



**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E EXTENSÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHERIA QUÍMICA
MESTRADO PROFISSIONAL**

FERNANDO PIERRE MASSA

**IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE ÁREAS POTENCIAIS À
GERAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO
RIO UBERABA**

UBERABA, MG

2026



FERNANDO PIERRE MASSA

**IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE ÁREAS POTENCIAIS À
GERAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO
RIO UBERABA**

Dissertação a ser apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química - Mestrado Profissional da Universidade de Uberaba (PPGEQ-MP/UNIUBE).

Área de concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos Agroindustriais.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Campos de Assis

UBERABA, MG

2026

- M382i Massa, Fernando Pierre.
Identificação e análise espaço temporal de áreas potenciais à geração de poluição difusa na área de proteção ambiental do Rio Uberaba / Fernando Pierre Massa. – Uberaba (MG), 2026.
109 f. : il., color.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade de Uberaba. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Área de concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos Agroindustriais.
Orientador: Prof. Dr. Leonardo Campos de Assis.
1. Poluição. 2. Sustentabilidade e meio ambiente. 3. Solo – Uso. I. Assis, Leonardo Campos de. II. Universidade de Uberaba. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.
- CDD 363.73

FERNANDO PIERRE MASSA

**IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE ÁREAS POTENCIAIS À
GERAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO
RIO UBERABA**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Engenharia Química
do Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química - Mestrado Profissional da Universidade de
Uberaba (PPGEQ-MP/UNIUBE).

Área de Concentração: Desenvolvimento de Processos
Químicos Agroindustriais

Aprovado em: 28/02/2026

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
 **LEONARDO CAMPOS DE ASSIS**
Data: 17/06/2026 20:45:17-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof(a). Dr(a). Leonardo Campos de Assis – Orientador(a)
Universidade de Uberaba

Documento assinado digitalmente
 **GERALDO THEDEI JUNIOR**
Data: 19/06/2026 07:22:42-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof(a). Dr(a). Geraldo Thedei Junior
Universidade de Uberaba

Documento assinado digitalmente
 **ARTHUR AMARAL E SILVA**
Data: 18/06/2026 09:34:57-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof(a). Dr(a). Arthur Amaral e Silva
UFV - Universidade Federal de Viçosa

Dedico este trabalho à minha família.

AGRADECIMENTOS

Minha profunda gratidão a Deus, pela força, pela resiliência e pela sabedoria concedidas em cada etapa deste processo.

À minha família, meu alicerce inabalável, dedico todo o meu reconhecimento. O amor, a compreensão, a paciência e o incentivo de vocês foram o combustível essencial para que eu pudesse perseverar e alcançar este objetivo.

À CODAU (Companhia Operacional de Desenvolvimento, Saneamento e Ações Urbanas), expresso meu sincero agradecimento pelas valiosas oportunidades concedidas, fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho. O apoio institucional e a colaboração recebida foram de grande importância para a concretização desta pesquisa. Registro, ainda, um agradecimento especial ao servidor Heuler Hordones Chaves, cujo apoio técnico-operacional, especialmente nas configurações e elaboração dos mapas por meio do software QGIS, foi essencial para o adequado desenvolvimento do estudo.

RESUMO

A Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável destinada à proteção dos recursos naturais e do principal manancial de abastecimento de Uberaba-MG. Este estudo avaliou a evolução espacial e temporal do risco de poluição difusa na APA entre 1990 e 2023. A pressão antrópica foi analisada por meio do Índice de Transformação Antrópica (ITA), enquanto o potencial de geração de cargas difusas foi estimado pelos modelos *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI) e M-QUAL, modelo semiempírico para estimativa de cargas difusas e pontuais de poluentes. A metodologia contemplou duas escalas: a APA como um todo, com aplicação do ITA, PNPI e M-QUAL, e a Zona Urbana da APA (ZU-APA), onde também foi projetado um cenário futuro do PNPI com base em diretrizes urbanísticas. Os resultados evidenciaram aumento da pressão antrópica, com ITA de 4,998, próximo à classe "Degradado", associado à redução de áreas naturais e à expansão agrícola e urbana, especialmente na ZU-APA. O PNPI identificou áreas críticas próximas aos pontos de captação de água, enquanto o M-QUAL estimou aumentos de 90,7% nas cargas de nitrogênio, 159,6% de fósforo e 127% de sólidos suspensos, principalmente relacionados às atividades agrícolas e ao mosaico de usos do solo. O cenário futuro indica elevação do potencial poluidor, agravada pelas limitações do sistema de esgotamento sanitário. Conclui-se que a APA do Rio Uberaba enfrenta crescente pressão antrópica, demandando planejamento territorial, controle da expansão urbana e adoção de práticas sustentáveis. A integração de modelos espaciais mostrou-se eficiente para subsidiar políticas públicas, reforçando a necessidade de que o Novo Plano Diretor de Uberaba incorpore as especificidades da APA para garantir a segurança hídrica do município.

Palavras-chave: Poluição difusa, PNPI, M-QUAL, Índice de Transformação Antrópica, Segurança hídrica e Uso e ocupação do solo

ABSTRACT

The Uberaba River Environmental Protection Area (EPA) is a Sustainable Use Conservation Unit established to protect natural resources and the primary water supply source for the municipality of Uberaba, Minas Gerais, Brazil. This study evaluated the spatial and temporal evolution of diffuse pollution risk within the EPA between 1990 and 2023. Anthropogenic pressure was assessed using the Anthropogenic Transformation Index (ATI), while the potential for diffuse pollutant load generation was estimated using the Potential Non-Point Pollution Index (PNPI) and the M-QUAL model, a semi-empirical model for estimating diffuse and point-source pollutant loads. The methodology comprised two analytical scales: the EPA as a whole, through the application of the ATI, PNPI, and M-QUAL, and the EPA Urban Zone (UZ-EPA), where a future PNPI scenario was also projected based on urban planning guidelines. The results revealed an increase in anthropogenic pressure, with an ATI value of 4.998, approaching the "Degraded" classification, associated with the reduction of natural areas and the expansion of agricultural and urban land uses, particularly within the UZ-EPA. The PNPI identified critical areas near water abstraction points, whereas the M-QUAL model estimated increases of 90.7% in nitrogen loads, 159.6% in phosphorus loads, and 127% in suspended solids, primarily associated with agricultural activities and the land-use mosaic. The projected future scenario indicates an increase in pollution potential, exacerbated by the limitations of the sanitary sewage system. It is concluded that the Uberaba River EPA is experiencing increasing anthropogenic pressure, requiring territorial planning, urban expansion control, and the adoption of sustainable practices. The integration of spatial models proved to be an effective tool for supporting public policy formulation, reinforcing the need for the New Master Plan of Uberaba to incorporate the specific characteristics of the EPA in order to ensure the municipality's water security.

Keywords: Diffuse pollution, PNPI, M-QUAL, Anthropogenic Transformation Index, Water security, and Land use and occupation

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma da metodologia adotada no estudo	26
Figura 2 - Localização da APA do Rio Uberaba	27
Figura 3 - Zoneamento Urbano da APA (ZU - APA)	29
Figura 4 - Disposição espacial da APA do Rio Uberaba e da Zona Urbana da APA do Rio Uberaba (ZU - APA)	47
Figura 5 - Mapa de orientação de fluxo, mapa de declividade e mapa pedológico.....	52
Figura 6 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020.....	53
Figura 7 - Dinâmica do uso e ocupação da APA do Rio Uberaba - 1990 (interno) a 2023 (externo).....	54
Figura 8 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 2023	56
Figura 9 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 à 2023, e cenário futuro	58
Figura 10 - Dinâmica do uso e ocupação da APA do Rio Uberaba - 1990 (interno) ao cenário futuro (externo).....	58
Figura 11 - Mapa da distância em metros do corpo hídrico e da captação.....	66
Figura 12 - Indicador do uso da terra (LCI) de 1990 a 2020.....	67
Figura 13 - Indicador do uso da terra (LCI) de 2023	68
Figura 14 - Indicador de Runoff (ROI) de 1990 a 2020.....	70
Figura 15 - Indicador de Runoff (ROI) de 2023.....	72
Figura 16 - <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020	73
Figura 17- <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 2023	75
Figura 18- <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para a ZU- APA de 1990 a 2020	77
Figura 19 - <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para ZU-APA de 2023 e cenário futuro	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Reclassificação do uso e ocupação do solo	32
Tabela 2 - Valores de referência do Índice de Transformação Antrópica.....	35
Tabela 3 - Pesos dos indicadores adotados para cálculo do PNPI	38
Tabela 4 - Valores adotados para LCI.....	40
Tabela 5 - Tipos de solo da APA do Rio Uberaba	43
Tabela 6 - Valores do ROI de acordo com a permeabilidade do solo	43
Tabela 7 - Correção dos valores do ROI conforme a faixa de declividade	44
Tabela 8 - Coeficientes de exportação de carga M-QUAL (Kg/km ² .dia)	46
Tabela 9 - Orientação dos pixel da APA do Rio Uberaba.....	50
Tabela 10 - Índice de Transformação Antrópica da APA do Rio Uberaba.....	61
Tabela 11 - Índice de Transformação Antrópica da Zona Uberaba da APA do Rio Uberaba (ZU - APA).....	62
Tabela 12 - <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para a APA do Rio Uberaba	73
Tabela 13 - <i>Potential Non-Point Polution</i> (PNPI) para a ZU - APA	78
Tabela 14 - Estimativa de carga poluidora difusa pelo M-QUAL	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA - Área de Proteção Ambiental
CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais
CODAU - Companhia Operacional de Desenvolvimento, Saneamento e Ações Urbanas
DEM - Modelo Digital de Elevação (Digital Elevation Model)
DI - Indicador de Distância (Distance Indicator)
Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETAs - Estações de Tratamento de Água
FCA - Ferrovia Centro Atlântica
GMd2 - Gleissolo Melânico Tb distrófico
IQA - Índice de Qualidade da Água
ITA - Índice de Transformação Antrópica
LCI - Indicador de Uso da Terra (Land Cover Indicator)
LVAd1 - Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVAd11 - Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVAd3 - Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVAd9 - Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVd1 - Latossolo Vermelho distrófico
LVd11 - Latossolo Vermelho distrófico
LVdf2 - Latossolo Vermelho distrófico
MDE - Modelo Digital de Elevação
M-QUAL - Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade da Água
NIEA - Núcleo Interinstitucional de Estudos Ambientais
PNPI - Potential Non-Point Pollution Index (Índice Potencial de Poluição Difusa)
PVAe17 - Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico
PVe1 - Argissolo Vermelho eutrófico
ROI - Indicador de Runoff (Runoff Indicator)
SIG - Sistema de Informação Geográfica
SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SS - Sólidos Suspensos
SST - Sólidos Suspensos Totais
TAC - Termo de Ajustamento de Conduta

UC - Unidade de Conservação

UFV - Universidade Federal de Viçosa

ZU-APA - Zona Urbana da Área de Proteção Ambiental

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS.....	16
2.1. OBJETIVO GERAL	16
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1. POLUIÇÃO DIFUSA: CONCEITOS E DESAFIOS.....	17
3.2. A APA DO RIO UBERABA: CONTEXTO TERRITORIAL, QUALIDADE DA ÁGUA E NECESSIDADES DE PESQUISA	18
3.3. MODELAGEM ESPACIAL COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL	20
3.4. MODELOS PARA ANÁLISE DE POLUIÇÃO DIFUSA	23
3.5. ESTUDOS DE CASO E APLICAÇÕES EM ÁREAS PROTEGIDAS	24
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
4.1. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA ADOTADA NO ESTUDO.....	26
4.2. ÁREA DE ESTUDO	27
4.3. AVALIAÇÃO ESPACIAL DA POLUIÇÃO DIFUSA NA APA DO RIO UBERABA	29
4.4. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO- TERRITORIAL	30
4.5. RECLASSIFICAÇÃO DOS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO	31
4.6. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA) ..	34
4.7. DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI)	36
4.7.1. <i>Cálculo do indicador de uso da terra (LCI)</i>	39
4.7.2. <i>Cálculo do indicador de distância (DI)</i>	40
4.8. ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA (M-QUAL).....	44
5. RESULTADO E DISCUSSÕES	47
5.1. ÁREAS DE ESTUDO – APA E ZONEAMENTO URBANO DA APA	47
5.2. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO- TERRITORIAL	50
5.3. DOS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	53
5.3.1. <i>Escala 01 – Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba</i>	53

5.3.2. <i>Escala 02 – Zona Urbana da Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba (ZU-APA)</i>	57
5.4. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA) ..	61
5.5. ESCALA 01 – DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI) PARA A ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO UBERABA	64
5.5.1. DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI)	64
5.5.1.1. <i>Indicador de Distância (DI)</i>	64
5.5.1.2. <i>Indicador de uso da terra (LCI)</i>	66
5.5.1.3. <i>Indicador de Runoff (ROI)</i>	69
5.5.1.4. <i>Resultados do Potential Non-Point Polution (PNPI)</i>	72
5.6. ESCALA 02 – DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI) PARA A ZONA URBANA DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO UBERABA (ZU-APA).....	76
5.6.1. Resultados do Potential Non-Point Polution (PNPI) para ZU-APA	76
5.7. DETERMINAÇÃO DA ESTIMATIVA DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA (M-QUAL)	80
6. CONCLUSÕES	83
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
8. ANEXO A	93
9. ANEXO B	95

1. INTRODUÇÃO

A urbanização intensiva tem agravado o escoamento superficial e contribuído para o transporte de poluentes aos corpos hídricos, impactando negativamente a qualidade da água. Em áreas urbanas, a poluição difusa é uma das principais ameaças à integridade dos ecossistemas aquáticos e à saúde pública (Ellis; Mitchell, 2006).

A urbanização agrava os efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos, aumentando o risco de cargas elevadas de poluentes e tornando os sistemas urbanos mais vulneráveis. Diante disso, ressalta-se a necessidade de gestão integrada, com soluções como infraestrutura verde, controle de fontes difusas e adaptação climática, essenciais para a proteção da água e para a sustentabilidade urbana (Hu et al., 2025).

A poluição hídrica pode originar-se de fontes pontuais ou difusas. As fontes pontuais apresentam origens fixas e bem definidas, como descargas industriais e sistemas de esgoto urbano, sendo, em geral, mais facilmente mensuráveis, monitoradas e controladas. Em contraste, a poluição difusa — também denominada poluição não pontual (do inglês Non-Point Source Pollution – NPSP) — caracteriza-se por fontes dispersas e de difícil identificação, associadas principalmente ao escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas, bem como à deposição atmosférica, apresentando elevada variabilidade espacial e temporal (OECD, 1986; Ouyang, 2018). Como as cargas poluidoras difusas estão frequentemente relacionadas a eventos de precipitação e a processos aleatórios, o monitoramento direto e contínuo torna-se inviável, o que evidencia a modelagem ambiental como uma alternativa eficaz para sua avaliação.

Observa-se uma crescente atenção em estudos de poluição difusa, como um dos principais desafios ambientais, ressaltando as dificuldades de controle em comparação com fontes pontuais, os custos associados e a necessidade de medidas preventivas. Diferente das fontes pontuais, o controle da NPSP exige o engajamento de múltiplos usuários do solo e estratégias preventivas, visto que os custos de tratamento das suas consequências, como a eutrofização e o assoreamento, são significativamente mais elevados (OECD, 2017; Silva et al., 2019; Chang; Yu, 2020).

Os principais fatores que influenciam a poluição difusa incluem mudanças no uso do solo (como expansão urbana e agrícola), impermeabilização do solo, precipitação e escoamento superficial (Abdulkareem et al., 2018 e Yang et al., 2020). No estudo da bacia do Heihe, observou-se que o crescimento acelerado de áreas residenciais aumentou significativamente o risco de NPSP, enquanto a redução de áreas naturais, como pastagens e matas, diminuiu a

capacidade de retenção de poluentes (Meng et al. 2024). Além disso, eventos de chuva intensa aumentam o transporte de sedimentos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e outros contaminantes para os corpos d'água (Puccinelli et al., 2012; Yang et al. 2013). A combinação desses fatores torna a NPSP um problema dinâmico e complexo, especialmente em regiões com ocupação desordenada (Yang et al., 2020).

Em áreas urbanas, a impermeabilização do solo e a expansão desordenada intensificam a poluição difusa, como evidenciado no estudo da bacia do Heihe, onde a urbanização foi o principal fator de aumento das zonas de alto risco (Meng et al. 2024). Em zonas rurais, práticas agrícolas inadequadas, como o uso excessivo de fertilizantes, contribuem para a contaminação da água por agroquímicos (Yang et al., 2013). Ambos os cenários demonstram a necessidade de estratégias de mitigação, como planejamento sustentável do uso do solo e adoção de melhores práticas de manejo agrícola (Gémesi et al., 2011). A gestão eficaz da NPSP é essencial para garantir a qualidade dos recursos hídricos, especialmente em regiões com escassez de água, como o norte da China (Yang et al., 2017). Esse contexto evidencia a relevância de áreas legalmente protegidas como instrumentos estratégicos para o ordenamento territorial e a mitigação dos impactos antrópicos sobre os recursos hídricos.

A Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba foi criada pela Lei Estadual nº 12.183/1999 e Lei Municipal nº 9.892/2005, integrando o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Brasil, 2000). Seus objetivos incluem a recuperação, preservação e conservação do rio Uberaba, o uso sustentável dos recursos naturais, a proteção da biodiversidade, dos recursos hídricos e dos remanescentes de cerrado, além de disciplinar a ocupação humana e promover a qualidade de vida das populações locais. A APA foi estabelecida devido à importância do rio como principal manancial de abastecimento de Uberaba, além de abrigar vegetação nativa, fauna diversa e potencial turístico (Câmara Municipal de Uberaba, 2005).

A APA do Rio Uberaba, com 528,1 km², abrange a bacia hidrográfica a montante do ponto de captação de água que abastece a cidade (Câmara Municipal de Uberaba, 2005). Sua função ecológica é proteger os recursos hídricos, garantindo a qualidade e disponibilidade de água para a população, além de conservar a vegetação de cerrado e a biodiversidade associada (Brasil, 2000). A área também possui atributos culturais e paisagísticos, contribuindo para o bem-estar humano e a sustentabilidade regional (Câmara Municipal de Uberaba, 2005).

A APA sofre pressões como expansão urbana desordenada, atividades agropecuárias intensivas e impactos de infraestrutura (ex.: ferrovias e rodovias), evidenciados pelo acidente

no córrego da Alegria em 2003, que exigiu um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) com a Ferrovia Centro Atlântica (FCA) (Uberaba, 2004).

O primeiro Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba foi desenvolvido em 2005 pela Prefeitura Municipal de Uberaba, por meio da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (PMU/SEMAM). Este documento foi concebido como um instrumento técnico-normativo e orientador, com o objetivo de estabelecer diretrizes estratégicas voltadas à conservação ambiental da área protegida. Em 2012, foi elaborado um Plano de Manejo Emergencial, financiado com recursos do Banco Mundial, o que evidenciou o reconhecimento institucional da necessidade de atualização e aprimoramento das diretrizes de gestão ambiental da APA. Posteriormente, em 2014, o Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU), em parceria com o Núcleo Interinstitucional de Estudos Ambientais (NIEA), elaborou o Termo de Referência para subsidiar a construção de um novo Plano de Manejo. Esse processo resultou na consolidação de um documento técnico mais robusto, fundamentado em estudos interdisciplinares e voltado à efetiva implementação de políticas de proteção e uso sustentável dos recursos naturais da bacia do Rio Uberaba (Uberaba, 2022).

Apesar da existência e da evolução desses instrumentos legais e técnicos, sua presença formal não garante, por si só, a efetiva aplicação no território. As dinâmicas reais de uso e ocupação do solo, associadas à intensificação das pressões antrópicas, podem comprometer a efetividade das diretrizes estabelecidas, evidenciando a necessidade de estudos integrados e de monitoramento contínuo capazes de avaliar, de forma objetiva, o desempenho desses instrumentos na proteção dos recursos hídricos da APA.

Além disso, a ocupação irregular e a degradação de nascentes ameaçam a segurança hídrica da região, exigindo ações urgentes de zoneamento e gestão participativa (Brasil, 2000; Câmara Municipal de Uberaba, 2005).

Um ponto chave no manejo da APA, foi a Lei Complementar nº 561/2017, que regulamenta o zoneamento, permite o parcelamento do solo urbano próximo à área de captação de água, gerando preocupação quanto à poluição difusa. Estudos como os de Harano (2023), Silva et al. (2021) e Toniolo (2020) alertam que áreas urbanizadas são fontes potenciais de contaminação por escoamento superficial. Embora a legislação busque conciliar desenvolvimento e proteção ambiental, a implantação de lotes nesta região sensível exige mecanismos eficientes de controle, conforme recomendam Ferreira et al. (2018), para evitar impactos na qualidade hídrica.

Apesar da reconhecida importância da APA do Rio Uberaba para o abastecimento hídrico e a conservação ambiental, há uma notável escassez de estudos específicos sobre poluição difusa na região. Embora o Plano de Manejo (CODAU/NIEA, 2014) e diagnósticos ambientais (2004) identifiquem pressões como atividades agropecuárias e expansão urbana, faltam análises quantitativas que dimensionem o impacto do escoamento superficial contaminado por sedimentos, agrotóxicos e efluentes não tratados. Essa lacuna dificulta a compreensão dos principais vetores de degradação e a implementação de medidas eficazes, especialmente considerando a vulnerabilidade da bacia como fonte de água para Uberaba (Câmara Municipal de Uberaba, 2005).

A adoção de ferramentas de análise espacial, como modelos de simulação de poluição difusa (ex.: SWAT ou SWMM), é potencial para mapear fontes de contaminação e áreas críticas (Puccinelli et al., 2012). Integrar geotecnologias (Sistema de Informação Geográfica (SIG) e sensoriamento remoto) permite zoneamentos mais precisos, identificando zonas de risco associadas a uso inadequado do solo e atividades antrópicas. Esses instrumentos são essenciais para subsidiar políticas públicas, como a revisão do Plano de Manejo, e para promover práticas agrícolas sustentáveis, reduzindo conflitos entre conservação e desenvolvimento (Brasil, 2000; Uberaba, 2004). A articulação entre dados técnicos e gestão participativa pode fortalecer a resiliência da APA frente às pressões ambientais.

A modelagem espacial auxilia na identificação de fontes de poluição difusa ao integrar dados de uso do solo, hidrologia e qualidade da água. Conforme Ferreira et al. (2018), esses modelos, apesar de enfrentarem desafios como a escassez de dados, são cruciais para orientar políticas ambientais. O estudo de Silva et al. (2021) comprovou sua utilidade ao aplicar o M-QUAL na bacia do Ribeirão da Serra, vinculando a degradação da água à expansão urbana.

Nesse contexto, o presente estudo delimita áreas com potencial de poluição difusa e estima a carga poluidora na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba, analisando sua evolução espacial e temporal entre 1990 e 2023, por meio da aplicação integrada do Potential Non-Point Pollution Index (PNPI), do Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade da Água (M-QUAL) e do Índice de Transformação Antrópica (ITA). A escolha desses modelos justifica-se por sua adequação a contextos com limitação de dados hidrológicos, realidade comum em bacias Brasileiras, e por sua eficácia na identificação de áreas críticas e fontes prioritárias de contaminação (Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2003; Haupt, 2009).

A pesquisa justifica-se pela relevância científica de adaptar metodologias consolidadas a um contexto regional específico, gerando conhecimento aplicável a outras áreas protegidas com desafios similares. Do ponto de vista prático, os resultados fornecerão subsídios técnicos para a gestão pública, auxiliando no planejamento territorial, na fiscalização ambiental e na implementação de políticas de conservação. Além disso, a originalidade do trabalho reside na integração de ferramentas de modelagem espacial em uma APA com carência de estudos sobre poluição difusa, oferecendo uma base metodológica replicável e contribuindo para o avanço da gestão sustentável dos recursos hídricos na região.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a evolução espacial e temporal do risco de poluição difusa na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba entre 1990 e 2023.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o objetivo geral, propõem-se as seguintes etapas metodológicas:

- Mapear a evolução do uso e ocupação do solo na APA do Rio Uberaba para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023, utilizando geotecnologias;
- Determinar os efeitos da ação humana na paisagem por meio do Índice de Transformação Antrópica (ITA) para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023;
- Analisar as declividades do terreno e os tipos de solo, considerando suas permeabilidades e influência no escoamento superficial;
- Aplicar o modelo PNPI para identificar áreas de maior risco de poluição difusa em toda a APA, considerando os diferentes cenários temporais (1990, 2000, 2010, 2020 e 2023);
- Quantificar as cargas poluentes difusas por meio do modelo M-QUAL, com foco na área de contribuição ao ponto de captação de água;
- Avaliar o impacto potencial do parcelamento urbano (Lei Complementar nº 561/2017) sobre a qualidade hídrica, aplicando o PNPI para uma projeção futura, considerando as novas áreas previstas para parcelamento urbano.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. POLUIÇÃO DIFUSA: CONCEITOS E DESAFIOS

A poluição das águas é uma das principais consequências da relação intensa entre atividades humanas e o meio ambiente. De modo geral, a poluição ocorre quando substâncias ou formas de energia são introduzidas em corpos hídricos, alterando suas características naturais e comprometendo seus múltiplos usos (Von Sperling, 2005). Segundo a Lei 12.651/2012, poluição é qualquer degradação ambiental que prejudique o bem-estar da população, comprometa a biota ou lance matéria ou energia fora dos padrões estabelecidos (Brasil, 2012).

Para compreender melhor como ocorre esse processo, é importante distinguir dois tipos principais de fontes de poluição: pontual e difusa. A poluição pontual é aquela cuja origem está claramente identificada em um local específico, como o despejo de efluentes industriais ou domésticos por meio de tubulações em um ponto fixo de um rio ou lago. Por serem localizadas, essas fontes são mais fáceis de serem monitoradas e controladas (Smith et al., 1999; Campbell et al., 2004; Anjinho, 2019).

Já a poluição difusa apresenta características bem diferentes. Trata-se de um tipo de poluição que ocorre de maneira dispersa ao longo de uma bacia hidrográfica, sem um ponto de origem definido. É geralmente associada ao escoamento superficial, que transporta poluentes da superfície do solo para os corpos d'água durante eventos de precipitação (chuva). Por envolver múltiplas áreas e fontes, como atividades agrícolas, urbanas e industriais distribuídas por todo o território da bacia, seu controle é mais complexo e sua identificação, mais difícil (Von Sperling, 1996; Anjinho, 2019; Harano, 2023).

Os mecanismos de transporte de poluentes são fundamentais para entender a dinâmica da poluição difusa. A chuva atua como agente iniciador, lavando a superfície terrestre e arrastando poluentes que estavam depositados no solo ou na atmosfera. Esses poluentes podem estar em forma dissolvida (misturados na água) ou adsorvidos (aderidos a partículas sólidas), sendo transportados com o escoamento superficial até rios, lagos e reservatórios (Ferreira et al., 2018). A quantidade de poluentes transportados depende de diversos fatores, como o tipo de solo, sua permeabilidade, o relevo da região, e principalmente o uso e ocupação do solo (Munafò et al., 2005; Cecchi et al., 2007).

Em áreas agrícolas, por exemplo, o uso intenso de fertilizantes e agrotóxicos aumenta o risco de contaminação das águas por nutrientes como nitrogênio e fósforo, que são levados pelo

escoamento superficial para os corpos hídricos (Von Sperling, 2005; Anjinho, 2019). Esse transporte pode provocar um processo chamado eutrofização, caracterizado pelo aumento excessivo de nutrientes na água, o que favorece o crescimento descontrolado de algas e prejudica a qualidade da água e a vida aquática (Esteves, 1988; Le Moal et al., 2019).

Nas áreas urbanas, a situação não é diferente. O asfaltamento, a impermeabilização do solo e a ausência de vegetação impedem a infiltração da água da chuva, aumentando o volume de escoamento superficial. Esse escoamento acaba arrastando uma grande quantidade de resíduos como óleos, metais pesados, detritos domésticos e materiais tóxicos, que se acumulam nas ruas e calçadas, sendo conduzidos diretamente para os sistemas de drenagem urbana e, posteriormente, para os rios (Sodré, 2012; Liu et al., 2014; Zhao et al., 2018).

Além disso, a morfologia da bacia hidrográfica também influencia na intensidade da poluição difusa. Regiões com maior declividade favorecem o escoamento rápido e o transporte mais eficiente de poluentes. Já os tipos de solo e sua permeabilidade determinam a capacidade de infiltração da água e, por consequência, o tempo e o alcance dos poluentes até os corpos hídricos (Harano, 2023).

Portanto, os impactos da poluição difusa são significativos tanto em bacias rurais, onde predominam os problemas com o uso agrícola, erosão e lixiviação de nutrientes, quanto em bacias urbanas, que enfrentam desafios relacionados ao lixo urbano, substâncias químicas e à impermeabilização do solo (Pereira, 2004; Anjinho, 2019). Esses impactos incluem desde a degradação da qualidade da água e desequilíbrios ecológicos, até dificuldades no tratamento da água para consumo humano (Di Bernardo; Dantas, 2005).

Em suma, a poluição difusa representa um dos maiores desafios para a gestão ambiental das bacias hidrográficas, especialmente por sua natureza dispersa e por depender de múltiplos fatores inter-relacionados, como o uso da terra, o clima, o relevo e as práticas humanas. Compreender suas fontes e mecanismos é fundamental para o planejamento de ações de controle e mitigação, visando garantir a preservação da qualidade dos recursos hídricos e a sustentabilidade dos ecossistemas.

3.2. A APA do Rio Uberaba: Contexto Territorial, Qualidade da Água e Necessidades de Pesquisa

A Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba, instituída pela Lei Municipal n.º 9.892/2005, ocupa aproximadamente 528,1 km² (52.810 hectares), correspondendo a cerca de 12% do território do município de Uberaba. Classificada como Unidade de Conservação de Uso

Sustentável e integrante do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), a APA tem como objetivos principais a proteção dos recursos hídricos, a conservação da vegetação nativa do Cerrado e o ordenamento da ocupação humana (Câmara Municipal de Uberaba, 2005; Mauro, 2016).

A área da APA é marcada por intensa ocupação agropecuária, com destaque para o cultivo de café, soja e cana-de-açúcar, além de extensas áreas de pastagens. Soma-se a esse cenário a presença de áreas urbanizadas, especialmente no setor sudoeste da unidade, onde cerca de 8% da área urbana do município está inserida (Mauro, 2016). Esse padrão de uso evidencia pressões ambientais significativas associadas tanto à agricultura intensiva quanto à expansão urbana, comprometendo a efetividade dos objetivos de conservação previstos legalmente.

