. Citrus	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	7,89
48. Outras Lavouras Perenes	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	7,89

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007).

Para modelar o LCI em “SIG”, utilizou-se da ferramenta *Reclassify* do *ArcGis Pro* para que as classes de uso da terra obtivessem os seus índices relativos, porém, visto a impossibilidade da utilização de casas decimais na ferramenta, foi realizada a operação com o multiplicador 100 para os pesos.

Por fim, visto a necessidade de aplicação do LCI normalizado, na equação do PNPI, ou seja, variando de 0 a 1, os valores de “100xLCI” foram corrigidos utilizando a calculadora *raster*, dividindo os valores por 1000 (mil). A Figura 14 apresenta o fluxograma demonstrativo destas operações.

Figura 14. Fluxograma da metodologia utilizada para processar o indicador LCI.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

5.4.2 Distance Indicator (DI)

O coeficiente DI é o componente do PNPI utilizado para analisar o decaimento do potencial de poluição durante o seu transporte até o curso d'água. Neste indicador é adotado um coeficiente de atenuação relacionando a rota teórica e a distância percorrida que a poluição, por meio do escoamento, se transportaria até o recurso hídrico mais próximo. Logo, quanto maior a proximidade de um pixel com o corpo hídrico, maior será o valor do indicador.

Desta forma, Cecchi et al. (2007) desenvolveram uma função potencial com base na distância euclidiana do pixel ao recurso hídrico mais próximo, apresentada na Equação 2.

$$DI_i = e^{(-0,090533D_i)} \quad (2)$$

sendo:

DI_i : Fator de distância entre o pixel e o curso d'água, variando de 0 a 1;

D_i : Distância euclidiana entre o centroide da célula i e o corpo de água, medido em número de pixel;

Se $D_i = 0$, então, $DI_i = 1$; porém, se $D_i = \infty$, $DI_i = 0$.

Foi realizada a determinação da distância euclidiana (D_i) da camada de hidrografia corrigida com as massas d'água conforme metodologia descrita anteriormente, realizada no software ArcGis PRO, por meio da ferramenta *Euclidian Distance*.

Em seguida, visto que a ferramenta calcula as distâncias em metros planares de cada pixel, realizou-se uma adequação na camada utilizando a calculadora *Raster*, dividindo a camada de distância euclidiana, pelo tamanho do pixel padrão adotado nesta dissertação (0,000277800574), transformando a distância em metros anteriormente para distância em pixel conforme exigido pela metodologia.

Obtida as distâncias euclidianas em pixel, foi implementada a Equação 2 anteriormente descrita na calculadora *Raster* do software para a elaboração do *Raster* denominado “DI” para os anos estudados.

5.4.3 *Run-off Indicator (ROI)*

No ROI, é considerado o deslocamento do poluente e a possível infiltração, levando em conta fatores como permeabilidade, inclinação do relevo e a classe de uso da terra conforme proposto por Cecchi et. al (2007).

Um fundamental índice no indicador é a permeabilidade, que na metodologia pode variar entre Muito Alta (A), Alta (B), Moderada (C) e Baixa (D). Neste estudo, devido a inexistência de um mapa de permeabilidade, foi adotada a metodologia praticada por Haupt (2009) e Toniolo (2020) proposta por Cecchi et. al. (2007), que classificou a permeabilidade do solo de acordo com os tipos pedológicos, litológicos e/ou geológicos encontrados nas regiões em que estudaram.

Assim, a permeabilidade dos tipos pedológicos foi determinada de acordo com as descrições e termos utilizados no Manual Técnico de Pedologia do IBGE (IBGE, 2007) e por Santos (2018), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Tipos de solos presentes na bacia e a definição das classes de permeabilidade conforme descrição do IBGE.

Tipos de Solo na bacia	$\frac{A}{C}$	Descrição IBGE
Argissolos Vermelho-amarelo	C	Moderadamente drenado: A água é removida do solo um tanto lentamente, de modo que o perfil permanece molhado por uma pequena, porém significativa, parte do tempo. A drenagem varia de acentuada a imperfeita e podem apresentar qualquer tipo de horizonte A sobre um horizonte B incipiente (Bi), também de cores diversas. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos.
Argissolos Vermelhos	C	
Cambissolos Húmicos	D	

Latossolos Vermelho-Amarelos	A	Têm cores vermelho-amareladas, são profundos, com boa drenagem e normalmente baixa fertilidade natural, embora se tenha verificado algumas ocorrências de solos eutróficos.
Latossolos Vermelhos	A	Solos vermelhos, geralmente com grande profundidade, homogêneos, de boa drenagem e quase sempre com baixa fertilidade natural (necessitam correções químicas para aproveitamento agrícola).
Neossolos Litólicos	A	Excessivamente drenado, são solos rasos onde a água é removida do solo muito rapidamente.
Água	*A	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023. Leg.: C.P.: Classe de Permeabilidade

A partir da determinação da permeabilidade de cada tipo pedológico, deve ser determinado o valor de ROI conforme o tipo de uso da terra incidente em cada classe de permeabilidade determinada anteriormente.

Na Tabela 9 são demonstrados os valores de ROI propostos por Cecchi et. al (2007) para as classes reclassificadas no presente estudo.

A intersecção entre os tipos de uso da terra e os tipos de solo (permeabilidade) foram realizados pela calculadora *Raster* em “SIG”. Para tanto, esta etapa foi segmentada em três fases, conforme descritas a seguir.

A primeira fase compreendeu a reclassificação da camada de uso da terra correlacionada anteriormente, adotando-se valores relativos para que pudessem ser modeladas no “SIG”, conforme a Tabela 10.

Tabela 9. Valores do indicador ROI conforme a cobertura da terra e a permeabilidade do tipo do solo.

MAPBIOMAS	CLC	A	B	C	D
3. Formação Florestal	3.1.1. Florestas de folhosas	0,36	0,60	0,73	0,79
4. Formação Savânica	3.1.3. Florestas mistas	0,36	0,60	0,73	0,79
9. Silvicultura	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,45	0,66	0,77	0,83
11. Campo Alagado e Área Pantanosa	3.1.1. Florestas de folhosas	0,36	0,60	0,73	0,79

12. Formação Campestre	3.2.4. Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	0,36	0,60	0,73	0,79
13. Outras Formações Não Florestais	3.2.1. Pastagens naturais	0,49	0,69	0,79	0,84
15. Pastagem	2.3.1. Pastagens	0,30	0,58	0,71	0,78
20. Cana	2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	0,58	0,73	0,82	0,87
21. Mosaico de Agricultura e Pastagem	2.4.2. Sistemas culturais e parcelares complexos	0,58	0,73	0,82	0,87
24. Área Urbanizada	1.1.1. Tecido urbano contínuo	0,57	0,72	0,81	0,86
25. Outras Áreas não Vegetadas	1.1.2. Tecido urbano descontínuo	0,46	0,69	0,79	0,84
29. Afloramento Rochoso	3.3.2. Rocha nua	0,77	0,86	0,91	0,94
30. Mineração	1.3.1. Áreas de extração mineira	0,45	0,66	0,77	0,83
33. Rio, Lago e Oceano	5.1.2. Planos de água	1,00	1,00	1,00	1,00
39. Soja	2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	0,58	0,73	0,82	0,87
41. Outras Lavouras Temporárias	2.4.2. Sistemas culturais e parcelares complexos	0,58	0,73	0,82	0,87
46. Café	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,45	0,66	0,77	0,83
47. Citrus	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,45	0,66	0,77	0,83
48. Outras Lavouras Perenes	2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,45	0,66	0,77	0,83

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007), 2023.

Tabela 10. Valores reclassificados dos usos do solo CLC para utilização da calculadora raster.

CLC	VALORES
1.1.1. Tecido urbano contínuo	111
1.1.2. Tecido urbano descontínuo	112
1.3.1. Áreas de extração mineira	131
2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	222
2.3.1. Pastagens	231
2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	241
2.4.2. Sistemas culturais e parcelares complexos	242

3.1.1. Florestas de folhosas	311
3.1.3. Florestas mistas	313
3.2.1. Pastagens naturais	321
3.2.4. Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	324
3.3.2. Rocha nua	332
5.1.2. Planos de água	512

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007), 2022.

Da mesma forma, foram atribuídos valores para cada Classe de Permeabilidade descritas conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11. Atribuição de valores para as classes de permeabilidade (CP) para modelagem em “SIG”.

Classe de Permeabilidade	VALORES
A	0
B	1000
C	2000
D	3000

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Finalmente, as camadas foram somadas na calculadora *Raster*, e, com a mesma metodologia aplicada ao LCI, foi reclassificado para os valores de “100xROI”, conforme a Tabela 12.

Tabela 12. Valores reclassificados para atribuição do ROI relativo ao tipo de cobertura da terra e tipo de solo.

PERMEABILIDADE SOLO	TIPO USO	VALOR RASTER	ROI (0-1)
A (Valor = 0)	111	111	0,57
	112	112	0,46
	131	131	0,45
	222	222	0,45
	231	231	0,3
	241	241	0,58
	242	242	0,58
	311	311	0,36
	313	313	0,36
	321	321	0,49

PERMEABILIDADE SOLO	TIPO USO	VALOR RASTER	ROI (0-1)
B (Valor = 1000)	324	324	0,36
	332	332	0,77
	512	512	1
	111	1111	0,72
	112	1112	0,69
	131	1131	0,66
	222	1222	0,66
	231	1231	0,58
	241	1241	0,73
	242	1242	0,73
	311	1311	0,6
	313	1313	0,6
	321	1321	0,69
	324	1324	0,6
	332	1332	0,86
	512	1512	1
C (Valor = 2000)	111	2111	0,81
	112	2112	0,79
	131	2131	0,77
	222	2222	0,77
	231	2231	0,71
	241	2241	0,82
	242	2242	0,82
	311	2311	0,73
	313	2313	0,73
	321	2321	0,79
	324	2324	0,73
	332	2332	0,91
	512	2512	1
D (Valor = 3000)	111	3111	0,86
	112	3112	0,84
	131	3131	0,83
	222	3222	0,83
	231	3231	0,78
	241	3241	0,87
	242	3242	0,87
	311	3311	0,79
	313	3313	0,79
	321	3321	0,84
	324	3324	0,79
	332	3332	0,94
	512	3512	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A última etapa da determinação do ROI, consiste na correção do coeficiente obtido anteriormente com a inclusão da declividade do terreno para cada pixel. A geração do *raster* de declividade foi realizada com a ferramenta *slope (percentize)* do ArcGis Pro que posteriormente foi reclassificada para as classes apresentadas na Tabela 13 e atribuídos os respectivos valores de correção com fator 100.

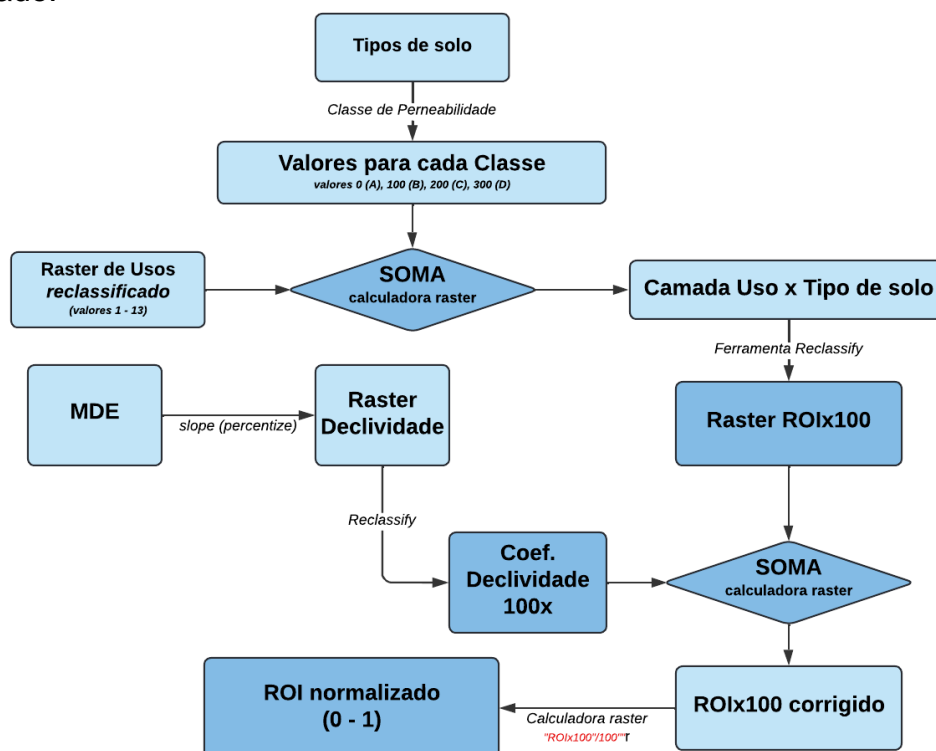
Tabela 13. Valores do coeficiente de correção do ROI pela declividade.

Declividade (graus)	Declividade (%)	Coef. de correção
≤2°50'	≤4,60	0
2°50' – 3°41'	4,60-6,43	0,1
3°41' – 4°32'	6,43-7,92	0,2
4°32' – 5°23'	7,92-9,42	0,3
5°23' – 6°14'	9,42-10,92	0,4
6°14' – 7°05'	10,92-12,42	0,5
7°05' – 7°56'	12,42-13,91	0,6
7°56' – 8°47'	13,91-15,42	0,7
8°47' – 9°38'	15,42-16,94	0,8
9°38' – 10°29'	16,94-18,48	0,9
≥10°29'	≥18,48	1,0

Fonte: Cecchi et al. (2007).

Para integrar a correção da declividade do terreno, foi somado o respectivo coeficiente de correção ao ROI ambos com fator 100. Caso o valor somado superasse 100 (cem) o coeficiente ROI foi mantido como igual a 100 (cem). Após a soma, foi realizada a divisão da camada obtida pelo fator, tendo enfim o ROI normalizado, variando de 0 a 1, sendo o seu valor classificado como zero quando não há deslocamento do poluente, e um quando há o máximo de deslocamento (Figura 15).

Figura 15. Fluxograma da metodologia empregada para obtenção do ROI normalizado.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 DELIMITAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

Com a delimitação da bacia de contribuição da UHE Chavantes, foi gerada a camada *Raster* direção de fluxo para toda a área drenagem (Figura 16). Com base nos dados apresentados na Tabela 14, observou-se que a bacia possui uma predominância de fluxo nas direções norte (18,05%) e oeste (14,33%).

