



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Reflexos ambientais do desenvolvimento e expansão das atividades humanas sobre a qualidade da água

Roberto Wagner Lourenço¹, Jomil Costa Abreu Sales², Leticia Tondato Arantes³, Camille Vasconcelos Silva⁴, Darllan Collins da Cunha e Silva⁵

¹ Professor Dr. Adjunto, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, E-mail: roberto.lourenco@unesp.br. ² Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP, E-mail: jomilc@gmail.com. ³ Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP, E-mail: leticia.tondato@unesp.br. ⁴ Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESP, E-mail: camillevs15@gmail.com. ⁵ Professor Dr., Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, darllan.collins@unesp.br.

Artigo recebido em 29/06/2021 e aceito em 09/02/2022

RESUMO

Os recursos hídricos são submetidos a inúmeras mudanças ao longo dos anos por processos naturais ou induzidos pelo homem. Nesse cenário, destacam-se as atividades agrícolas e a urbanização que provocam uma série de efeitos negativos no ambiente, contribuindo para o processo de degradação e mudanças na qualidade da água. Portanto, o objetivo desse estudo foi analisar a influência da expansão antrópica e o índice de desenvolvimento humano sobre a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Una, visando identificar a relação existente entre esses componentes. Assim, esta pesquisa contribui de forma metodológica através da análise desses índices associados as ferramentas de geotecnologias para estudos ambientais. Foi constatado que a bacia possui a agricultura como a principal fonte de renda, bem como um processo contínuo da expansão das áreas urbanas, o que coopera com o estabelecimento das atividades antrópicas ao longo dela, afetando na qualidade da água. A maior parte da bacia foi caracterizada com um alto índice de desenvolvimento humano, o que exerce certa influência acerca da qualidade dos recursos hídricos. Por fim, notou-se a presença de níveis de fosforo mais alto que o regulamentado, podendo ser justificado em função das atividades antrópicas provenientes das atividades agrícolas e urbana.

Palavras-chave: geoprocessamento, desenvolvimento humano, qualidade da água, análise espacial.

Environmental reflections of the development and expansion of human activities on water quality

ABSTRACT

Water resources are subject to numerous changes over the years by natural or human-induced processes. In this scenario, agricultural activities and urbanization stand out, which cause a series of negative effects on the environment, contributing to the process of degradation and changes in water quality. Therefore, the aim of this study was to analyze the influence of human expansion and the human development index on water quality in the Una River Basin, in order to identify the relationship between these components. Thus, this research contributes methodologically through the analysis of these indices associated with geotechnological tools for environmental studies. It was found that the basin has agriculture as the main source of income, as well as a continuous process of expansion of urban areas, which cooperates with the establishment of human activities along it, affecting water quality. Most of the basin was characterized with a high human development index, which exerts some influence on the quality of water resources. Finally, it was noted the presence of phosphorus levels higher than the regulated, which can be justified in terms of human activities from agricultural and urban activities.

Keywords: geoprocessing, human development, water quality, spatial analysis.

Introdução

A água é essencial para todos os processos ambientais, humanos e sociais, podendo ser categorizada como um elemento chave para a vida humana e para o processo de desenvolvimento de um país (Gómez-Baggethun et al., 2018). Logo, a demanda por água tem aumentado em decorrência do crescimento da urbanização, expansão agrícola e da indústria (Bouaroudj et al., 2019).

Perante o exposto, a garantia em termos de quantidade e qualidade de água é tida como uma das principais preocupações globais (UNESCO, 2019), visto que diversos países estão enfrentando desafios no que diz respeito a qualidade da água (Su; We; He, 2019; Mello et al., 2020), em virtude da constante deterioração resultantes dos diferentes usos que o impactam negativamente (Simonetti et al., 2019). Sua qualidade está diretamente associada com a forma de como o ser humano se apropria e utiliza o solo, sendo a perda da qualidade frequentemente acarretada pela ocupação desenfreada e desordenada na bacia hidrográfica (Souza e Gastaldini, 2014; Bian; Liu; Ding, 2019). Muitos estudos têm demonstrado que há correlações significativas entre o uso da terra e os indicadores de qualidade da água e o desenvolvimento humano (Buck, Niyogi e Townsend, 2004; Li et al., 2008; Hwang et al., 2011; Pata, Aydin e Haousas, 2021).