Apesar de sua importância estratégica, a gestão da APA apresenta fragilidades institucionais, como a ausência de delimitações claras de zoneamento e a limitada integração com bases cartográficas oficiais. Mesmo após mais de uma década de sua criação, persistem lacunas na regulamentação do uso e ocupação do solo, dificultando o planejamento territorial e a proteção efetiva dos recursos naturais (Mauro, 2016).

No que se refere à qualidade da água, o Índice de Qualidade da Água (IQA) tem sido amplamente utilizado como ferramenta de monitoramento em mananciais destinados ao abastecimento público. Desenvolvido pela CETESB em 1975 e adotado por órgãos como o IGAM, o IQA é calculado a partir de nove parâmetros físico-químicos e biológicos, resultando em um índice adimensional que varia de 0 a 100, classificando a água de “excelente” a “muito ruim” (IGAM, 2012; CETESB, 2017).

Na APA do Rio Uberaba, estudos indicam que os valores de IQA variam, em geral, entre as classes “médio” e “bom”, com oscilações sazonais associadas aos períodos seco e chuvoso, mantendo a potabilidade mediante tratamento convencional (Tibola e Castro, 2019; Oliveira et al., 2024). Entretanto, a ausência de variação estatisticamente significativa no IQA geral não elimina a existência de pressões ambientais localizadas, especialmente aquelas relacionadas ao uso e ocupação do solo.

Pesquisas apontam que microbacias com elevadas taxas de perda de solo, como Lanhoso, Sapecado e Buracão, apresentam maior suscetibilidade ao transporte de sedimentos e nutrientes, impactando a qualidade da água de forma difusa e cumulativa (Siqueira, 2019; Oliveira et al., 2024). Esses impactos, muitas vezes, não são plenamente captados por índices agregados como o IQA, sobretudo quando associados a processos de poluição difusa.

Diante desse contexto, evidencia-se a carência de estudos específicos voltados à identificação e quantificação da poluição difusa na APA do Rio Uberaba. A aplicação de ferramentas de modelagem ambiental, como o Potential Non-Point Pollution Index (PNPI) e o Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo $\times$ Qualidade da Água (M-QUAL), torna-se fundamental para complementar os diagnósticos existentes. Enquanto o PNPI permite identificar áreas com maior potencial de geração de poluição difusa, o M-QUAL possibilita a estimativa de cargas poluidoras associadas às diferentes formas de uso do solo, fornecendo subsídios técnicos para o planejamento territorial e a gestão ambiental da unidade de conservação (Haupt, 2009).

3.3. MODELAGEM ESPACIAL COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL

A crescente complexidade dos impactos ambientais decorrentes da urbanização e das atividades agropecuárias torna essencial o uso de ferramentas capazes de compreender, prever e mitigar os efeitos da poluição nos corpos hídricos. Nesse contexto, a modelagem matemática e espacial surge como instrumento indispensável para a identificação de fontes de poluição, sobretudo aquelas de origem difusa, cuja detecção e controle são notoriamente difíceis (Novotny e Olem, 1993; Poleto, 2019).

A partir dessa necessidade, os modelos hidrológicos e de poluição permitem simular o comportamento de sistemas sob diferentes condições, identificando fontes de poluição e orientando o planejamento ambiental (Moruzzi et al., 2012). Eles podem ser classificados segundo critérios como variabilidade das variáveis (estocásticos ou determinísticos), tipo de relação (empíricos, semiempíricos ou físicos), distribuição espacial (concentrados ou distribuídos), representação temporal (contínuos ou discretos) e escala temporal (estacionários ou dinâmicos) (Poleto, 2019; Rennó & Soares, 2003).

Entre os modelos distribuídos mais utilizados destacam-se o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) e o SHE (Sistema Hidrológico Europeu), ambos capazes de analisar espacialmente as contribuições de poluição em diferentes setores da bacia hidrográfica (Xiang, Wang & Liu, 2017). Modelos simplificados como o CME (Coeficientes Médios de Exportação), o M-QUAL e o PNPI são mais indicados em regiões com baixa disponibilidade de dados e operam eficientemente em ambientes de geoprocessamento (Haupt, 2009).

O modelo PNPI, por exemplo, integra dados sobre uso da terra, declividade, geologia, permeabilidade e tipo de solo para estimar o risco de poluição difusa (Cecchi et al., 2007).

Estudos têm utilizado esse tipo de índice em abordagens baseadas em SIG para identificar áreas prioritárias (PSAs – Priority Source Areas), contribuindo para ações mais eficientes de mitigação (Shen, 2011; Kliment, Kadlec e Langhammer, 2008).

A eficiência da modelagem ambiental está associada à sua capacidade de integrar múltiplas variáveis que influenciam o transporte de poluentes, como uso e cobertura da terra, composição geológica, declividade do terreno, permeabilidade e cobertura vegetal (Branco & Rocha, 1977; Lopes et al., 2017). Essas variáveis controlam os processos de geração, transporte e deposição de cargas poluidoras, especialmente em sistemas hidrológicos sujeitos a intensas alterações antrópicas.

A substituição da vegetação natural por áreas agrícolas ou urbanizadas intensifica os processos erosivos e o carreamento de sedimentos e nutrientes para os corpos d'água. Esse efeito é potencializado pelo uso intensivo de fertilizantes nitrogenados e por padrões de urbanização desordenada, caracterizados pela elevada impermeabilização do solo e pelo manejo ineficiente das águas pluviais, o que aumenta a imprevisibilidade das cargas difusas transportadas pelo escoamento superficial (Ceretta et al., 2005).

A aplicabilidade desses modelos tem sido demonstrada em diferentes bacias hidrográficas Brasileiras. Na bacia do ribeirão do Lobo (SP), Anjinho (2019) verificou que mais de 75% das cargas de nitrogênio e fósforo eram de origem difusa, com boa concordância entre valores simulados e observados. De forma semelhante, Steinke (2012) utilizou o modelo M-QUAL na bacia do rio Jaguarão, na fronteira Brasil–Uruguai, permitindo a classificação de sub-bacias segundo o grau de contribuição das cargas poluidoras. Em escala regional, estudos conduzidos pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2022), na bacia do rio Paranapanema, reforçam o potencial da modelagem como ferramenta de apoio ao planejamento e à gestão da qualidade da água, especialmente em contextos de limitação de dados.

Modelos como o SWMM (Storm Water Management Model) são amplamente empregados na simulação de sistemas urbanos e no apoio ao manejo de águas pluviais (Yazaki, Haupt & Porto, 2007). Vilar (2021) avaliou a aplicação do SWMM em bacias de uso natural e misto, comparando-o ao SWAT, e observou desempenho insatisfatório nas simulações de vazão e cargas de nutrientes quando aplicado sem calibração, especialmente em bacias de uso misto. O estudo ressalta, contudo, que a calibração e validação do modelo são etapas essenciais para aprimorar sua eficiência e viabilizar seu uso no planejamento e controle da poluição difusa.

Apesar de seu potencial, a aplicação de modelos enfrenta desafios técnicos e operacionais. A escassez, desatualização ou ausência de dados hidrológicos, climatológicos e geoespaciais compromete a calibração e validação dos modelos, afetando a confiabilidade das simulações (Poletto, 2019). Modelos mais complexos exigem infraestrutura tecnológica adequada e equipe especializada, o que representa um obstáculo em muitos contextos (Xiang, Wang & Liu, 2017).

Outro desafio é a representação da variabilidade espacial e temporal das fontes de poluição. Como as cargas difusas estão fortemente associadas a eventos climáticos episódicos, a definição de parâmetros adequados para modelagem torna-se difícil com dados escassos (Novotny, 2003). Além disso, a simplificação excessiva em modelos empíricos ou semiempíricos pode ocultar variáveis importantes, gerando resultados imprecisos e decisões inadequadas (Moruzzi et al., 2012).

A integração com Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e técnicas de sensoriamento remoto potencializa a modelagem espacial ao oferecer uma plataforma robusta para coleta, organização e análise de dados georreferenciados. SIGs permitem representar variáveis como uso do solo, relevo, geologia e hidrografia de maneira automatizada, reduzindo custos e otimizando o processo decisório (Lins et al., 2012; Martins, 2017b; Toniolo, 2020). A espacialização dos dados, segundo Martins (2017a), depende do domínio temático, da cartografia e da conexão lógica entre dados e sua representação geográfica.

O sensoriamento remoto amplia essa capacidade, fornecendo imagens com alta resolução temporal e espacial, úteis para monitorar mudanças no uso da terra, degradação ambiental e expansão agrícola (Novo, 2010). Estudos como o de Munafò et al. (2005) demonstram o uso bem-sucedido de SIGs combinados com modelagem para estimar o risco de poluição difusa. Aplicações incluem também a delimitação automática de sub-bacias e o cálculo de parâmetros morfométricos (Oliveira et al., Moraes & Silva, 2007), além da correlação entre uso do solo e qualidade da água, como observado por Silva (2018) na bacia do Rio Uberaba (MG).

A integração entre modelos matemáticos, SIG e sensoriamento remoto representa, portanto, uma base técnica robusta para o planejamento, monitoramento e conservação dos recursos hídricos, contribuindo para a mitigação da poluição difusa e para a formulação de políticas públicas ambientais mais eficazes. A aceitação desses modelos depende da transparência no processo de modelagem e da clareza na comunicação dos resultados, o que reforça sua utilidade prática e sua relevância como ferramenta de gestão (Moruzzi et al., 2012).

3.4. MODELOS PARA ANÁLISE DE POLUIÇÃO DIFUSA

A escolha do modelo adequado para estimar cargas não pontuais depende, sobretudo, da disponibilidade de dados hidrológicos e do objetivo de gestão na bacia hidrográfica (Harano, 2023). Modelos de alta complexidade, como HSPF, SWAT, XP-Aqualm e Moneris, oferecem resultados detalhados, porém requerem grande volume de dados de entrada, longas séries históricas e calibração sofisticada — condições raras em bacias Brasileiras pouco instrumentadas (Toniolo, 2020; Harano, 2023).

Em cenários de escassez de dados, recomenda-se o emprego de ferramentas simplificadas, como o CME, PNPI e o M-QUAL, todas operáveis em ambiente SIG e compatíveis com realidades rurais, urbanas ou mistas (Haupt, 2009; Harano, 2023).

O PNPI estima o potencial de geração de poluição difusa a partir da combinação de três indicadores — Land Cover (LCI), Runoff (ROI) e Distance (DI) — calculados com base em mapas de uso e cobertura da terra, geologia e modelo digital de elevação. Os valores obtidos, variando de 0 a 10, permitem classificar as áreas de muito baixo a muito alto potencial poluidor. Por não exigir calibração nem dados de monitoramento da qualidade da água, o método mostra-se especialmente adequado para bacias com monitoramento limitado (Haupt, 2009; Toniolo, 2020; Harano, 2023).

Desenvolvido no âmbito do Programa Guarapiranga, o M-QUAL é um modelo matemático semiempírico que estima a geração e a afluência de cargas difusas e pontuais de poluentes a partir da correlação entre uso e ocupação do solo, densidade populacional e infraestrutura de saneamento, utilizando coeficientes de exportação previamente definidos para cada tipologia de uso (Imagiire et al., 2017). Dessa forma, o modelo permite a estimativa de cargas de nutrientes, matéria orgânica, bactérias e sólidos suspensos sem a necessidade de medições químicas diretas da água, sendo especialmente indicado para bacias com monitoramento limitado.

O M-QUAL é estruturado em três módulos — geração, transporte e abatimento de cargas — e possibilita a simulação de cenários atuais e futuros de ocupação e infraestrutura, configurando-se como ferramenta de apoio ao planejamento e à proteção de mananciais (Haupt, 2009). Conforme discutido por Imagiire et al. (2017), o modelo admite aperfeiçoamentos progressivos, incluindo ajustes e validações dos coeficientes de exportação, quando dados locais estão disponíveis, embora sua aplicação inicial não dependa de calibração hidrológica ou química tradicional. Essa característica reforça seu uso como instrumento estratégico de diagnóstico e gestão ambiental em bacias hidrográficas com escassez de dados.

Como ferramenta complementar de caracterização ambiental, o Índice de Transformação Antrópica (ITA) quantifica a pressão humana sobre a paisagem a partir da ponderação entre a porcentagem ocupada por cada classe de uso da terra e um peso associado ao grau de intervenção antrópica (0 a 10). O índice permite classificar a bacia em níveis que variam de “pouco” a “muito degradada”, indicando setores prioritários para ações de conservação ou restauração ambiental (Toniolo, 2020).

Sob a perspectiva do apoio à gestão ambiental, a aplicação conjunta do PNPI, do M-QUAL e do ITA fornece instrumentos práticos para identificar pressões difusas, estimar cargas potenciais ou efetivas e subsidiar políticas públicas de manejo em bacias hidrográficas onde a limitação de dados inviabiliza a aplicação de modelos determinísticos complexos (Haupt, 2009; Toniolo, 2020; Harano, 2023).

Do ponto de vista metodológico, embora apresentem abordagens distintas, o PNPI e o M-QUAL são ferramentas complementares. Enquanto o PNPI prioriza a avaliação espacial do potencial de geração de poluição difusa com base em indicadores físicos e de uso do solo, o M-QUAL permite a estimativa de cargas poluidoras associadas às diferentes tipologias de ocupação. O uso integrado desses modelos amplia a capacidade de diagnóstico ambiental e fortalece o suporte técnico ao planejamento territorial e à gestão de bacias hidrográficas com restrições de dados.

3.5. ESTUDOS DE CASO E APLICAÇÕES EM ÁREAS PROTEGIDAS

Modelos simplificados vêm ganhando espaço na gestão de unidades de conservação Brasileiras, sobretudo onde o monitoramento é escasso. Na bacia do rio Jundiaí, o PNPI destacou áreas urbanas e agrícolas como focos prioritários de controle, produzindo mapas de potencial poluidor com baixo custo de dados e grande utilidade para o planejamento participativo do comitê de bacia (Haupt, 2009). Aplicações mais recentes confirmaram o valor do índice: em Cotia–SP, o PNPI ajudou a localizar manchas de alto risco difuso (valores > 6,5) que ameaçam a Reserva do Morro Grande, enquanto o M-QUAL quantificou cargas de nitrogênio (N), fósforo (P) e sólidos, permitindo simular cenários de expansão urbana e de saneamento (Toniolo, 2020). De modo semelhante, estudos em pequenas sub-bacias de mananciais do Sudeste demonstraram que combinar M-QUAL e PNPI facilita a escolha de medidas de proteção da mata ciliar e de interceptação de esgotos.

Haupt (2009) e Toniolo (2020) oferecem três lições principais. Primeiro, índices qualitativos como o PNPI são rápidos e robustos para triagem inicial, mas ainda carecem de validação hidrológica sistemática—uma lacuna apontada por análises de sensibilidade e ausência de séries de tempo úmido. Segundo, mesmo em bacias com classificação média “moderada”, porções de alto potencial difuso podem ultrapassar metade da área estudada, exigindo recortes espaciais finos para intervenção. Terceiro, poucos trabalhos aplicam esses métodos em Áreas de Proteção Ambiental (APA), onde a conciliação entre uso sustentável e conservação exige métricas que integrem pressão antrópica ao planejamento.

No marco do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei n.º 9.985/2000), as APAs são geridas por regras de controle do uso do solo que podem ser calibradas com esses modelos. Na APA do Rio Uberaba, por exemplo, o PNPI pode apontar lotes urbanos críticos ao longo do canal principal enquanto o M-QUAL estima o ganho ambiental de ampliar saneamento rural, fornecendo evidências para os planos de manejo e para o licenciamento de novos empreendimentos. Assim, PNPI e M-QUAL tornam-se ferramentas estratégicas para implementar o SNUC, direcionar recursos e monitorar a efetividade das ações em unidades de conservação mistas, preenchendo uma lacuna ainda pouco explorada pela pesquisa nacional.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA ADOTADA NO ESTUDO

O fluxograma (Figura 1) sintetiza a metodologia empregada para a identificação e análise espaço-temporal de áreas com potencial à geração de poluição difusa na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba. A abordagem metodológica foi estruturada em duas escalas de análise — a APA como um todo e a zona urbana inserida na unidade de conservação — e fundamentou-se na integração de indicadores ambientais e modelos de avaliação espacial. Foram aplicados o Índice de Transformação Antrópica (ITA), o *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI) e o modelo M-QUAL, para avaliar de forma qualitativa e quantitativa, a influência do uso e ocupação do solo, das características físicas do terreno e da dinâmica hidrológica sobre o risco de poluição difusa. As análises foram conduzidas para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023, possibilitando a avaliação da evolução temporal das pressões antrópicas e dos potenciais impactos sobre a qualidade ambiental da bacia, além da projeção de um cenário futuro para a área urbana da APA.

Figura 1 - Fluxograma da metodologia adotada no estudo



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

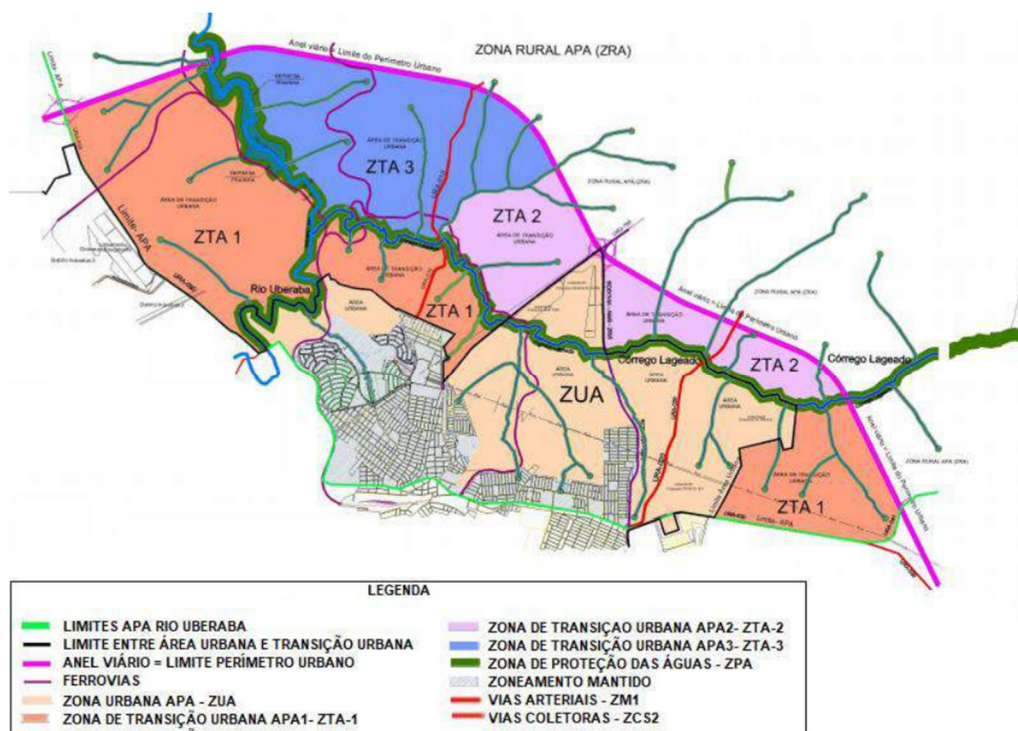
contaminando o solo e a água. O episódio interrompeu o abastecimento público por mais de cinco dias e impactou cerca de 250 mil habitantes, o que levou à decretação de estado de calamidade pública. Este evento evidenciou a vulnerabilidade da região e impulsionou ações mais efetivas de proteção ambiental (Leuzinger, 2009).

A partir desse contexto, o Ministério Público de Minas Gerais impôs um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) à empresa responsável, o que resultou na elaboração de um Diagnóstico Ambiental em 2004. Em 2005, foi desenvolvido o primeiro Plano de Manejo da APA, posteriormente complementado por um Plano Emergencial em 2012 com apoio do Banco Mundial. Em 2014, o Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU), em parceria com o Núcleo Interinstitucional de Estudos Ambientais (NIEA), elaborou o Termo de Referência para o Plano de Manejo atual. Este documento técnico define o zoneamento da área, as normas de uso e diretrizes para manejo dos recursos naturais, conforme previsto na Lei nº 9.985/2000 (Brasil, 2000).

Apesar dos avanços, autores como Leuzinger (2009) apontam que muitas APA's no Brasil enfrentam dificuldades relacionadas à efetividade de sua implementação, principalmente quando criadas em áreas já degradadas e sem mecanismos eficazes de fiscalização. Dessa forma, o sucesso da APA do Rio Uberaba depende da contínua atualização e execução de seu Plano de Manejo, aliada a uma gestão integrada e participativa que garanta o equilíbrio entre conservação e desenvolvimento.

O Plano Diretor de Zoneamento Urbano da APA Rio Uberaba, instituído pela Lei Complementar 561/2017, detalha parâmetros de uso, ocupação e proteção na área urbana da unidade – compatibilizando-se com o Plano Diretor (LC 359/2006) e o Perímetro Urbano (LC 374/2007) – e fixa objetivos como disciplinar o adensamento, preservar recursos hídricos e garantir infraestrutura adequada (Câmara Municipal de Uberaba, 2017). Entre as diretrizes, o zoneamento define sistema viário, regras de parcelamento e exigência de avaliação pelo Conselho Gestor da APA para novos loteamentos situados a montante da captação de água, assegurando consonância com o Plano de Manejo 2017 e com normas federais e estaduais, incluindo SNUC (Lei 9.985/2000) e Código Florestal (Lei 12.651/2012). Dessa forma, qualquer parcelamento em Zona Urbana ou Zona de Transição Urbana da APA fica condicionado ao cumprimento da Lei da APA, das demais legislações urbanísticas municipais e da aprovação pelos órgãos competentes, garantindo a proteção ambiental sem inviabilizar a expansão urbana sustentável (Brasil, 1979; Câmara Municipal de Uberaba, 2005). A Figura 3 a seguir apresenta o mapa de zoneamento urbano da APA do Rio Uberaba.

Figura 3 - Zoneamento Urbano da APA (ZU - APA)



Fonte: Prefeitura Municipal de Uberaba, 2017.

4.3. AVALIAÇÃO ESPACIAL DA POLUIÇÃO DIFUSA NA APA DO RIO UBERABA

O desenvolvimento metodológico deste trabalho foi estruturado em duas escalas territoriais distintas, com objetivos complementares.

A primeira escala corresponde à totalidade da APA Rio Uberaba. Nesta abrangência, foi aplicada a metodologia do *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI) para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023, possibilitando uma análise temporal da evolução do potencial poluidor. Além disso, foi realizado o cálculo do índice do Modelo de Correlação entre o Uso do Solo e Qualidade da Água (M-QUAL) para os mesmos anos, metodologia que permite estimar a carga poluidora difusa total que chega ao ponto oficial de captação de água do município de Uberaba. Essa abordagem é pertinente nesta escala por contemplar toda a bacia contribuinte para o ponto de captação, tornando possível a quantificação da pressão difusa sobre os recursos hídricos de forma abrangente e sistêmica.

A segunda escala refere-se especificamente à área do zoneamento urbano da APA, passível de parcelamento do solo urbano, conforme estabelecido na Lei Complementar nº 561/2017, apresentada na Figura 3. Nesta escala, não se aplicou o cálculo do M-QUAL, uma vez que a área está inserida dentro da escala mais ampla (Escala 01), e, portanto, sua

contribuição já está contemplada na carga estimada para toda a APA. No entanto, foi aplicada a metodologia do PNPI para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020, 2023, além da modelagem de um cenário futuro, considerando a implantação integral das diretrizes urbanísticas previstas para a área, conforme dados disponibilizados no site da Prefeitura Municipal de Uberaba.

O motivo para esta distinção metodológica reside na proximidade desta segunda área em relação ao ponto de captação. Embora a quantificação da carga difusa da área isoladamente não seja necessária, sua análise por meio do PNPI é essencial para a identificação de setores com maior potencial de poluição difusa. Isso fornece subsídios importantes para o planejamento urbano e ambiental, alertando o poder público sobre a sensibilidade dessas áreas, especialmente aquelas situadas a montante imediato do ponto de captação, e, portanto, mais suscetíveis a impactá-lo diretamente com processos de ocupação inadequados.

Além disso, para ambas as escalas foi aplicado o Índice de Transformação Antrópica (ITA), proposto por Lèmechev (1982) e utilizado por Tiniolo (2020), com o objetivo de quantificar a pressão antrópica exercida sobre os componentes do meio ambiente ao longo do tempo. O índice é calculado a partir do mapa de uso e cobertura da terra, considerando a proporção percentual de cada classe de uso associada a um peso representativo do seu grau de modificação antrópica, variando de 0 (ausência de intervenção) a 10 (pressão máxima). Dessa forma, o ITA permite sintetizar, em um único valor, a intensidade da transformação antrópica da paisagem, possibilitando a classificação das áreas analisadas em diferentes níveis de degradação ambiental. Esse índice complementa a análise dos impactos sobre a bacia ao evidenciar a evolução espaço-temporal da ocupação do solo e sua relação com a vulnerabilidade ambiental.

4.4. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-TERRITORIAL

A delimitação da área de estudo compreendeu os limites da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba e da Zona Urbana (ZU-APA) inserida em seu interior. Para essa definição, foi utilizado o banco de geodados estruturado no escopo do Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba (2022), gentilmente cedido pela Companhia Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU). Este banco de dados foi utilizado neste trabalho para delimitar os limites da APA, servindo também como base cartográfica e fonte principal para o desenvolvimento de grande parte da análise.

A rede de drenagem foi obtida a partir do banco de dados do Plano de Manejo (2022), cuja base foi gerada por interpretação de imagens de satélite de alta resolução e do Modelo Digital de Elevação (MDE) do IBGE (2007/2017). A extração inicial dos canais foi realizada por meio de geoalgoritmos de análise hidrológica (ferramentas Hydrology do ArcGIS e Terrain Analysis – Hydrology do SAGA/QGIS) aplicados ao MDE. Posteriormente, os vetores foram ajustados manualmente com base na interpretação visual de imagens disponibilizadas via Basemap (Google Earth e Bing), curvas de nível e na folha cartográfica do IBGE SE-23-Y-C-IV (1:100.000). Como referência complementar, utilizou-se a base vetorial da ANA (1:50.000), permitindo a codificação e a classificação dos cursos d'água (Uberaba, 2022).

A direção preferencial do fluxo foi determinada no QGIS, com uso das ferramentas do GRASS GIS, a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto TOPODATA. Inicialmente, o MDE foi submetido ao preenchimento de depressões para garantir coerência hidrológica. Em seguida, utilizou-se o algoritmo D8 por meio do módulo r.watershed, que calcula a direção de fluxo com base na maior declividade entre um pixel e seus vizinhos. O resultado foi um raster com valores que indicam a direção do escoamento em cada célula. Para apoiar a interpretação dos padrões de escoamento superficial na APA, foi gerada uma representação gráfica da frequência de pixels em cada direção, o que facilitou a análise das conexões hidrológicas com os corpos d'água da região.

O mapa de declividade foi derivado do mesmo MDE do projeto TOPODATA, e posteriormente reclassificado conforme as classes propostas pela Embrapa (1979), visando uma análise padronizada e compatível com o uso e ocupação do solo na região.

O mapa pedológico foi obtido a partir do banco de geodados do Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba (2022), que consolidou estudos desenvolvidos pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), Universidade Federal de Viçosa (UFV) e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), sistematizados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006). Essa base foi utilizada para a identificação e espacialização das tipologias de solos nas bacias analisadas, constituindo etapa fundamental para a atribuição dos parâmetros físicos empregados na construção do Índice de Runoff (ROI), uma vez que as características pedológicas influenciam diretamente a infiltração, o escoamento superficial e a recarga hídrica.

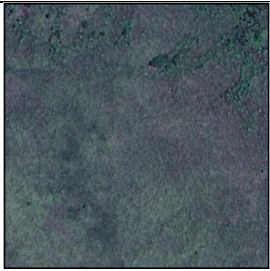
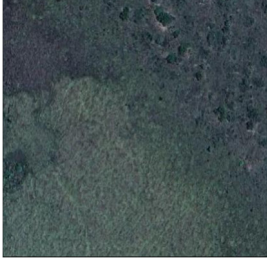
4.5. RECLASSIFICAÇÃO DOS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO

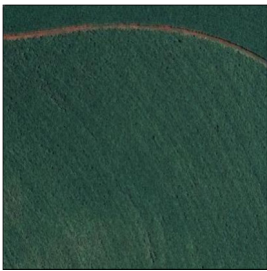
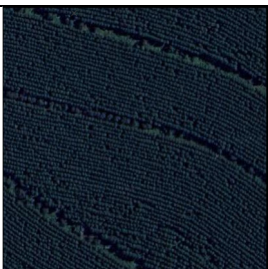
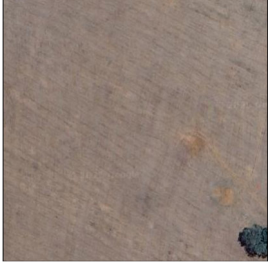
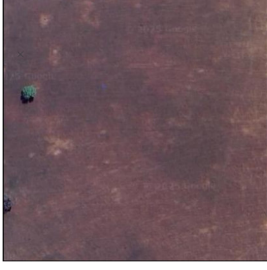
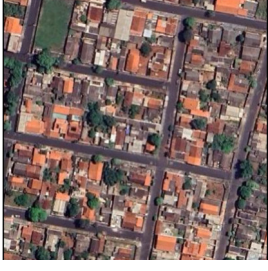
Mapas anuais de uso e ocupação do solo foram obtidos na plataforma MapBiombras-Brasil (Coleção 9; pixel = 30 m × 30 m) para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023, última versão disponível no momento do estudo (MapBiombras, 2024). Os arquivos raster (.tif) foram recortados com base (i) no polígono oficial da Área de Proteção Ambiental (APA) em estudo e (ii) na área instituída pelo Plano Diretor de Zoneamento do Perímetro Urbano da APA.

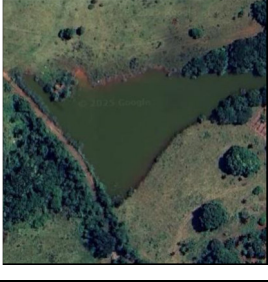
A classificação original do MapBiombras apresenta mais de 30 classes distintas de uso e cobertura da terra. No entanto, após o recorte das áreas de interesse, 17 dessas classes foram identificadas dentro dos limites analisados. De maneira geral, a legenda fornecida pelo MapBiombras é de fácil compreensão, com exceção da classe denominada “Mosaico de Usos” ou “Mosaico de Agricultura e Pastagem” — uma categoria genérica que reúne áreas agropecuárias e de pastagem em pequenas porções, o que pode gerar ambiguidade na interpretação.

Para viabilizar a aplicação do Land Cover Indicator (LCI), conforme a metodologia proposta por Munafò et al. (2005) e baseada no sistema europeu Corine Land Cover (CLC; EEA, 1999), foi necessário realizar um processo de reclassificação das classes originais. Esse procedimento foi executado por meio da ferramenta r.reclass, disponível no software QGIS, utilizando como referência a Tabela 1, de correspondência entre as classificações do MapBiombras e do CLC.