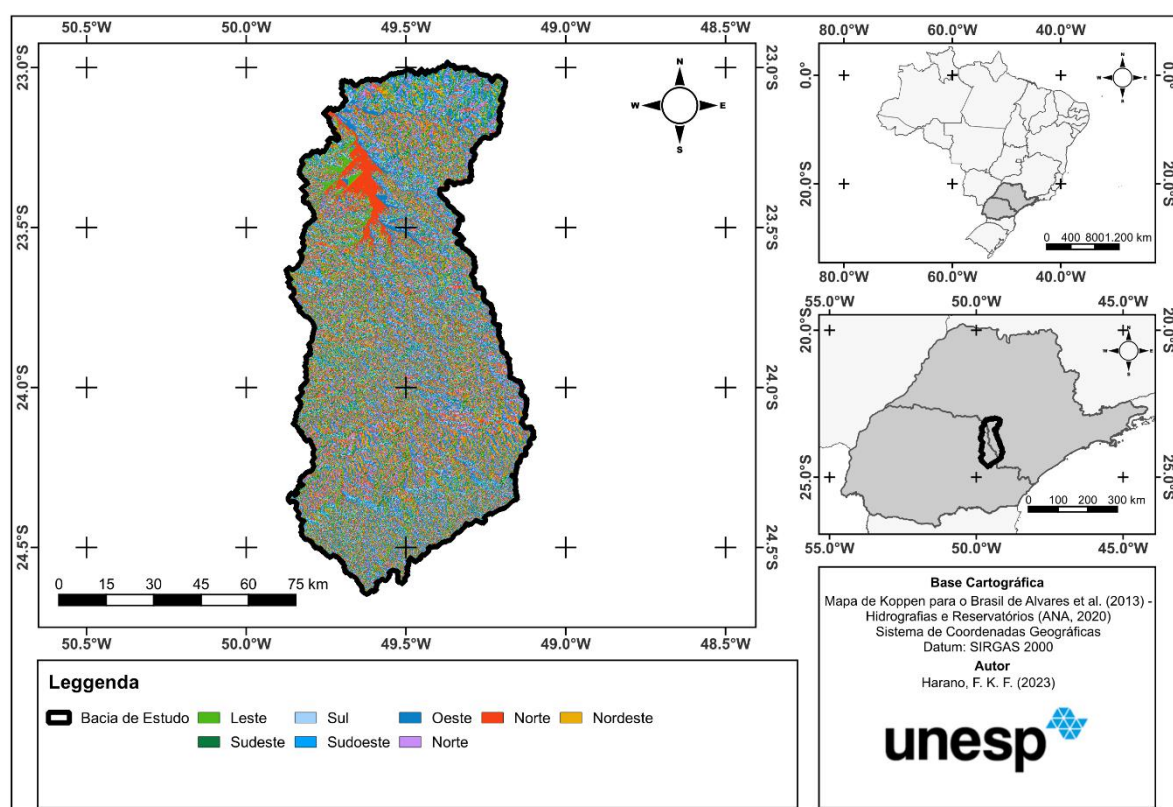
As informações sobre o fluxo confirmam, por meio da modelagem, que o rio Itararé escoar em direção ao rio Paranapanema, assim como o próprio rio Paranapanema flui em direção ao oeste do estado de São Paulo. Vale ressaltar que a foz do rio Paranapanema está localizada no rio Paraná, uma das principais regiões hidrográficas do país.

Tabela 14. Orientação e contagem dos fluxos na bacia estudada.

Valor do Pixel	Orientação do Pixel	Total de Pixel	%
1	Leste	1.445.917	12,75%
2	Sudeste	1.027.395	9,06%
4	Sul	1.293.208	11,41%
8	Sudoeste	1.138.055	10,04%
16	Oeste	1.624.832	14,33%
32	Noroeste	1.352.725	11,93%
64	Norte	2.046.749	18,05%
128	Nordeste	1.409.807	12,43%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Figura 16. Mapa com a direção dos fluxos de escoamento na bacia de contribuição.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6.2 GERAÇÃO E CORRELAÇÃO HIDROGRÁFICA

Na análise do valor limite que melhor se adequou à hidrografia, os resultados da correlação são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Matriz de correlação da ferramenta *Band Collection Statistic*.

	AHP*	100	150	160	170	180	190	200	250	300	350	400	500
AHP*	1	0,01041	0,01217	0,01236	0,01216	0,01198	0,0118	0,01165	0,01099	0,01046	0,01005	0,00971	0,00918
100	0,01041	1	0,89208	0,87597	0,86125	0,84753	0,83473	0,82291	0,77463	0,73541	0,70539	0,68105	0,64276
150	0,01217	0,89208	1	0,98194	0,96544	0,95006	0,9357	0,92246	0,86834	0,82437	0,79073	0,76344	0,72051
160	0,01236	0,87597	0,98194	1	0,9832	0,96753	0,95292	0,93943	0,88431	0,83953	0,80527	0,77748	0,73376
170	0,01216	0,86125	0,96544	0,9832	1	0,98406	0,9692	0,95548	0,89942	0,85388	0,81903	0,79077	0,7463
180	0,01198	0,84753	0,95006	0,96753	0,98406	1	0,98489	0,97096	0,91399	0,86771	0,83229	0,80357	0,75839
190	0,0118	0,83473	0,9357	0,95292	0,9692	0,98489	1	0,98585	0,92801	0,88101	0,84506	0,8159	0,77002
200	0,01165	0,82291	0,92246	0,93943	0,95548	0,97096	0,98585	1	0,94133	0,89366	0,85719	0,82761	0,78107
250	0,01099	0,77463	0,86834	0,88431	0,89942	0,91399	0,92801	0,94133	1	0,94936	0,91062	0,87919	0,82976
300	0,01046	0,73541	0,82437	0,83953	0,85388	0,86771	0,88101	0,89366	0,94936	1	0,95919	0,92609	0,87401
350	0,01005	0,70539	0,79073	0,80527	0,81903	0,83229	0,84506	0,85719	0,91062	0,95919	1	0,96549	0,9112
400	0,00971	0,68105	0,76344	0,77748	0,79077	0,80357	0,8159	0,82761	0,87919	0,92609	0,96549	1	0,94377
500	0,00918	0,64276	0,72051	0,73376	0,7463	0,75839	0,77002	0,78107	0,82976	0,87401	0,9112	0,94377	1

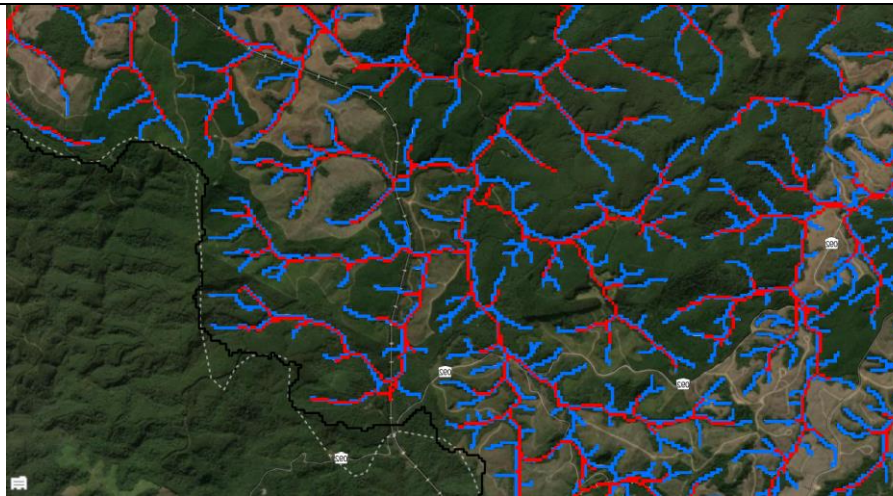
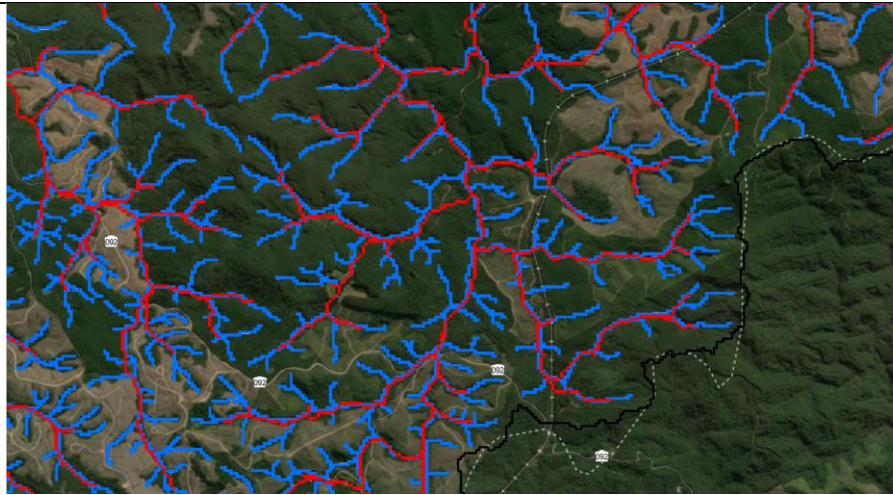
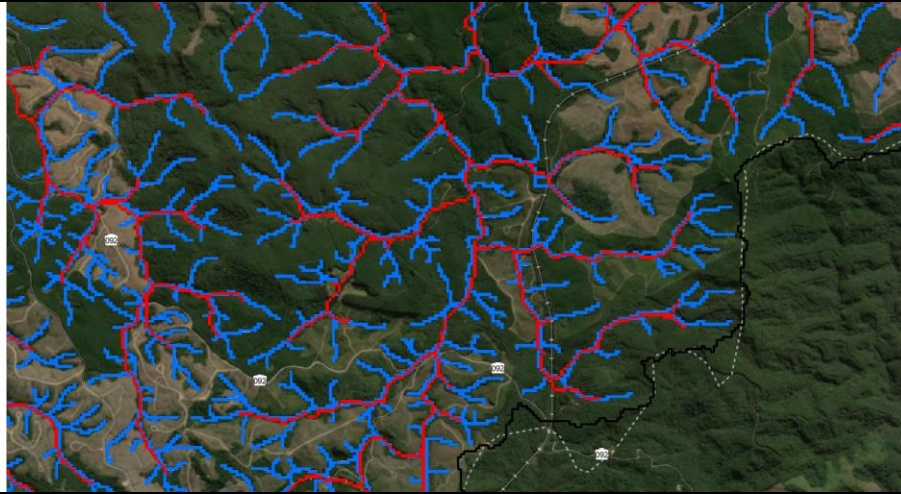
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

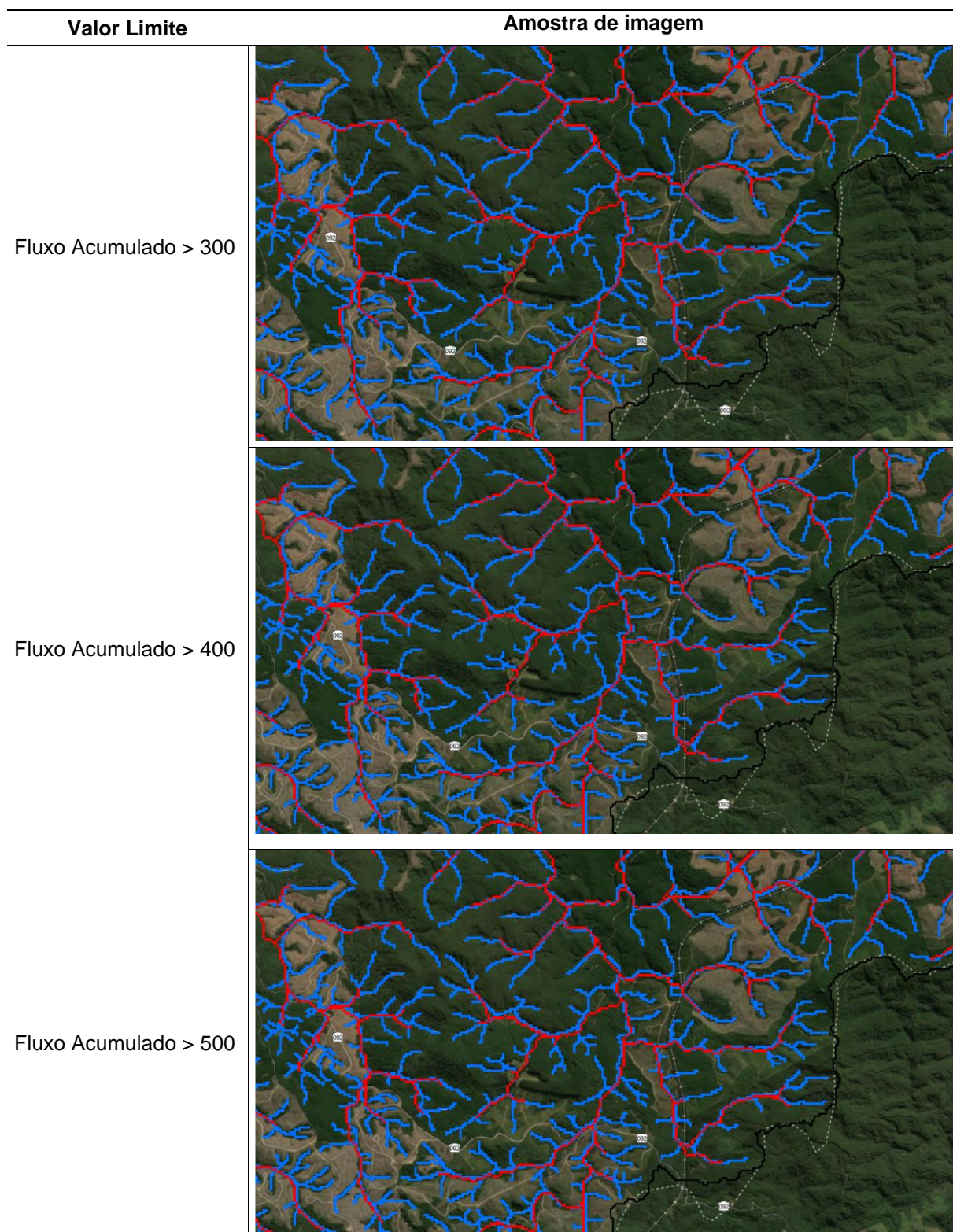
Como resultado, os valores limites mostraram uma correlação variando de 0,00918 (Valor 500) a 0,1236 (Valor 160), sendo este último o que apresentou a maior correlação com a camada desejada (hidrografia do paraná).

Embora o valor limite de 160 para o fluxo acumulado seja o mais próximo da hidrografia desejada, ainda está distante do valor ideal de 1. Esta discrepância pode ser atribuída a diferença nos modelos digitais de elevação utilizados, além do fato de que as hidrografias representam uma amostra muito pequena em relação à área total da bacia, resultando em correlações mais baixas.

No entanto, conforme demonstra a Tabela 16, o valor limite de 160 apresentou a melhor aproximação, enquanto os demais valores mostraram excesso de hidrografia ou falta de representação das feições hidrográficas, o que podem influenciar no modelo final.

Tabela 16. Demonstração visual dos diferentes valores limites adotados para correlação.