Segundo Tu (2011) o aumento das práticas impróprias do uso da terra, como as atividades agrícolas intensas e o processo de urbanização exercem enorme pressão sobre a qualidade da água. Dentre as influências das ações antropogênicas na qualidade dos recursos hídricos, o uso destinado a agricultura é tido como a principal consumidora e poluidora dos recursos hídricos, decorrente da aplicação excessiva de fertilizantes em terras agrícolas (Botero-Acosta et al., 2019), sendo a contaminação por nitrato um dos principais indicadores de poluição das águas (Ongley, 2001). Podendo acarretar uma série de impactos como a eutrofização das águas, resultando em sérios prejuízos ao ambiente e aos seres humanos (Rezende, 2002; Selemani et al., 2018), além de enormes perdas econômicas (Du et al., 2019). Ainda, o crescimento populacional estimula o aumento da demanda alimentar que pode levar à intensificação das áreas agrícolas (Gardi et al., 2015), por sua vez, muitas vezes agravando o processo de degradação (Bakr et al., 2012).

Por outro lado, a expansão urbana apresenta uma série de críticas em função dos

impactos de cunho ambiental, social e econômico (Johnson, 2001; Wilson e Chakraborty, 2013), já que esse processo está diretamente associado a mudanças no uso da terra por meio do estabelecimento de infraestruturas (Wilson e Weng, 2010), comprometendo a quantidade e a qualidade da água (Oliveira-Andreoli et al., 2019, Pinheiro et al., 2019), principalmente, em função da descarga de resíduos residenciais e industriais, com poluentes potencialmente prejudiciais ao meio ambiente (Ren et al., 2003).

Ainda, conforme Goel et al. (2018) a qualidade da água da seção do rio que cruza uma cidade apresenta condições piores que a das áreas superiores, evidenciando a presença de atividades antropogênicas nas áreas urbanas.

O desenvolvimento humano também desempenha um papel fundamental no desenvolvimento econômico de um país, contudo, pode contribuir com o processo de poluição. Uma vez que o processo de desenvolvimento está intimamente ligado aos recursos hídricos em virtude da conexão existente entre as atividades humanas e o uso da água (Mukherjee et al. 2019), seja como insumos para processos agrícolas e industriais ou como beneficiários de efluentes finais (Libanio, 2020).

Para Carneiro et al. (2018) à medida que ocorre o aumento da renda, paralelamente, ocorre um aumento na pressão sobre os recursos hídricos, além disso, quanto mais complexa a atividade humana e industrial, maior é o nível de poluição que afeta os sistemas aquáticos e o acesso a água potável para o homem (Kustano, 2020). Zafar et al. (2020) mencionam que um maior investimento na educação pode corroborar com a melhora da qualidade ambiental, favorecendo alcançar maior longevidade.

Vários estudos foram desenvolvidos aos longos dos anos com o intuito de auxiliar na compreensão da relação existente entre as características da paisagem da bacia hidrográfica com a qualidade da água (Batbayan et al., 2019; Camara; Jamil; Abdullah, 2019; Zhang; Li; Jiang, 2020), por meio de modelos estatísticos em conjunto com o sistema de informação geográfica e dados de imagens de sensoriamento remoto (Chang, 2008). Sendo a bacia hidrográfica caracterizada como uma unidade funcional e importante para a gestão dos recursos hídricos (CHEN et al., 2021).

Nesse sentido, a avaliação das atividades antropogênicas em conjunto com o índice de desenvolvimento humano da Bacia Hidrográfica do Rio Una, podem ser caracterizados como ferramentas de suma importância para o estabelecimento de estudos ambientais, possibilitando analisar a influência dessas variáveis no processo de degradação nos recursos hídricos, de um modo mais específico, na qualidade da água.