Tabela 1 - Reclassificação do uso e ocupação do solo

Classificação MapBiombras	Reclassificação	Cor	Amostra de Imagem	
3 Formação Florestal	Floresta			
4 Formação Savânica				
11 Campo Alagado	Herbácea arbustiva			
12 Formação Campestre				

15	Pastagem	Pastagem			
39	Soja	Agricultura			
20	Cana				
41	Outras lavouras temporárias				
46	Café				
47	Citrus				
48	Outras lavouras perenes				
9	Silvicultura	Reflorestamento			
21	Mosaico de usos	Mosaico de usos			
24	Área Urbanizada	Área Urbana			
30	Mineração	Mineração			

25	Outras áreas não vegetadas	Não vegetada			
33	Rio e Lago	Hidrografia			

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

A coerência espacial da nova legenda foi avaliada por meio de inspeção visual, utilizando imagens Google Earth disponibilizadas diretamente no QGIS. A análise baseou-se nos critérios de cor, textura e forma, permitindo verificar se as classes reclassificadas correspondiam adequadamente aos padrões visuais observados na paisagem. Para delimitar as áreas de análise, foi criada uma camada vetorial em formato de quadrado, com a escala das imagens ajustada para 1:1.500, de modo a garantir a padronização das imagens.

4.6. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA)

O Índice de Transformação Antrópica (ITA) foi originalmente desenvolvido por Lèmechev (1982) e aplicado por Mateo (1984), com o objetivo de quantificar a pressão antrópica decorrente das mudanças na cobertura e uso da terra sobre unidades espaciais distintas, como bacias hidrográficas, áreas de proteção ambiental e parques nacionais (Oliveira, 2024).

Para sua aplicação, é indispensável a obtenção prévia de um mapa classificado de cobertura e uso da terra, pois o ITA depende da área ocupada por cada classe (em valores percentuais) e do grau de alteração antrópica atribuído a cada uma delas (Silva; Ladwig; Back, 2024). O índice foi calculado conforme a equação apresentada a seguir:

Equação 1 - Equação para o Índice de Transformação Antrópica (ITA)

$$ITA = \sum \frac{\%USO . PESO}{100}$$

Em que:

%USO representa a área em valores percentuais de cada classe de cobertura e uso da terra;
PESO é o valor atribuído ao tipo de cobertura conforme seu grau de alteração antrópica, variando de 0 a 10.

A atribuição dos pesos antrópicos considerou a média aritmética dos valores atribuídos e classificação adaptada, nos trabalho de: Nascimento et al. (2015); Lopes et al. (2017); Berwanger, Scoti e Robaina (2024); Silva; Ladwig; Back (2024); Oliveira et al. (2023); Rodrigue e Neves (2024) e Toniolo (2020). Conforme apresentado na Tabela 2, a seguir.

Tabela 2 - Valores de referência do Índice de Transformação Antrópica

Classes	Nascimento et al. (2014)	Lopes et al. (2017)	Berwanger et al. (2024) e Silva et al. (2024)	Oliveira et al. (2023)	Rodrigues et al. (2024)	Toniolo (2020)	Média
Floresta	1	1	1		1	0,8	0,96
Herbácea arbustiva	1	1,2	5	1,22	1	0,8	1,70
Pastagem	5	8,4	-	4,67	5	5,8	5,77
Agricultura	7,3	8,8	8	6,11	5	6,9	7,02
Reflorestamento	-	6,2	9	-	-	3,2	6,13
Mosaico de usos	6,15	8,6	8	5,39	5	6,35	6,58
Área Urbana	9,7	8,2	10	7,78	9,7	8,8	9,03
Mineração	-	-	-	8,67	-	10	9,34
Não vegetada	-	8,2	-	-	-	7,5	7,85
Hidrografia	2	1,2	1	1,67	2	2,9	1,80

Fontes: Adaptado de Nascimento et al., 2015; Lopes et al., 2017; Berwanger, Scoti e Robaina, 2024; Silva, Ladwig e Back, 2024; Oliveira et al., 2023; Rodrigues e Neves, 2024; Toniolo, 2020.

Para a classe “Mosaico de usos”, na ausência de valor específico na literatura consultada, foi adotada a média aritmética dos pesos atribuídos às classes de pastagem e agricultura.

O cálculo do ITA foi realizado após a contabilização das áreas percentuais de cada classe no mapa final, para cada ano analisado (1990, 2000, 2010, 2020 e 2023) e para cada escala

estudada. Com os pesos atribuídos. O resultado reflete a intensidade da transformação antrópica na paisagem, expressa por um valor contínuo entre 0 e 10.

Conforme proposto por Cruz et al. (1998), e utilizado por Nascimento et al. (2015) e Toniolo (2020) a classificação do grau de degradação de bacias sob influência antrópica pode ser realizada com base em intervalos definidos por quartis, sendo:

- 0 a 2,5 – Pouco degradado
- 2,5 a 5,0 – Regular
- 5,0 a 7,5 – Degradado
- 7,5 a 10 – Muito degradado

Essas faixas permitem uma leitura direta sobre o grau de modificação do território, facilitando a identificação de áreas críticas e subsidiando decisões voltadas à conservação e ao ordenamento territorial (Oliveira et al., 2023).

4.7. DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI)

Para avaliar o potencial de geração de poluição difusa na área de estudo, adotou-se o Índice Potencial de Poluição Não Pontual (PNPI – *Potential Non-Point Pollution Index*), desenvolvido por Munafò et al. (2005) e aprimorado por Cecchi et al. (2007). O índice é amplamente empregado em estudos hidrológicos e ambientais por sintetizar, de forma simplificada, a susceptibilidade espacial de uma área ao aporte de cargas difusas para os corpos hídricos superficiais.

O PNPI baseia-se em uma abordagem de sistema especialista (*expert-based approach*), seguindo lógica semelhante à utilizada em avaliações de impacto ambiental. A principal vantagem metodológica do PNPI reside na sua capacidade de operar com dados de fácil obtenção, como mapas de uso e cobertura da terra, modelos digitais de elevação (DEM) e informações pedológicas (Munafò et al., 2005). Isso o torna especialmente útil em contextos territoriais extensos e com limitações de dados primários.

O índice é composto por três indicadores principais:

LCI – Land Cover Indicator: Representa o potencial de geração de poluentes difusos a partir dos diferentes tipos de uso do solo. Áreas urbanizadas ou com agricultura intensiva recebem valores mais elevados de potencial poluidor, enquanto vegetações naturais e corpos hídricos recebem os menores valores. A atribuição dos coeficientes é feita com base em conhecimento

técnico e consulta a especialistas das áreas de ecologia, engenharia ambiental e planejamento territorial (Cecchi et al., 2007).

ROI – Runoff Indicator: Considera a capacidade de transporte dos poluentes ao longo da bacia hidrográfica, levando em conta a permeabilidade do solo (obtida a partir de dados litológicos ou pedológicos), a declividade do terreno e o tipo de cobertura vegetal. O ROI é calculado como a média dos coeficientes de escoamento ao longo do caminho hidráulico que conecta cada célula do raster à rede de drenagem, o que permite incorporar o efeito da velocidade do escoamento e o potencial de filtragem do terreno (Cecchi et al., 2007).

DI – Distance Indicator: Traduz a distância hidráulica entre a célula analisada e o corpo hídrico receptor em um fator de atenuação do impacto. A lógica é que maiores distâncias promovem maior decaimento e retenção de poluentes ao longo do caminho, reduzindo sua contribuição efetiva (Munafò et al., 2005). Para fins comparativos e validação, também foi considerada a distância em linha reta entre cada ponto e o local de captação no Rio Uberaba. Essa análise complementar foi executada com o auxílio do software QGIS, permitindo uma abordagem mais abrangente e precisa da conectividade hidrológica na área estudada.

Antes da aplicação, cada um dos indicadores é normalizado para uma escala de 0 a 1. A combinação dos três indicadores resulta na fórmula geral do PNPI, que foi adaptada para correlacionar a distância com o ponto de captação, subdividindo o indicador de distância em frações iguais, conforme equação abaixo:

Equação 2 - Equação para determinar o PNPI

$$PNPI = p_{LCI} \cdot LCI + p_{DI} \cdot DI + p_{DI_{cap}} \cdot DI_{cap} + p_{ROI} \cdot ROI$$

Em que p_{LCI} , p_{DI} , $p_{DI_{cap}}$, p_{ROI} , representam os pesos relativos de cada uma das variáveis. De acordo com Cecchi et al. (2007), esses pesos foram definidos com base na consulta a especialistas de diferentes áreas. No presente trabalho, foi realizada uma adaptação metodológica no peso originalmente atribuído ao indicador de distância (DI). O valor 2,6 proposto pelos autores foi redistribuído igualmente entre o DI e o DI_{cap} , resultando em pesos de 1,3 para cada variável, conforme apresentado na Tabela 3. Essa adaptação foi necessária para manter a proporcionalidade do modelo original, assegurando que a soma dos pesos permanecesse inalterada, ao mesmo tempo em que se diferenciou a influência da distância geral ao curso d'água e da distância ao ponto de captação.

Tabela 3 - Pesos dos indicadores adotados para cálculo do PNPI

Indicador	Pesos	
	Média	Desvio Padrão
LCI	4,8	0,71
DI	1,3	0,355
<i>DIcap</i>	1,3	0,355
ROI	2,6	0,52

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

A ponderação foi definida com base em julgamentos de especialistas, que consideram o uso e cobertura da terra como o fator de maior influência no processo de geração de poluição difusa. O resultado final é um raster em que cada célula representa o potencial de contribuição à poluição difusa do sistema hídrico. Os valores obtidos, que varia de 0 a 1, podem ser categorizados em classes de vulnerabilidade ambiental, que orientam a priorização de áreas para ações de proteção, manejo ou planejamento territorial (Cecchi et al., 2007, Haupt, 2009 e Toniolo, 2020).

- Classe I – Potencial muito baixo: $PNPI \leq 4,5$;
- Classe II – Potencial baixo: $4,5 < PNPI \leq 5,5$;
- Classe III – Potencial moderado: $5,5 < PNPI \leq 6,5$;
- Classe IV – Potencial alto: $6,5 < PNPI \leq 7,5$;
- Classe V – Potencial muito alto: $PNPI > 7,5$.

A geração do PNPI foi realizada em ambiente SIG (Q-GIS), utilizando ferramentas de geoprocessamento para o pré-processamento do DEM (preenchimento de depressões, cálculo de direções de fluxo, rede de drenagem e bacias hidrográficas). A resolução espacial adotada para o DEM foi de 30 metros.

Para determinação do índice foram utilizadas diferentes bases de dados geoespaciais, selecionadas de acordo com sua disponibilidade, qualidade e compatibilidade entre si. O DEM, foi obtido a partir do projeto Topodata, que disponibiliza dados derivados da missão SRTM com resolução espacial de 30 metros. Com base neste DEM, foi também gerado o mapa de declividade, fundamental para o cálculo do indicador de escoamento superficial (ROI), uma vez que a inclinação do terreno influencia diretamente a velocidade do escoamento e o potencial de transporte de poluentes.

As informações sobre uso e cobertura da terra foram extraídas do MapBiomass, iniciativa que disponibiliza mapas anuais de uso e ocupação do solo em nível nacional, com base em

imagens de satélite e séries temporais classificadas por meio de algoritmos de aprendizado de máquina.

Para a rede de drenagem (hidrografia) e a classificação do solo foi utilizado a base cartográfica do Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental (APA), cedida pela Companhia Operacional de Desenvolvimento, Saneamento e Ações Urbanas (CODAU).

4.7.1. Cálculo do indicador de uso da terra (LCI)

O Indicador de Uso da Terra (LCI – *Land Cover Indicator*) é uma métrica amplamente utilizada para representar o impacto relativo das diferentes classes de uso do solo sobre os recursos hídricos. Sua formulação tem como base o sistema europeu de classificação de uso da terra conhecido como Corine Land Cover (CLC), no qual os coeficientes atribuídos a cada classe foram definidos por especialistas, considerando o potencial de carga poluidora associada a cada tipo de uso (Munafò et al., 2005; ISS, 2006; Cecchi et al., 2007).

Esses coeficientes foram estabelecidos sem referência direta a contaminantes específicos, mas sim com base na pressão antrópica geral que as atividades exercem sobre os corpos d'água. Dessa forma, áreas fortemente urbanizadas, atividades de mineração, agricultura intensiva e agropecuária recebem valores mais altos, refletindo seu elevado potencial de degradação ambiental. Por outro lado, regiões com vegetação nativa preservada ou corpos hídricos naturais são associadas a valores mais baixos, indicando menor impacto ambiental (Munafò et al., 2005; Cecchi et al., 2007).

Conforme destacado por Cecchi et al. (2007) e Haupt (2009), os valores do LCI variam entre 0 e 1, sendo adimensionais. Esses coeficientes têm papel fundamental no cálculo do Potencial Natural de Poluição Intrínseco (PNPI), sendo apontados como os mais influentes entre os parâmetros considerados (ISS, 2006). Durante a aplicação prática do LCI no Q-GIS, utiliza-se frequentemente a ferramenta de reclassificação para associar os valores adequados às diferentes classes de uso do solo.

Em síntese, o LCI é construído a partir de uma abordagem qualitativa embasada em conhecimento técnico especializado, representando uma tentativa de quantificar, de maneira padronizada, a interferência antrópica no ambiente terrestre com foco na qualidade das águas superficiais. Os valores adotados, foram adaptados de Munafò et al. (2005), Cecchi et al. (2007) e Toniolo (2020). Ressalta-se que, para a classe “Mosaico de usos”, foi adotada a média

aritmética dos valores atribuídos às categorias de pastagem e agricultura, conforme critério anteriormente estabelecido.

Tabela 4 - Valores adotados para LCI

Classes	LCI
Floresta	0,056
Herbácea e arbustiva	0,056
Pastagem	0,194
Agricultura	0,484
Reflorestamento	0,289
Mosaico de usos	0,339
Área urbana	0,822
Mineração	0,778
Não vegetada	0,689
Hidrografia	0,088

Fonte: Adaptado de Munafò et al. (2005), Cecchi et al. (2007) e Toniolo (2020)

4.7.2. Cálculo do indicador de distância (DI)

O Indicador de Distância (DI) tem como objetivo representar o efeito de atenuação da carga poluente em função da distância entre a origem do escoamento superficial e o corpo hídrico receptor. A premissa central do DI é que quanto mais distante está uma área do curso d'água, maior é a possibilidade de diluição, filtração ou retenção dos poluentes ao longo do caminho, reduzindo, portanto, o impacto direto sobre o recurso hídrico (Munafò et al., 2005; Harano, 2023).

Segundo Munafò et al. (2005), o DI é calculado com base na distância hidráulica entre cada ponto da bacia e o corpo hídrico mais próximo, levando em conta a rota teórica de escoamento da água no solo. Para operacionalizar esse conceito de forma quantitativa, Cecchi et al. (2007) propuseram uma função exponencial de decaimento, expressa pela equação:

Equação 3 - Equação para o indicador de distância (DI)

$$DI_i = e^{-k \cdot D_i}$$

Em que:

DI_i é o valor do Indicador de Distância para o pixel i , variando entre 0 e 1;

D_i é a distância euclidiana entre o centroide do pixel i e o curso d'água mais próximo, medida em número de pixels;

k é uma constante de atenuação definida como 0,090533.

Nessa formulação, valores de D_i iguais a 0 (ou seja, pixels localizados sobre o corpo hídrico) resultam em DI_i igual 1, indicando máxima vulnerabilidade à poluição. Por outro lado, valores de D_i tendendo ao infinito resultam em DI_i igual a 0, representando áreas com influência mínima sobre o corpo hídrico (Cecchi et al., 2007; Harano, 2023).

Todas as etapas foram conduzidas no software QGIS. Inicialmente, a camada vetorial correspondente à hidrografia da bacia foi convertida em um raster binário, no qual os pixels representando corpos d'água receberam valor igual a 1. Esse procedimento foi realizado por meio da ferramenta de conversão de vetores em raster do QGIS.

Na sequência, utilizou-se a ferramenta de cálculo de distância euclidiana (*r.grow.distance*), que gerou um raster contendo, para cada pixel da área de estudo, a distância em metros até o corpo hídrico mais próximo. Como a metodologia de cálculo do DI requer que as distâncias estejam expressas em número de pixels, foi necessária a conversão dos valores métricos obtidos para unidades compatíveis com o tamanho do pixel adotado na pesquisa, o que foi realizado com o auxílio da calculadora raster do QGIS.

Após essa conversão, foi aplicada a fórmula de atenuação proposta por Cecchi et al. (2007), que considera o decaimento exponencial do potencial poluidor à medida que aumenta a distância até o curso d'água. A operação resultou em um novo raster com valores contínuos entre 0 e 1, representando o valor do DI para cada célula da área de estudo.

De forma complementar, foi realizada a determinação do DI_{cap} , indicador que representa a distância entre cada pixel da área de estudo e o ponto de captação de água utilizado para abastecimento público. Para isso, adotou-se uma metodologia análoga à empregada no cálculo do DI convencional. Inicialmente, foi criado um ponto vetorial correspondente à localização exata da captação. Esse ponto foi, então, convertido em uma camada raster binária, em que a célula contendo a captação recebeu valor igual a 1. A partir dessa nova camada, foi aplicada a mesma ferramenta de distância euclidiana utilizada, gerando um raster com os valores de distância entre cada pixel da bacia e o ponto de captação. Posteriormente, os valores métricos foram convertidos em número de pixels, conforme o tamanho espacial adotado no estudo, e aplicada a mesma função de atenuação exponencial descrita por Cecchi et al. (2007). O resultado foi um raster contínuo com valores variando entre 0 e 1, refletindo o potencial de influência espacial de cada célula em relação à captação, sendo este denominado DI_{cap} .

Esse indicador contribui de forma significativa para a análise da vulnerabilidade hídrica, pois permite identificar áreas com maior risco potencial de contaminação em função da

proximidade com o ponto de captação de água. Embora a distância utilizada no cálculo seja em linha reta — o que não reflete com precisão o percurso real do escoamento superficial, que tende a seguir o caminho de menor resistência —, a simples consideração da distância até a captação já representa um avanço metodológico importante. Isso porque, quanto mais próxima estiver uma fonte potencial de poluição da captação, menor será o tempo e a oportunidade para que ocorra a autodepuração natural do sistema, aumentando, assim, o risco de comprometimento da qualidade da água.

O DI, portanto, constitui-se em um indicador relevante para a análise da vulnerabilidade dos corpos d'água frente às pressões antrópicas associadas ao uso e ocupação do solo. Sua aplicação permite identificar áreas com maior suscetibilidade à contaminação difusa, contribuindo para o planejamento territorial, gestão ambiental de bacias hidrográficas e segurança hídrica (Munafò et al., 2005; Cecchi et al., 2007; Harano, 2023).

4.7.3. Cálculo do indicador de Runoff (ROI)

O Indicador de Runoff (ROI) expressa o efeito combinado da permeabilidade do solo, do uso da terra e da declividade sobre a geração e a velocidade do escoamento superficial, influenciando diretamente o transporte de poluentes até a rede de drenagem (Munafó, 2005). Seu cálculo começa pela atribuição de um coeficiente de Runoff a cada célula do mapa, com base na classe de uso do solo e na classe de permeabilidade. Quando não há mapa de permeabilidade disponível, a permeabilidade dos solos pode ser inferida a partir de informações pedológicas: solos bem drenados correspondem à classe A (alta permeabilidade), enquanto solos mal drenados são enquadrados na classe D (baixa permeabilidade) (Toniolo, 2020).

Como não há disponível um mapa de permeabilidade específico para a APA do Rio Uberaba, foi necessário atribuir as classes de permeabilidade com base nos tipos pedológicos identificados na bacia. Esse procedimento utilizou as informações já sistematizadas no Plano de Manejo da APA (2022), que seguiu as orientações do Manual Técnico de Pedologia do IBGE (2007), sendo complementado por atividades de campo, como a aquisição de pontos de apoio distribuídos ao longo da área de estudo e a descrição morfológica de perfis de solo. Além disso, foram registrados perfis complementares e coletadas amostras de solo para análises físico-químicas, com ênfase nos parâmetros de textura e fertilidade total. Com base nesses dados, os diferentes perfis foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SIBCS (EMBRAPA, 2006), sendo estes dispostos na Tabela 5 a seguir:

Tabela 5 - Tipos de solo da APA do Rio Uberaba

Classe de Solo	Descrição
LVAd3	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVAAd11	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVAd1	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
GMd2	Gleissolo Melânico Tb distrófico
LVAd9	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico
LVd1	Latossolo Vermelho distrófico
LVd11	Latossolo Vermelho distrófico
LVdf2	Latossolo Vermelho distrófico
PVAe17	Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico
PVe1	Argissolo Vermelho eutrófico

Fonte: Adaptado do Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba (2022)

Apesar das subdivisões existentes na classificação dos solos, para a definição das classes de permeabilidade nesta pesquisa, considerou-se apenas a categoria principal dos solos — Latossolo, Gleissolo e Argissolo. A partir dessa simplificação, os solos foram associados às respectivas classes de uso do solo, conforme demonstrado na Tabela 6 a seguir.

Tabela 6 - Valores do ROI de acordo com a permeabilidade do solo

Classes de uso e ocupação do solo	Classe correspondente (Cecchi, 2007)	Classes de Permeabilidade			
		A	B	C	D
		Latossolo	Argissolo	Cambissolo	Gleissolo
Floresta	<i>Broad-leaved forest</i>	0,36	0,6	0,73	0,79
Herbácea e arbustiva	<i>Natural grasslands (Campo nativo)</i>	0,49	0,69	0,79	0,84
Pastagem	<i>Pastures (Pastagem cultivada)</i>	0,3	0,58	0,71	0,78
Agricultura	<i>Non-irrigated arable land</i>	0,7	0,8	0,86	0,9
Reflorestamento	<i>Agro-forestry areas</i>	0,45	0,66	0,77	0,83
Mosaico de usos	-	0,5	0,69	0,785	0,84
Área urbana	<i>Continuous urban fabric</i>	0,77	0,85	0,9	0,92
Mineração	<i>Mineral extraction sites</i>	0,46	0,69	0,79	0,84
Não vegetada	<i>Bare rocks (ou Sparsely veg.)</i>	0,77	0,86	0,91	0,94
Hidrografia	<i>Water bodies</i>	1	1	1	1

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

Reitera-se que o valor da classe “Mosaico de usos” corresponde à média entre pastagem e agricultura, conforme definido previamente.

Após essa primeira atribuição, cada coeficiente é corrigido pela declividade do terreno. O ajuste é feito adicionando-se um fator de correção específico para cada faixa de declividade; se o valor corrigido ultrapassar 1, é mantido igual a 1, conforme apresentado na Tabela 7 (Cecchi et al., 2007). Com o coeficiente de Runoff já ponderado pela declividade, procede-se ao cálculo do ROI de cada célula: obtém-se a média dos coeficientes de todas as células localizadas ao longo do caminho hidráulico que conecta a célula em análise ao curso d'água mais próximo (Cecchi et al., 2007).

Tabela 7 - Correção dos valores do ROI conforme a faixa de declividade

Declividade (°)	Declividade (%)	Coeficiente 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

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007)

Esse procedimento permite que o ROI reflita não apenas a capacidade de geração de escoamento de cada pixel isolado, mas também o efeito acumulado das condições físicas encontradas ao longo do trajeto até a drenagem. Assim, o ROI torna-se uma métrica essencial para representar a velocidade potencial e o volume de escoamento, complementando outros indicadores de vulnerabilidade hídrica ao fornecer subsídios para identificar setores da bacia onde o transporte de poluentes pode ser intensificado (Munafó, 2005; Cecchi et al., 2007; Toniolo, 2020).

4.8. ESTIMATIVA DE CARGA POLUIDORA DIFUSA (M-QUAL)

O Modelo de Correlação Uso do Solo/Qualidade da Água (M-QUAL) é um modelo semiempírico utilizado para estimar cargas potenciais de poluentes a partir da correlação entre uso e cobertura da terra e variáveis demográficas, como população residente. O modelo permite

quantificar a contribuição relativa de diferentes classes de uso na geração de cargas difusas e pontuais em bacias hidrográficas, constituindo ferramenta de apoio à avaliação quantitativa do potencial de poluição.

O modelo M-QUAL tem sido amplamente aplicado na estimativa de cargas poluidoras difusas em áreas urbanas e periurbanas, demonstrando eficácia na correlação entre padrões de uso e ocupação do solo e a geração de cargas de poluentes (Silva et al., 2021). Essa característica o torna especialmente relevante para o diagnóstico de fontes prioritárias de poluição em bacias com disponibilidade básica de dados.

As etapas iniciais da aplicação do modelo M-QUAL envolveram a elaboração da carta de uso e ocupação do solo com base nos mapas do MapBiomas para os anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2023, classificando-se as áreas segundo as categorias exigidas pelo modelo. A partir dessas informações, foram definidas as áreas (em km²) correspondentes a cada tipologia de uso do solo. Para estimar a carga difusa, essas áreas foram multiplicadas pelos coeficientes de exportação específicos para cada parâmetro de interesse (fósforo total, nitrogênio total e sólidos em suspensão), fornecendo uma estimativa da carga poluidora gerada por fonte difusa. A metodologia adotada permite simular tanto o cenário atual quanto diferentes cenários futuros de uso e ocupação, possibilitando avaliar os impactos esperados sobre a qualidade da água e subsidiar ações de gestão ambiental e controle da poluição na bacia hidrográfica.

O módulo de cargas do modelo M-QUAL representa uma formulação matemática que estabelece a relação entre a qualidade da água nos corpos hídricos e os padrões de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Esse módulo permite a estimativa de cargas difusas de fósforo total (P), nitrogênio total (N) e sólidos suspensos (SS) provenientes das áreas de contribuição, com base na aplicação de coeficientes de exportação específicos para cada tipo de uso do solo (Steinke; Ferreira; Saito, 2012). As cargas geradas são expressas como médias diárias, em quilogramas por dia (kg·dia⁻¹) por unidade de área, geralmente em quilômetros quadrados (km²), conforme os parâmetros estabelecidos pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2003).

Neste estudo, foram adotados os coeficientes de exportação propostos na versão 1.0 do modelo M-QUAL, conforme apresentados na Tabela 8. Esses coeficientes têm sido amplamente utilizados na modelagem da qualidade da água em diferentes contextos hidrográficos, conforme demonstram os estudos de Steinke, Ferreira e Saito (2012), Silva (2014), Guimarães et al. (2019), Imagiire et al. (2017), Toniolo (2020) e Souza et al. (2021).

Tabela 8 - Coeficientes de exportação de carga M-QUAL (Kg/km².dia)

Classes de uso e ocupação do solo	N Total	P Total	SST
Floresta	0,6	0,039	20
Herbácea e arbustiva	0,6	0,039	20
Pastagem	0,5	0,028	30
Agricultura	2,95	0,346	230
Reflorestamento	0,6	0,039	20
Mosaico de usos	1,725	0,187	130
Área urbana	1,274	0,034	50
Mineração	1,9	0,051	75
Não vegetada	1,27	0,034	50

Fonte: Adaptado de Steinke, Ferreira e Salto, 2012; Silva, 2014; Guimarães et al., 2019; Imagiire et al., 2017; Toniolo, 2020 e Souza et al., 2021.

Os procedimentos metodológicos adotados neste estudo concentraram-se exclusivamente no tempo úmido, entendido como o pior cenário hidrológico para a bacia por promover o maior carreamento de poluentes. A opção por trabalhar apenas com condições de chuva possibilita avaliar o comportamento da bacia no cenário de maior risco ambiental e, simultaneamente, facilita a comparação direta dos valores obtidos com aqueles reportados por outros autores que também focaram o tempo úmido, como: Steinke, Ferreira e Saito (2012); Silva (2014) e Parenti, Pereira e Funari (2016).

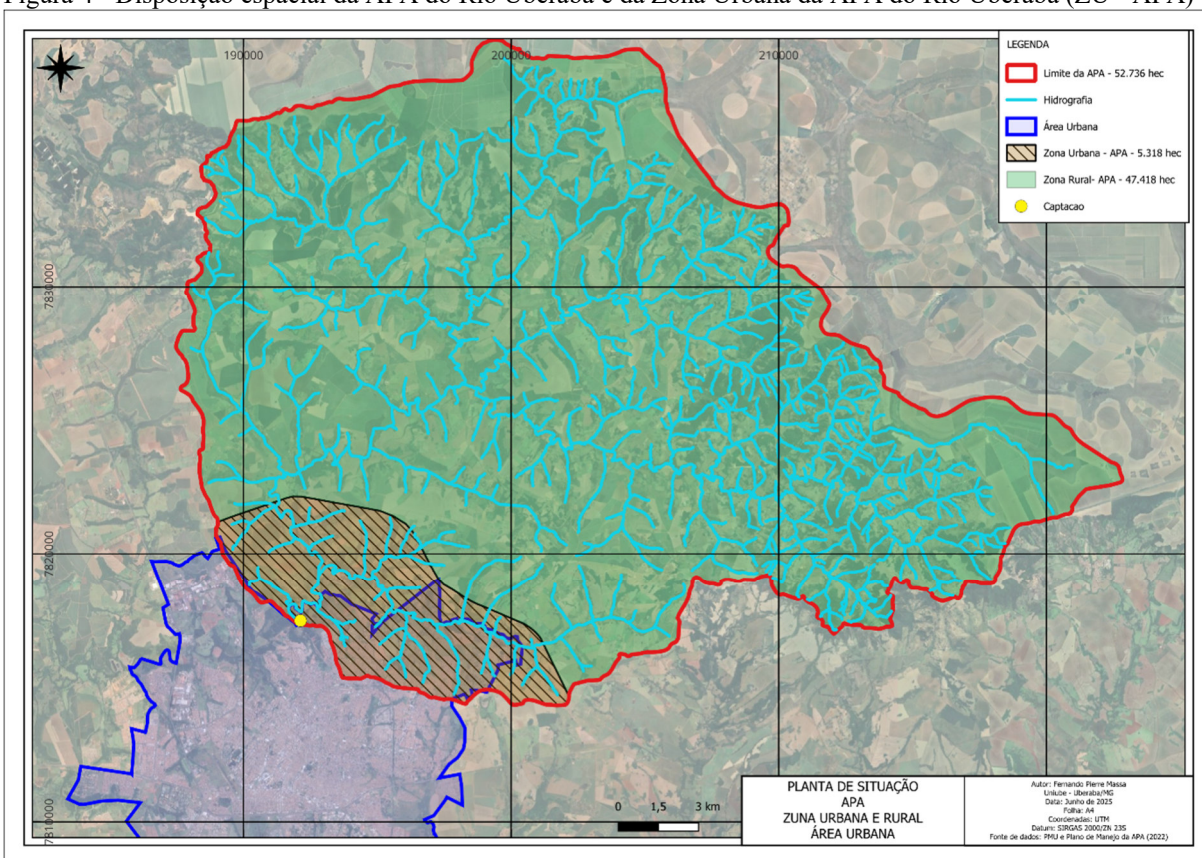
5. RESULTADO E DISCUSSÕES

Ressalta-se que todos os mapas apresentados e analisados no tópico de Resultados e Discussões serão disponibilizados novamente no Anexo B, em formato de página inteira, com o objetivo de proporcionar melhor visualização, leitura cartográfica e detalhamento das informações espaciais utilizadas nas análises.