Valor Limite	Amostra de imagem
Fluxo Acumulado > 100	
Fluxo Acumulado > 160	
Fluxo Acumulado > 200	

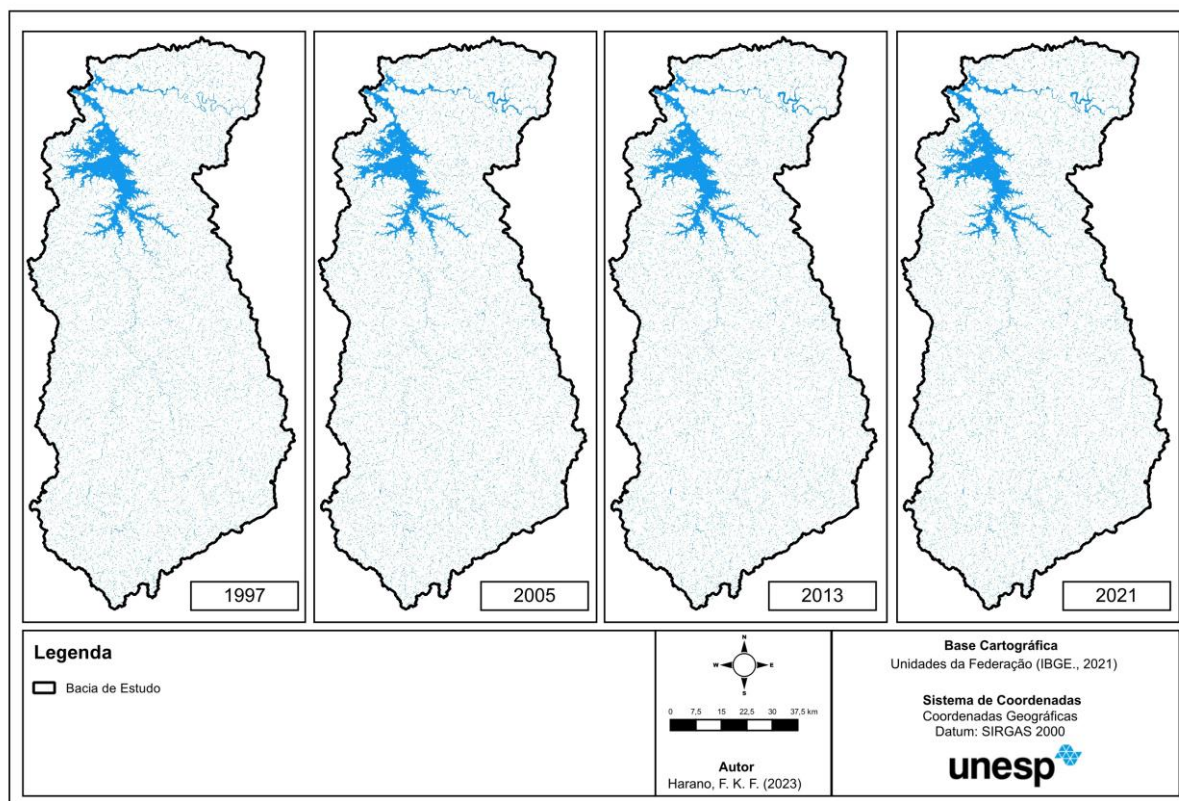


Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Na Figura 17, são apresentados os resultados das camadas hidrográficas utilizadas na elaboração do modelo. Para cada ano do estudo, foram utilizados os

mapeamentos realizados pelo MapBiomass, os quais incluem os reservatórios, lagos e barramentos de cursos d'água que não são delimitados pelo fluxo acumulado.

Figura 17. Hidrografias geradas para os anos de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6.3 DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA DE ESTUDO

Na Tabela 17 são apresentadas as variações da cobertura da terra das classes mapeadas pelo Mapbiomas e convertidas para o *Corne Land Cover* na bacia de estudo durante o período de análise.

Observa-se que no ano de 1997, a maior parte da composição do uso da terra na região era de pastagens (37,65%), seguido por de padrões de cultivos complexos (22,91%) e florestas de folhas largas (19,74%). Esses usos predominaram ao longo do ano de 2005, porém houve uma diminuição na área de pastagem, que caiu cerca de 6,57% para 31,08%. Os padrões de cultivos complexos mantiveram-se estáveis (22,23%), enquanto as formações florestais apresentaram uma leve redução para 19,47%.

Tabela 17. Variação das classes de cobertura da terra mapeadas pelo Mapbiomas e convertidas para o CLC nos anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.

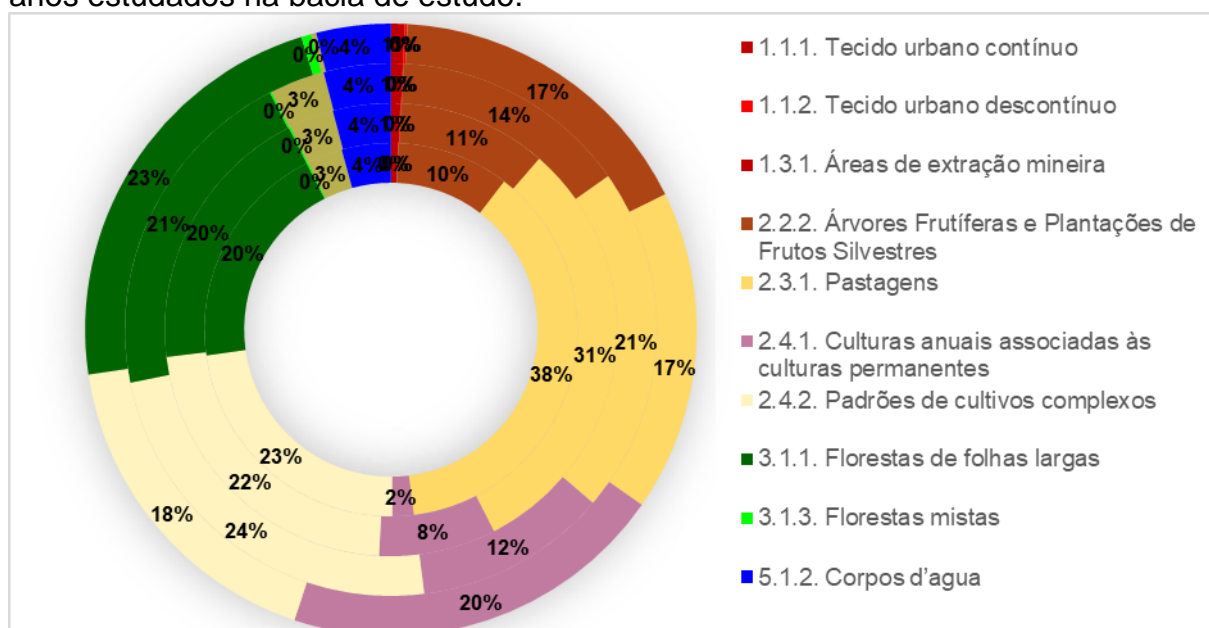
Classificação	1997		2005		2013		2021	
	Area (km ²)	%	Area (km ²)	%	Area (km ²)	%	Area (km ²)	%
1. Usos antrópicos	63,32	0,64%	71,80	0,73%	77,02	0,78%	85,53	0,87%
1.1.1. Tecido urbano contínuo	59,88	0,61%	66,17	0,67%	70,86	0,72%	71,54	0,73%
1.1.2. Tecido urbano descontínuo	3,37	0,03%	5,44	0,06%	5,85	0,06%	13,17	0,13%
1.3.1. Áreas de extração mineira	0,07	0,00%	0,18	0,00%	0,32	0,00%	0,81	0,01%
2. Usos agrícolas	7123,71	72,15%	7140,27	72,35%	7010,36	71,03%	7084,25	71,79%
2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	963,17	9,76%	1051,87	10,66%	1424,83	14,44%	1662,15	16,84%
2.3.1. Pastagens	3717,29	37,65%	3067,96	31,08%	2078,31	21,06%	1675,27	16,98%
2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	181,25	1,84%	826,06	8,37%	1157,55	11,73%	2015,99	20,43%
2.4.2. Padrões de cultivos complexos	2262,00	22,91%	2194,39	22,23%	2349,67	23,81%	1730,84	17,54%
3. Formações naturais e seminaturais	2265,64	22,95%	2249,35	22,79%	2380,45	24,12%	2310,41	23,41%
3.1.1. Florestas de folhas largas	1948,91	19,74%	1921,14	19,47%	2040,33	20,67%	2231,49	22,61%
3.1.3. Florestas mistas	13,92	0,14%	13,42	0,14%	12,23	0,12%	52,72	0,53%
3.2.1. Campos Naturais	0,00	0,00%	0,00	0,00%	0,00	0,00%	0,00	0,00%
3.2.4. Transição Arbusto/Bosque	302,82	3,07%	314,78	3,19%	327,89	3,32%	26,20	0,27%
3.3.2. Afloramentos Rochosos	0,00	0,00%	0,00	0,00%	0,00	0,00%	0,00	0,00%
5. Corpos d'água e recursos hídricos	420,16	4,26%	408,19	4,14%	402,23	4,08%	387,77	3,93%
5.1.2. Corpos d'água	420,16	4,26%	408,19	4,14%	402,23	4,08%	387,77	3,93%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Embora não seja uma das classes mais abundantes na bacia estudada, o período de 1997 a 2005 apresentou um crescimento significativo no uso de culturas anuais associadas a culturas permanentes. Essa classe aumentou de 1,87% no primeiro ano analisado para 8,37% no segundo ano, representando um crescimento de 6,53%. Esta classe, conforme a conversão realizada do MapBiomas, indica principalmente o aumento da atividade de agrícola relacionadas à soja e a cana-de-açúcar, que tiveram um grande crescimento nos últimos anos no oeste paulista.

A Figura 18 ilustra um gráfico comparativo que representa as classes mapeadas.

Figura 18. Gráfico da dinâmica do uso e cobertura da terra conforme o CLC para os anos estudados na bacia de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Em 2013, ocorreu a primeira mudança nas classes mais abundantes da bacia de estudo. Nesse ano, a classe mais presente foi a de padrões de cultivos complexos, que consiste em um mosaico de agricultura e pastagens, totalizando 23,81%. As pastagens continuaram a decair fortemente (-10,03%), ocupando agora a segunda posição com 21,06% da área. Em terceiro lugar, o uso de florestas de folhas largas aumentou sua composição para 20,67%, indicando um crescimento em relação aos anos anteriores. Duas classes que apresentaram comportamentos relevantes, foram as de culturas anuais associadas às culturas permanentes, que mantiveram um crescimento de 3,36%, e de Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres, que cresceram 3,78%. Essa última classe é representada principalmente pelas silviculturas, que muitas vezes incluem plantios de pinus e eucaliptos para a indústria madeireira e de papel e celulose.

No último ano analisado, 2021, ocorreram grandes mudanças na dinâmica do uso da terra na bacia estudada. Nesse ano, a classe mais predominante foi a de florestas de folhas largas, representando 22,61% da área total da bacia. Em segundo lugar, foram as culturas anuais associadas a culturas permanentes, com 20,43%, seguidas pelos padrões de cultivos complexos, com 17,54%.

Ao analisar a dinâmica no período de 2013 a 2021 (Figura 19), observa-se que a bacia apresentou uma diminuição nas áreas de pastagens, tendência que já vinha

ocorrendo nos períodos anteriores. Houve também uma redução nos padrões de cultivos complexos e um aumento nas classes de florestas de folhas largas (1,94%), árvores frutíferas e plantações de frutos silvestres (2,41%) e culturas anuais associadas a culturas permanentes (8,70%).

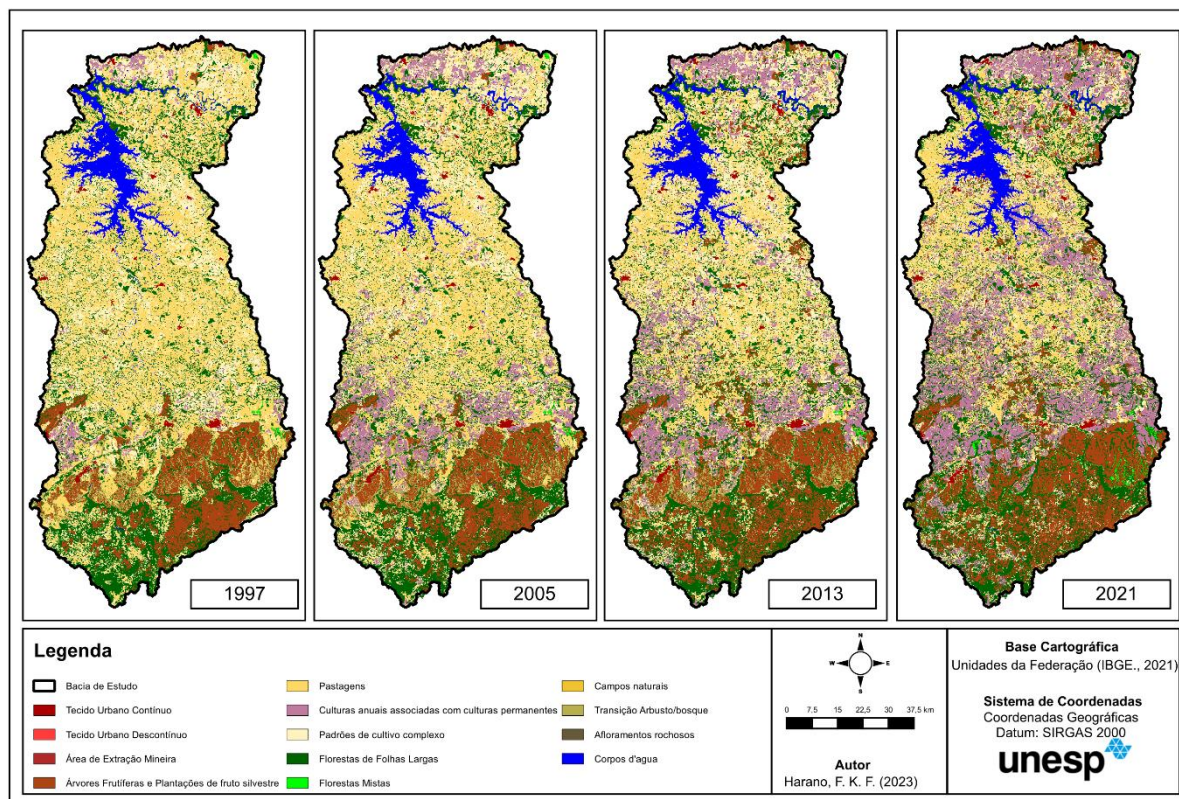
Na Tabela 18 é apresentada uma síntese das taxas de crescimento e diminuição das áreas mapeadas ao longo de todo o período estudado. Ela demonstra uma diminuição significativa nas áreas de pastagens (-20,67%) e um aumento relevante nas culturas anuais associadas às culturas permanentes (18,59%).

Tabela 18. Taxa da dinâmica de uso e cobertura da terra na bacia.

Classificação	1997- 2005	2005- 2013	2013- 2021	1997- 2021
1.1.1. Tecido urbano contínuo	0,06%	0,05%	0,01%	0,12%
1.1.2. Tecido urbano descontínuo	0,02%	0,00%	0,07%	0,10%
1.3.1. Áreas de extração mineira	0,00%	0,00%	0,01%	0,01%
2.2.2. Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,90%	3,78%	2,41%	7,09%
2.3.1. Pastagens	-6,57%	-10,03%	-4,08%	-20,67%
2.4.1. Culturas anuais associadas às culturas permanentes	6,53%	3,36%	8,70%	18,59%
2.4.2. Padrões de cultivos complexos	-0,68%	1,57%	-6,27%	-5,37%
3.1.1. Florestas de folhas largas	-0,27%	1,21%	1,94%	2,87%
3.1.3. Florestas mistas	0,00%	-0,01%	0,41%	0,39%
3.2.1. Campos Naturais	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
3.2.4. Transição Arbusto/Bosque	0,12%	0,13%	-3,06%	-2,80%
3.3.2. Afloramentos Rochosos	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
5.1.2. Corpos d'água	-0,12%	-0,06%	-0,15%	-0,33%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Figura 19. Mapas demonstrando a dinâmica da cobertura da terra do Mapbiomas e correlacionado para o sistema europeu Corine Land Cover (CLC) no período.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6.4 POTENCIAL NON-POINT POLLUTION INDEX (PNPI)

6.4.1 Distance Indicator (DI)

Na Tabela 19 são apresentados os resultados estatísticos do indicador de distância (DI). Essa análise revela uma variação mínima no indicador DI ao longo dos anos estudados. Essa baixa diminuição está relacionada ao uso constante da terra, especificamente nas áreas designadas como "Cursos d'água" pelo *Corine Land Cover*, que representam os reservatórios e acumulações de água.

Vale ressaltar que a hidrografia gerada foi a mesma para todos os anos, não considerando possíveis alterações e correções nos cursos d'água, o que influenciam na manutenção do índice ao longo do período.

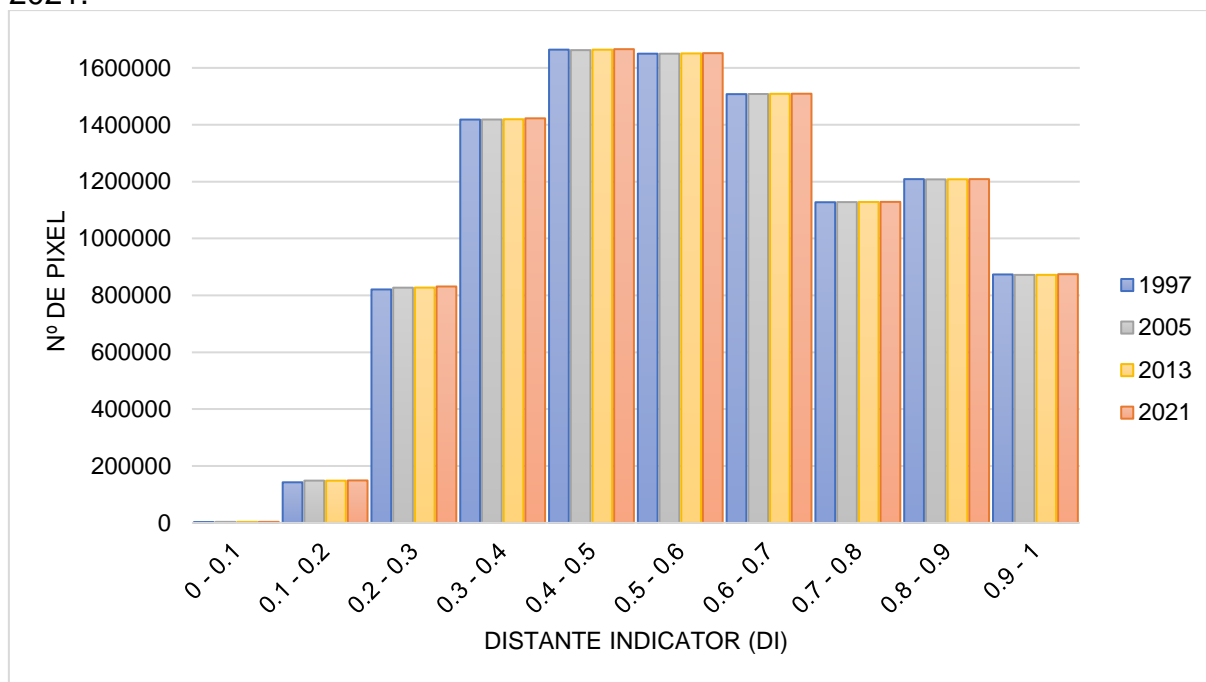
Tabela 19, Valores estatísticos dos pixels determinados no Distance Indicator para os anos de estudo.

Anos de Estudo:										
	1997		2005		2013		2021		1997-2021	
	DI	DI	1997 - 2005	DI	2005 – 2013	DI	2013-2021	Variação	%	
Mínimo	0.0515	0.0402	-28.11%	0.0402	0.00%	0.0401	-0.25%	-0.0114	-22.14%	
Máximo	1.0000	1.0000	0.00%	1.0000	0.00%	1.0000	0.00%	0.0000	0.00%	
Média	0.6148	0.6139	-0.15%	0.6137	-0.03%	0.6130	-0.11%	-0.0018	-0.29%	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Os histogramas dos anos estudados extraídos das camadas *Raster* de cada ano estão representados na Figura 20. Estes apresentam uma variação imperceptível, devido à baixa variação que o DI apresentou ao longo do período.

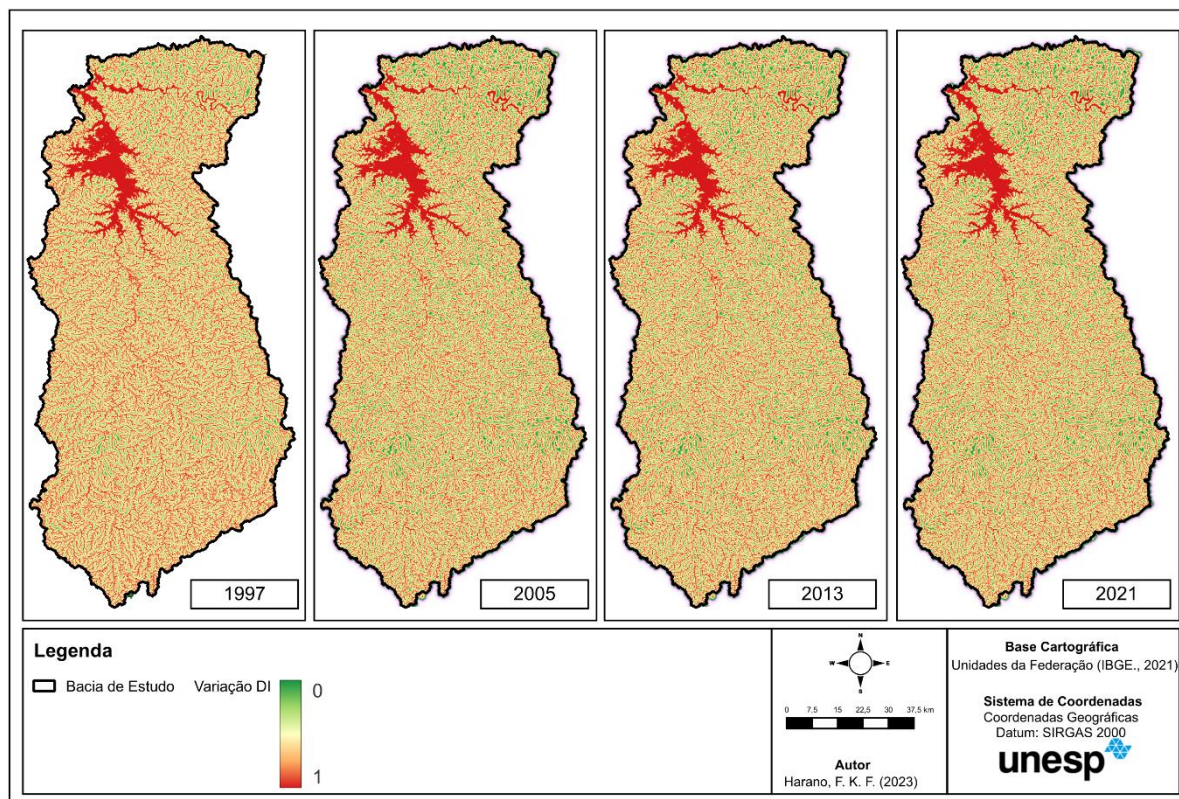
Figura 20. Histograma do *Distance Indicator (DI)* para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Os resultados da determinação do *Distance Indicator (DI)* para cada ano, de forma espacializada na bacia podem ser verificados na Figura 21.

Figura 21. Mapa de espacialização do *Distance Indicator* para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6.4.2 Land Cover Indicator (LCI)

O *Land Cover Indicator*, é relacionado diretamente ao uso da terra, sendo que a Tabela 20 apresenta os resultados estatísticos do indicador para os anos estudados.

Tabela 20. Valores estatísticos dos pixels determinados no Distance Indicator para os anos de estudo.

	1997		2005		2013		2021		1997-2021	
	LCI	LCI	LCI	LCI	LCI	LCI	LCI	LCI	Variação	%
Mínimo	0.0440	0.0440	0.0000	0.0440	0.0000	0.0440	0.0000	0.0000	0.0000	0.00%
Máximo	0.8220	0.8220	0.0000	0.8220	0.0000	0.8220	0.0000	0.0000	0.0000	0.00%
Média	0.4217	0.4471	5.68%	0.4738	5.64%	0.4973	4,74%	0.076	17,94%	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Conforme a tabela, o LCI apresentou um crescimento total de 17,94% ao longo do período estudado, este fato ocorreu pelo indicador estar diretamente relacionado ao tipo de uso da terra presente na bacia.

Ao analisar a dinâmica do uso da terra na bacia, observou-se uma considerável redução na classe pastagens (-20,67%), nos cultivos complexos (-5,37%) e na transição de arbusto para bosque. Por outro lado, houve um aumento nas classes de culturas anuais associadas a culturas permanentes (18,59%), árvores Frutíferas e plantações de frutos silvestres (7,09%) e floresta de folhas largas (2,87%).

Esta dinâmica de alteração está em consonância com os dados estatísticos, em que a média dos valores de LCI apresentaram um crescimento de 0,4217 para 0,4973. É importante ressaltar, que ao analisar todo o período, as classes que sofreram diminuição apresentam menor influência no indicador em comparação com as classes que tiveram um aumento, como pode ser observado na Tabela 21, o que acarretou o aumento do LCI ao longo do período estudado.

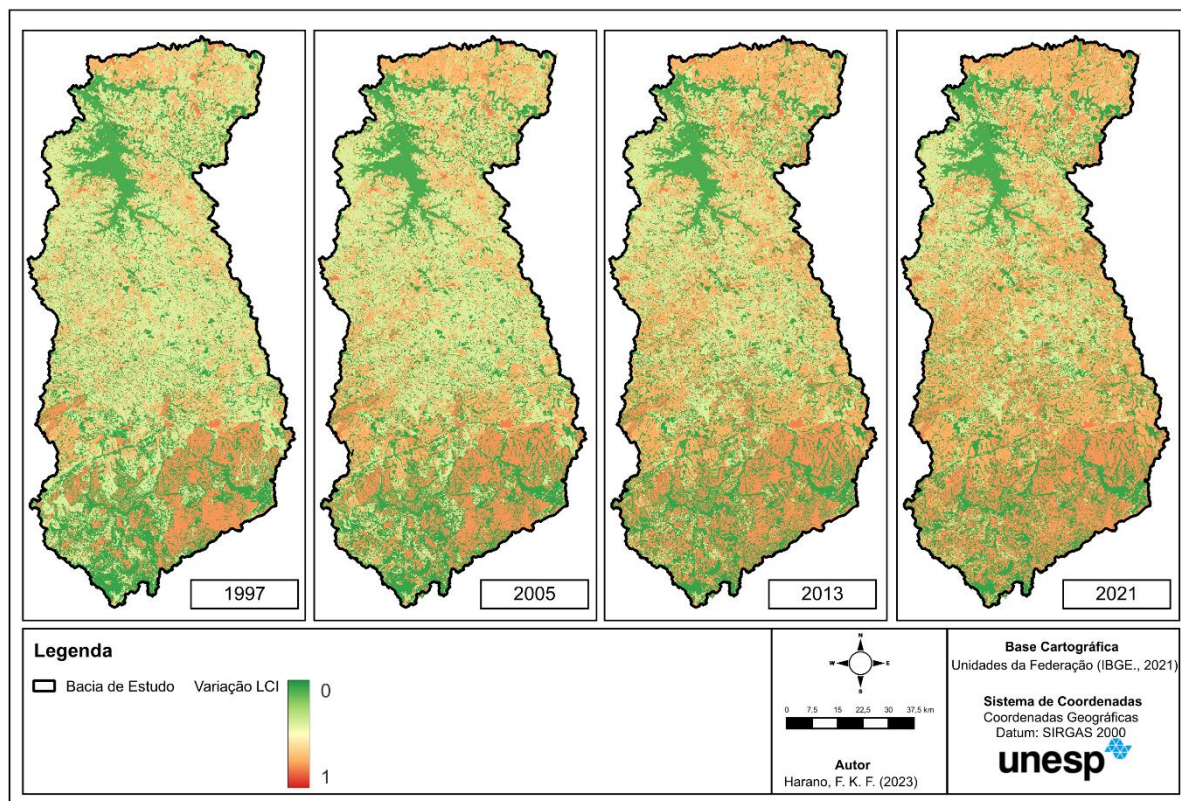
Tabela 21. Comparação dos valores de LCI para os usos que tiveram maior variação.

Diminuição	LCI	Aumento	LCI
2.3.1 Pastagens	0,4	2.4.1 Culturas anuais associadas às culturas permanentes	0,744
2.4.2. Padrões de cultivos complexos	0,69	2.2.2 Árvores Frutíferas e Plantações de Frutos Silvestres	0,789
3.2.4 Transição Arbusto/bosque	0,078	3.1.1 Floresta de folha larga	0,056

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007).

A Figura 22 representa o mapa da dinâmica espacial do LCI no período, demonstrando que em 2021 o mapa encontra-se mais alaranjado na região das cabeceiras, central e norte da bacia, correspondente ao aumento do indicador LCI.