5.1. ÁREAS DE ESTUDO – APA E ZONEAMENTO URBANO DA APA

A Figura 4 apresenta a delimitação espacial das áreas analisadas neste estudo. Na primeira escala, indicada pela linha vermelha, está representado o limite da APA do Rio Uberaba adotado para as análises geoespaciais. Eventuais diferenças em relação a outras bases oficiais decorrem de procedimentos de vetorização e ajustes cartográficos realizados no ambiente de geoprocessamento.

Figura 4 - Disposição espacial da APA do Rio Uberaba e da Zona Urbana da APA do Rio Uberaba (ZU - APA)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

A área destacada em verde corresponde ao zoneamento rural da APA, totalizando cerca de 47.418 hectares. Já a porção ocre listrada refere-se à área de sobreposição entre o perímetro

urbano do município de Uberaba e a APA, definida pela Lei Municipal nº 561/2017. Esta área constitui a escala de estudo 2, objeto de análise específica neste trabalho, por se tratar de uma zona de interface entre ocupação urbana e território protegido.

É possível observar também, pela mesma figura, a localização do ponto de captação de água para o abastecimento público de Uberaba, situado a jusante da APA. Destaca-se que a APA compreende toda a região a montante da captação, o que evidencia sua relevância estratégica para a proteção dos recursos hídricos e, por conseguinte, da qualidade da água destinada ao consumo humano.

A proximidade entre o perímetro urbano delimitado pela Lei Complementar nº 374/2007 (Lei do Perímetro Urbano de Uberaba) e o ponto de captação é especialmente preocupante. Considerando a dinâmica do escoamento superficial e os processos de poluição difusa típicos de áreas urbanas, infere-se que o risco de contaminação da água bruta é mais acentuado nas áreas urbanizadas próximas ao ponto de captação do que em regiões mais a montante, onde predominam usos rurais.

No mesmo mapa, também é indicada a área urbana efetivamente consolidada, conforme definição da Prefeitura Municipal de Uberaba (PMU). Esta distinção permite inferir o grau de ocupação e urbanização real, em contraste com o limite legal do perímetro urbano, o que é fundamental para uma análise crítica da legislação vigente e sua aderência à realidade territorial.

O atual Plano Diretor do Município é regulamentado pela Lei Complementar nº 359/2006, e, até a presente data (junho de 2025), encontra-se em processo de revisão, tendo sido realizadas duas reuniões públicas de apresentação preliminar. Contudo, ainda não foram divulgadas medidas específicas para a porção do perímetro urbano inserida dentro dos limites da APA, o que configura um ponto crítico a ser considerado na elaboração do novo plano.

É importante destacar que o documento de parcelamento futuro do solo (Novo Plano Diretor de Uberaba) terá papel central na reformulação das legislações subsequentes, incluindo a Lei do Perímetro Urbano (LC nº 374/2007), a Lei do Parcelamento do Solo Urbano (LC nº 375/2007) e a Lei de Uso e Ocupação do Solo (LC nº 376/2007). Portanto, a incorporação das especificidades da APA nesse novo marco legal é imprescindível para garantir a proteção ambiental da área, especialmente frente à possibilidade de novos parcelamentos e expansão urbana.

Do ponto de vista do saneamento básico, a região em estudo apresenta uma particularidade relevante: o sistema de esgotamento sanitário operado por condutos livres, cuja eficiência depende da força da gravidade. Diante disso, considera-se urgente a adoção de

diretrizes mais rígidas para o licenciamento e implantação de novos empreendimentos urbanos na APA, especialmente naqueles localizados a montante da captação.

Idealmente, os sistemas de esgotamento sanitário nessas áreas deveriam incluir estações de tratamento com lançamento a jusante da captação ou, alternativamente, sistemas de bombeamento que promovam a reversão de bacia hidrográfica, minimizando o risco de lançamento de esgoto doméstico in natura na direção do ponto de captação. Independentemente da tecnologia adotada, é essencial prever sistemas complementares e redundantes, capazes de mitigar possíveis falhas do sistema principal e, assim, garantir a segurança ambiental e sanitária da população.

Quanto a preocupação com a drenagem urbana está diretamente relacionada à intensificação da poluição difusa, especialmente em áreas densamente urbanizadas e com ocupação desordenada. Segundo Righetto (2017), a variação da concentração de poluentes durante eventos de precipitação – especialmente nos primeiros minutos de escoamento superficial, quando ocorre o fenômeno conhecido como *first flush* – evidencia o transporte expressivo de cargas poluentes, como sólidos suspensos, demanda química de oxigênio, fósforo e óleos, para os corpos hídricos. Esse comportamento destaca a importância de estratégias de manejo específicas para o controle da qualidade das águas pluviais no planejamento urbano.

De forma semelhante, Cecchi et al. (2007) destaca a utilidade do Índice de Poluição Difusa Potencial (PNPI) como ferramenta de apoio à tomada de decisão em áreas sujeitas à pressão antrópica. O índice, aplicado com base em dados geográficos e ambientais, permite avaliar a influência de fontes não pontuais de contaminação sobre os ecossistemas aquáticos, promovendo uma abordagem multidisciplinar para o gerenciamento territorial. Sua aplicação contribui para tornar visível o impacto cumulativo da urbanização e da atividade humana sobre os corpos hídricos superficiais.

Complementarmente, Núfalo (2005) observa que regiões urbanizadas e altamente modificadas, como áreas industriais e periferias de grandes cidades, apresentam elevada pressão ambiental, sendo classificadas como zonas críticas de geração de poluição difusa. Mesmo em regiões cercadas por ambientes mais naturais, os cinturões urbanos tendem a exibir altos níveis de risco ambiental, exigindo atenção redobrada no ordenamento e na gestão da drenagem.

Assim, a sobreposição de usos urbanos intensivos com drenagem inadequada agrava ainda mais o cenário de contaminação difusa. Isso reforça a necessidade de um planejamento urbano integrado, baseado em critérios técnicos, ambientais e interdisciplinares. O gerenciamento da drenagem urbana deve, portanto, ir além do simples escoamento das águas

pluviais, incorporando diretrizes voltadas à qualidade da água e à mitigação da poluição difusa, conforme evidenciado pelos estudos citados.

5.2. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-TERRITORIAL

A partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto TOPODATA, processado no ambiente GRASS dentro do QGIS, foi gerada a camada de direção de fluxo da APA do Rio Uberaba. Os dados obtidos, apresentados na Tabela 9, mostram uma distribuição relativamente equilibrada entre as direções de escoamento superficial, com leve predominância para os quadrantes oeste (14,06%), sudoeste (13,98%) e sul (13,43%).

Essas direções refletem as principais tendências topográficas da área, que favorecem o escoamento para setores situados a jusante da bacia, acompanhando a inclinação natural do terreno em direção ao rio Uberaba. As direções noroeste (13,36%) e sudeste (12,12%) também se destacam, reforçando a complexidade do sistema de drenagem, com múltiplas vertentes e sub-bacias contribuindo para a rede hidrográfica principal.

As menores proporções foram observadas nas direções nordeste (10,52%) e leste (10,47%), o que pode ser explicado pela localização desses setores em áreas de topo ou em zonas de menor declividade.

A análise da direção de fluxo (Tabela 9) permitiu, ainda, representar graficamente a quantidade de pixels correspondente a cada orientação, o que facilitou a identificação de padrões dominantes e a avaliação da conectividade hidrológica entre áreas urbanizadas e corpos hídricos da região. Essa informação é fundamental para subsidiar ações de gestão e conservação dos recursos hídricos, especialmente em áreas de recarga e maior sensibilidade ambiental.

Tabela 9 - Orientação dos pixel da APA do Rio Uberaba

Valor do Pixel	Direção de Fluxo	Total de Pixel	%
1	Norte	71.130	12,06%
2	Nordeste	62.038	10,52%
3	Leste	61.777	10,47%
4	Sudeste	71.461	12,12%
5	Sul	79.205	13,43%
6	Sudoeste	82.469	13,98%
7	Oeste	82.928	14,06%
8	Noroeste	78.799	13,36%
	Total	589.807	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

A análise do relevo da APA do Rio Uberaba foi realizada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE), processado no ambiente QGIS, resultando na compartimentação da área em seis classes de declividade: plano (0–3%), suave ondulado (3–8%), ondulado (8–20%), forte ondulado (20–45%), montanhoso (45–75%) e fortemente montanhoso (>75%) (Embrapa, 1979). Esse mapeamento é essencial para a compreensão da dinâmica hidrológica e da aptidão do uso do solo, uma vez que a declividade influencia diretamente a velocidade de escoamento superficial, a erosão e a infiltração da água no solo.

A maior parte da área da APA encontra-se nas classes suave ondulado (3–8%), que representa 42,33% da superfície, e ondulado (8–20%), com 24,49%. Essa configuração revela predominância de terrenos com relevo moderado, propícios ao uso agrícola e com riscos medianos de erosão, desde que manejados adequadamente.

As áreas planas (0–3%), que cobrem 8,43% da APA, são geralmente associadas a fundos de vale ou regiões de uso urbano e irrigação. Já as classes de maior declividade, como forte ondulado (20–45%) e montanhoso (45–75%), somam juntas aproximadamente 24,73% da área total e demandam atenção especial quanto à conservação do solo e uso do território, devido à maior suscetibilidade à erosão e à dificuldade de mecanização. A classe fortemente montanhosa (>75%) representa apenas 0,01% da área, sendo praticamente insignificante do ponto de vista territorial, mas ainda assim relevante por indicar possíveis afloramentos rochosos ou áreas de preservação permanente.

A Área de Proteção Ambiental do Rio Uberaba apresenta uma diversidade de classes de solos, agrupadas em associações que refletem diferentes características morfológicas, de relevo, vegetação e uso potencial. As principais classes identificadas incluem Latossolos Vermelho-Amarelos Álicos (LVa), Latossolos Vermelhos Distrofêricos (LVdf), Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos (PVa), além de Cambissolos (CX), Neossolos (RQo, RY), Gleissolos (GX) e Plintossolos (FF).

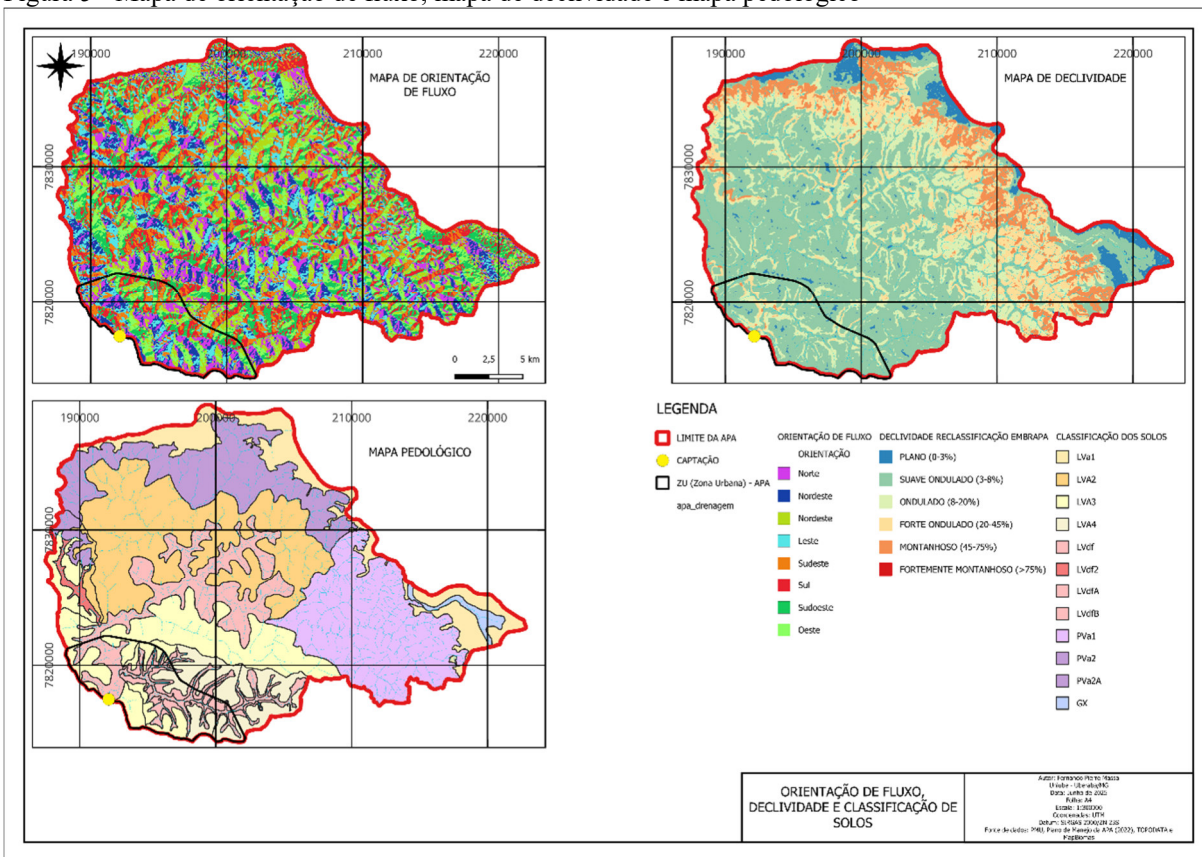
A associação LVa2 é a mais expressiva da área (19,55%), composta por LVa, LV, PVA e CX em relevo plano a ondulado, sob vegetação de cerrado e floresta tropical subcaducifólia. Em seguida, destaca-se a LVdf1 (23,00%) com predominância de LVdf, RQo e RY em relevo suave ondulado a plano, ocorrendo sobre arenito e basalto, com vegetação de floresta subcaducifólia. A LVa3 (13,13%) e PVa1 (15,77%) também apresentam ampla distribuição, com solos de textura cascalhenta em relevo predominantemente suave ondulado a ondulado, sob cerrado.

Outras associações relevantes são a PVa2 (12,80%), com solos semelhantes a PVa1, mas incluindo LVa; a LVa1 (8,93%), em relevo plano com ocorrência de murundus; a LVa4 (5,36%), que inclui Plintossolos (FF); e a LVdf2 (0,63%), que combina LVdf com GX e RY. Por fim, a unidade GX (0,83%) representa áreas de vereda, com baixa fertilidade e alta fragilidade ambiental.

Esses solos variam quanto à fertilidade e suscetibilidade à erosão, sendo os Latossolos e Argissolos os mais extensos, enquanto os Gleissolos e Plintossolos indicam áreas ecologicamente sensíveis.

A Figura 5 a seguir apresenta os mapas das representações da direção de fluxo, declividade e características pedológicas da APA, bem como da área inserida na ZU-APA.

Figura 5 - Mapa de orientação de fluxo, mapa de declividade e mapa pedológico



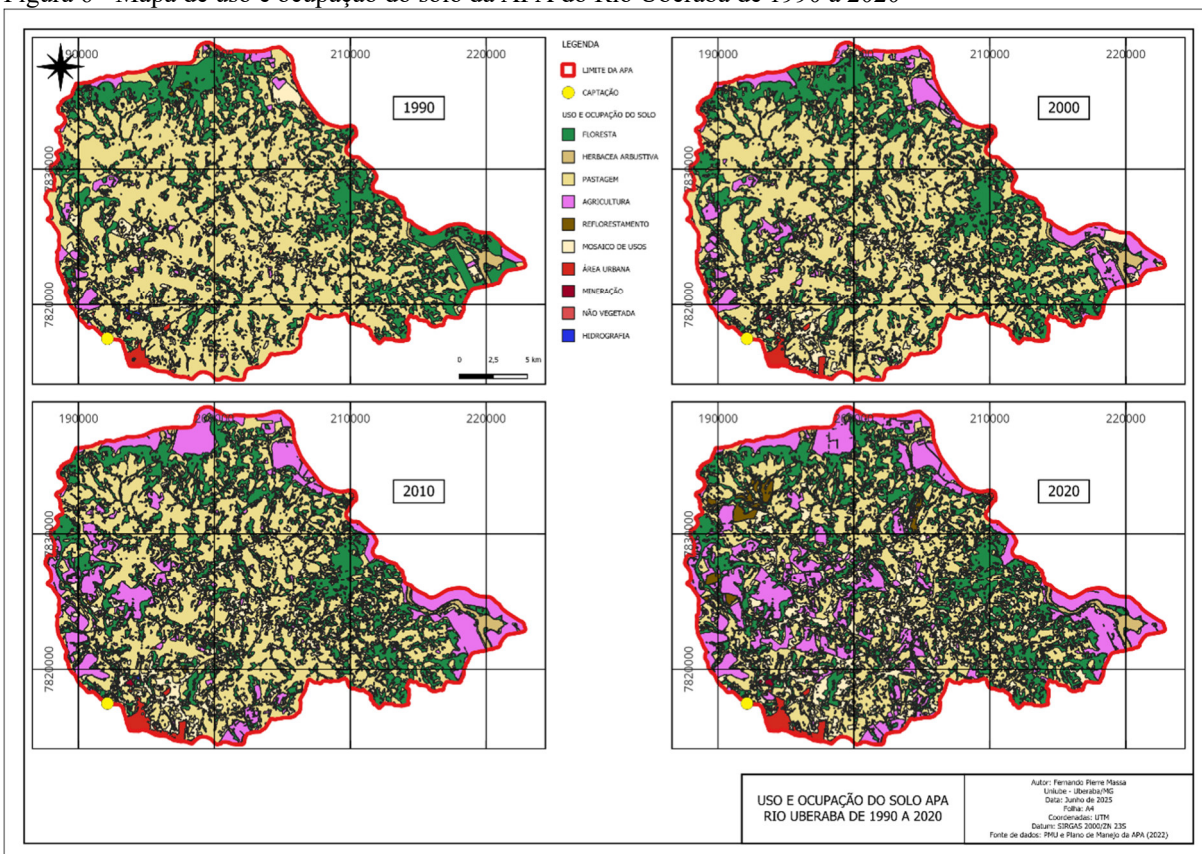
Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

5.3. DOS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO

5.3.1. Escala 01 – Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba

A análise multitemporal do uso e ocupação do solo na APA do Rio Uberaba foi realizada em duas escalas: a Escala 01, correspondente à APA como um todo, e a Escala 02, voltada para a zona urbana da APA (ZU-APA). Para ambas as escalas foram elaborados mapas temáticos, com o objetivo de observar e compreender a evolução do uso do solo, bem como as pressões antrópicas que incidem sobre a região (Figura 6). Na Escala 02 foi ainda incluído um possível cenário futuro, construído com base nas diretrizes de parcelamento de solo disponíveis no site da Prefeitura de Uberaba, permitindo uma avaliação prospectiva das áreas de expansão urbana. Ressalto que a validade das diretrizes urbanísticas impostas pela Prefeitura vigorarão pelo prazo máximo de 2 (dois) anos, prorrogável por 1 (um) ano (LC nº 375/2007).

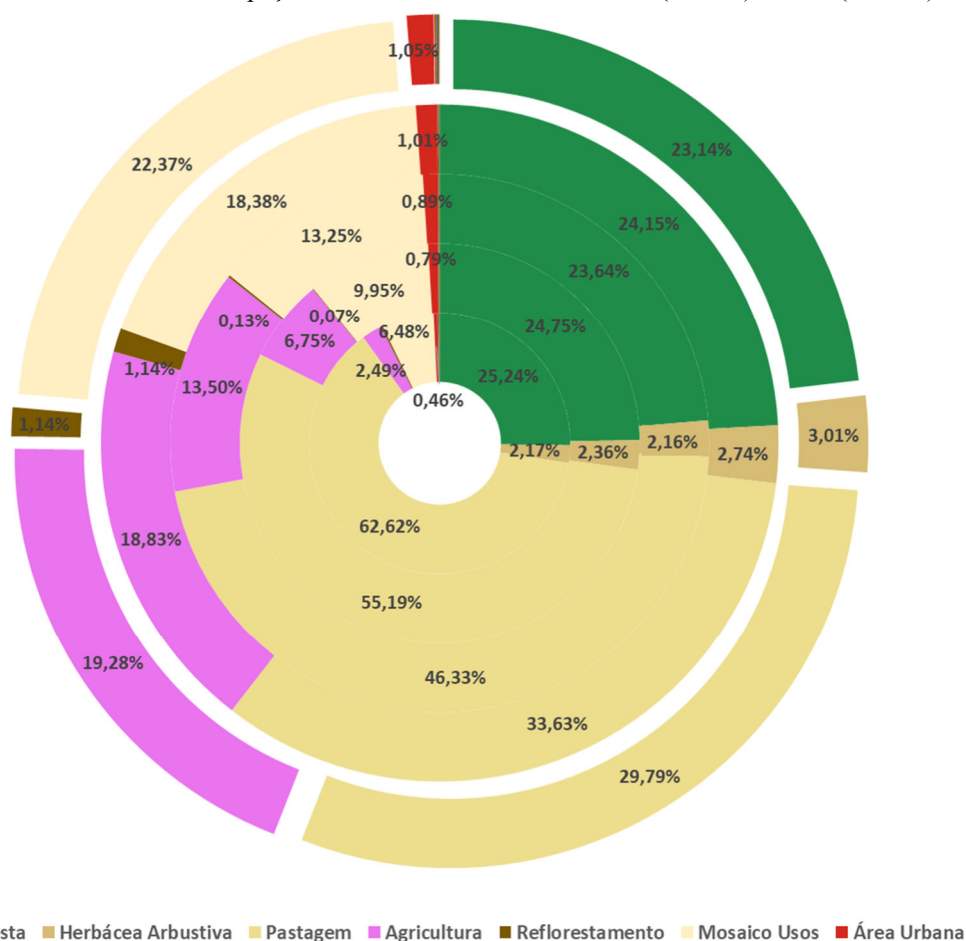
Figura 6 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020



Na Escala 01, os dados apresentados na Figura 7 e 8 (Pg. 55) evidenciam uma dinâmica marcante de fragmentação do uso do solo entre 1990 e 2023 (Figura 8 – Pg. 55). Observa-se a redução expressiva das áreas de pastagem (de 62,62% para 29,79%), concomitante ao aumento

da agricultura (de 2,49% para 19,28%) e, sobretudo, da classe “Mosaico de Usos” (de 6,48% para 22,37%). De acordo com a classificação do MapBiomias, essa categoria representa áreas com mistura espacial de usos agropecuários, principalmente agricultura e pastagem, em padrões fragmentados que impedem a predominância de uma única classe. O crescimento de 345% dessa categoria pode estar associado à intensificação das atividades agropecuárias, à conversão parcial de pastagens em agricultura mecanizada e à alternância ou integração entre sistemas produtivos, refletindo maior heterogeneidade territorial. Apesar dessa fragmentação antrópica, observa-se simultaneamente a redução das áreas de florestas e formações herbáceo-arbustivas, classes que desempenham funções ecológicas essenciais à proteção dos recursos hídricos e à manutenção da integridade ambiental da APA. Os dados também podem ser visualizados na Tabela 01 do Anexo A.

Figura 7 - Dinâmica do uso e ocupação da APA do Rio Uberaba - 1990 (interno) a 2023 (externo).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Essa transição é coerente com os padrões observados por Harano (2023), que identificou uma forte tendência de substituição de áreas de pastagem por cultivos agrícolas intensivos, como soja e cana-de-açúcar, em diversas regiões do Sudeste Brasileiro. Harano também destaca

o crescimento das classes de culturas anuais associadas a culturas permanentes, o que se alinha ao aumento das áreas agrícolas na APA, evidenciado a partir de 2000 e intensificado nas décadas seguintes.

Por sua vez, a categoria mosaico de usos teve crescimento constante, o que pode ser interpretado como a ocupação desordenada e multifuncional do território, englobando áreas com agricultura de subsistência, pequenas pastagens e vegetação remanescente. Esse padrão reflete os processos de urbanização difusa, que não raro ocorrem sem planejamento adequado, gerando pressões sobre os ecossistemas locais e comprometendo a qualidade ambiental. Essa tendência é semelhante àquela descrita por Toniolo (2020) em sua análise da bacia do Rio Cotia, onde áreas naturais cederam espaço a ocupações múltiplas com presença urbana, industrial e agropecuária misturadas.

As áreas urbanas, embora ainda representem uma fração relativamente pequena da APA (crescendo de 0,46% em 1990 para 1,05% em 2023), evidenciam um crescimento contínuo e estável. Isso reforça a importância da análise em Escala 02, onde a pressão urbana é mais acentuada. Conforme demonstrado por Toniolo (2020), mesmo pequenas taxas de expansão urbana podem acarretar significativas implicações ambientais, sobretudo quando associadas à fragmentação da cobertura florestal e à ausência de infraestrutura adequada.

Em termos de vegetação nativa, a classe floresta sofreu redução de 25,24% em 1990 para 23,14% em 2023, revelando uma perda de cobertura florestal moderada, porém contínua. Essa perda pode comprometer serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação hídrica e a proteção da biodiversidade. É importante notar, no entanto, que houve um leve aumento de áreas de reflorestamento, especialmente a partir de 2010, sugerindo iniciativas pontuais de recuperação florestal, possivelmente vinculadas a políticas ambientais locais.

A classe herbácea-arbustiva, embora com baixa expressão percentual, teve crescimento de 2,17% para 3,01% no período analisado. Essa classe pode indicar áreas de regeneração secundária ou campos naturais em expansão, e seu aumento pode estar ligado a processos de abandono de áreas rurais ou transições intermediárias entre pastagem e floresta, conforme também observado por Harano (2023).

As áreas não vegetadas, hidrografia e mineração mantiveram-se praticamente estáveis em termos percentuais, indicando menor dinâmica de mudança direta, embora seus impactos ambientais possam ser significativos em escala local. A estabilidade das áreas de mineração (0,02% em 1990 para 0,07% em 2023) contrasta com o observado por Toniolo (2020) em

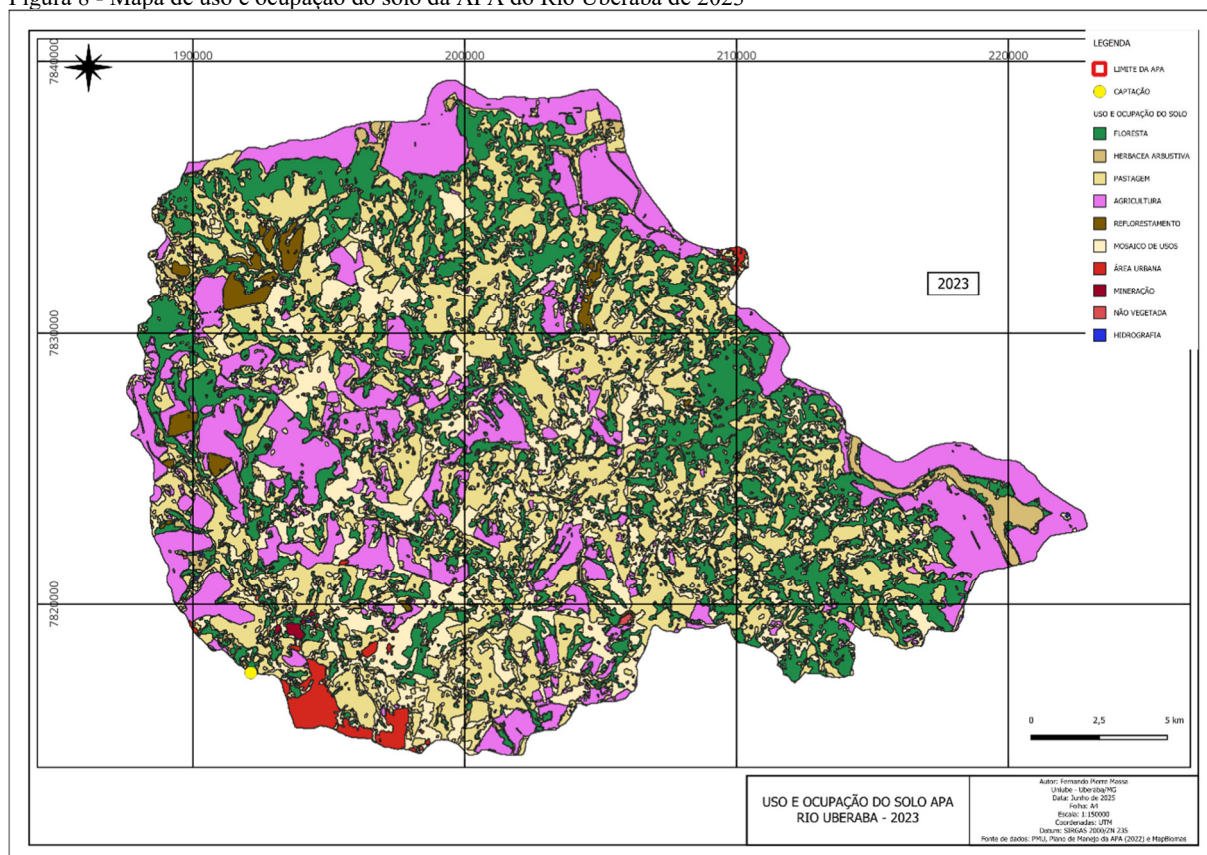
regiões com maior pressão industrial, como na AC COTI03800 da BHRC, onde a mineração exerce influência direta sobre a qualidade ambiental.

Em 2023, a APA apresentou intensificação nas transformações do uso e ocupação da terra, com destaque para a continuidade da fragmentação das paisagens. A classe de pastagem, que antes dominava a área, caiu para 29,79%, enquanto a agricultura atingiu 19,28%, refletindo o avanço de cultivos intensivos, como evidenciado por Harano (2023).

O mosaico de usos, composto por áreas com ocupações mistas (pastagens, agricultura e núcleos urbanos), apresentou expressivo aumento, chegando a 22,37%, caracterizando uma paisagem mais heterogênea e dinâmica, como também observado por Toniolo (2020) em áreas sob expansão urbana.

As áreas de floresta continuaram a diminuir, alcançando 23,14%, indicando perda contínua da vegetação nativa. Já as áreas urbanas e de mineração, embora com percentuais baixos (1,05% e 0,07%, respectivamente), mantêm crescimento discreto, mas ambientalmente significativo. Esse cenário confirma a tendência de pressão antrópica sobre áreas naturais, resultando em um mosaico territorial em transformação e com qualidade ambiental moderada.