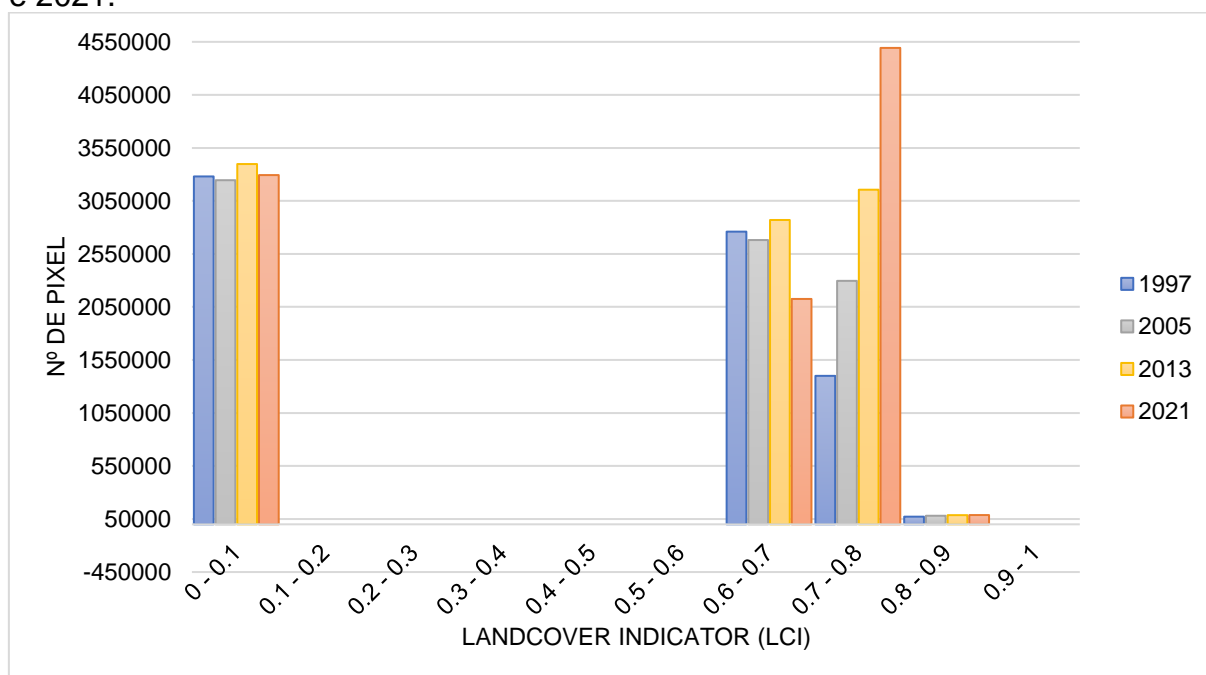
Figura 22. Dinâmica do *Land Cover Indicator* (LCI) ao longo dos anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A seguir, a Figura 23 traz o histograma das camadas *Raster* do indicador LCI. A análise dos histogramas traz uma comparação dos valores de pixel mais presente em cada ano estudado, sendo que na faixa de valor de LCI variando de 0 a 0,1 os anos apresentaram valores semelhantes, na faixa entre 0,6 e 0,7 houve uma manutenção na semelhança excluído o ano de 2021, este que trouxe resultados muito superiores na faixa 0,7-0,8 trazendo a maior média para o indicador.

Figura 23. Histograma do *Land Cover Indicator* (LCI) para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.



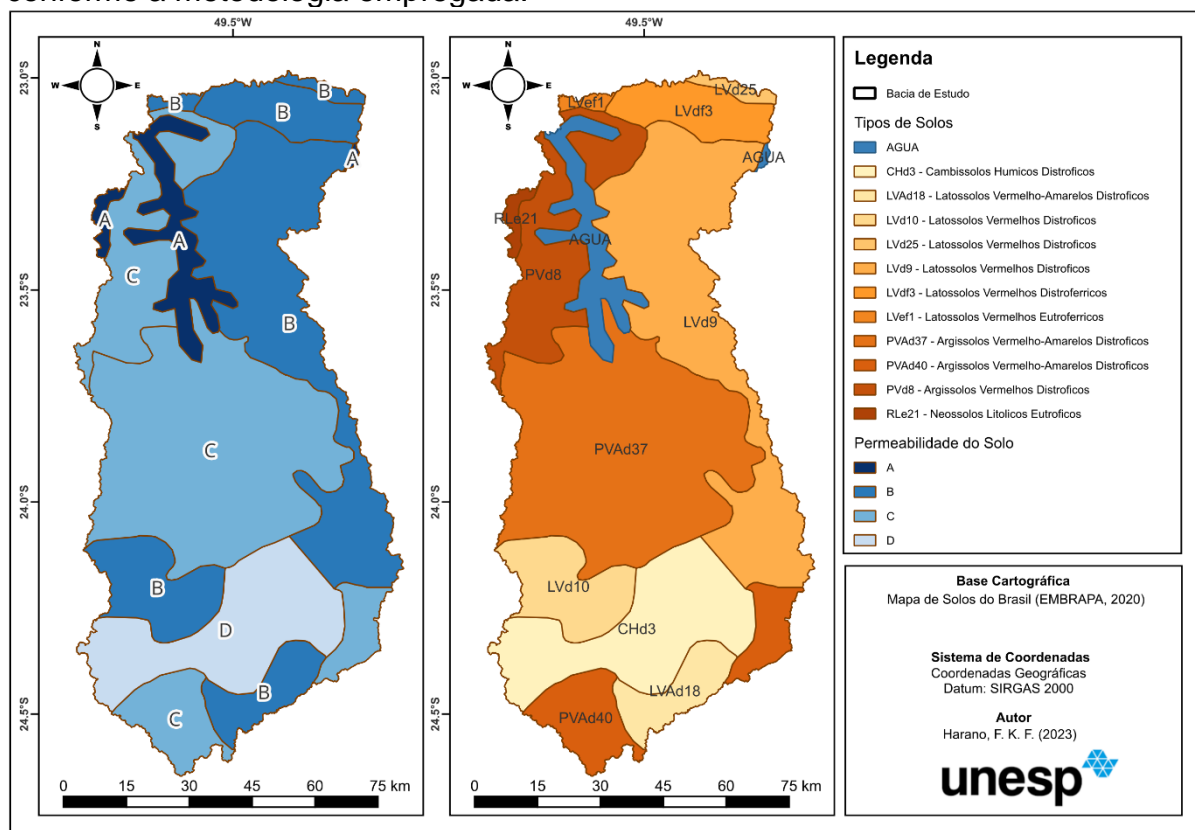
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

6.4.3 *Run-off Indicator* (ROI)

O *Run-off Indicator* (ROI) é o indicador que representa o transporte do poluente ao longo da bacia hidrográfica estudada, buscando representar o escoamento superficial e a infiltração/retenção que ocorre de forma distribuída na bacia, de acordo com a declividade, a permeabilidade do solo o tipo de uso da terra.

A Figura 24 representa a correspondência realizada entre as classes de permeabilidade e os tipos de solos existentes na bacia estudada. Conforme a metodologia empregada, a bacia apresenta uma maior permeabilidade na região leste e nordeste (estado de São Paulo) em que possui uma composição de Latossolos e Neossolos. A região centro-oeste e nas cabeceiras apresentam menores permeabilidades devido a presença de Argissolos e Cambissolos.

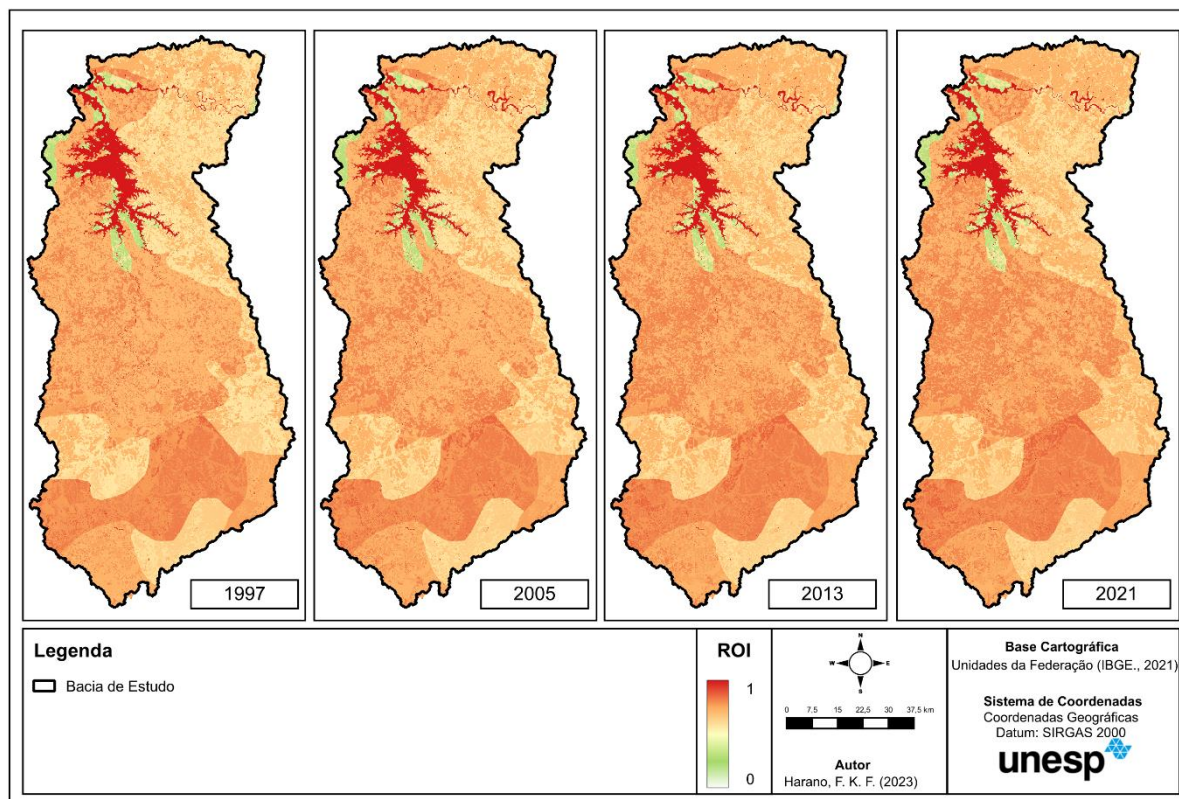
Figura 24. Mapa da conversão entre os tipos de solos e suas permeabilidades conforme a metodologia empregada.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Após a classificação das permeabilidades, os resultados apresentaram a preliminar do *Run-off Indicator (ROI)* para os anos estudados, ainda sem a correção das declividades (Figura 25). Nesta preliminar, é perceptível a influência da permeabilidade dos diferentes tipos de solo no indicador, sendo que as zonas com maiores coeficientes estão correspondentes aos solos com menores permeabilidades, que possuem uma menor capacidade de retenção dos poluentes, gerando um maior potencial de contaminação pelo seu transporte, zonas mais presentes na região centro-oeste e na cabeceira da bacia de estudo.

Figura 25. Distribuição do ROI preliminar na bacia ao longo do período (sem a correção da declividade).

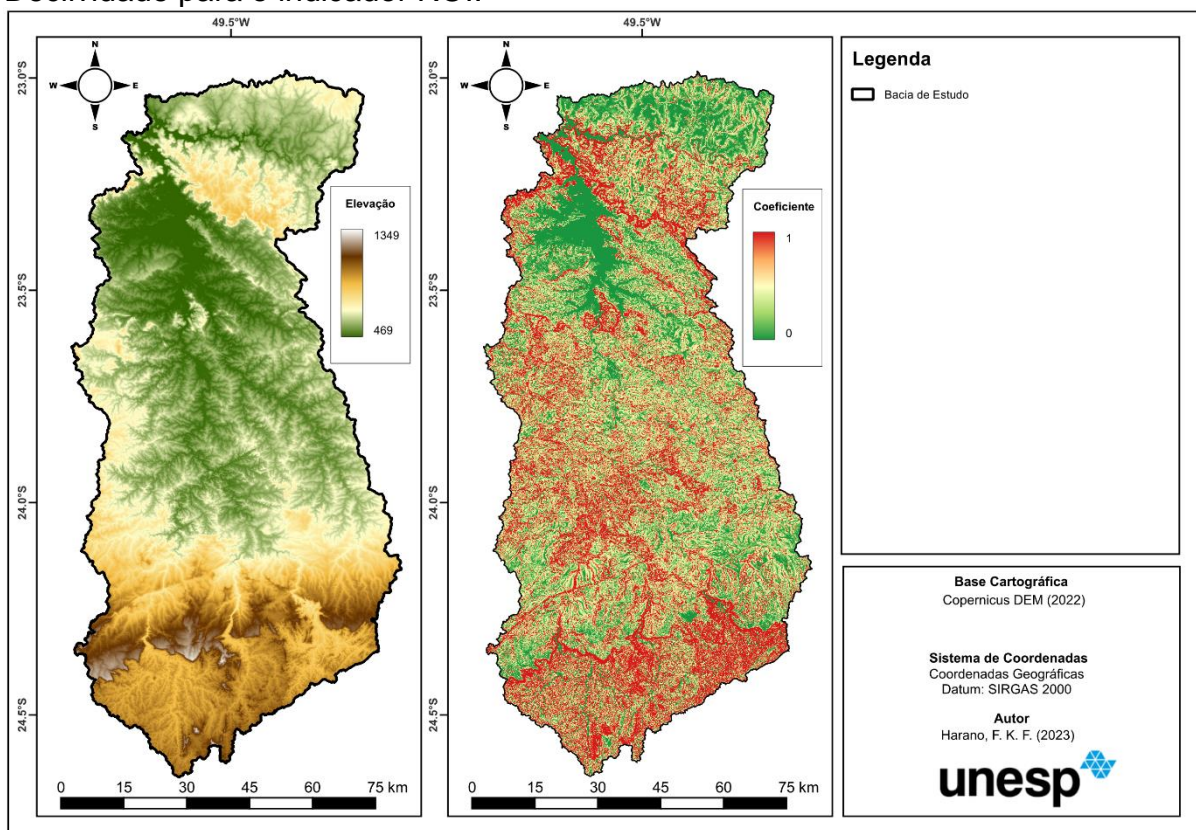


Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Após a determinação do ROI preliminar (sem a correção da declividade) foram obtidos os resultados da influência da declividade existente na bacia. Na Figura 26 é demonstrado o Modelo Digital de Elevação obtido do *Copernicus Digital Elevation* à esquerda, enquanto à direita é demonstrado o coeficiente da declividade a ser aplicado no indicador conforme descrito na metodologia.

Como esperado, as maiores declividades bem como altitudes, estão mais presentes na cabeceira da bacia de estudo, inclusive, faixa no qual situa-se a divisão de duas regiões hidrográficas do país, sendo a Região Hidrográfica do Paraná (área de estudo) e a Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste representando um importante divisor de águas do país.