Figura 8 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

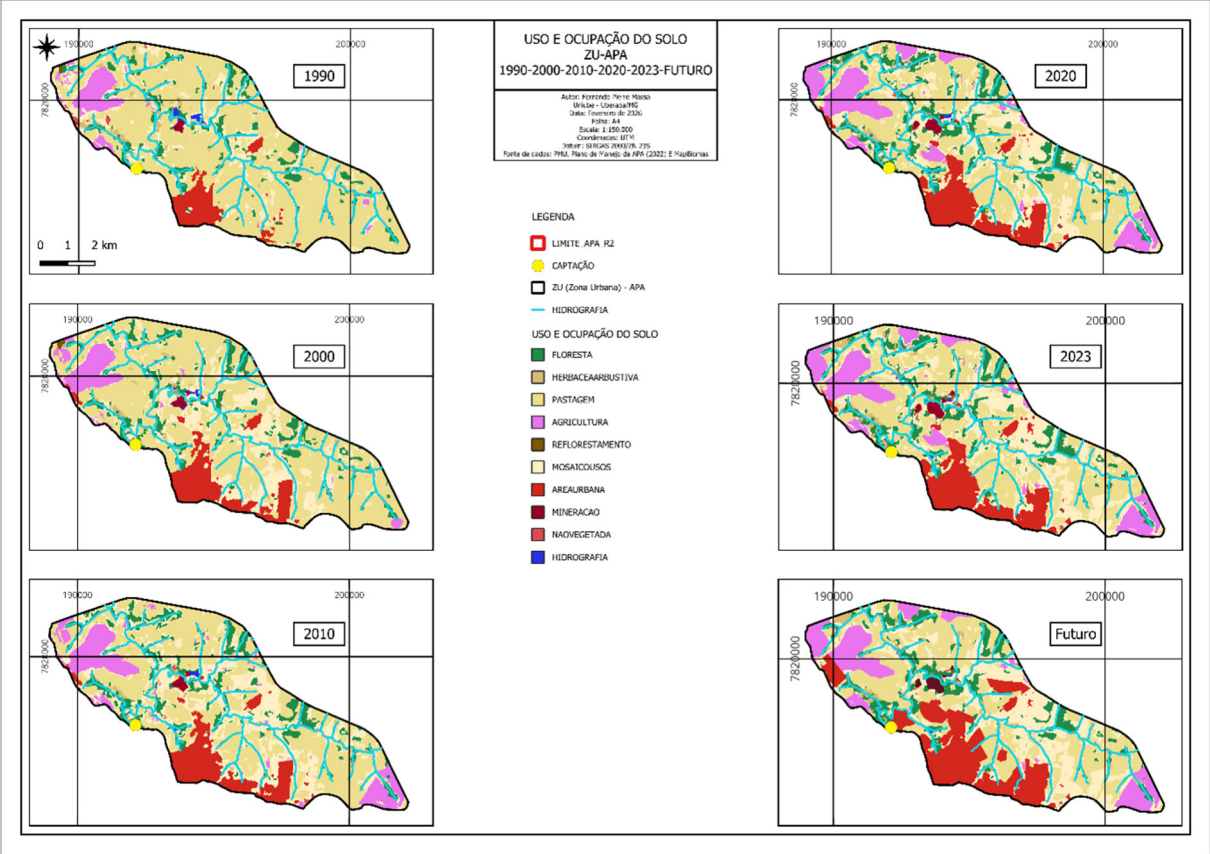
De forma geral, os dados revelam que a APA está passando por um processo de antropização progressiva, com substituição de áreas naturais e de uso extensivo (como pastagem) por atividades agrícolas mais intensivas e usos urbanos. Esse padrão reflete a pressão por desenvolvimento territorial, comum em áreas próximas a centros urbanos como Uberaba, e demanda estratégias eficazes de gestão territorial e conservação ambiental.

Por fim, é necessário destacar que a fragmentação e a diversificação dos usos do solo, embora possam indicar dinamismo econômico, também representam um desafio à sustentabilidade da APA, comprometendo a integridade ecológica e a capacidade de suporte do território. Como argumentam Toniolo (2020) e Harano (2023), regiões com elevado grau de antropização frequentemente apresentam índices de conservação ambiental baixos a moderados, o que pode levar à degradação paisagística e à vulnerabilidade frente a eventos climáticos extremos.

5.3.2. Escala 02 – Zona Urbana da Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba (ZU-APA)

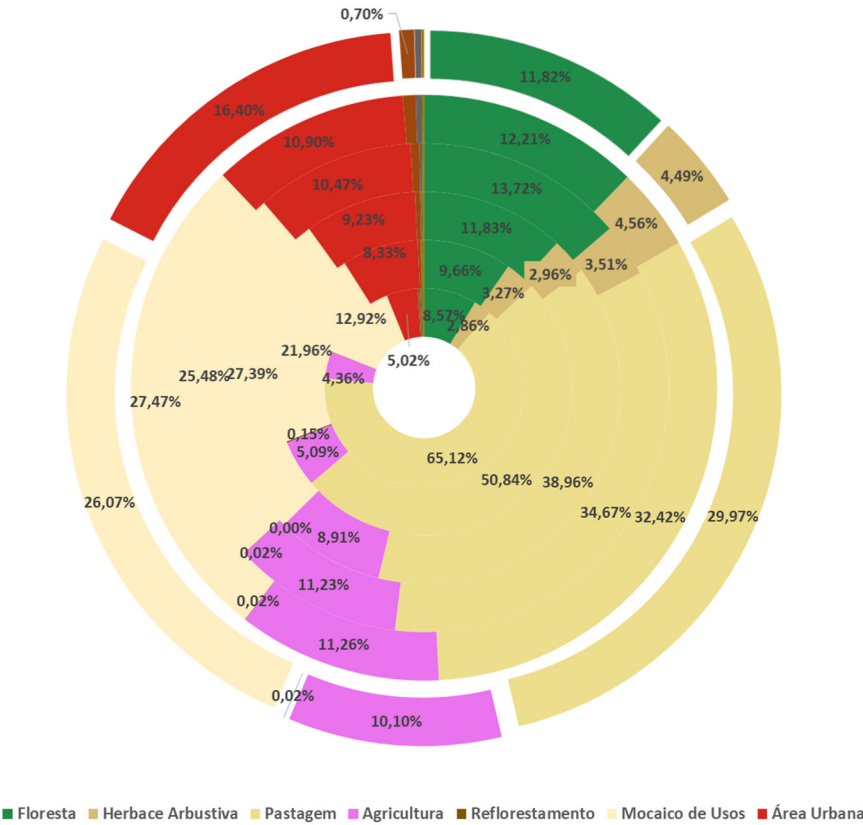
A análise da evolução do uso e ocupação do solo na zona urbana da APA do Rio Uberaba, com área de 5.317,81 hectares, revela um processo contínuo de transformação da paisagem ao longo das últimas três décadas. Entre 1990 e 2023, observa-se uma expressiva redução das áreas de pastagem, que caíram de 65,12% para 32,42%, evidenciando o avanço da urbanização e a substituição de usos mais compatíveis com a proteção ambiental por usos intensivos e com menor capacidade de retenção de água e contenção de poluentes difusos. Essas mudanças têm implicações diretas na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Uberaba, especialmente quanto à geração de poluição difusa, intensificada pelo escoamento superficial (Uberaba, 2022). Os dados da evolução do uso e ocupação do solo na ZU-APA, entre os anos 1990 e 2023, assim como a possível perspectiva futura, são apresentados na Tabela 2 do Anexo A, e representado pela Figura 9 e 10 a seguir.

Figura 9 - Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 à 2023, e cenário futuro



Fonte: Elaborado pelo autor, 2026

Figura 10 - Dinâmica do uso e ocupação da APA do Rio Uberaba - 1990 (interno) ao cenário futuro (externo)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2026

Paralelamente, o uso urbano aumentou de forma significativa, passando de 5,02% em 1990 para 10,90% em 2023, com projeção futura de alcançar 16,40%. Esse crescimento urbano tende a intensificar os processos de impermeabilização do solo e, conseqüentemente, o escoamento superficial, potencializando os riscos de poluição difusa, principalmente em microbacias como a do córrego Lajeado, já altamente pressionada pela ocupação desordenada da zona norte do município. De acordo com o Plano de Manejo da APA (2022), diversos pontos da região, especialmente próximos ao Anel Viário e à zona de transição rural-urbana, apresentam descarte inadequado de resíduos e acúmulo de lixo a céu aberto — um cenário preocupante em se tratando de uma área ambientalmente protegida.

Apesar do crescimento urbano, houve um aumento das áreas classificadas como floresta, passando de 8,57% em 1990 para 12,21% em 2023. Esse incremento pode estar relacionado a ações de reflorestamento, regeneração natural ou implementação de áreas de preservação permanente (APPs), o que está em consonância com os objetivos da Lei Complementar nº 561/2017, que instituiu o Plano Diretor de Zoneamento da APA. Contudo, a ligeira retração entre 2020 e 2023 indica uma pressão recente sobre essas áreas, o que exige vigilância e atuação contínua.

Outro aspecto relevante é a ampliação das áreas classificadas como “mosaico de usos”, que aumentaram de 12,92% em 1990 para 27,47% em 2023. De acordo com a classificação do MapBiomias, essa categoria representa áreas rurais em que não é possível distinguir com clareza entre pastagens e usos agrícolas, seja pela sobreposição espacial ou pela similaridade espectral das atividades. A expansão dessa classe pode estar relacionada à intensificação do uso do solo em áreas antes ocupadas predominantemente por pastagens, com incorporação de práticas agrícolas de pequena escala ou manejo rotacionado, sem que haja necessariamente substituição total da cobertura anterior.

A redução da classe “hidrografia” ao longo do período analisado não pode ser atribuída de forma conclusiva a um único fator, uma vez que o mapeamento se baseia em dados secundários (MapBiomias) e não houve verificação de campo específica para essa classe. Contudo, a análise espacial das manchas indica que, em 1990, havia duas concentrações expressivas de áreas classificadas como hidrografia em locais onde atualmente se encontram atividades de mineração de basalto, o que pode ter contribuído para alterações na configuração superficial desses corpos hídricos.

Além disso, observa-se a presença de pequenos barramentos ao longo de trechos da drenagem principal, possivelmente associados ao armazenamento de água para irrigação ou

dessedentação animal, o que pode alterar a representação cartográfica da hidrografia ao longo do tempo. Assim, a diminuição observada pode estar relacionada tanto a transformações antrópicas locais quanto a diferenças metodológicas na classificação das imagens entre os anos analisados.

Embora essas áreas estejam situadas principalmente fora do núcleo urbano consolidado, sua expansão dentro da zona urbana da APA pode indicar processos de ocupação ruralizada — ou seja, com usos agropecuários em contextos urbanos ou periurbanos, muitas vezes sem infraestrutura adequada e com pouca fiscalização quanto às práticas conservacionistas. Isso representa um risco adicional de geração de poluição difusa, principalmente pelo uso de insumos agrícolas e pela ausência de barreiras vegetadas que protejam os recursos hídricos, o que reforça a importância do monitoramento contínuo e da regularização dessas áreas.

De acordo com a Tabela 32 do Plano de Manejo da APA (2022), grande parte dos usos do solo identificados atualmente na área — como loteamentos, áreas urbanas consolidadas, solo exposto, estradas e agricultura sem práticas conservacionistas — são enquadrados na categoria de baixa ou muito baixa capacidade de proteção ambiental. Em contraste, os remanescentes florestais e vegetações naturais, classificados como de muito alta capacidade de proteção, representam apenas cerca de 12% da área. Essa desproporção torna o território mais vulnerável à degradação dos recursos hídricos, ao aumento da carga difusa e à perda de funções ecossistêmicas essenciais.

A projeção futura de ocupação urbana, baseada nos processos de parcelamento do solo em andamento conforme dados disponibilizados pela prefeitura (ainda que sujeitos a desatualizações ou desistência dos empreendedores), permite antever um cenário ainda mais crítico. Embora não se trate de ocupações consolidadas, o mapeamento dessas áreas é fundamental para simulações de cenários de carga poluidora, por meio de ferramentas como o Modelo Nacional de Poluição Difusa (PNPI) e o M-QUAL, contribuindo para o planejamento ambiental preventivo.

Um dos maiores desafios para a gestão da APA está na falta de informação e engajamento da população. Conforme registrado no Plano de Manejo da APA (2022), apenas 5,5% dos moradores da área urbanizada da microbacia do Lageado afirmaram saber que vivem em uma Área de Proteção Ambiental. Além disso, mais de 50% dos entrevistados desconhecem se residem próximos a nascentes ou cursos d'água. Essa falta de conscientização compromete a eficácia das políticas públicas de proteção ambiental e revela a necessidade urgente de programas de educação ambiental e comunicação social na região.

Portanto, os dados de uso e ocupação do solo revelam um processo acelerado e desordenado de urbanização na zona urbana da APA do Rio Uberaba, com impactos diretos sobre a dinâmica hidrológica e a qualidade ambiental. A integração entre as diretrizes do Plano Diretor de Zoneamento, a fiscalização territorial, o planejamento urbano e a participação comunitária será determinante para a preservação dos recursos hídricos e da funcionalidade ecológica da bacia do Rio Uberaba.

5.4. DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA (ITA)

A aplicação do Índice de Transformação Antrópica (ITA) nas duas escalas de análise — Escala 01 (APA) e Escala 02 (Zona Urbana da APA – ZU-APA) — permitiu a quantificação do grau de modificação antrópica ao longo do tempo e evidenciou uma tendência crescente de antropização nas áreas estudadas. Conforme a metodologia proposta por Cruz et al. (1998), adaptada por Nascimento (2015) e Toniolo (2020), os valores obtidos para o ITA foram categorizados segundo intervalos por quartis, que indicam os níveis de degradação: 0 a 2,5 (Pouco degradado), 2,5 a 5,0 (Regular), 5,0 a 7,5 (Degradado) e acima de 7,5 (Muito degradado).

Na escala da APA como um todo, o ITA apresentou uma elevação contínua ao longo das três décadas avaliadas, conforme Tabela 10. Em 1990, o valor foi de 4,567, classificado como de degradação regular. Já em 2023, esse valor chegou a 4,998, limiar que se aproxima da condição de degradado, segundo a classificação referida.

Tabela 10 - Índice de Transformação Antrópica da APA do Rio Uberaba

Classes	Pesos ITA	ITA 1990	ITA 2000	ITA 2010	ITA 2020	ITA 2023
Floresta	0,96	0,242	0,238	0,227	0,232	0,222
Herbácea Arbustiva	1,7	0,037	0,040	0,037	0,047	0,051
Pastagem	5,77	3,613	3,184	2,673	1,940	1,719
Agricultura	7,02	0,175	0,474	0,948	1,322	1,354
Reflorestamento	6,13	0,015	0,004	0,008	0,070	0,070
Mosaico Usos	6,58	0,426	0,655	0,872	1,209	1,472
Área Urbana	9,03	0,042	0,071	0,080	0,091	0,095
Mineração	9,34	0,002	0,003	0,004	0,006	0,007
Não Vegetada	7,85	0,013	0,004	0,003	0,003	0,008
Hidrografia	1,8	0,002	0,001	0,001	0,000	0,001
Total		4,567	4,675	4,852	4,920	4,998

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Essa elevação está associada, principalmente, ao crescimento das áreas agrícolas (cujo ITA passou de 0,175 em 1990 para 1,354 em 2023) e do chamado mosaico de usos (de 0,426

para 1,472 no mesmo período), refletindo uma intensificação das atividades produtivas, embora com baixa capacidade de distinção entre agricultura e pastagem, conforme apontado pelo MapBiomass. A redução expressiva nas áreas de pastagem (ITA de 3,613 para 1,719) pode indicar um processo de substituição por outras atividades mais intensivas, o que corrobora a tendência observada por Nascimento (2015) de transição de uso da terra em bacias sob pressão antrópica.

Comparativamente, Toniolo (2020) identificou valores similares para áreas de transição urbana, como na sub-bacia COTI03800, onde a mudança do ITA de 3,59 (2002) para 5,08 (2019) indicou o avanço da degradação ambiental. Neste estudo, a APA segue trajetória semelhante, ainda que em ritmo menos acelerado.

A análise do Índice de Transformação Antrópica (ITA) para a Escala 02, correspondente à Zona Urbana da Área de Proteção Ambiental (ZU-APA), revela um quadro de degradação ambiental crescente ao longo dos últimos 33 anos. Os valores observados evoluíram de 5,557 em 1990 para 5,743 em 2023, com projeção de aumento para 5,918 no futuro próximo. Conforme a classificação proposta por Cruz et al. (1998), utilizada também por Nascimento et al. (2015) e Toniolo (2020), os valores de ITA para esta escala enquadram a ZU-APA consistentemente na faixa de “degradado” (5,0 a 7,5) durante todo o período analisado, conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Índice de Transformação Antrópica da Zona Uberaba da APA do Rio Uberaba (ZU - APA)

	Pesos ITA	ITA 1990	ITA 2000	ITA 2010	ITA 2020	ITA 2023	ITA Futuro
Floresta	0,96	0,082	0,093	0,114	0,132	0,117	0,113
Herbácea Arbustiva	1,7	0,049	0,056	0,050	0,060	0,077	0,076
Pastagem	5,77	3,757	2,933	2,248	2,001	1,871	1,729
Agricultura	7,02	0,306	0,357	0,625	0,788	0,790	0,709
Reflorestamento	6,13	0,004	0,009	0,000	0,001	0,001	0,001
Mosaico Usos	6,58	0,850	1,445	1,802	1,677	1,807	1,715
Área Urbana	9,03	0,453	0,752	0,833	0,946	0,985	1,480
Mineração	9,34	0,022	0,031	0,039	0,053	0,065	0,065
Não Vegetada	7,85	0,023	0,003	0,009	0,014	0,026	0,024
Hidrografia	1,8	0,010	0,006	0,004	0,002	0,002	0,002
Total		5,557	5,686	5,724	5,674	5,743	5,918

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Ao longo das décadas, observou-se uma redução progressiva da cobertura de pastagens (de 3,757 em 1990 para 1,871 em 2023, e com tendência de queda futura para 1,729), refletindo uma possível substituição desse uso por outras formas de ocupação, como urbanização e mosaicos de usos. Essa tendência é coerente com os achados de Silvia (2024), que também

reporta redução de áreas de pastagem e substituição por usos mais intensivos em outras bacias hidrográficas.

A classe de uso urbano apresentou crescimento contínuo, passando de 0,453 em 1990 para 0,985 em 2023, com expectativa de atingir 1,480 futuramente. Este aumento expressivo aponta para um processo de urbanização em expansão, corroborando resultados similares encontrados por Toniolo (2020) na bacia do Rio Cotia, onde o crescimento urbano tem sido o principal vetor de transformação e degradação da paisagem. Tal comportamento também reflete o padrão identificado por Rodrigues e Neves (2024), que relatam aumento de 56% do ITA urbano em 20 anos na Bacia do Queima-Pé (MT).

O mosaico de usos – que compreende áreas heterogêneas com diferentes tipos de ocupação – também se destaca como um dos principais contribuintes para o ITA, crescendo de 0,850 em 1990 para 1,807 em 2023. Esse aumento indica uma complexificação da ocupação do solo, muitas vezes associada à expansão de áreas urbanas irregulares, transição do uso rural para urbano e ocupações desordenadas, como também observado por Toniolo (2020) e Silva et al. (2017).

A classe de agricultura apresentou um incremento notável entre 1990 e 2023 (de 0,306 para 0,790), mas com tendência de estabilização ou leve redução futura (0,709). Embora menos expressiva que a urbanização, esta expansão agrícola ainda contribui para a elevação do ITA, como também evidenciado por Nascimento (2015), que identificou aumento dessa classe como um dos fatores centrais da intensificação antrópica em bacias do Mato Grosso.

Outras classes, como mineração (de 0,022 para 0,065) e áreas não vegetadas (de 0,023 para 0,026), apresentaram crescimento mais discreto, porém ainda relevantes no contexto da paisagem urbanizada. Essas transformações refletem atividades tipicamente associadas ao avanço do tecido urbano e à infraestrutura, e também foram observadas como vetores de degradação em estudos anteriores, como o de Toniolo (2020).

A vegetação florestal e arbustiva, que possuem baixos pesos no cálculo do ITA, mantiveram-se relativamente estáveis ao longo do tempo. Apesar disso, não foram suficientes para compensar o avanço das demais classes mais impactantes, como pastagem, mosaicos e área urbana. Como destacado por Silvia (2024), a persistência da vegetação natural ajuda a atenuar o índice, mas sua contribuição é limitada frente à intensificação do uso humano.

Em síntese, os resultados evidenciam que a ZU-APA apresenta um quadro de degradação consolidada e crescente, inserindo-se em um contexto urbano que impõe pressão constante sobre os remanescentes naturais. A projeção de ITA para o futuro (5,918) indica

tendência de agravamento, a menos que medidas efetivas de controle do uso do solo e preservação ambiental sejam implementadas.

5.5. ESCALA 01 – DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI) PARA A ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO UBERABA

5.5.1. DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI)

5.5.1.1. *Indicador de Distância (DI)*

O Indicador de Distância (DI), adaptado das metodologias propostas por Munafó (2005) e Cecchi et al. (2007), foi aplicado para avaliar a vulnerabilidade à poluição em função da proximidade dos corpos hídricos e do ponto de captação de água que abastece a cidade de Uberaba-MG. Nesta abordagem, o DI assume seu valor máximo ($DI = 1$) quando a distância (D_i) é igual a zero, ou seja, sobre o curso d'água ou no ponto de captação, decrescendo exponencialmente à medida que a distância aumenta, tendendo a zero em áreas mais afastadas ($D_i \rightarrow \infty$). Essa relação matemática busca refletir o efeito de autodepuração ao longo do fluxo hidrológico, conforme destacado por Munafó (2005), bem como a redução do potencial de impacto poluidor com o aumento da distância percorrida, como discutido por Grossweiler (2021).

A análise espacial do DI, representada no mapa em questão, permite identificar visualmente as áreas de maior influência sobre o ponto de captação. Embora o cálculo tenha sido realizado considerando a distância em linha reta (método Euclidiano) - uma simplificação metodológica adotada também por Grossweiler (2021) para evitar introdução de erros adicionais -, os resultados mostram claramente que as áreas mais críticas se concentram no entorno imediato da captação e ao longo dos cursos d'água (Figura 11). Esse padrão é consistente com os achados de Harano (2023), que observou baixa variação temporal do DI em bacias hidrográficas com uso do solo relativamente estável, situação similar à encontrada na área de estudo.

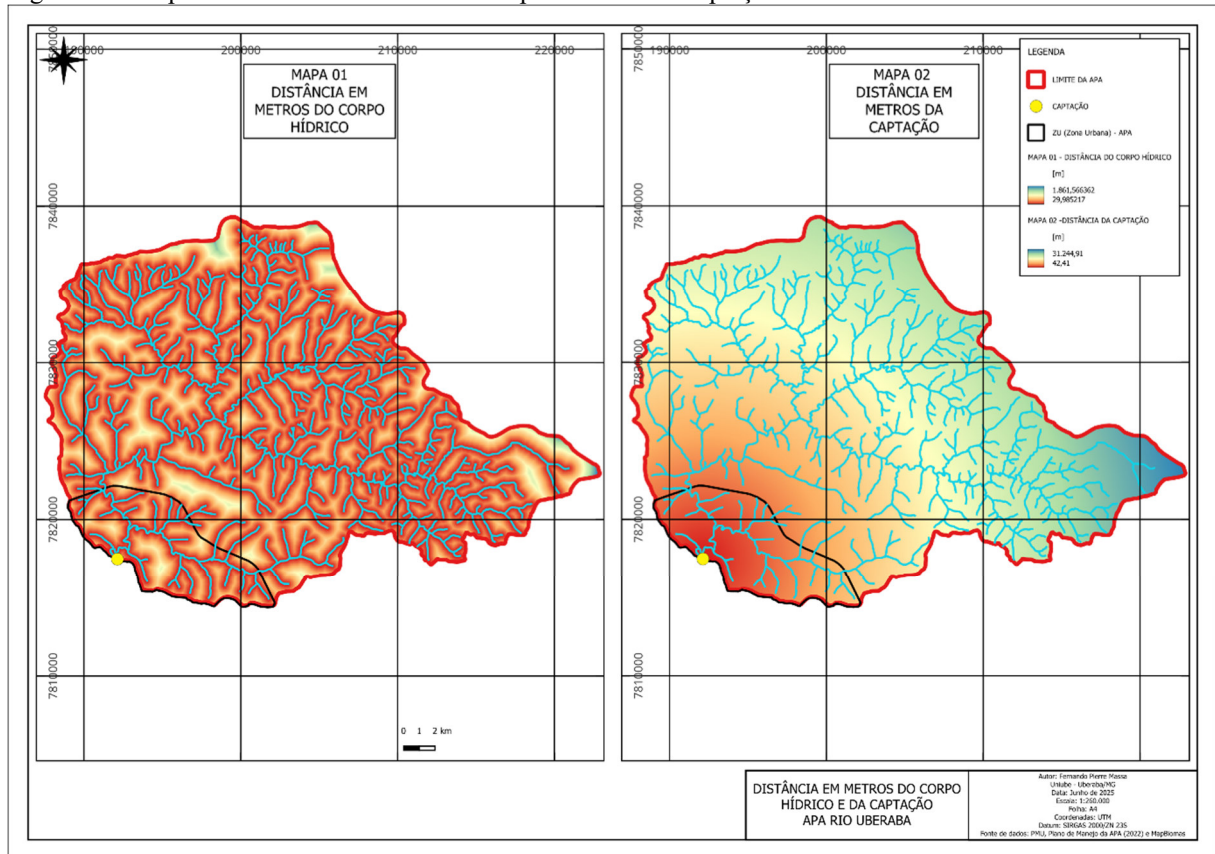
É importante ressaltar que a metodologia atual apresenta algumas limitações, particularmente por não considerar a hidrodinâmica do caminho preferencial da drenagem. Como destacado por Munafó (2005), o processo de autodepuração está intrinsecamente ligado ao percurso real da água, fator que não é capturado pelo cálculo de distância em linha reta.

Nesse sentido, recomenda-se que estudos futuros incorporem a modelagem hidrológica para cálculo da distância hidráulica real, considerando tanto o fluxo superficial quanto o subterrâneo. Além disso, seria relevante analisar as variações sazonais na rede de drenagem, aspecto não contemplado no presente estudo, mas que pode influenciar significativamente os resultados, conforme apontado por Harano (2023). Outro aprimoramento importante seria a validação empírica do DI através da correlação com parâmetros de qualidade da água, como sugerido por Cecchi et al. (2007).

A formulação matemática adotada, conforme Cecchi et al. (2007), mostrou-se adequada para representar o decaimento do potencial poluidor com o aumento da distância. Essa abordagem está alinhada com os princípios discutidos por Grossweiler (2021), embora o autor destaque a possibilidade de reclassificação em intervalos fixos quando da integração do DI com outros indicadores, como o PNPI. Essa adaptação poderia ser particularmente útil em estudos futuros na bacia da APA do Rio Uberaba, permitindo uma análise mais refinada das particularidades locais.

A Figura 11 apresenta dois mapas temáticos. O Mapa 01 representa a distância, em metros, em relação ao corpo hídrico, em que os pixels em tonalidade vermelha indicam maior proximidade e os pixels em azul indicam maior afastamento. De forma análoga, o Mapa 02 exibe a distância, em metros, em relação ao ponto de captação. Essa abordagem metodológica pode ser particularmente útil em estudos futuros na bacia da APA do Rio Uberaba, possibilitando uma análise mais detalhada das especificidades locais.

Figura 11 - Mapa da distância em metros do corpo hídrico e da captação



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

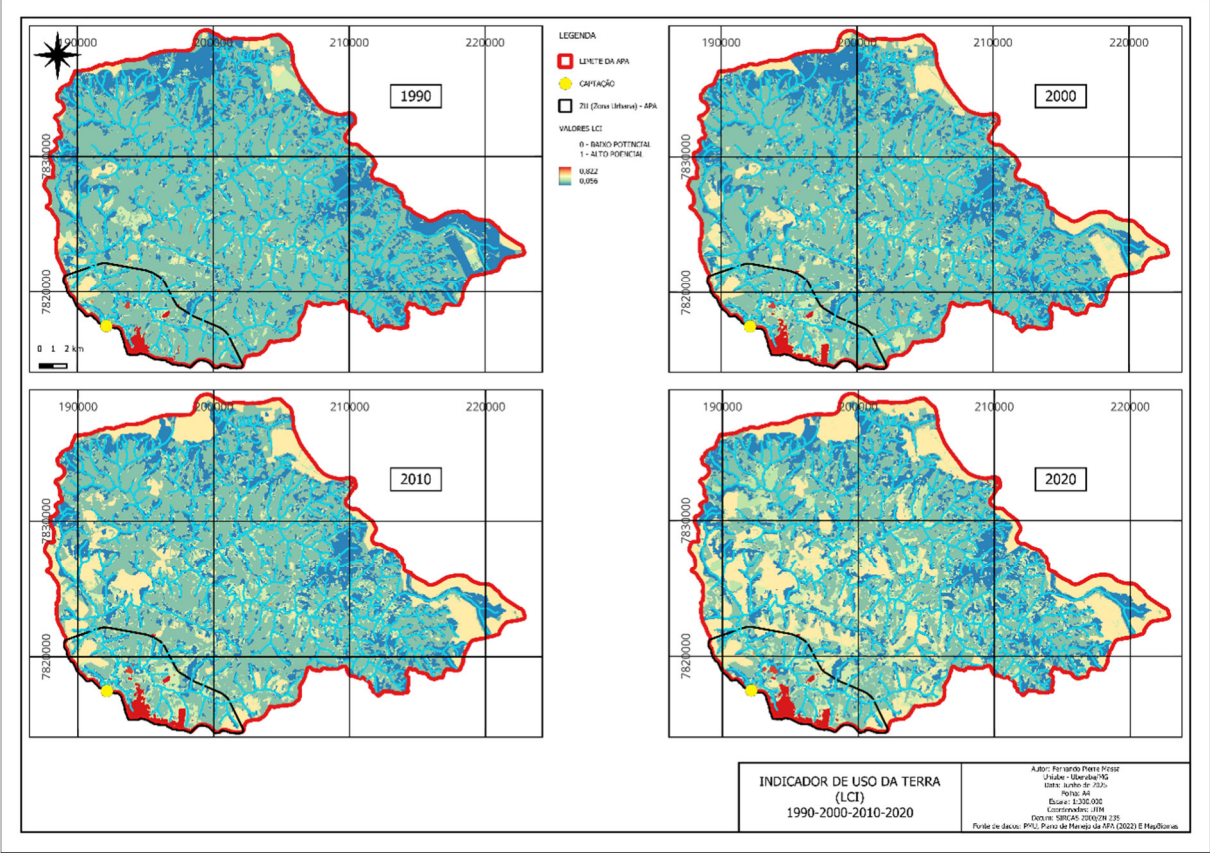
Em conclusão, o DI demonstrou ser uma ferramenta valiosa para identificar e priorizar áreas críticas no contexto do planejamento urbano e da gestão de recursos hídricos, especialmente nas proximidades do ponto de captação de água. No entanto, seus resultados podem ser significativamente aprimorados através da incorporação de variáveis hidrodinâmicas e de uma abordagem mais detalhada do processo de autodepuração. Essa evolução metodológica fortaleceria ainda mais a conexão entre os estudos de drenagem urbana, a pesquisa científica e as práticas de gestão territorial, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de proteção dos mananciais que abastecem Uberaba-MG.