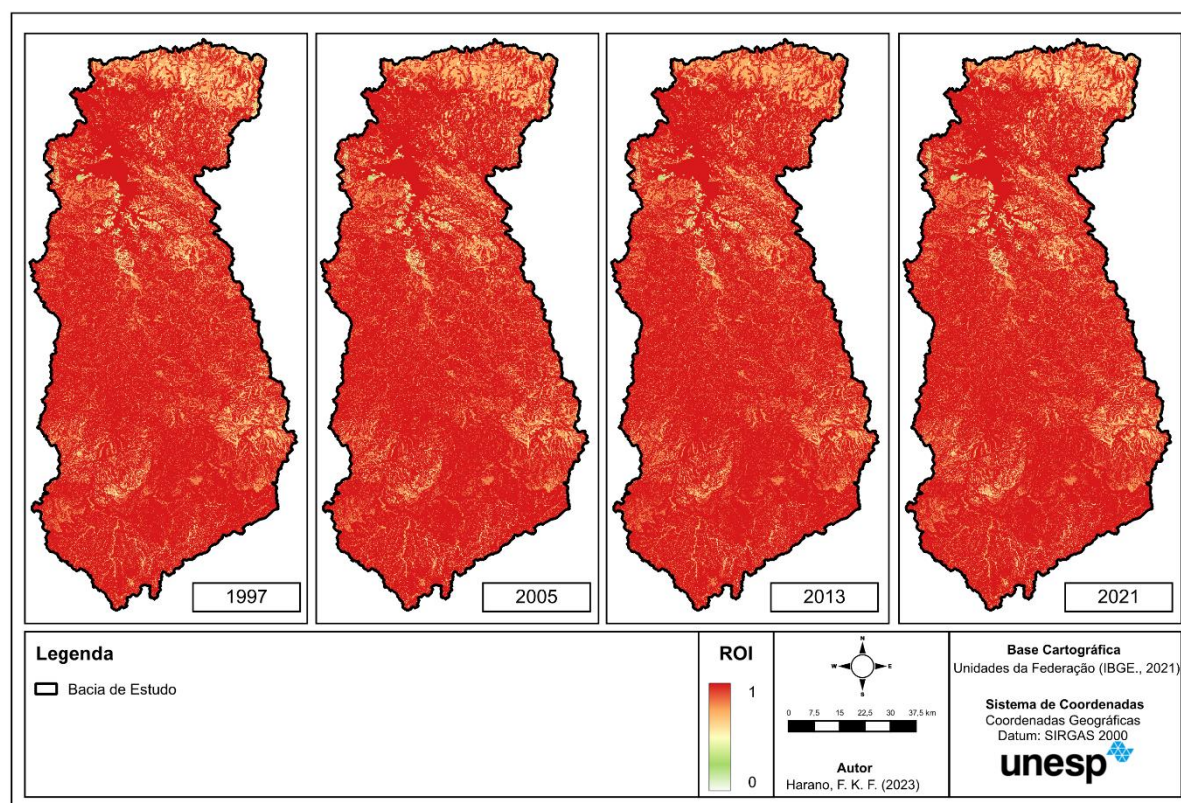
Figura 26. Mapa do Modelo Digital de Elevação e do Coeficiente de Correção da Declividade para o indicador ROI.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Após a correção do coeficiente de declividade, foi obtido o ROI normalizado (variando de 0-1), conforme a Figura 27.

Figura 27. Distribuição do ROI na bacia ao longo do período.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Além disso, na Tabela 22 é apresentada uma análise da dinâmica deste indicador no período estudado, bem como as suas variações percentuais.

Tabela 22. Resultados estatísticos para o ROI no período.

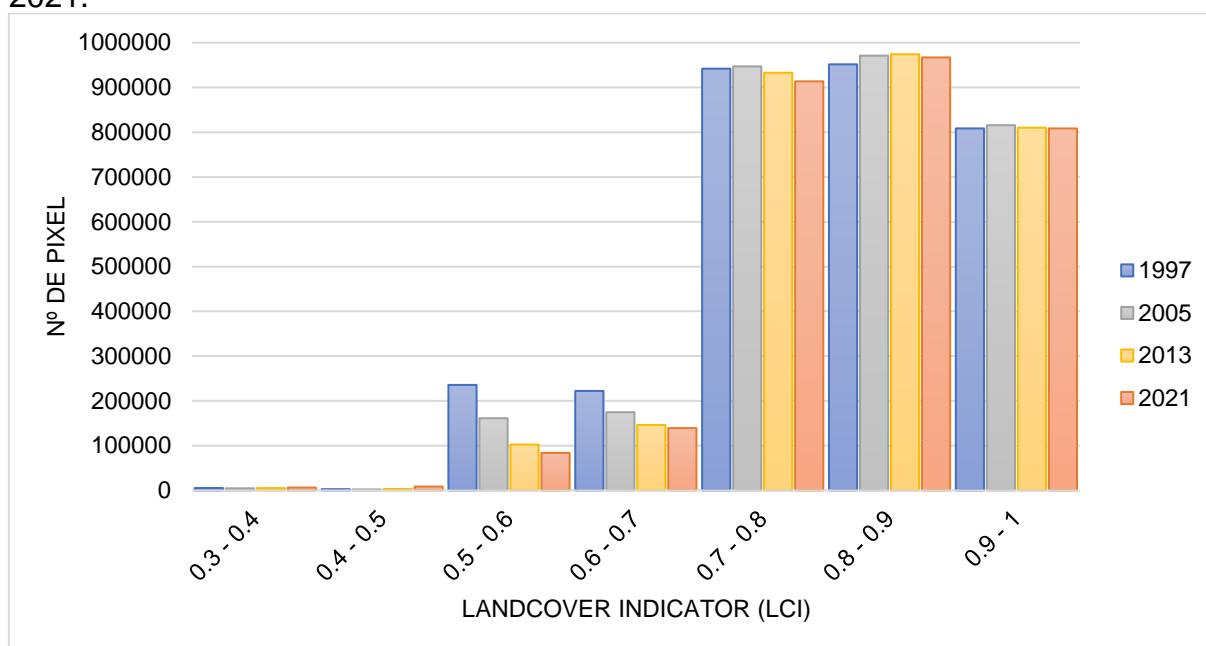
	1997		2005		2013		2021		1997-2021	
	ROI		ROI		ROI		ROI		Variação	%
Mínimo	0.3000		0.3000		0.3000		0.3000		0.0000	0.00%
Máximo	1.0000		1.0000		1.0000		1.0000		0.0000	0.00%
Média	0.9342		0.9371		0.9407		0.9416		0.0074	0.79%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A sobreposição de solos menos permeáveis com áreas de maior declividade trouxeram um ROI mais acentuado nas regiões centrais e na cabeceira da bacia de estudo. Não obstante, é importante destacar que dos três indicadores utilizados na metodologia, o ROI foi o que apresentou resultados mais elevados, com uma média mínima do período de 0,9342 no ano de 1997, sendo que, ao analisar uma escala de 0 a 1, pode ser considerado um valor expressivo.

Na Figura 28 é apresentado a relação dos histogramas do ROI para os anos de estudo, em que traz uma dominância do ano de 1997 nas faixas de menores valores de ROI, que, começam a ter alterações nas faixas superiores gerando o crescimento constante no indicador.

Figura 28. Histograma do *Run-off Indicator (ROI)* para os anos de 1997, 2003, 2005 e 2021.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

De forma semelhante ao LCI, o ROI apresentou um crescimento ao longo dos anos, porém menos significativo, correspondendo a um crescimento total de 0,79% no período. O fato de o ROI ter menos alteração que o LCI pode ser explicado pela escala utilizada para o estudo, uma vez que em grandes escalas não são consideradas pequenas alterações na topografia tampouco na permeabilidade do solo, tornando o ROI mais relacionado à variação do tipo de uso da terra, que é um fator mais expressivo no indicador LCI.

6.4.4 Resultados do *Potential Non-Point Polution (PNPI)*

A Tabela 23 demonstra os resultados estatísticos obtidos para o PNPI ao longo do período estudado na bacia.

Tabela 23. Resultados estatísticos obtidos para o PNPI no período.

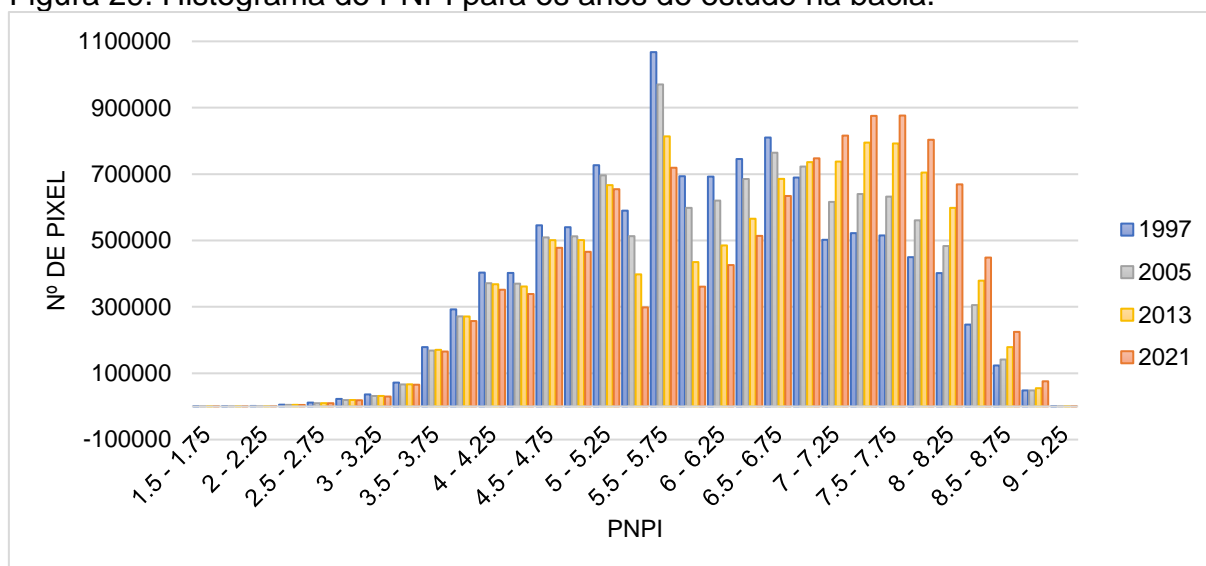
	1997		2005		2013		2021		1997-2021	
	PNPI	PNPI	PNPI	PNPI	PNPI	PNPI	PNPI	PNPI	Variação	%
Mínimo	1.5802	1.5801	-0.01%	1.5801	0.00%	1.5801	0.00%	0.000	-0.01%	
Máximo	9.1456	9.1456	0.00%	9.1456	0.00%	9.1456	0.00%	0.000	0.00%	
Média	6.0515	6.1799	2.08%	6.3152	2.14%	6.4291	1.77%	0.378	6.24%	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

A análise apresenta o aumento do valor médio do potencial de contribuição de cargas não difusas na bacia em 6,24%. Apesar disso, é notado a manutenção dos valores mínimos e máximos indicando que o resultado alterou devido à mudança da distribuição dos pixels com maiores valores, conforme verificado na análise do histograma presente na Figura 29.

De acordo com os histogramas, entre a faixa de valor “0” até “6,75” há uma predominância dos anos mais longínquos, a partir deste ponto, os histogramas se invertem tendo como resultado a predominância dos anos mais recentes, trazendo assim valores de potencial de contribuição de fontes difusas maiores para os anos atuais.

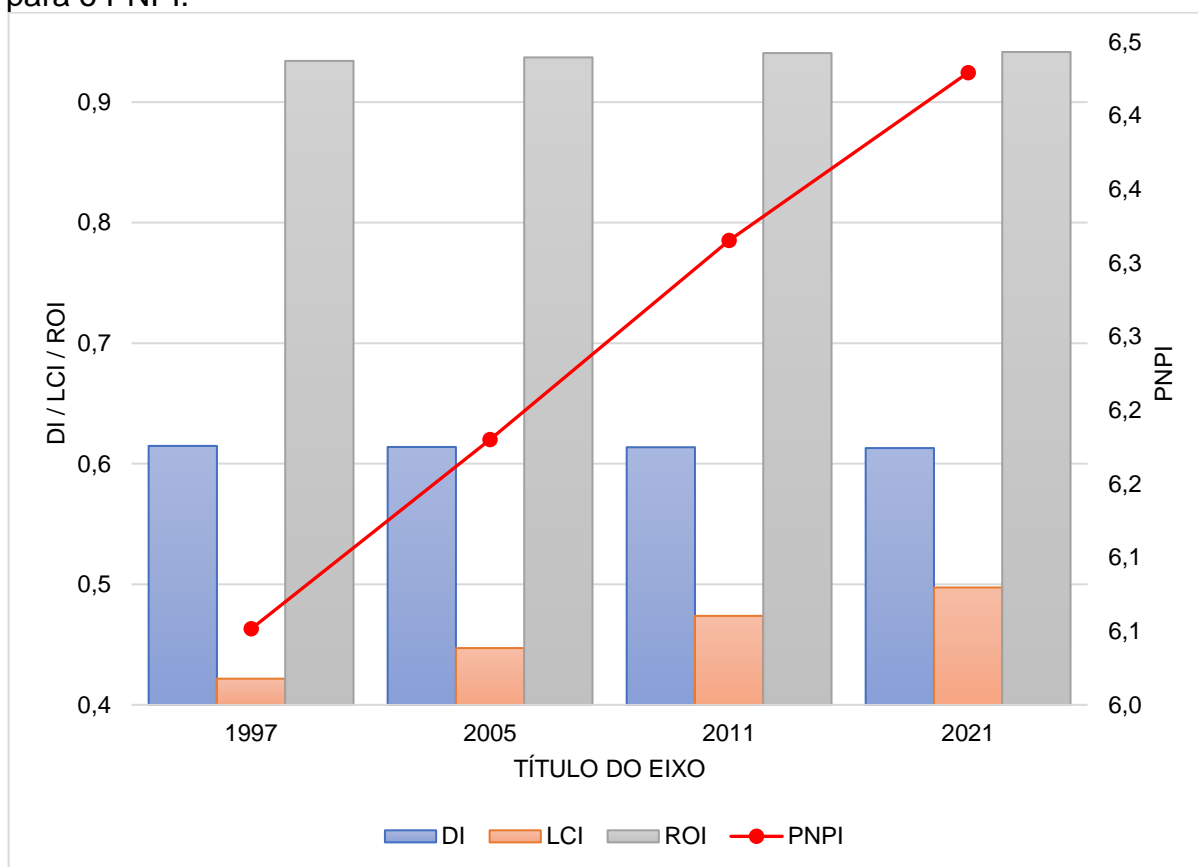
Figura 29. Histograma do PNPI para os anos de estudo na bacia.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Na Figura 30 é constatada a análise gráfica da variação média dos indicadores DI, LCI, ROI e a influência no resultado médio do PNPI, demonstrando a manutenção dos coeficientes DI e ROI ao longo do período, estando a variação do PNPI correlacionada principalmente ao indicador LCI.

Figura 30. Gráfico comparativo dos indicadores DI, LCI, ROI e dos valores obtidos para o PNPI.

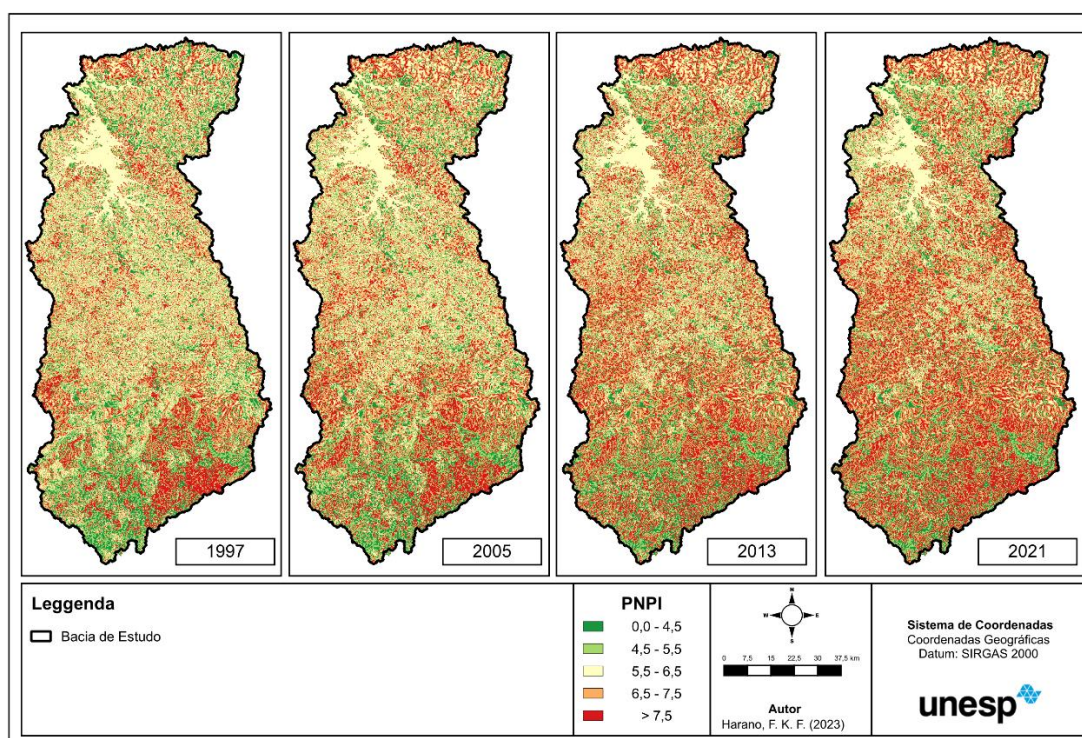


Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Em uma análise geral do período, nota-se a maior taxa de crescimento do PNPI entre os períodos de 1997, 2005 e 2011, ocorrendo uma diminuição nesta taxa no último período analisado, período em que o LCI teve uma maior diminuição na taxa de variação.

Na Figura 31 são apresentados os resultados especializados do PNPI para a bacia de estudo e sua dinâmica no período. Sendo que Tabela 24 traz os resultados das quantidades de pixel enquadrados nas classes do potencial de poluição por cargas difusas.

Figura 31. Distribuição do PNPI ao longo da bacia e do período estudado.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Para facilitar a análise da distribuição de pixel, foi construído o gráfico da Figura 32, para mostrar a distribuição por faixa do PNPI.

Tabela 24. Quantidade de pixel por classes do PNPI para os anos de 1997, 2005, 2013 e 2021.

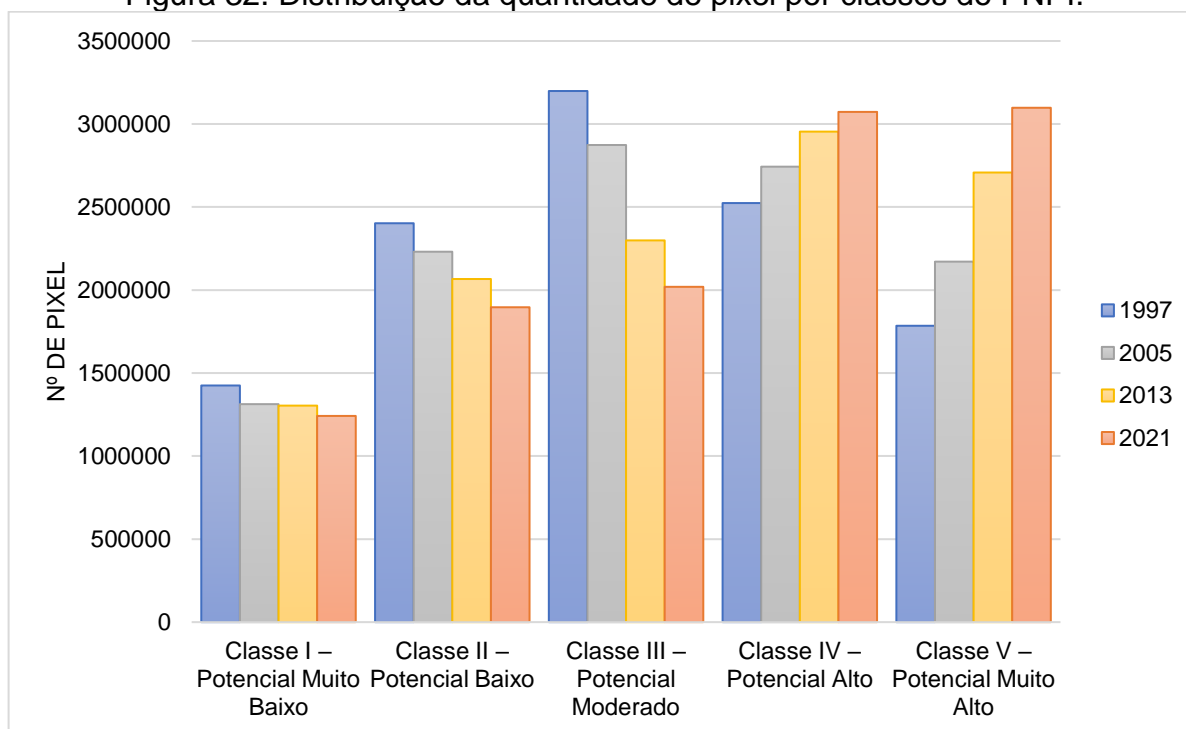
Classificação	1997		2005		2013		2021	
	Qtd. Pixel	%	Qtd. Pixel	%	Qtd. Pixel	%	Qtd. Pixel	%
Classe I – Potencial Muito Baixo	1425220	12.57%	1312895	11.59%	1304032	11.51%	1241920	10.96%
Classe II – Potencial Baixo	2,402,339	21.19%	2230978	19.69%	2066559	18.24%	1896483	16.74%
Classe III – Potencial Moderado	3,198,791	28.22%	2873655	25.36%	2299021	20.29%	2019556	17.83%
Classe IV – Potencial Alto	2,523,960	22.27%	2743203	24.21%	2954338	26.07%	3073002	27.13%
Classe V – Potencial Muito Alto	1,784,896	15.75%	2171122	19.16%	2707903	23.90%	3097901	27.35%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Nesta análise, o ano de 1997 apresentou a maioridade dos pixels enquadrados como Classe III – Potencial Moderado com aproximadamente 28,22% da área total da bacia. De forma semelhante, o ano de 2005 apresentou os pixels mais concentrados na mesma faixa (Classe III), com 25,36% da área, porém já é notado um aumento e consequente aproximação na área classificada como Classe IV -Potencial Alto, que representavam 24,21%.

A partir do ano de 2013 há uma mudança abrupta no cenário, sendo que 26,07% da área já estava classificada como Classe IV – Potencial Alto, a Classe três já ocupava a terceira colocação em seguida da Classe V – Potencial Muito Alto. No ano de 2021, último ano analisado, ocorreu novamente uma mudança nos padrões, indicando que já havia a predominância da Classe V – Potencial Muito Alto com 27,35% da bacia estudada, em segundo encontrava-se a Classe IV – Potencial Alto com 27,13%, ambas somadas compunham 54,48%, ou seja, mais da metade da área da bacia (Figura 32).

Figura 32. Distribuição da quantidade de pixel por classes do PNPI.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos na presente pesquisa mostraram relevância para a hipótese inicial, demonstrando a alteração do uso da terra e sua dinâmica no potencial de contribuição de cargas difusas.

Quando analisada a dinâmica do uso e cobertura da terra na bacia de contribuição da UHE Chavantes, foi notado um aumento na antropização entre os

anos de 1995 e 2021, ocasionado principalmente pela agricultura da região. Esta dinâmica foi responsável pela alteração da paisagem, principalmente de pastos por cultivos como soja, cana-de-açúcar e a silvicultura. Como consequência, o estudo demonstrou a alteração no potencial de contribuição de cargas difusas na bacia que foi crescente ao longo dos anos passando de um valor médio de 6,05 para 6,45. Apesar destes valores médios serem enquadrados como Classe III – Potencial Moderado, é notável que no último ano a bacia já está quase classificada como Classe IV – Alto Potencial (na média).

Porém, conforme os resultados obtidos e apresentados nota-se que na metodologia PNPI não deve ser analisado apenas valores médios, pois esta análise ocorre de forma distribuída ao longo de toda a bacia hidrográfica. Como exemplo, apesar de no ano de 2021 a média estar em Classe III – Potencial Moderado, a bacia apresentou a sua maior composição na Classe IV – Potencial Alto e Classe V – Potencial Muito Alto com mais da metade da área estudada.

O estudo de poluição difusa no Brasil encontra-se em uma fase inicial, com maior ênfase nas fontes pontuais e medidas de saneamento para o seu controle. No entanto, a pesquisa destacou a relevância dessa análise para o gerenciamento das bacias hidrográficas, principalmente no auxílio aos planos de bacia, identificando locais mais críticos para controle e mitigação dos impactos, atividades e mudanças do uso da terra, visando uma gestão mais sustentável dessas áreas. É fundamental avançar nesse campo de estudo a fim de aprimorar as estratégias de controle e preservação ambiental diante dos desafios da poluição difusa.

Nesse sentido, é recomendado dar uma maior ênfase aos estudos nesta linha de pesquisa, buscando meios de validar o modelo do indicador PNPI por meio de técnicas estatísticas de calibração e sensibilidade. Uma abordagem promissora seria explorar técnicas que envolvam a análise da qualidade da água e a correlação com o PNPI. Além disso, sugere-se estudos, visando o aprimoramento dos indicadores e valores do *Land Cover Indicator* e do *Run-off Indicator*. Atualmente, esses indicadores ainda se baseiam em parâmetros de pesquisa por entrevista, os quais podem ser refinados para cada região hidrográfica, bioma ou país, por meio de estudos mais específicos que envolvam uma metodologia de campo e laboratório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema**, 2016. Disponível em: <<https://medium.com/@arifwicaksanaa/pengertian-use-case-a7e576e1b6bf>>
- ANDRADE, L. F. De. **Análise espaço-temporal do escoamento fluvial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, Oeste Paulista, Brasil**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Presidente Prudente (SP), 2014.
- ANJINHO, P. da S.; BARBOSA, M. A. G. A.; NEVES, G. L.; SANTOS, A. R. Dos; MAUAD, F. F. Integrated empirical models to assess nutrient concentration in water resources: case study of a small basin in southeastern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, n. 18, p. 23349–23367, 2021.
- APRÍGIO, P. de O.; BRANDÃO, J. L. B. **Modelos hidrológicos para simulação da poluição difusa**. 2011. [s. l.], 2011.
- AYROZA, D. M. M. de R. **Características limnológicas em áreas sob influência de piscicultura em tanques-rede no reservatório da UHE Chavantes, Rio Paranapanema, SE/S, Brasil**. 2012. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal - SP, 2012.
- BACCI, D. C.; PATACA, E. M. Educação para a água. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 22, n. 63, p. 211–226, 2008.
- BAPTISTA, M.; CARDOSO, A. Rios e Cidades: uma longa história. **Revista da Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte - MG, v. 20, n. 2, p. 124–153, 2013. Disponível em: <<https://www.ufmg.br/revistaufmg/downloads/20-2/05-rios-e-cidades-marcio-baptista-adriana-cardoso.pdf%0Ahttps://periodicos.ufmg.br/index.php/revistadaufmg/article/view/2693>>
- BARROS, A. M. D. L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco (UFP), Recife, 2008.
- BARROS, R. R. F. **Planejamento de recursos hídricos na UGRHI-14 Alto Paranapanema**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Presidente Prudente (SP), 2018.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa - MG, v. 32, n. 2, p. 311–322, 2008.

BORSOI, Z. M. F.; TORRES, S. D. A. **RB 08 A política de recursos hídricos no Brasil**, 1997.

BOTTINO, F. Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: Estydi de caso do rio Canha Baixo Ribeira de Iguape, SP. **Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)**, São Carlos, p. 185, 2008.

BRANDÃO, J. P. **Uso e ocupação da terra e a sustentabilidade ambiental da dinâmica fluvial das microbacias hidrográficas Zé açu e Tracajá na Amazônia ocidental**. 2013. Universidade de Brasília, Brasília (DF), 2013.

BRITO, L. O.; DA LUZ, L. D. Avaliação e monitoramento da qualidade das águas: Usando análises moleculares. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, p. 15, 2015.

PACCINELLI, C.; MARCHEGGIANI, S.; MUNAFÒ, M.; ANDREONI, P.; MANCINI, L. Evaluation of aquatic ecosystem health using the Potential Non Point Pollution Index (PNPI) tool. **InTech**, ISBN: 978-953-51-572-5, Itália, 2012. Disponível em: <http://www.intechopen.com/books/diversity-of-ecosystems/evaluation-of-aquatic-ecosystem-health-using-the-potential-non-point-pollution-index-pnpi-tool>

CARBONARI, F. I. **A Gestão dos Recursos Hídricos: Conceitos e Princípios Fundamentais**. 1997. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARANAPANEMA (CBH-ALPA). **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2027**.

CECCHI, G.; MUNAFÒ, M.; BAIOTTO, F.; ANDREANI, P.; MANCINI, L. Estimating River pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. **Annali dell'Istituto Superiore di Sanita**, v. 43, n. 3, p. 295–301, 2007.

CHRISTOFOLETTI, R. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1 ed. São Paulo (SP), 1999.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para Engenharia e Ciências Ambientais**, 2013.

COSTA, D. P.; SANTOS, J. J. Dos; CHAVES, J. M.; ROCHA, W. de J. S. F.; VASCONCELOS, R. N. De. Novas Tecnologias E Sensoriamento Remoto: Aplicação De Uma Oficina Didática Para a Disseminação Das Potencialidades Dos Produtos E Ferramentas Do Mapbiomas. New Technologies and Remote Sensing: Application of a Didactic Office for the Dissemination of t. **Sustainability, Agri, Food and Environmental Research**, v. 6, n. 3, p. 36–46, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org>>

COSTA, M. C.; VIZEU, F.; FILHO, E. R. G. O Campo Organizacional Das Águas Brasileiras: a Formação Histórica De Uma Mentalidade. **Organizações Rurais e Agroindustriais**, v. 18, n. 4, p. 342–355, 2017.

DA CRUZ, C. L. Z.; CRUZ, C. B. M. Avaliação Da Exatidão Temática Da Cobertura E Uso Da Terra Representada Através Do Mapbiomas No Rio De Janeiro. **GEOgraphia**, v. 23, n. 50, 2021.