5.5.1.2. Indicador de uso da terra (LCI)

A análise do Indicador de Uso da Terra (LCI) entre 1990 e 2023 revelou importantes transformações no padrão de ocupação do solo e seus impactos potenciais sobre os recursos hídricos na APA do Rio Uberaba. Os resultados, apresentados na Figura 12 (1990 a 2020) e Figura 13 (2023), demonstram um claro gradiente de valores, com as áreas urbanas próximas ao ponto de captação apresentando os maiores índices (0,822), seguido pelas zonas de

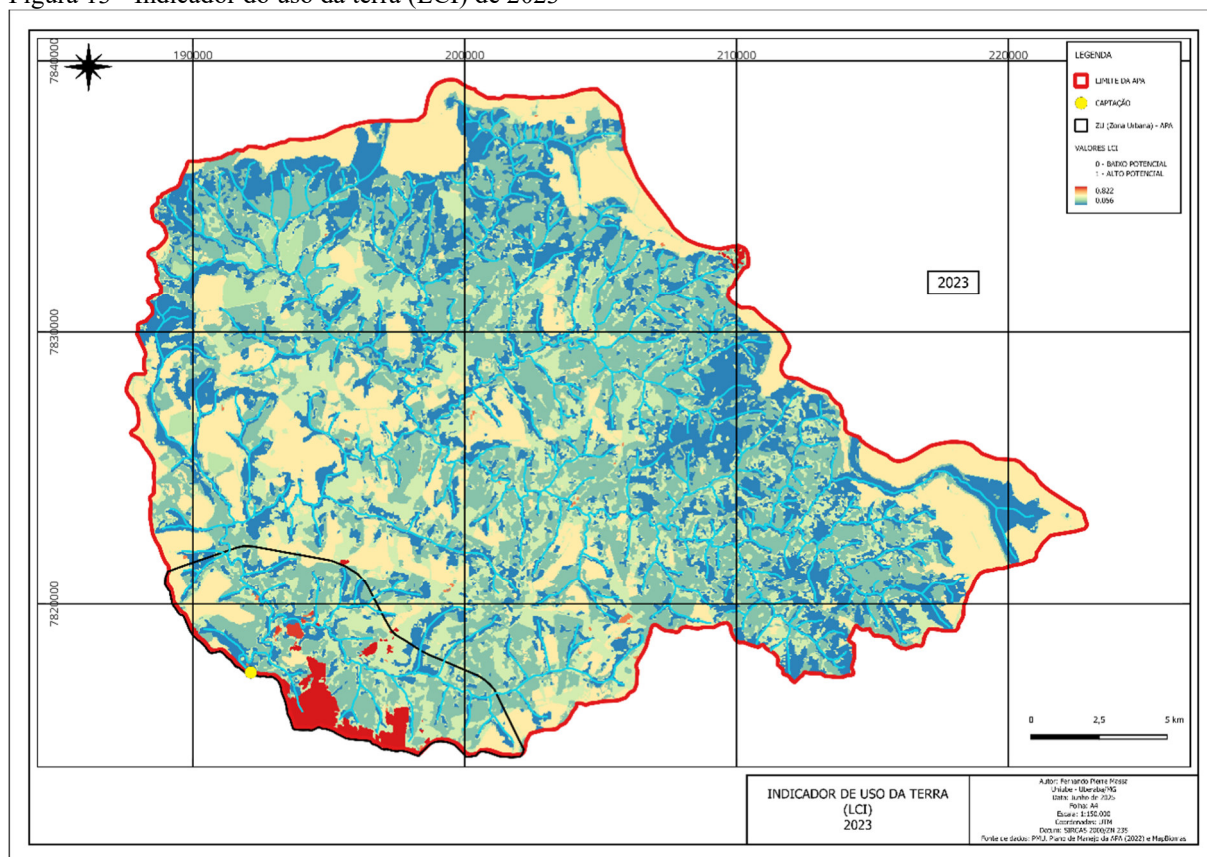
mineração e áreas não vegetadas, refletindo o gradiente de pressão antrópica sobre os corpos hídricos.

Figura 12 - Indicador do uso da terra (LCI) de 1990 a 2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Figura 13 - Indicador do uso da terra (LCI) de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Ao longo das três décadas analisadas, observou-se uma tendência consistente de aumento nos valores do LCI, particularmente nas áreas urbanas e seu entorno. Essa evolução espelha o processo de expansão urbana e a consequente substituição de coberturas vegetais por superfícies impermeáveis, padrão este que encontra respaldo nos trabalhos de Harano (2023) e Grossweiler (2021). A dinâmica observada corrobora a relação direta entre urbanização e aumento do potencial de poluição difusa, conforme destacado por Munafò et al. (2005).

As áreas de mineração, embora ocupem extensão territorial menor comparada à zona urbana, emergem como focos relevantes de potencial poluidor, especialmente devido ao risco de carreamento de sedimentos e contaminantes para os cursos d'água. Esta constatação reforça a necessidade de medidas específicas de controle erosivo e monitoramento, conforme sugerido por Cecchi et al. (2007). Paralelamente, as áreas não vegetadas também se mostraram problemáticas, evidenciando a importância da manutenção de cobertura vegetal para proteção dos recursos hídricos.

A metodologia adotada, fundamentada no sistema Corine Land Cover e adaptada às particularidades locais com base nos dados de uso e ocupação do solo do MapBiomas, demonstrou eficácia na caracterização das dinâmicas espaço-temporais analisadas. Contudo,

conforme destacado por Toniolo (2020), a acurácia dos resultados mantém estreita relação com a precisão da classificação do uso do solo - aspecto que, no presente estudo, foi mitigado pela utilização da base MapBiomas, reconhecida por seu rigor metodológico. Para aprimoramentos futuros, recomenda-se a complementação com técnicas avançadas de sensoriamento remoto de alta resolução associadas a campanhas sistemáticas de verificação em campo, visando reduzir incertezas inerentes aos processos de classificação automática.

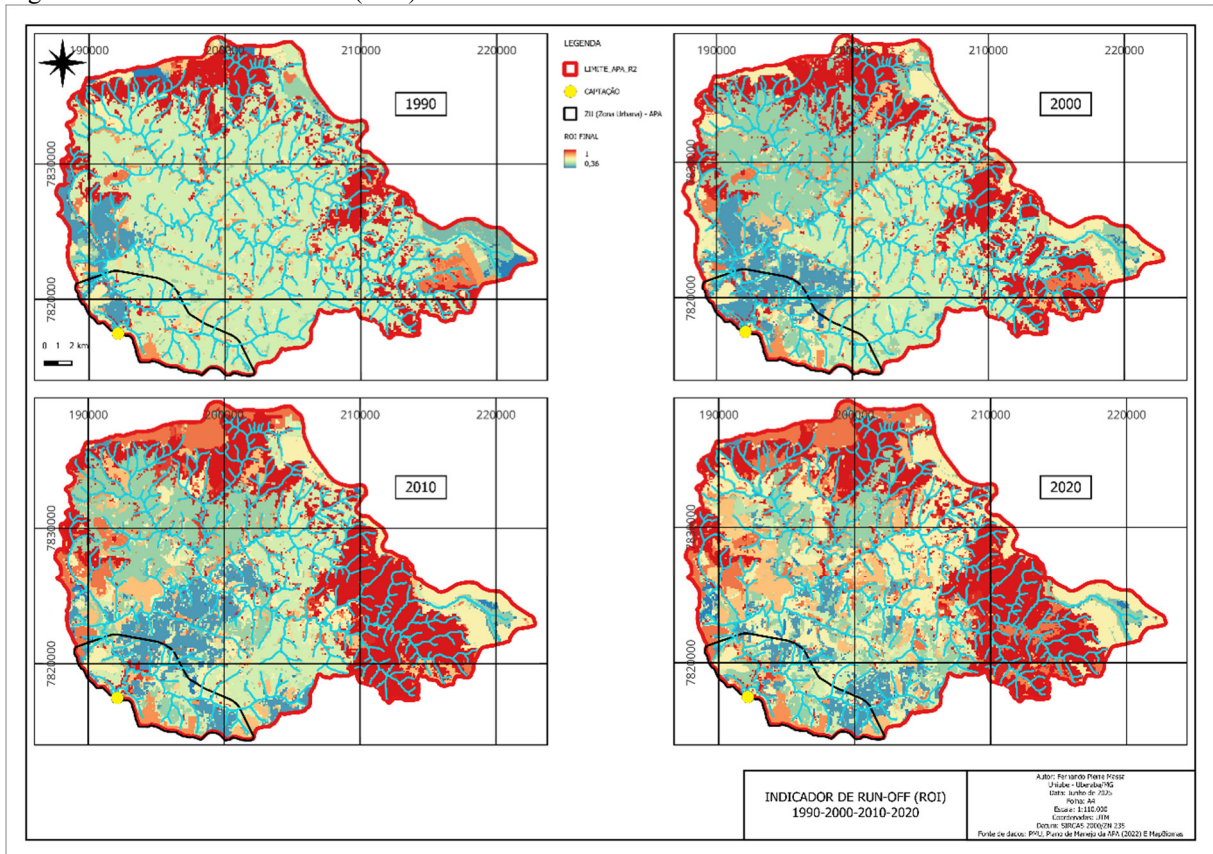
Os resultados visual obtidos têm implicações diretas para o planejamento urbano e gestão dos recursos hídricos. A concentração de altos valores de LCI nas proximidades do ponto de captação representa um alerta para a necessidade de implementação de medidas mitigadoras, como sistemas de drenagem sustentável e aumento da permeabilidade do solo. Adicionalmente, as áreas de mineração e solo exposto demandam atenção especial no que tange ao controle de processos erosivos.

Este estudo reforça a utilidade do LCI como ferramenta para o monitoramento contínuo da relação uso do solo-qualidade da água, servindo de base para decisões de gestão territorial. Futuros desenvolvimentos poderiam focar na integração deste indicador com modelos hidrológicos e dados de monitoramento da qualidade da água, permitindo uma avaliação mais abrangente dos impactos reais das mudanças no uso da terra.

5.5.1.3. *Indicador de Runoff (ROI)*

O Indicador de Runoff (ROI) é um componente fundamental do Índice de Poluição Difusa (PNPI), pois reflete a dinâmica do escoamento superficial e sua relação com a capacidade de infiltração do solo, fatores críticos para o transporte de poluentes em bacias hidrográficas. Ao analisar sua evolução histórica (1990, 2000, 2010, 2020 e 2023), observa-se que as variações do ROI estão diretamente ligadas às mudanças no uso e ocupação do solo (Figura 14), às características pedológicas e à declividade do terreno.

Figura 14 - Indicador de Runoff (ROI) de 1990 a 2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

A análise temporal do índice de Runoff (ROI) evidenciou variações espaciais e temporais diretamente relacionadas às mudanças no uso e ocupação do solo, bem como às características topográficas e pedológicas da área de estudo. No início do período analisado, em 1990, os valores de ROI concentravam-se predominantemente em classes intermediárias a elevadas, refletindo a ampla ocupação da bacia por áreas de pastagem, que correspondiam à maior proporção da área total. Embora essas áreas apresentem cobertura vegetal, o manejo associado à pastagem cultivada tende a promover compactação do solo, reduzindo a infiltração e favorecendo o aumento do escoamento superficial, especialmente em terrenos com maior declividade.

Com o avanço temporal, observou-se uma redução expressiva das áreas de pastagem e um crescimento contínuo das classes Agricultura e Mosaico de Usos, indicando intensificação e diversificação das atividades antrópicas na paisagem. Em 2023, essas classes passaram a ocupar parcela significativa da área da bacia, alterando de forma substancial o padrão espacial do ROI. Esse processo resultou em um aumento progressivo dos valores do índice, particularmente nas regiões onde o uso do solo mais intensivo coincide com áreas de maior inclinação do terreno.

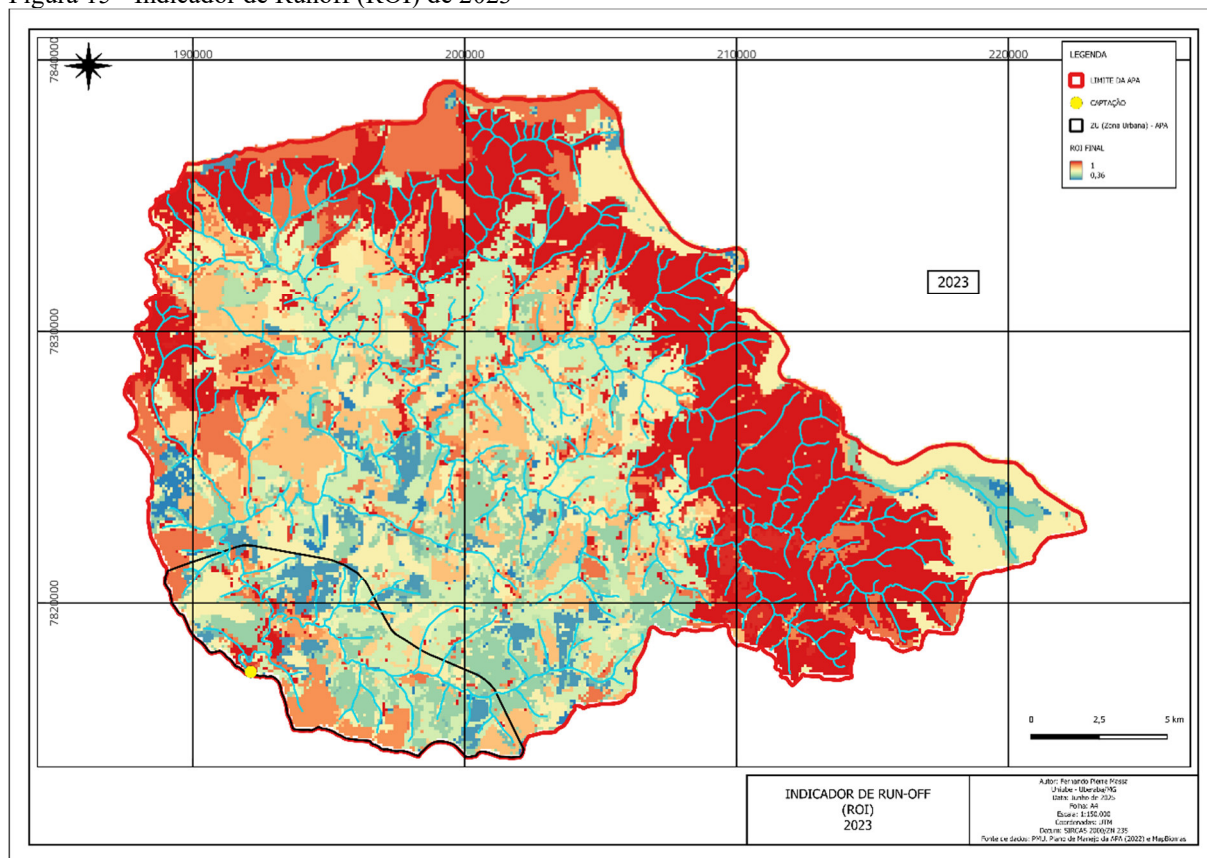
Os mapas do ROI demonstram que, ao longo do período analisado, as áreas com valores mais elevados tornaram-se mais evidentes e concentradas, assumindo tonalidades alaranjadas e avermelhadas, principalmente nas porções mais íngremes da bacia e nas proximidades das nascentes e cabeceiras de drenagem. Esse padrão reforça o papel determinante da declividade no controle do escoamento superficial, uma vez que o ROI incorpora não apenas as características locais de uso do solo e permeabilidade, mas também o efeito acumulativo ao longo do caminho hidrológico até os cursos d'água, conforme discutido por Munafó (2005).

A influência conjunta da declividade e da permeabilidade dos solos torna-se ainda mais evidente quando comparada com os resultados apresentados por Harano (2023), que identificou valores elevados de ROI em áreas ocupadas por solos menos permeáveis, como Argissolos e Cambissolos, associados a declividades acentuadas. Na área de estudo, regiões com essas características mantiveram-se como zonas críticas ao longo de todo o período analisado, independentemente das mudanças pontuais no uso e ocupação do solo, indicando a persistência desses condicionantes físicos no controle do escoamento.

Por outro lado, áreas cobertas por Floresta e por vegetação Herbácea-Arbustiva apresentaram, de modo geral, valores mais baixos de ROI, associados à maior capacidade de infiltração e à proteção do solo proporcionada pela cobertura vegetal. Esses resultados evidenciam a importância da manutenção da vegetação natural na redução do escoamento superficial e na mitigação do transporte difuso de poluentes, especialmente em áreas de relevo mais acidentado.

No cenário mais recente, referente ao ano de 2023, as áreas urbanizadas apresentaram valores de ROI relativamente inferiores quando associadas a terrenos de menor declividade. Ainda assim, é importante considerar que a impermeabilização do solo urbano pode intensificar o escoamento superficial durante eventos de precipitação intensa, aspecto que merece atenção em análises futuras. Nesse contexto, Toniolo (2020) destaca que a permeabilidade do solo, derivada da classificação pedológica, desempenha papel fundamental na modulação do escoamento, uma vez que solos com maior capacidade de infiltração tendem a apresentar menores valores de ROI.

Figura 15 - Indicador de Runoff (ROI) de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

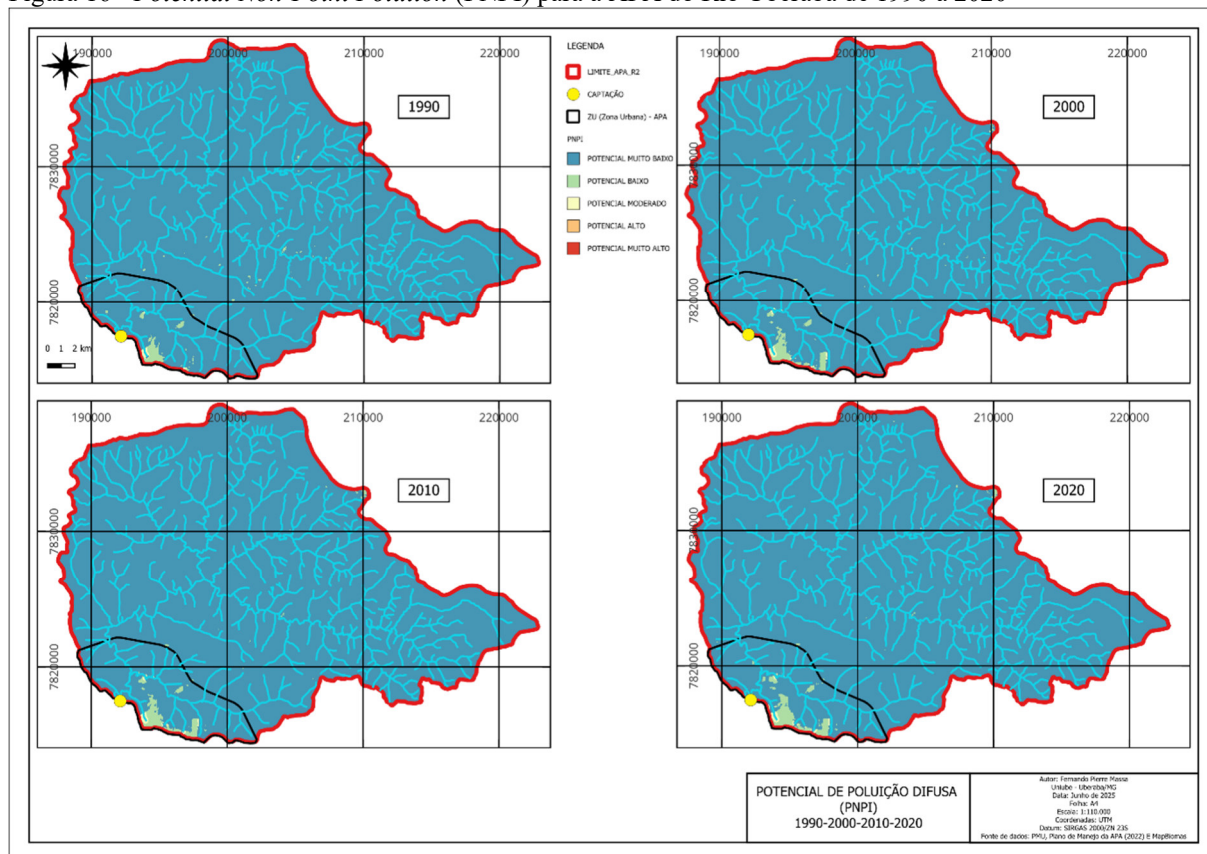
De forma geral, a análise temporal do ROI demonstrou que o potencial de escoamento superficial aumentou ao longo do período analisado, em resposta às transformações no uso e ocupação do solo e à intensificação das atividades antrópicas, sendo amplificado pela declividade do terreno e pelas características pedológicas. As áreas mais íngremes, especialmente aquelas próximas às nascentes e aos cursos d'água, permaneceram como zonas prioritárias para o controle do escoamento e da poluição difusa, ressaltando a importância da integração entre planejamento territorial, conservação da cobertura vegetal e manejo adequado do solo.

5.5.1.4. Resultados do Potential Non-Point Pollution (PNPI)

A aplicação da metodologia PNPI na APA do Rio Uberaba revelou uma dinâmica temporal no período analisado. Os resultados demonstram que, embora a classe "Muito Baixo" permaneça predominante - representando 98,79% da área em 2023 contra 99,41% em 1990 -,

ocorreu uma transição gradual para classes de maior potencial poluidor, particularmente nas categorias "Baixo" e "Moderado" (Figura 16). A Tabela 12 apresenta os valores quantitativos do Potencial Non-Point Polution (PNPI) para a APA do Rio Uberaba.

Figura 16 - *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Tabela 12 - *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para a APA do Rio Uberaba

Potencial	1990		2000		2010		2020		2023	
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%
Muito baixo	50.712,5	99,41%	50.575,1	99,14%	50.525,0	99,04%	50.473,9	98,88%	50.399,1	98,79%
Baixo	267,0	0,52%	388,6	0,76%	436,0	0,85%	512,0	1,00%	553,1	1,08%
Moderado	36,3	0,07%	52,1	0,10%	54,7	0,11%	60,3	0,12%	63,6	0,12%
Alto	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%
Muito alto	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%
Total	51.015,8		51.015,8		51.015,8		51.046,2		51.015,8	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Notas: Áreas em hectares

As pequenas diferenças observadas nos valores de área entre os anos analisados decorrem de mínimas variações nos pixels, principalmente nas zonas de borda, que representam menos de 0,06% da área total. Para garantir a robustez dos resultados, toda a metodologia foi

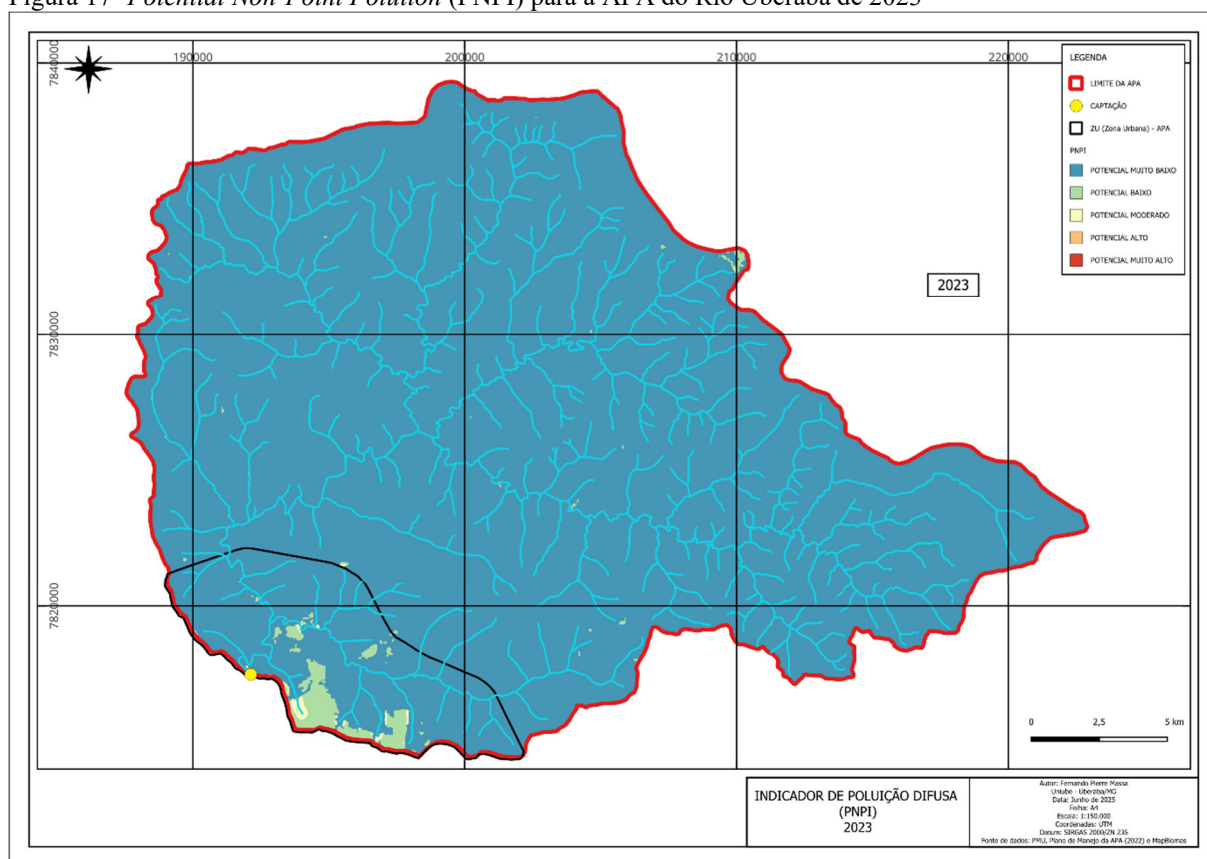
rigorosamente repetida após a detecção dessas discrepâncias, confirmando a ausência de erros processuais e a consistência dos dados obtidos.

Este padrão de "esverdeamento" sutil do mapa, reflete mudanças no uso e ocupação do solo na região. A redução de 0,614% nas áreas de "Muito Baixo" potencial (equivalente a 313,5 ha) foi acompanhada por um aumento de 0,56 pontos percentuais (pp) na classe "Baixo" e 0,05 pp na "Moderado". Essas alterações seguem a tendência identificada por Munafò et al. (2005), onde as variações do PNPI mostram forte correlação com o indicador de uso da terra (LCI), particularmente em áreas de expansão agrícola e urbana.

Um aspecto crítico da análise refere-se às áreas próximas aos pontos de captação de água. Embora sujeitas a maior indicador de distância (DI), estas regiões apresentam PNPI atenuado devido principalmente a declividade e classificação do tipo do solo. Contudo, como alerta Meng et al. (2024), mesmo pequenas alterações nessas zonas estratégicas podem ter impactos desproporcionais na qualidade da água.

As regiões de maior declividade na APA demonstraram notável resiliência, mantendo classificação estável ao longo do período, fato que corrobora os achados de Haupt (2009) sobre o papel protetor das áreas íngremes. Esta estabilidade é claramente observada no mapa de 2023, onde tais áreas continuam apresentando predominantemente potenciais leves a moderados, assim como nas zonas urbanas consolidadas - padrão que reforça a eficácia das restrições de uso do solo em áreas sensíveis. Entretanto, a aparente estabilidade nas classes de maior risco ('Alto' e 'Muito Alto') não deve ser interpretada como ausência de ameaça, pois como demonstra a experiência de outras bacias (Meng et al., 2024), mudanças incrementais podem preceder transformações mais abruptas, especialmente nas interfaces entre áreas urbanas e naturais.

Figura 17- *Potential Non-Point Pollution* (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

A singularidade da APA do Uberaba - que abastece cerca de 340 mil habitantes - impõe uma leitura cautelosa dos resultados. A possibilidade de implementação de tecnologias avançadas de tratamento, como o uso de zeólitas (aluminossilicatos porosos com capacidade de adsorção de metais pesados), não deve ser vista como solução definitiva. Conforme destacam Munafò et al. (2005) e Hualin Li (2022), o custo da remediação pode ser até dez vezes superior ao da prevenção, sem considerar os riscos associados a possíveis falhas nos sistemas de tratamento.

Os resultados sugerem a necessidade de: (1) monitoramento específico de microcontaminantes não captados pelo modelo de estimativa PNPI; (2) validação hidroquímica das projeções do modelo; e (3) desenvolvimento de cenários. A experiência internacional mostra que em áreas protegidas com características similares, pequenas variações nos indicadores podem sinalizar mudanças ambientais mais profundas (Meng et al., 2024).

Em conclusão, a análise do PNPI na APA do Rio Uberaba revela um processo gradual, porém consistente, de modificação no potencial de poluição difusa. A metodologia demonstrou sensibilidade para captar essas transformações, destacando a importância de se ler os resultados não apenas pela predominância de classes de baixo risco, mas pela emergência de áreas em

transição que podem representar futuros hotspots de contaminação. A singularidade desta área de proteção, combinando importância estratégica para o abastecimento e pressões antrópicas crescentes, exige uma abordagem preventiva que vá além dos indicadores quantitativos, incorporando também aspectos qualitativos e de monitoramento contínuo.

5.6. ESCALA 02 – DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA (PNPI) PARA A ZONA URBANA DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DO RIO UBERABA (ZU-APA)

A determinação do PNPI (Potencial de Novas Poluições Hídricas) para a Escala 02 - ZU-APA (Zona Urbana da Área de Proteção Ambiental) foi realizada utilizando os mesmos métodos aplicados na Escala 01, que abrangia toda a APA. O principal objetivo dessa abordagem em escala mais detalhada é aprimorar a identificação visual das áreas com potencial para poluição difusa, destacando de forma mais evidente o impacto do crescimento da zona urbana na APA e o consequente aumento dos valores de PNPI.

Como os métodos aplicados foram os mesmos para ambas as escalas, não serão apresentados os mapas individuais do Indicador de Distância (DI), do Indicador do Uso da Terra (LCI) e do Indicador de Runoff para a Escala 02. Ao analisar a área da ZU-APA dentro dos mapas exibidos anteriormente, observa-se resultados muito semelhantes, porém com pequenas variações. Essas variações ocorrem principalmente devido à alteração do intervalo dos valores do DI, e também porque, durante o processamento, pixels próximos que interagiram com outras camadas podem ter apresentado resultados ligeiramente diferentes.

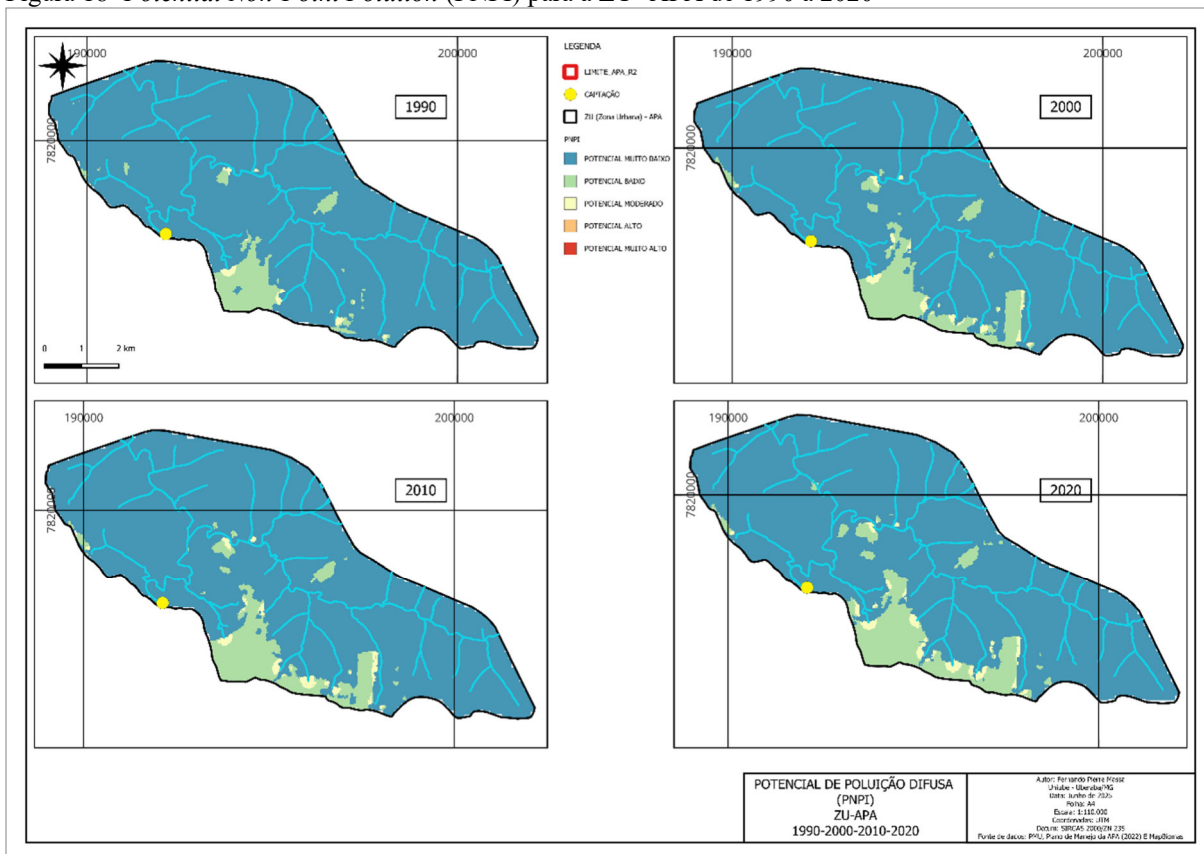
Para a Escala 02, também foi elaborado um cenário futuro, considerando o prazo de validade das diretrizes urbanísticas, de até dois anos, com possibilidade de prorrogação por mais um ano. Esse cenário contempla as diretrizes de parcelamento do solo já protocoladas na Prefeitura Municipal de Uberaba, disponíveis em seu site oficial no momento da consulta (junho de 2025).

5.6.1. Resultados do *Potential Non-Point Pollution* (PNPI) para ZU-APA

A análise dos dados de 1990 a 2023, complementada pelas projeções futuras, revela uma transformação significativa no padrão de potencial poluidor na Zona Urbana da APA do Rio Uberaba (ZU – APA). Ao longo das três décadas analisadas, observa-se uma redução gradual, porém consistente, das áreas classificadas como de "Muito baixo" potencial, que passaram de 90,39% em 1990 para 81,91% em 2023. Essa redução de quase 9 pontos percentuais não

ocorreu de forma linear, apresentando variações importantes entre os períodos, com destaque para a queda acentuada observada no ano 2000 (85,96%), seguida por uma recuperação parcial nos anos subsequentes (Figura 18).

Figura 18- *Potential Non-Point Pollution (PNPI)* para a ZU- APA de 1990 a 2020



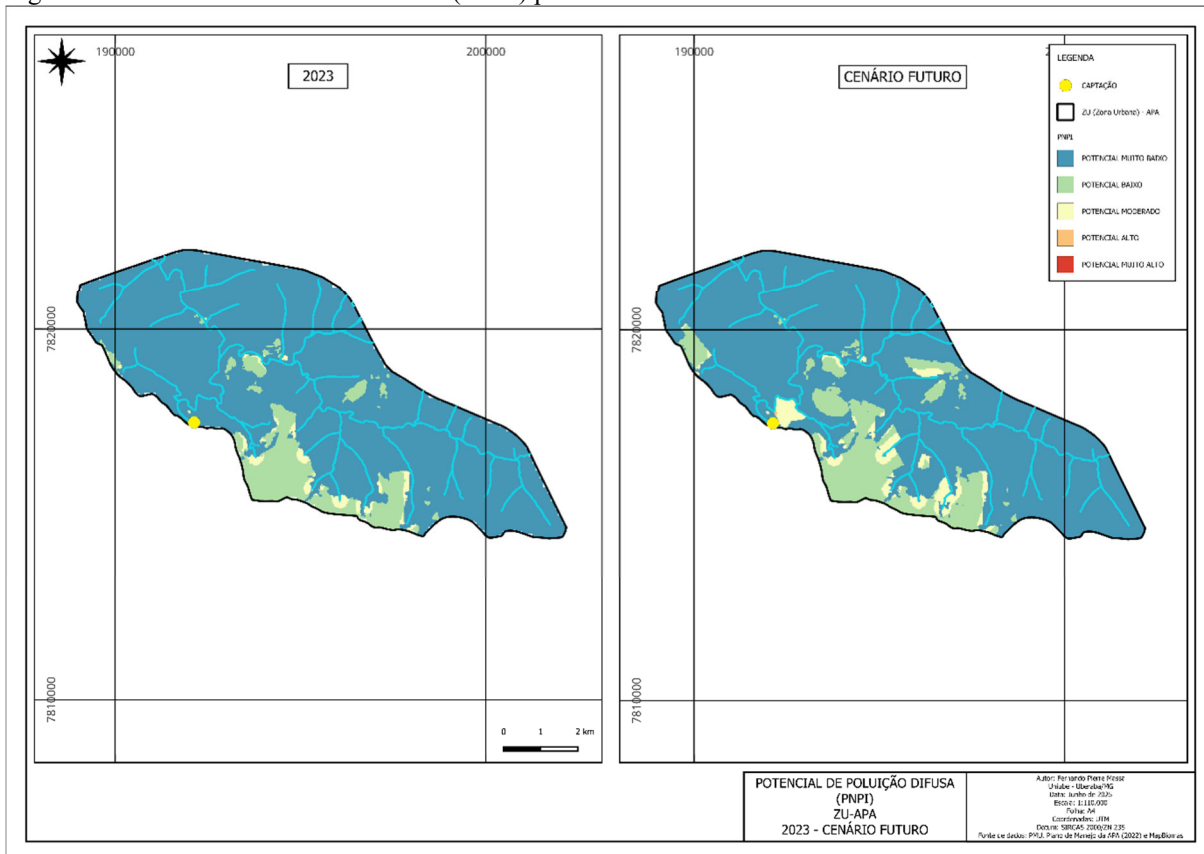
Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Paralelamente, as classes intermediárias apresentaram comportamentos distintos: enquanto a classe "Baixo" variou entre 0,81% e 5,65%, a classe "Moderado" mostrou crescimento contínuo, passando de 0,43% em 1990 para 13,26% em 2023. A classe "Alto" apresentou oscilações discretas, variando entre ausente em 1990 e 4,08% em 2023. Essas variações refletem não apenas a expansão urbana, mas também a influência de fatores externos como políticas públicas específicas e ciclos econômicos que impactaram o uso do solo na região.

Os cenários futuros, considerando as atuais diretrizes de parcelamento, apontam para uma acentuação preocupante dessas tendências. Estimamos uma redução para 82,64% na área de "Muito baixo" potencial, representando uma perda de 12,11% em relação a 1990. Simultaneamente, prevê-se um aumento para 4,08% na classe "Moderado" e o surgimento de

áreas com "Alto" potencial (0,02%), que estiveram ausentes em alguns anos do histórico analisado (Tabela 13).

Figura 19 - *Potential Non-Point Pollution* (PNPI) para ZU-APA de 2023 e cenário futuro



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Tabela 13 - *Potential Non-Point Pollution* (PNPI) para a ZU - APA

	1990		2000		2010	
Potencial	Área	%	Área	%	Área	%
Muito baixo	4.959,20	94,75%	4.793,87	91,53%	4.752,08	90,40%
Baixo	252,32	4,82%	398,65	7,61%	445,36	8,47%
Moderado	22,63	0,43%	45,11	0,86%	59,49	1,13%
Alto	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%
Muito alto	-	0,00%	-	0,00%	-	0,00%
Total	5.234,15	100,00%	5.237,63	100,00%	5.256,93	100,00%

	2020		2023		Cenário Futuro	
	Área	%	Área	%	Área	%
Muito baixo	4.292,43	81,601%	4.332,54	81,907%	4016,1834	75,825%
Baixo	391,91	7,450%	330,35	6,245%	359,1946	6,782%
Moderado	211,27	4,016%	231,07	4,368%	304,8188	5,755%
Alto	363,51	6,910%	394,38	7,456%	575,0505	10,857%
Muito alto	1,17	0,022%	1,26	0,024%	41,4271	0,782%
Total	5.237,63	100,00%	5.258,53	100,00%	5296,67	100,00%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Notas: Área em hectares.

Esses resultados têm implicações diretas para a gestão do território e dos recursos hídricos. Conforme destacado por diversos autores, a progressiva redução das áreas de melhor desempenho ambiental e o crescimento das classes de maior risco exigem medidas urgentes. Entre elas, destacam-se: a revisão dos critérios de licenciamento para novos parcelamentos, a implementação de sistemas de drenagem sustentável e o estabelecimento de um programa de monitoramento específico para as zonas de transição entre classes.

A análise das projeções baseadas nos atuais planos de parcelamento do solo revela um cenário preocupante para a APA do Rio Uberaba. Os modelos indicam um aumento significativo de áreas classificadas com potencial alto e muito alto de poluição difusa, particularmente nas zonas destinadas à expansão urbana. Este quadro se agrava quando consideramos o crescimento previsto na geração de efluentes domésticos, que seguirão o fluxo gravitacional em direção aos pontos de captação, conforme a configuração hidrológica natural da bacia.

Uberaba conta com sistemas unitários, com um sistema para transporte de águas pluviais (sistema de drenagem) e outro sistema independente para transporte do esgoto, porém tanto o sistema de drenagem quanto o sistema de esgotos são por meio de condutos livres, apresenta um desafio complexo para a gestão hídrica, já que o ponto mais baixo da bacia é o ponto de captação da água para abastecimento público. Embora existam propostas técnicas como estações de bombeamento para reversão de bacias e sistemas de tratamento descentralizados, estas soluções exigem cuidados especiais no dimensionamento e operação para evitar falhas que possam resultar no lançamento de efluentes não tratados a montante dos pontos de captação.

Paralelamente, o sistema de abastecimento de água potável enfrentará novos desafios com a ocupação de áreas topograficamente menos favoráveis. O atual modelo, que bombeia água tratada para reservatórios elevados distribuindo-a por gravidade, poderá encontrar limitações técnicas com a urbanização de zonas com cotas altimétricas desfavoráveis, potencialmente exigindo novos investimentos em infraestrutura de bombeamento e reservação.

Um ponto que merece atenção especial é a percepção equivocada sobre o projeto de captação no Rio Grande. Embora represente um avanço para a segurança hídrica do município, é crucial entender que esta nova fonte atenderá principalmente às regiões situadas além das BRs 050 e 262, mantendo o Rio Uberaba como principal manancial de abastecimento para a maior parte da cidade. Durante períodos de estiagem, quando o sistema já conta com a contribuição do Rio Claro, a dependência do Rio Uberaba se torna ainda mais crítica.

Esta realidade evidencia a urgência de implementar medidas integradas para garantir a sustentabilidade hídrica da região. Em primeiro lugar, torna-se imprescindível promover uma revisão criteriosa dos planos de setorização da rede de distribuição de água, adaptando-os às novas dinâmicas de ocupação territorial e aos cenários futuros de demanda. Paralelamente, é fundamental estabelecer sistemas de monitoramento contínuo nos pontos estratégicos de captação, permitindo uma gestão mais precisa e ágil da qualidade e quantidade dos recursos hídricos disponíveis. Outra prioridade é o desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos atualizados, que incorporem de forma dinâmica os diversos cenários de expansão urbana previstos, servindo como ferramenta essencial para o planejamento e tomada de decisão. Por fim, mas não menos importante, deve-se intensificar as ações de proteção e recuperação das áreas de recarga e das matas ciliares ao longo do Rio Uberaba, garantindo a conservação dos processos ecológicos essenciais e a manutenção da qualidade da água que abastece a população. Neste contexto, o programa Águas Cristalinas, já em operação na CODAU, que premia produtores rurais que mantêm e ampliam suas áreas preservadas, representa uma iniciativa promissora que merece ser fortalecida e expandida. Estas medidas, quando implementadas de forma coordenada, constituirão um marco decisivo para a proteção deste importante manancial frente aos desafios atuais e futuros.

A experiência da APA do Rio Uberaba serve como alerta para o delicado equilíbrio entre desenvolvimento urbano e preservação de mananciais em cidades de médio porte. O caso demonstra claramente como a pressão por novas áreas urbanizáveis pode comprometer sistemas de abastecimento historicamente consolidados, exigindo soluções inovadoras que conjuguem engenharia sanitária, planejamento territorial e conservação ambiental.

5.7. DETERMINAÇÃO DA ESTIMATIVA DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA (M-QUAL)

A aplicação do modelo M-QUAL na APA do Rio Uberaba foi realizada especificamente para a Escala 01, que compreende toda a área a montante que contribui para o ponto de captação principal do sistema de abastecimento. Esta abordagem integrada é justificada pelo fato de que não se faz sentido técnico separar a Zona Urbana dentro da APA para fins de modelagem quantitativa da carga poluidora, uma vez que ela está contida no território protegido e seus impactos devem ser avaliados de forma sistêmica e conjunta. Contudo, é importante destacar que quanto mais próximas da captação estiverem as fontes poluidoras, maior será o potencial impacto direto sobre a qualidade da água bruta destinada ao abastecimento público.

Os resultados obtidos revelam uma tendência crescente e preocupante no aumento das cargas poluidoras difusas ao longo do período analisado (1990–2023). O nitrogênio total praticamente dobrou, passando de 354,77 kg/dia para 676,93 kg/dia – um crescimento de 90,7%. O fósforo total, por sua vez, apresentou um aumento ainda mais expressivo, de 25,99 kg/dia para 67,49 kg/dia, representando um crescimento de 159,6%. Os sólidos suspensos totais (SST) cresceram de 20.462,48 kg/dia para 46.653,74 kg/dia, um aumento de mais de 127% (Tabela 14).

Tabela 14 - Estimativa de carga poluidora difusa pelo M-QUAL

M-QUAL 1.0	Kg/km².dia			1990 (kg/dia)			2000 (kg/dia)		
	N	P	SST	N	P	SST	N	P	SST
	Total	Total		Total	Total		Total	Total	
Floresta	0,6	0,039	20	79,87	5,19	2.662,26	78,32	5,09	2.610,52
Herbácea arbustiva	0,6	0,039	20	6,87	0,45	229,03	7,48	0,49	249,38
Pastagem	0,5	0,028	30	165,13	9,25	9.907,61	145,51	8,15	8.730,89
Agricultura	2,95	0,346	230	38,77	4,55	3.022,65	105,03	12,32	8.188,62
Reflorestamento	0,6	0,039	20	0,77	0,05	25,64	0,21	0,01	7,03
Mosaico de usos	1,725	0,187	130	58,92	6,39	4.440,46	90,54	9,81	6.823,17
Área Urbana	1,274	0,034	50	3,11	0,08	122,25	5,32	0,14	208,60
Mineração	1,9	0,051	75	0,25	0,01	9,86	0,36	0,01	14,03
Não vegetada	1,27	0,034	50	1,08	0,03	42,70	0,34	0,01	13,28
SOMA				354,77	25,99	20.462,48	433,10	36,03	26.845,52

	2010 (kg/dia)			2020 (kg/dia)			2023 (kg/dia)		
	N	P	SST	N	P	SST	N	P	SST
	Total	Total		Total	Total		Total	Total	
Floresta	74,81	4,86	2.493,70	76,43	4,97	2.547,53	73,23	4,76	2.440,95
Herbácea arbustiva	6,82	0,44	227,33	8,67	0,56	288,90	9,53	0,62	317,66
Pastagem	122,16	6,84	7.329,85	88,67	4,97	5.319,95	78,56	4,40	4.713,40
Agricultura	209,99	24,63	16.372,40	293,02	34,37	22.845,51	300,00	35,19	23.389,52
Reflorestamento	0,40	0,03	13,27	3,61	0,23	120,34	3,59	0,23	119,77
Mosaico de Usos	120,50	13,06	9.080,84	167,17	18,12	12.598,28	203,54	22,06	15.339,14
Área Urbana	5,97	0,16	234,18	6,78	0,18	266,04	7,09	0,19	278,14
Mineração	0,42	0,01	16,56	0,60	0,02	23,83	0,71	0,02	27,94
Não vegetada	0,28	0,01	11,04	0,27	0,01	10,54	0,69	0,02	27,23
SOMA	541,35	50,04	35.779,17	645,21	63,43	44.020,93	676,93	67,49	46.653,74

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Legenda: N (Nitrogênio); P (Fósforo) e SST (Sólidos Suspensos Totais)

A expansão agrícola foi identificada como o principal vetor responsável pelo aumento dessas cargas, representando mais de 50% da carga total de fósforo e SST em 2023. As áreas classificadas como mosaico de usos também se destacam, com cerca de 30% de contribuição. Apesar da menor extensão territorial, as áreas urbanas contribuem de forma desproporcional devido ao seu alto coeficiente de exportação.

É importante destacar que, embora o M-QUAL não tenha como finalidade direta definir alterações nos sistemas de tratamento utilizados por Estações de Tratamento de Água (ETAs), ele fornece subsídios técnicos fundamentais para apoiar essa avaliação. Através da correlação entre uso e ocupação do solo e qualidade da água, e com base em coeficientes de exportação específicos por tipologia de uso, o modelo permite identificar áreas críticas e potenciais fontes de degradação da água bruta. Essas informações são estratégicas para apontar necessidades de ajustes no sistema de captação ou intensificação do tratamento, sobretudo quando as cargas estimadas indicam possíveis riscos à potabilidade da água.

Cabe ressaltar que, pelo modelo M-QUAL, não é possível afirmar diretamente se ocorrerá desenquadramento do manancial da Classe 2 para a Classe 3, conforme previsto nas normas de enquadramento de corpos d'água em Minas Gerais (Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 01, de 05 de maio de 2008), tampouco é possível indicar se será necessária mudança no sistema convencional de tratamento de água. Isso se deve ao fato de que o modelo trabalha com estimativas de carga poluidora (N, P e SST) e não avalia diretamente os parâmetros de qualidade exigidos na Portaria GM/MS nº 888/2021, que regula os padrões de potabilidade da água para consumo humano. Para avaliar tais impactos de forma conclusiva, seria necessário um estudo específico envolvendo modelagem matemática de qualidade da água e análise de autodepuração dos corpos hídricos.

Por outro lado, o cenário analisado no presente estudo – tempo úmido – representa a condição mais crítica da bacia, pois maximiza os processos de carreamento de poluentes difusos, elevando o risco de eutrofização e comprometimento da qualidade da água bruta. Conforme destacado por Imagiire et al. (2017), o M-QUAL é eficaz para sinalizar os piores cenários possíveis, o que o torna extremamente útil para o planejamento preventivo.

Mesmo não incorporando diretamente as variações sazonais, como eventos extremos de chuva ou estiagens prolongadas, os resultados do modelo podem ser complementados com dados reais de monitoramento, permitindo compreender melhor a dinâmica da bacia e suas implicações sobre a qualidade da água.

Dessa forma, os achados do estudo estão alinhados com pesquisas anteriores. Toniolo (2020), na Bacia do Rio Cotia, e Steinke, Ferreira e Saito (2012), na Bacia do Rio Jaguarão, identificaram padrões semelhantes de contribuição agrícola e urbana na poluição difusa e destacaram a importância de análises espaciais detalhadas. O presente estudo reforça essa abordagem e acrescenta à literatura uma aplicação relevante do modelo na realidade da APA do Rio Uberaba.

Importa enfatizar que, tanto pelo M-QUAL quanto pelo *Potential Non-Point Pollution* (PNPI), já se verifica um sinal claro de preocupação com os impactos do uso e ocupação do solo dentro da APA. Medidas sustentáveis e conservacionistas devem ser implantadas com urgência, especialmente nas áreas mais próximas ao ponto de captação. Ressalta-se que remediar é consideravelmente mais oneroso do que prevenir. Ações preventivas, como o controle da expansão agrícola e urbana sem critérios ambientais, a proteção de matas ciliares e a implementação de práticas agrícolas de baixo impacto, são estratégias fundamentais para a sustentabilidade hídrica da região.

Por fim, as tratativas e o planejamento dentro da APA não podem ser equiparados às áreas fora do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). As intervenções devem respeitar o caráter protetivo da área, com especial atenção à função da APA na garantia da qualidade e quantidade dos recursos hídricos destinados ao abastecimento da população de Uberaba.

6. CONCLUSÕES

Este estudo avaliou a evolução espacial e temporal do risco de poluição difusa APA do Rio Uberaba entre 1990 e 2023, utilizando os modelos PNPI e M-QUAL. Os resultados revelaram uma tendência crescente de degradação ambiental, impulsionada principalmente pela expansão urbana, atividades agrícolas intensivas e mudanças no uso e ocupação do solo. A análise multitemporal demonstrou que áreas antes dominadas por pastagens e vegetação nativa foram gradualmente substituídas por cultivos agrícolas e zonas urbanizadas, resultando em um aumento significativo do potencial de poluição difusa.

Nota-se que as regiões próximas ao ponto de captação de água são as mais críticas, visto que sua proximidade limita severamente o processo de autodepuração da água, intensificando o risco de contaminação.

O M-QUAL complementou a análise ao quantificar o expressivo aumento das cargas poluidoras, como nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos, que praticamente dobraram ao longo do período estudado. Tais achados reforçam as perspectivas de Righetto (2017) e Cecchi et al. (2007), que enfatizam tanto a intensificação da poluição difusa em relação aos eventos de precipitação quanto a relevância de índices como o PNPI para subsidiar a tomada de decisão. Particularmente na Escala 02 – a Zona Urbana da APA (ZU-APA) –, observamos os maiores índices de transformação antrópica. As projeções futuras para esta área são preocupantes, pois

indicam um agravamento do impacto na qualidade da água e na segurança hídrica se as atuais tendências de urbanização continuarem.

Em síntese, este trabalho reforça a urgência de um planejamento territorial integrado e de ações de gestão ambiental eficazes, alinhadas às diretrizes do Plano de Manejo da APA. A combinação de ferramentas de modelagem espacial, como PNPI e M-QUAL, mostrou-se valiosa para identificar fontes de poluição e subsidiar políticas públicas. A proteção dos recursos hídricos da APA do Rio Uberaba exige não apenas a implementação de tecnologias de tratamento, mas também a adoção de medidas preventivas, como educação ambiental, fiscalização e participação comunitária, garantindo a sustentabilidade desse manancial essencial para o abastecimento público de Uberaba.

É imperativo que o futuro documento de parcelamento do solo (Novo Plano Diretor de Uberaba) incorpore as especificidades da APA, reformulando legislações subsequentes como a Lei do Perímetro Urbano (LC nº 374/2007), a Lei do Parcelamento do Solo Urbano (LC nº 375/2007) e a Lei de Uso e Ocupação do Solo (LC nº 376/2007). Isso é crucial para salvaguardar a área diante da expansão urbana iminente.

Do ponto de vista do saneamento básico, a predominância de sistemas de esgotamento sanitário por condutos livres, torna urgente a adoção de diretrizes mais rígidas para o licenciamento e a implantação de novos empreendimentos urbanos, especialmente os localizados a montante da captação. A singularidade da topografia local, com o ponto de captação sendo o mais baixo da bacia, acentua os desafios, embora propostas técnicas como estações de bombeamento e sistemas de tratamento descentralizados possam ser consideradas, com devido cuidado em seu dimensionamento e operação para evitar lançamentos de efluentes não tratados. Além disso, a gestão da drenagem urbana deve ir além do simples escoamento de águas pluviais, incorporando diretrizes para a qualidade da água e mitigação da poluição difusa.

A análise da evolução do uso e ocupação do solo, especialmente na ZU-APA, revelou uma redução expressiva de pastagens em favor de usos urbanos, o que tem implicações diretas na capacidade de retenção de água e contenção de poluentes difusos. Embora a perda de cobertura florestal seja moderada, a antropização progressiva e a fragmentação da paisagem comprometem a integridade ecológica da APA.

Os resultados deste estudo têm implicações diretas para a gestão do território e dos recursos hídricos. As projeções baseadas nos atuais planos de parcelamento do solo da APA do Rio Uberaba indicam um cenário preocupante, com aumento significativo de áreas classificadas com potencial alto e muito alto de poluição difusa. Este cenário se agrava ao considerar o

crescimento previsto na geração de efluentes domésticos, que seguirão o fluxo gravitacional em direção aos pontos de captação, e os desafios adicionais para o sistema de abastecimento de água potável com a urbanização de zonas altimetricamente desfavoráveis.

É crucial desmistificar a percepção de que o projeto de captação no Rio Grande será uma solução definitiva para todo o abastecimento de Uberaba. Ele atenderá principalmente regiões específicas, mantendo o Rio Uberaba como manancial primordial para a maior parte da cidade.

Diante disso, é urgente implementar medidas integradas para garantir a sustentabilidade hídrica da região. Sugerem-se:

- Revisão criteriosa dos planos de setorização das redes de saneamento (água, esgoto e drenagem).
- Estabelecimento de sistemas de monitoramento contínuo em pontos estratégicos de captação para uma gestão ágil da qualidade e quantidade dos recursos hídricos.
- Desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos atualizados que incorporem cenários de expansão urbana.
- Intensificação das ações de proteção e recuperação das áreas de recarga e matas ciliares ao longo do Rio Uberaba, com o fortalecimento e expansão de programas como o "Águas Cristalinas" da CODAU.

A experiência da APA do Rio Uberaba serve como um alerta sobre o delicado equilíbrio entre desenvolvimento urbano e preservação de mananciais, exigindo soluções inovadoras que conjuguem engenharia sanitária, planejamento territorial e conservação ambiental para a segurança hídrica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULKAREEM, J. H.; SULAIMAN, W. N. A.; PRADHAN, B.; JAMIL, N. R. Long-term hydrologic impact assessment of non-point source pollution measured through land use/land cover (LULC) changes in a tropical complex catchment. *Earth System and Environment*, [S.l.], v. 2, p. 67–84, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41748-018-0042-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s41748-018-0042-1>. Acesso em: 16 jun. 2025.
- ANJINHO, P. S. Modelagem da distribuição da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo, Itirapina-SP. 2019. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.
- BERWANGER, D.; SCCOTI, A. A. V.; ROBAINA, L. E. S. Dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra e as modificações no ambiente no município de São Gabriel, RS. *Geopauta*, [S.l.], v. 8, p. 1–14, 2024. DOI: <https://doi.org/10.22481/rg.v8.e2024.e15586>. Disponível em: <https://periodicos2.uesb.br/index.php/geo>. Acesso em: 16 jun. 2025.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Edgard Blücher, 1977.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 24 maio 2025.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União: seção 1*, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm. Acesso em: 20 maio 2025.
- CÂMARA MUNICIPAL DE UBERABA. Lei nº 9.892, de 22 de dezembro de 2005. Cria a Área de Proteção Ambiental Municipal de Uberaba – APA do Rio Uberaba – e dá outras providências. *Diário Oficial do Município*, Uberaba, MG, 2005. Disponível em: http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/meio_ambiente/APA/Lei%20Mun%209892%20Criacao%20APA%20605%20-%202005.pdf. Acesso em: 20 maio 2025.
- CAMPBELL, N. et al. *Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions*. Londres: IWA Publishing, 2004. 322 p.
- CECCHI, G.; MUNAFÒ, M.; BAIocco, 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 Sanità*, Roma, v. 43, n. 3, p. 295–301, 2007.
- CENTRO OPERACIONAL DE DESENVOLVIMENTO E SANEAMENTO DE UBERABA (CODAU). *Proposta de termo de referência para construção do Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba*. Uberaba: CODAU, 2014. 16 p.

CHANG, C. L.; YU, Z. E. Application of water quality model to analyze pollution hotspots and the impact on reservoir eutrophication. *Environmental Monitoring and Assessment*, [S.l.], v. 192, n. 495, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08463-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-020-08463-3>. Acesso em: 20 maio 2025.

CRUZ, C. B. M. et al. Carga antrópica da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9., 1998, Santos. *Anais [...]*. Santos: INPE, 1998. p. 99–109.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2. ed. São Paulo: RiMa, 2005. v. 1.

ELLIS, J. B.; MITCHELL, G. Urban diffuse pollution: key data information approaches for the water framework directive. *Water and Environment Journal*, [S.l.], v. 20, n. 1, p. 19–26, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (Embrapa). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (Embrapa). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro: SNLCS, 1979.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988.

FERREIRA, D. B.; MUHLENHOFF, A. P.; FERNANDES, C. V. S. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impactos para a gestão de recursos hídricos. *Revista de Gestão de Águas da América Latina*, [S.l.], v. 15, n. 10, p. 1–16, 2018. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/101>. Acesso em: 24 maio 2025.

GÉMESI, Z.; DOWNING, J. A.; CRUSE, R. M.; ANDERSON, P. F. Effects of watershed configuration and composition on downstream lake water quality. *Journal of Environmental Quality*, [S.l.], v. 40, n. 2, p. 517–527, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0133>. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2010.0133>. Acesso em: 16 jun. 2025.