DALMAS, F. B.; VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; ANDRADE, R. M. De; ANDRADE, J. A. De; OLIVEIRA, R. De; ARRUDA, M.; PÓS-GRADUAÇÃO, P. De; GEOAMBIENTAL, A.; GUARULHOS, U.; PRAÇA, U.; CRISTINA, T. Reflexos do uso e ocupação do solo na qualidade da água do Rio Embu-Guaçu, Região Metropolitana de São Paulo. **Geociências**, São Paulo - SP, v. 34, n. 1, p. 130–144, 2015.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. v. 1, 2 ed. São Paulo (SP), 2005.

FARIA, D. A. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá (SP)**. 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista - UNESP, Bauru (SP), 2012. Disponível em: <<http://repositorio.unesp.br/handle/11449/98296>>

FERREIRA, D.; MUHLENHOFF, A.; FERNANDES, C. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impacto para a gestão de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 15, n. 1, p. 10–10, 2018.

GONÇALVES, V.; RIBEIRO, E. Obtenção de série histórica da evolução da classe Floresta Plantada a partir dos dados de uso e cobertura do solo da Coleção 5 do projeto MapBiomas. **Metodologias e Aprendizado**, v. 4, p. 99–105, 2021.

HARANO, F. K. F.; GALVANIN, E. A. dos S. Áreas de preservação permanente urbanas no município de Mogi das Cruzes - SP: Uma análise da dinâmica do uso da terra. Em: (E. Realize, Ed.) **XIV Encontro Nacional de Pós-graduação em Geografia 2021 (ENANPEGE)**, Campina Grande (PB). Campina Grande (PB)

HAUPT, J. P. de O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa : estudo de caso da bacia do rio Jundiáí**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo - SP, 2009.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia 2ª edição**. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>>

IMAGIIRE, L. O. K. M.; JUNIOR, C. E. de S.; PEREIRA, C. A. A. de O.; DE JESUS, J. A. O.; TIerno, Ri. O Modelo De Correlação Uso Do Solo Qualidade Da Água – Mqual E Sugestões De Aprimoramento. Em: **Congresso ABES FENASAN 2017**.

INSTITUTO ÁGUAS DO PARANÁ (IAP). **Elaboração do Plano das Bacias: Cinzas, Itararé e Paranapanema 1 e 2**, 2014.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. Medidas da Concentração de Oxigênio Dissolvido na Superfície da Água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278 - 283, 04 jun. 2008.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 11, p. 1593–1600, 1988.

LENZI, R.; FAVERO, L. O. B.; LUCHESE, E. B. **Introdução à Química da Água - Ciência Vida e Sobrevivência**. Rio de Janeiro (RJ). Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/autism-spectrum-disorders>>

LIBOS, M. I. P. de C. **Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento**. 2002. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), [s. l.], 2002.

LIBOS, M. I. P. de C. **Modelagem Hidrológica quali-quantitativa: Estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Manso - MT**. 2008. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), [s. l.], 2008.

LIBOS, M.; FILHO, O. C. R.; ZIELHOFER, P. Modelagem da Poluição não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 115–135, 2003.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento de modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, 2018.

LIMA, R. N. de S.; RIBEIRO, C. B. de M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 139–150, 2016. a.

LINS, R. C.; MENDES, C. A. B.; AGRA, S. G.; CARVALHO, A. E. De; JÚNIOR, C. R. F. Integração de um Modelo Hidrológico a um SIG para avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Doce. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 4, p. 171–181, 2012.

MARTINS, I. A. **Modelagem em SIG da fragilidade ambiental para o processo de eutrofização antrópica em reservatórios tropicais**. 2017a. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo (SP), 2017.

MARTINS, R. G. **Modelagem da carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média por evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local**. 2017b. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo (USP), São Carlos - SP, 2017.

MENDES, A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos princípios, integração e aplicação**. 2 ed. Porto Alegre (RS).

- MORUZZI, R. B.; CONCEIÇÃO, F. T. Da; SARDINHA, D. de S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 447–458, 2012.
- MUNAFÒ, M.; CECCHI, G.; BAIOTTO, F.; MANCINI, L. River pollution from non-point sources: A new simplified method of assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 77, n. 2, p. 93–98, 2005.
- NEVES, A. K.; KÖRTING, T. S.; FONSECA, L. M. G.; ESCADA, M. I. S. Assessment of terraclass and mapbiomas data on legend and map agreement for the Brazilian amazon biome. **Acta Amazônica**, v. 50, n. 2, p. 170–182, 2020.
- NUNES, H. M. **Aplicação de modelo de correlação entre uso e cobertura da terra e qualidade da água no manancial do alto curso do Rio Santo Anastácio - UGRHI-22/Pontal do Paranapanema - São Paulo / Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista - UNESP, Ilha Solteira (SP), 2018.
- PADOVESI-FONSECA, C.; FARIA, R. S. De. Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no Brasil e na Europa. **Revista Mineira de Recursos Hídricos**, v. 3, p. 1–28, 2022.
- PINTO, N. L. de S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia Básica**. 1 ed. São Paulo - SP: Blücher, 1976.
- PIROLI, E. L. **Água: por uma nova relação**. Paco Editô ed. Jundiaí (SP), 2009.
- POLETO, C. **Bacias Hidrográficas: Modelos e Ferramentas**. GFM Editor ed. Toledo (PR), 2019.
- RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos básicos de modelagem hidrológica. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, v. 1, p. 117–125, 2003.
- ROCHA, P. C. O regime hidrológico na bacia do rio Paranapanema: variabilidade interanual e espacial. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos** p. 1–14, 2011.
- SANTOS, H. G. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5 ed. ed. Brasília (DF).
- SAUNDERS, W. K.; MAIDMENT, D. R. **A GIS assessment of nonpoint source pollution in the San Antonio-Nueces coastal basin**, Center for Research in Water Resources, 1996.
- SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. de M. C.; PEREIRA, I. de C. **Introdução ao gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2ª ed. Brasília - DF: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000.
- SHEN, Z.; LIAO, Q.; HONG, Q.; GONG, Y. An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. **Separation and Purification**

Technology, v. 84, p. 104–111, 2012. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2011.01.018>>

SILVA, J. F. do A.; PEREIRA, R. G. Panorama global da distribuição e uso de água doce. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 3, p. 263–280, 2019.

SILVA, M. J. A. Da. A evolução legal e institucional na gestão dos recursos hídricos no Brasil. Em: **Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento 2017**, Campinas (SP), 2017.

SILVA, R. F. Da. Análise dos impactos ambientais da Urbanização sobre os recursos hídricos na sub-bacia do Córrego Vargem Grande em Montes Claros-MG. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 47, p. 966–976, 2016.

TONG, Z.; LUO, Y.; ZHOU, J. Mapping the urban natural ventilation potential by hydrological simulation. **Building Simulation**, v. 14, n. 2, p. 351–364, 2021.

TONIOLO, B. P. **Metodologia de avaliação de degradação ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia - SP**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Sorocaba (SP), 2020.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4 ed. ed. Porto Alegre (RS), 2002.

VON SPERLING. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgostos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 1996.

XIANG, C.; WANG, Y.; LIU, H. A scientometrics review on nonpoint source pollution research. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 99, p. 400–408, 2017. Disponível em:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.028>

APÊNDICE A – CORRELAÇÃO DETALHADA DO MAPBIOMAS, IBGE E CORINE LAND COVER (CLC)

ID	Classe MapBiomas	Descrição	Classificação IBGE (1999;2012)	Classificação conforme o IBGE		Classificação Corine Land Cover (CLC)			Correlação Estudo
				Nível I	Nível II	Nível I	Nível II	Nível III	
3	Formação Florestal	Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semi-decidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea.	D, A, M, F, C, Pma	3. Áreas de Vegetação natural	3.1 Florestal	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.1 Floresta	3.1.1. Florestas de folhas Largas, 3.1.2. Florestas de coníferas, 3.1.3. Florestas mistas	3.1.1
4	Formação Savânica	Savanas, Savanas-Estépicas Florestadas e Arborizadas.	Sd, Td, Sa, Ta	3. Áreas de Vegetação natural	3.1 Florestal	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.1 Floresta	3.1.1. Florestas de folhas Largas, 3.1.2. Florestas de coníferas, 3.1.3. Florestas mistas	3.1.3.
9	Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária).	R	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.4 Silvicultura	2. Áreas Agrícolas	2.2. Culturas Permanentes	2.2.1. Vinhedos, 2.2.2. Árvores Frutíferas e plantações de fruto silvestre, 2.2.3. Bosques de oliveiras	2.2.2.
11	Campo Alagado	Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre.	Pa	3. Áreas de Vegetação natural	3.1 Florestal	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.1 Floresta	3.1.1. Florestas de folhas Largas, 3.1.2. Florestas de coníferas, 3.1.3. Florestas mistas	3.1.1
12	Formação Campestre	Savanas e Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo-Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas.	Sp, Sg, Tp, Tg, E, Pa	3. Áreas de Vegetação natural	3.2 Campestre	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.2. Associações de vegetação herbácea/arbustiva	3.2.1. Campos naturais, 3.2.2. Urzais e charnecas, 3.2.3. Vegetação mediterrânea de <i>Sclerophullous</i> , 3.2.4. Transição arbusto/bosque	3.2.4.
13	Outras Formações Não Florestais	Outras Formações Naturais não florestais que não puderam ser categorizadas.	Pfh, Pmb, Pmh	3. Áreas de Vegetação natural	3.2 Campestre	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.2. Associações de vegetação herbácea/arbustiva	3.2.1. Campos naturais, 3.2.2. Urzais e charnecas, 3.2.3. Vegetação mediterrânea de <i>Sclerophullous</i> , 3.2.4. Transição arbusto/bosque	3.2.1.
15	Pastagem	Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas a atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural são predominantemente	AP, PE, PS	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.3. Pastagem	2. Áreas Agrícolas	2.3. Pastagens	2.3.1. Pastagens	2.3.1.

		classificadas como formação campestre que podem ou não ser pastejadas.							
20	Cana	Áreas cultivadas com a cultura da cana-de-açúcar;	AMc (c)	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1 Cultura Temporária	2. Áreas Agrícolas	2.4. Áreas Agrícolas Heterogêneas	2.4.1. Culturas anuais associadas com culturas permanentes, 2.4.2. Padrões de cultivo complexo, 2.4.3. Terras ocupadas principalmente por agricultura, com áreas significativas de vegetação natural, 2.4.4. Áreas agroflorestais.	2.4.1.
21	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.	AP, PE, PS, ATp, ATc, ATpc	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1 Cultura Temporária	2. Áreas Agrícolas	2.4. Áreas Agrícolas Heterogêneas	2.4.1. Culturas anuais associadas com culturas permanentes, 2.4.2. Padrões de cultivo complexo, 2.4.3. Terras ocupadas principalmente por agricultura, com áreas significativas de vegetação natural, 2.4.4. Áreas agroflorestais.	2.4.2.
24	Área Urbanizada	Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura.		1. Áreas Antrópicas não agrícolas	1.1. Áreas Urbanizadas	1. Superfícies artificiais	1.1. Estruturas urbanas	1.1.1. Estruturas urbanas contínuas, 1.1.2. Estruturas urbanas descontínuas	1.1.1.
25	Outras Áreas Não Vegetadas	Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes.	AU, MCA	1. Áreas Antrópicas não agrícolas	1.1. Áreas Urbanizadas	1. Superfícies artificiais	1.1. Estruturas urbanas	1.1.1. Estruturas urbanas contínuas, 1.1.2. Estruturas urbanas descontínuas	1.1.2.
29	Afloramento Rochoso	Rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupícola e alta declividade.	Ar	5. Outras Áreas	5.1. Áreas Descobertas	3. Florestas e Áreas semi-naturais	3.3. Espaços abertos com pouca ou nenhuma vegetação	3.3.1. Praias, dunas e areias, 3.3.2. Afloramentos rochosos, 3.3.3. Áreas com vegetação esparsa, 3.3.4. Áreas queimadas, 3.3.5. Geleiras e neves perenes	3.3.2.
30	Mineração	Áreas referentes a extração mineral de porte industrial ou artesanal (garimpos), havendo clara exposição do solo por ação por ação antrópica. Somente são consideradas áreas próximas a referências	MCA	1. Áreas Antrópicas não agrícolas	1.2. Áreas de Mineração	1. Superfícies artificiais	1.3. Locais de minas, de depósitos e de construção	1.3.1. Locais de extração mineral, 1.3.2. Locais de depósitos de lixo, 1.3.3. Locais de construção	1.3.1.

33	Rio, Lago, Oceano	especiais de recursos minerais do CPRM (GeoSGB), da AhkBrasilien (AHK), do projeto DETER (INPE), do Instituto Socioambiental (ISA) e de FL Lobo et al. 2018. Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.		4. Água		5. Corpos d'agua	5.1. Águas interiores	5.1.1. Cursos d'agua, 5.1.2. Corpos d'agua	5.1.2.
39	Soja	Áreas cultivadas com a cultura da soja.	AMc (s)	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1. Cultura Temporária	2. Áreas Agrícolas	2.4. Áreas Agrícolas Heterogêneas	2.4.1. Culturas anuais associadas com culturas permanentes, 2.4.2. Padrões de cultivo complexo, 2.4.3. Terras ocupadas principalmente por agricultura, com áreas significativas de vegetação natural, 2.4.4. Áreas agroflorestais. 2.4.1. Culturas anuais associadas com culturas permanentes,	2.4.1.
41	Outras Lavouras Temporárias	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir.	AMc	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.1 Cultura Temporária	2. Áreas Agrícolas	2.4. Áreas Agrícolas Heterogêneas	2.4.2. Padrões de cultivo complexo, 2.4.3. Terras ocupadas principalmente por agricultura, com áreas significativas de vegetação natural, 2.4.4. Áreas agroflorestais.	2.4.2.
46	Café	Áreas cultivadas com a cultura do café.	AMp (c)	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.2. Cultura Permanente	2. Áreas Agrícolas	2.2. Culturas Permanentes	2.2.1. Vinhedos, 2.2.2. Árvores Frutíferas e plantações de fruto silvestre, 2.2.3. Bosques de oliveiras	2.2.2.
47	Citrus	Áreas cultivadas com a cultura do citrus.	AMp	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.2. Cultura Permanente	2. Áreas Agrícolas	2.2. Culturas Permanentes	2.2.1. Vinheods, 2.2.2. Árvores Frutíferas e plantações de fruto silvestre, 2.2.3. Bosques de oliveiras	2.2.2.
48	Outras Lavouras Perenes	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de ciclo vegetativo longo (mais de um ano), que permitem colheitas sucessivas, sem necessidade de novo plantio. Nessa versão, o mapa abrange majoritariamente áreas de caju, no litoral do nordeste e dendê na região nordeste do Pará, porém sem distinção entre eles.	AMp	2. Áreas Antrópicas Agrícolas	2.2. Cultura Permanente	2. Áreas Agrícolas	2.2. Culturas Permanentes	2.2.1. Vinheods, 2.2.2. Árvores Frutíferas e plantações de fruto silvestre, 2.2.3. Bosques de oliveira	2.2.2.