GUIMARÃES, T. M. H. et al. Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica. *Geociências*, [S.l.], v. 38, n. 1, p. 229–240, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i1.13387>. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/13387>. Acesso em: 16 jun. 2025.

HARANO, F. K. F. Avaliação espaço-temporal do risco potencial de poluição por cargas difusas para a bacia de contribuição do Reservatório de Chavantes – SP. 2023. 97 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2023.

HAUPT, J. P. O. Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá. 2009. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em:

https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-20072009-173457/publico/HAUPT_J_P_O.pdf. Acesso em: 24 maio 2025.

HU, J. et al. Effects of urban stormwater pollution on watershed diffuse loads under extreme precipitation conditions. *Journal of Hydrology*, [S.l.], v. 654, p. 1–13, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132802>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169425001404>. Acesso em: 16 jun. 2025.

IMAGIIRE, L. O. K. M. et al. O modelo de correlação uso do solo–qualidade da água (MQUAL) e sugestões de aprimoramento. In: CONGRESSO ABES – FENASAN, 2017, São Paulo. *Anais [...]*. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES); Associação dos Engenheiros da Sabesp (AESABESP), 2017.

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ. *Indicatori e modelli per la gestione e il monitoraggio delle acque superficiali*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2006. 73 p.

KLIMENT, Z.; KADLEC, J.; LANGHAMMER, J. Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical erosion models. *Catena*, [S.l.], v. 73, n. 3, p. 286–299, 2008.

LE MOAL, M. et al. Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, [S.l.], v. 651, p. 1–11, 2019.

LÉMECHEV, T. On hydrological heterogeneity, catchment morphology and catchment response. *Journal of Hydrology*, [S.l.], v. 100, n. 1–3, p. 357–375, 1982.

LEUZINGER, M. D. Natureza e cultura: direito ao meio ambiente equilibrado e direitos culturais diante da criação das unidades de conservação de proteção integral e domínio público habitadas por populações tradicionais. 2009. 358 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

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

LIU, A. et al. Understanding the role of urban road surface characteristics in influencing stormwater quality. *Water Resources Management*, [S.l.], v. 28, n. 14, p. 5217–5229, 2014.

LOPES, E. R. N. et al. Transformação antrópica da paisagem na bacia hidrográfica do rio Una, Ibiúna, São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2017, Santos. *Anais [...]*. Santos: INPE, 2017. p. 218–225. Disponível em: <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2017/10.23.16.57.53/doc/59710.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2025.

MATEO, J. *Apuntes de geografía de los paisajes*. Habana: Editora MES, 1984.

MATEO, J. R. *Geoecología de los paisajes*. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1991. (Monografia).

MAURO, M. L. et al. Desafios na delimitação do zoneamento da área de proteção ambiental do rio Uberaba (Uberaba/MG). *Ambiência*, Guarapuava-PR, v. 12, n. 1, p. 851-858, nov. 2016. Disponível em: <https://sumarios.org/artigo/desafios-na-delimita%C3%A7%C3%A3o-do-zoneamento-da-%C3%A1rea-de-prote%C3%A7%C3%A3o-ambiental-do-rio-uberaba-uberaba-mg>. Acesso em: 30 out. 2025.

MENG, X. et al. Evolution characteristics and driving factors of potential non-point source pollution risks in a watershed affected by land use changes. *Heliyon*, [S.l.], v. 10, n. 17, p. 1-15, set. 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e37247. Disponível em: [https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440\(24\)13278-6](https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(24)13278-6). Acesso em: 16 jun. 2025.

MORUZZI, R. B. et al. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da Água Branca, Itirapina (SP). *Geociências*, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 447-485, 2012. Disponível em: https://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/31_3/Art_10_Moruzzi_et_al.pdf. Acesso em: 31 out. 2025.

MUNAFÒ, M.; CECCHI, G.; BAIocco, F.; MANCINI, L. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management*, [S.l.], v. 77, n. 2, p. 93-98, 2005.

NASCIMENTO, D. L. et al. Análise e previsões das ações antrópicas para a bacia do Rio do Sangue - Mato Grosso/Brasil. In: CONGRESSO AMAZÔNICO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 3., 2014, Cuiabá. *Anais [...]*. Cuiabá: Revista de Estudos Sociais, 2015. p. 52-63. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/res/article/view/2588>. Acesso em: 16 jun. 2025.

NOVOTNY, V. *Water quality: diffuse pollution and watershed management*. 2. ed. New York: J. Wiley, 2003. 864 p.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054 p.

OLIVEIRA, A. C. et al. Influência da sazonalidade na qualidade da água na APA do Rio Uberaba, Uberaba, Minas Gerais. *Revista Tocantinense de Geografia*, [S.l.], v. 13, n. 31, p. 29-44, 30 out. 2024. DOI: 10.70860/rtg.v13i31.19303. Disponível em: <https://periodicos.ufmt.edu.br/index.php/geografia/article/view/19303>. Acesso em: 16 jun. 2025.

OLIVEIRA, A. J. M. et al. Index of anthropic transformation of the Urussanga river basin, Santa Catarina, Brazil. *Geotemas*, Pau dos Ferros, v. 13, p. 1-21, ago. 2023. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/373329176>. Acesso em: 16 jun. 2026.

OLIVEIRA, S. N. et al. Delimitação automática de bacias de drenagens e análise multivariada de atributos morfométricos usando modelo digital de elevação hidrologicamente corrigido. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, [S.l.], v. 8, n. 1, 2007. DOI: 10.20502/rbg.v8i1.82. Disponível em: <https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/82>. Acesso em: 16 jun. 2025.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Diffuse pollution, degraded waters: emerging policy solutions*. Paris: OECD Publishing,

2017. 122 p. (OECD Studies on Water). DOI: 10.1787/9789264269064-en. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/9789264269064-en>. Acesso em: 20 maio 2025.

OUYANG, W.; LIU, Y.; LENG, S. et al. An analysis of research trends about non-point source pollution over the last three decades. *Journal of Agro-Environment Science*, [S.l.], v. 37, n. 11, p. 2234-2241, 2018.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

POLETO, C. *Bacias hidrográficas: modelos e ferramentas*. Toledo: GFM Editor, 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE UBERABA. Lei Complementar nº 561, de 20 de dezembro de 2017. Institui o Plano Diretor de Zoneamento do Perímetro Urbano da Área de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba - APA Rio Uberaba e dá outras providências. *Diário Oficial do Município*, Uberaba, MG, 2017. Disponível em: http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/plano_diretor/arquivos/apa/LC%20561-2017%20PLANO%20DIRETOR%20-%20APA.pdf. Acesso em: 16 jun. 2025.

PUCCINELLI, C. et al. Evaluation of aquatic ecosystem health using the Potential Non Point Pollution Index (PNPI) tool. *Diversity of Ecosystems*, [S.l.], p. 95-110, 27 abr. 2012. DOI: 10.5772/36330. Disponível em: <https://www.intechopen.com/predownload/36224>. Acesso em: 16 jun. 2025.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos básicos de modelagem hidrológica. *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*, v. 1, p. 117-125, 2003.

RODRIGUES, L. C.; NEVES, S. M. A. S. Ecosociosystem landscape of the Sustainable Development Reserve of Quilombos de Barra do Turvo, São Paulo. *Sociedade & Natureza*, [S.l.], v. 36, n. 1, 2024. DOI: 10.14393/SN-v36-2024-72048. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/72048>. Acesso em: 16 jun. 2025.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE (SMA). *Calibração do sistema relacional de correlação do manejo do território e da qualidade ambiental para o Reservatório Billings: relatório parcial RT-2*. São Paulo: SMA, 2003. 37 p.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (SEMA). *Versão 1.5 do modelo de correlação uso do solo e qualidade de água – M-QUAL*. São Paulo: SEMA, 2003.

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*, [S.l.], v. 94, p. 1–12, 2011.

SILVA, J. G. S.; LADWIG, N. I.; BACK, Á. J. Índice de transformação antrópica (ITA) aplicado à bacia hidrográfica do rio Araranguá, Santa Catarina, entre os anos de 1985, 2005 e 2019. *Revista de Geociências do Nordeste*, [S.l.], v. 10, n. 2, p. 51-65, 19 jul. 2024. DOI: 10.21680/2447-3359.2024v10n2id33545. Disponível em: <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/33545>. Acesso em: 16 jun. 2025.

SILVA, L. H. et al. Avaliação da qualidade da água e cargas difusas em microbacias hidrográficas: estudo de caso na bacia do rio Ribeirão da Serra (Poços de Caldas-MG).

Caderno de Geografia, Belo Horizonte, v. 31, n. 67, p. 975-997, 2021. DOI: 10.5752/p.2318-2962.2021v31n67p975.

SILVA, M. M. A. P. M. *Efeitos naturais e antrópicos na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Uberaba-MG utilizando técnicas de geoprocessamento*. 2018. 72 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2018.

SILVA, T. F. G. et al. Impact of urban stormwater runoff on cyanobacteria dynamics in a tropical urban lake. *Water*, [S.l.], v. 11, n. 5, p. 946, 5 maio 2019. DOI: 10.3390/w11050946. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/5/946>. Acesso em: 16 jun. 2025.

SIQUEIRA, H. E. *Identificação de áreas para conservação do solo e da água na Área de Proteção Ambiental do Rio Uberaba com geoprocessamento*. 2019. 92 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciências do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2019. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/60052ced-973b-48a4-bab7-b8ff6d74a20a>. Acesso em: 16 jun. 2025.

SMITH, R. A. et al. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research*, [S.l.], v. 33, n. 12, p. 2781-2798, 1997.

TIBOLA, F. L.; CASTRO, C. M. Avaliação da qualidade da água do rio Uberaba-MG: um estudo da influência da sazonalidade. In: Encontro de Desenvolvimento de Processos Agroindustriais, 3., 2019, Uberaba-MG. *Anais [...]*. Uberaba-MG: Uniube-UFTM-IFTM, 2019. p. 1-6. Disponível em: <https://repositorio.uniube.br/handle/123456789/1133>. Acesso em: 31 out. 2025.

TONIOLO, B. P. *Metodologia de avaliação da degradação ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto na bacia hidrográfica do rio Cotia – SP*. 2020. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2020.

UBERABA (Minas Gerais). Secretaria de Meio Ambiente. *Diagnóstico ambiental APA – Rio Uberaba*. Uberaba: Secretaria de Meio Ambiente, 2004. 127 p. Disponível em: http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/meio_ambiente/arquivos/agenda_branca/diagnostico_apa.pdf. Acesso em: 20 maio 2025.

UBERABA (Minas Gerais). Secretaria de Meio Ambiente. *Plano de manejo: Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Uberaba*. Uberaba: Secretaria de Meio Ambiente, 2022.

VALLE JUNIOR, R. F. et al. Caracterização morfométrica da bacia do rio Uberaba e determinação do uso potencial do solo, Uberaba-MG. *Caminhos de Geografia*, Uberlândia-MG, v. 13, n. 44, p. 60-74, dez. 2012. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/17568>. Acesso em: 31 out. 2025.

VILAR, M. V. M. *Análise comparativa do SWMM e SWAT para bacias de usos natural e misto quanto à modelagem de cargas de poluição difusa*. 2021. 88 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) — Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

XIANG, C.; WANG, Y.; LIU, H. A scientometrics review on nonpoint source pollution research. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 400-408, 2017.

YANG, F. et al. Evaluation of agricultural nonpoint source pollution potential risk over China with a Transformed-Agricultural Non-Point Pollution Potential Index method. *Environmental Technology*, [S.l.], v. 34, n. 21, p. 2951-2963, nov. 2013. DOI: 10.1080/09593330.2013.796008. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330.2013.796008>. Acesso em: 16 jun. 2025.

YANG, J. et al. Characteristics of non-point source pollution under different land use types. *Sustainability*, [S.l.], v. 12, n. 5, p. 2012, 6 mar. 2020. DOI: 10.3390/su12052012. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/5/2012>. Acesso em: 16 jun. 2025.

YANG, X. et al. Spatial regression and prediction of water quality in a watershed with complex pollution sources. *Scientific Reports*, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 1-11, 16 ago. 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-08254-w. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-08254-w>. Acesso em: 16 jun. 2025.

YAZAKI, L. F. O.; HAUPT, J. P. O.; PORTO, M. F. A. Uso potencial de sistemas mistos de esgotos e águas pluviais para redução da poluição hídrica em bacias urbanas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. *Anais...* Porto Alegre: ABRH, 2007.

ZHAO, J. et al. Does crop rotation yield more in China? A meta-analysis. *Field Crops Research*, [S.l.], v. 245, p. 1-10, 2020.

8. ANEXO A

Tabela 01 – Tabela auxiliar à Figura 7 do uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 a 2023

	1990		2000		2010		2020		2023	
	Área	%	Área	Área	%	Área	%	Área	%	Área
Floresta	13.311,30	25,24%	13.052,58	24,75%	12.468,49	23,64%	12.737,63	24,15%	12.204,73	23,14%
Herbácea Arbustiva	1.145,17	2,17%	1.246,88	2,36%	1.136,63	2,16%	1.444,52	2,74%	1.588,29	3,01%
Pastagem	33.025,37	62,62%	29.102,98	55,19%	24.432,84	46,33%	17.733,15	33,63%	15.711,32	29,79%
Agricultura	1.314,20	2,49%	3.560,27	6,75%	7.118,43	13,50%	9.932,83	18,83%	10.169,35	19,28%
Reflorestamento	128,21	0,24%	35,16	0,07%	66,36	0,13%	601,72	1,14%	598,85	1,14%
Mosaico Usos	3.415,74	6,48%	5.248,59	9,95%	6.985,26	13,25%	9.690,99	18,38%	11.799,34	22,37%
Área Urbana	244,50	0,46%	417,20	0,79%	468,37	0,89%	532,09	1,01%	556,28	1,05%
Mineração	13,15	0,02%	18,71	0,04%	22,08	0,04%	31,78	0,06%	37,26	0,07%
Não Vegetada	85,41	0,16%	26,56	0,05%	22,09	0,04%	21,08	0,04%	54,46	0,10%
Hidrografia	53,70	0,10%	27,82	0,05%	16,19	0,03%	10,96	0,02%	16,86	0,03%
	52.736,74	100,00%	52.736,75	100,00%	52.736,74	100,00%	52.736,74	100,00%	52.736,74	100,00%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

Notas: Área em hectare

Tabela 02 - Dinâmica do uso e ocupação do solo da Zona Urbana da APA do Rio Uberaba (1990 ao cenário futuro)

	1990	%	2000	%	2010	%	2020	%	2023	%	Fut	%
Floresta	456,06	8,57	513,82	9,66	628,74	11,83	729,68	13,72	649,38	12,21	628,34	11,82
Herbácea	151,96	2,86	173,85	3,27	157,62	2,96	186,82	3,51	242,25	4,56	238,67	4,49
Arbustiva												
Pastagem	3.463,65	65,12	2.704,06	50,84	2.071,18	38,96	1.844,22	34,67	1.723,89	32,42	1.593,52	29,97
Agricultura	231,76	4,36	270,66	5,09	473,46	8,91	597,24	11,23	598,48	11,26	537,22	10,10
Reflorestamento	3,87	0,07	7,91	0,15	-	0,00	1,26	0,02	1,10	0,02	1,10	0,02
Mosaico Usos	686,99	12,92	1.168,16	21,96	1.456,01	27,39	1.355,49	25,48	1.460,44	27,47	1.385,95	26,07
Área Urbana	266,80	5,02	443,10	8,33	490,67	9,23	557,09	10,47	579,67	10,90	871,67	16,40
Mineração	12,54	0,24	17,93	0,34	22,08	0,42	30,31	0,57	37,26	0,70	37,26	0,70
Não Vegetada	15,91	0,30	2,36	0,04	6,32	0,12	9,51	0,18	17,78	0,33	16,57	0,31
Hidrografia	29,38	0,55	17,09	0,32	10,62	0,20	7,32	0,14	6,41	0,12	6,41	0,12

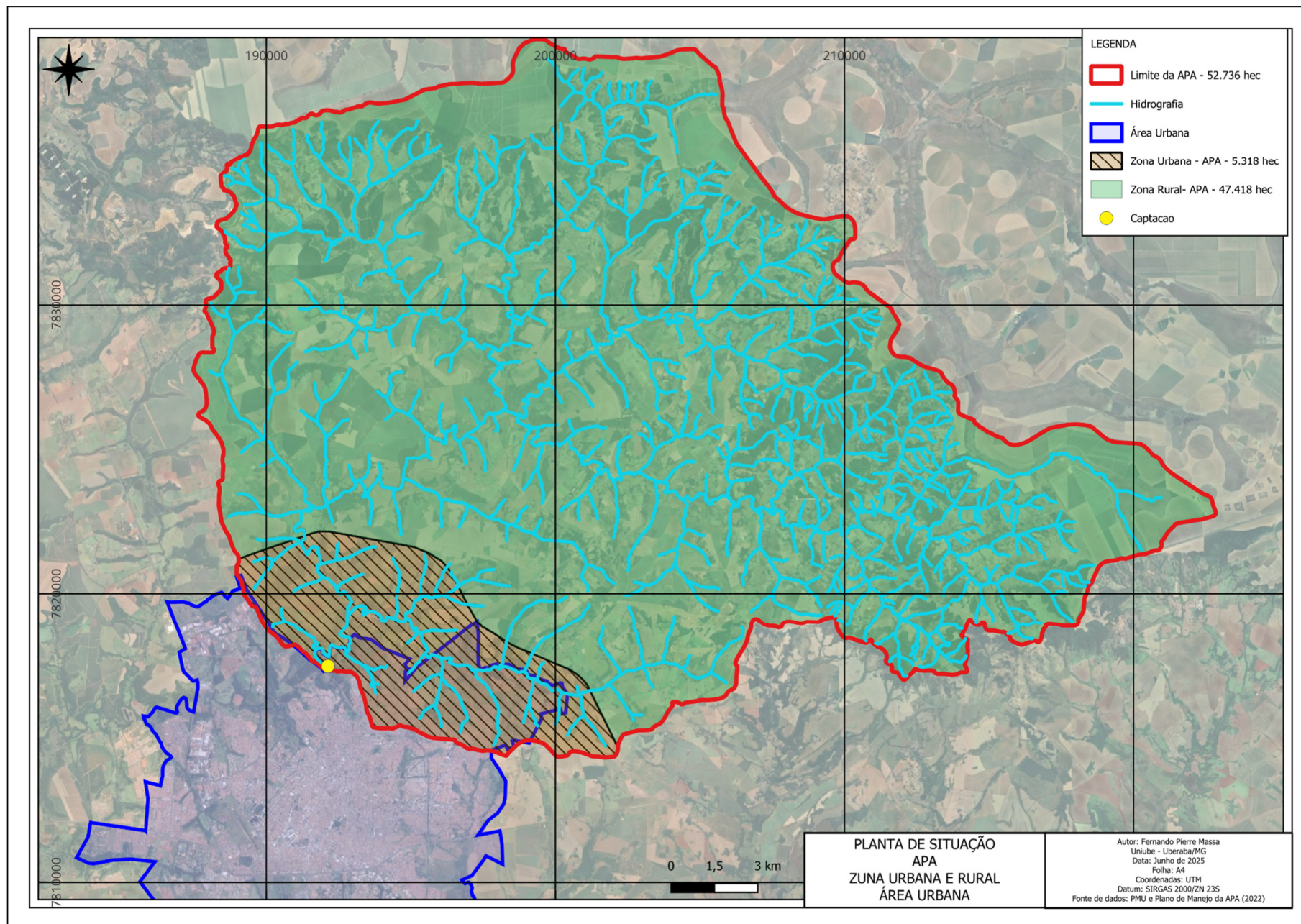
Fonte: Elaborado pelo autor, 2025

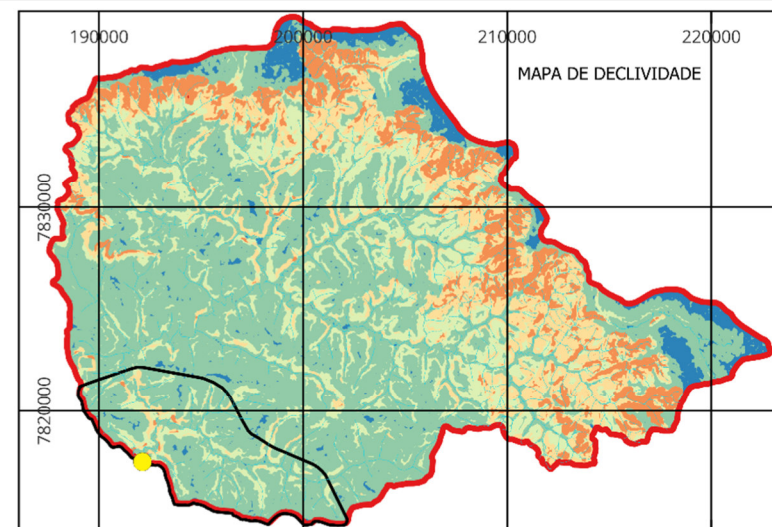
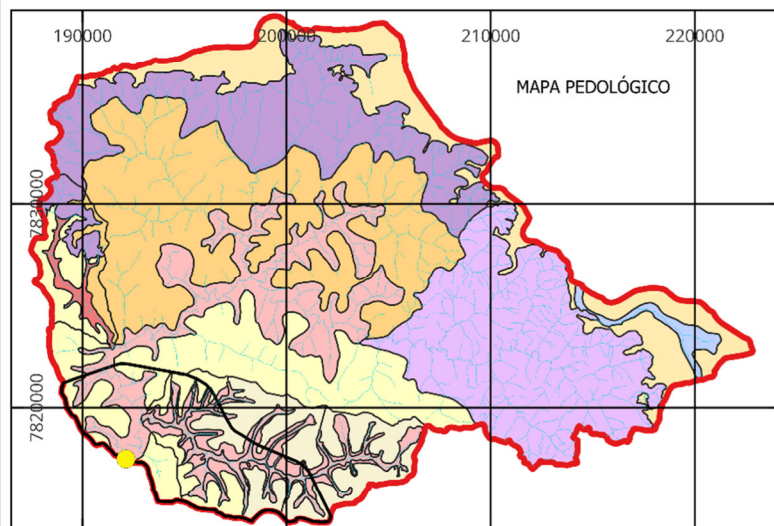
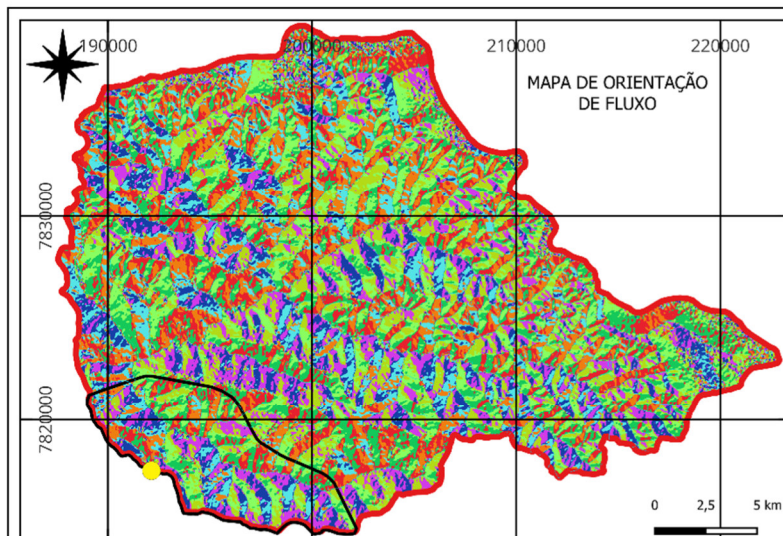
Notas: Área em hectare

9. ANEXO B

Os mapas apresentados neste anexo foram previamente inseridos, descritos e analisados ao longo do trabalho. Sua reapresentação tem como objetivo disponibilizá-los em formato ampliado, possibilitando melhor visualização e detalhamento das informações cartográficas. Os mapas apresentados são sequencialmente, seguidos do número do presente trabalho, assim como a página:

- Disposição espacial da APA do Rio Uberaba e da Zona Urbana da APA do Rio Uberaba (ZU - APA) – Figura 4 – Pg. 46
- Mapa de orientação de fluxo, mapa de declividade e mapa pedológico – Figura 5 – Pg. 51
- Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020 - Figura 6 - Pg. 52
- Mapa de uso e ocupação do solo da APA do Rio Uberaba de 2023 – Figura 8 – Pg. 55
- Mapa de uso e ocupação do solo da ZU-APA do Rio Uberaba de 1990 à 2023 – Pg. 56
- Mapa da distância em metros do corpo hídrico e da captação – Figura 11 – Pg. 64
- Indicador do uso da terra (LCI) de 1990 a 2020 - Figura 12 - Pg.65
- Indicador do uso da terra (LCI) de 2023 - Figura 13 – Pg. 66
- Indicador de Runoff (ROI) de 1990 a 2020 – Figura 14 – Pg. 68
- Indicador de Runoff (ROI) de 2023 – Figura 15 – Pg. 70
- *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 1990 a 2020 – Figura 16 – Pg. 71
- *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para a APA do Rio Uberaba de 2023 – Figura 17 – Pg.73
- *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para a ZU- APA de 1990 a 2020 – Figura 18 – Pg. 75
- *Potential Non-Point Polution* (PNPI) para ZU-APA de 2023 e cenário futuro – Figura 19 – Pg. 76



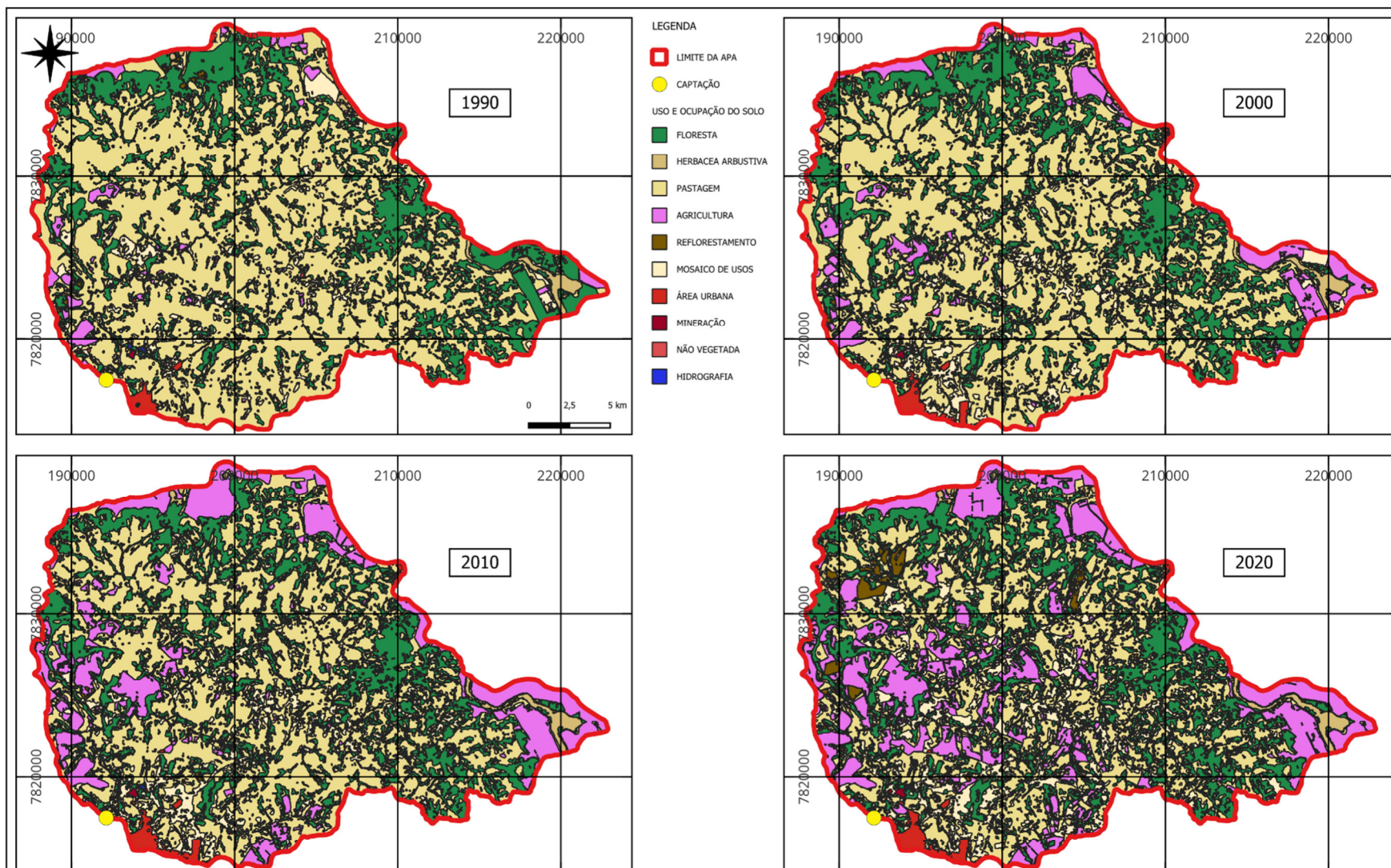


LEGENDA

	ORIENTAÇÃO DE FLUXO	DECLIVIDADE RECLASSIFICAÇÃO EMBRAPA	CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS
LIMITE DA APA	ORIENTAÇÃO	PLANO (0-3%)	LVa1
CAPTAÇÃO	Norte	SUAVE ONDULADO (3-8%)	LVA2
ZU (Zona Urbana) - APA	Nordeste	ONDULADO (8-20%)	LVA3
apa_drenagem	Nordeste	FORTE ONDULADO (20-45%)	LVA4
	Leste	MONTANHOSO (45-75%)	LVdf
	Sudeste	FORTEMENTE MONTANHOSO (>75%)	LVdf2
	Sul		LVdfA
	Sudoeste		LVdfB
	Oeste		PVa1
			PVa2
			PVa2A
			GX

ORIENTAÇÃO DE FLUXO,
DECLIVIDADE E CLASSIFICAÇÃO DE
SOLOS

Autor: Fernando Pierre Massa
União - Uberaba/MG
Data: Junho de 2025
Folha: A4
Escala: 1:300000
Coordenadas: UTM
Datum: SIRGAS 2000/ZN 23S
Fonte de dados: PMU, Plano de Manejo da APA (2022), TOPODATA e Mapbox.com



USO E OCUPAÇÃO DO SOLO APA
RIO UBERABA DE 1990 A 2020

Autor: Fernando Pierre Massa
Uniuibe - Uberaba/MG
Data: Junho de 2025
Folha: A4
Coordenadas: UTM
Datum: SIRGAS 2000/ZN 23S
Fonte de dados: PMU e Plano de Manejo da APA (2022)