Assim, com o intuito de contribuir com esse conhecimento, identificou-se a influência do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e da expansão da atividade antrópica sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Una através da utilização de técnicas de geoprocessamento em conjunto com dados de sensoriamento remoto para auxiliar na representação espacial dos dados.

Material e métodos

Área de Estudo

A área de estudo, denominada Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU), localiza-se entre a Latitude 23° 39'23" Sul e Longitude 47°13'21" Oeste, encontra-se no interior do Estado de São Paulo a aproximadamente 75 km da cidade de São Paulo. Inserida no município de Ibiúna, faz divisa com Piedade, a bacia pertence a décima Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Média Tietê -UGHRI 10 (Figura 1).

O Rio Una juntamente com o Rio Sorocabuçu e o Sorocamirim desembocam no reservatório da Represa Itupararanga, a qual assume grande importância na região por ser o principal manancial para captação da água para vários municípios, além do seu uso destinado a irrigação para as propriedades agrícolas nas adjacências (Smith, 2005; SMA, 2015).

Seu percurso é marcado por contribuir com a Represa de Itupararanga. Além de estar inserida em uma Unidade de Conservação (UCs), classificada como Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga, criada pela Lei Estadual nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998 e alterada pela Lei Estadual 11.579 de 02 de dezembro de 2003, a represa possui múltiplos usos, como o abastecimento de água dos municípios de Sorocaba, Ibiúna, Votorantim e São Roque, geração de energia elétrica e lazer (São Paulo, 1998; São Paulo, 2003).

Dinâmica da evolução espacial

Análise espaço-temporal do uso da terra

Para obter a análise da dinâmica do uso da terra para o período de 1991 a 2016, totalizando 25 anos, foram construídos três mapas de uso do solo e cobertura vegetal para os anos de 1991, 2001 e 2010 utilizando imagens disponíveis online nos web site do Serviço Americano de Pesquisas Geológicas (U.S. Geological Survey) e pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Para os anos de 1991 e 2001 foram utilizadas imagens do Landsat 5 sensor TM (*Thematic Mapper*) cena 219/076 com 30 metros de resolução espacial. Em 2016 foi utilizada uma imagem Landsat 8 OLI/TIRS (*Operational Land Imager/Thermal Infrared Sensor*) com resolução espacial de 15 metros. As imagens Landsat 8 foram disponibilizadas para acesso público a partir de 2013 (UNITED STATES, 2017). Desta forma o uso dessa imagem possibilitou maior acurácia no processo de mapeamento do uso da terra, devido a melhora na sua resolução em relação aos sensores antecedentes, sendo possível obter 15 metros de resolução espacial com o fusão da banda pancromática.

Para o ano de 2010 foi utilizada uma imagem do satélite SPOT 5 (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) com resolução espacial de 2,5 metros 2010, essa imagem foi cedida pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

O mapeamento do uso da terra foi realizado por meio de interpretação visual, levando-se em consideração os mesmos critérios de tamanho e forma, cor e tonalidade, textura e estrutura da paisagem além do método de pós-classificação por retroanálise multitemporal, para auxiliar na classificação das imagens com menor resolução espacial, todo o processo foi realizado com o auxílio do software ArcGis 10.3 (Rafiee et al., 2009; Huzui et al., 2012; Kuplich et al., 2013). Para tanto, foram utilizadas duas composições coloridas, uma em cor verdadeira, com as bandas do verde, vermelho e azul nos canais do RGB, e outra em falsa cor, usando Infravermelho Próximo, Infravermelho Médio e Vermelho. Essa composição tem a finalidade de destacar a vegetação e corpos hídricos dos demais tipos de cobertura, em especial das áreas urbanas (Florenzano, 2002; Sales, 2015; Leslie, et al., 2017).

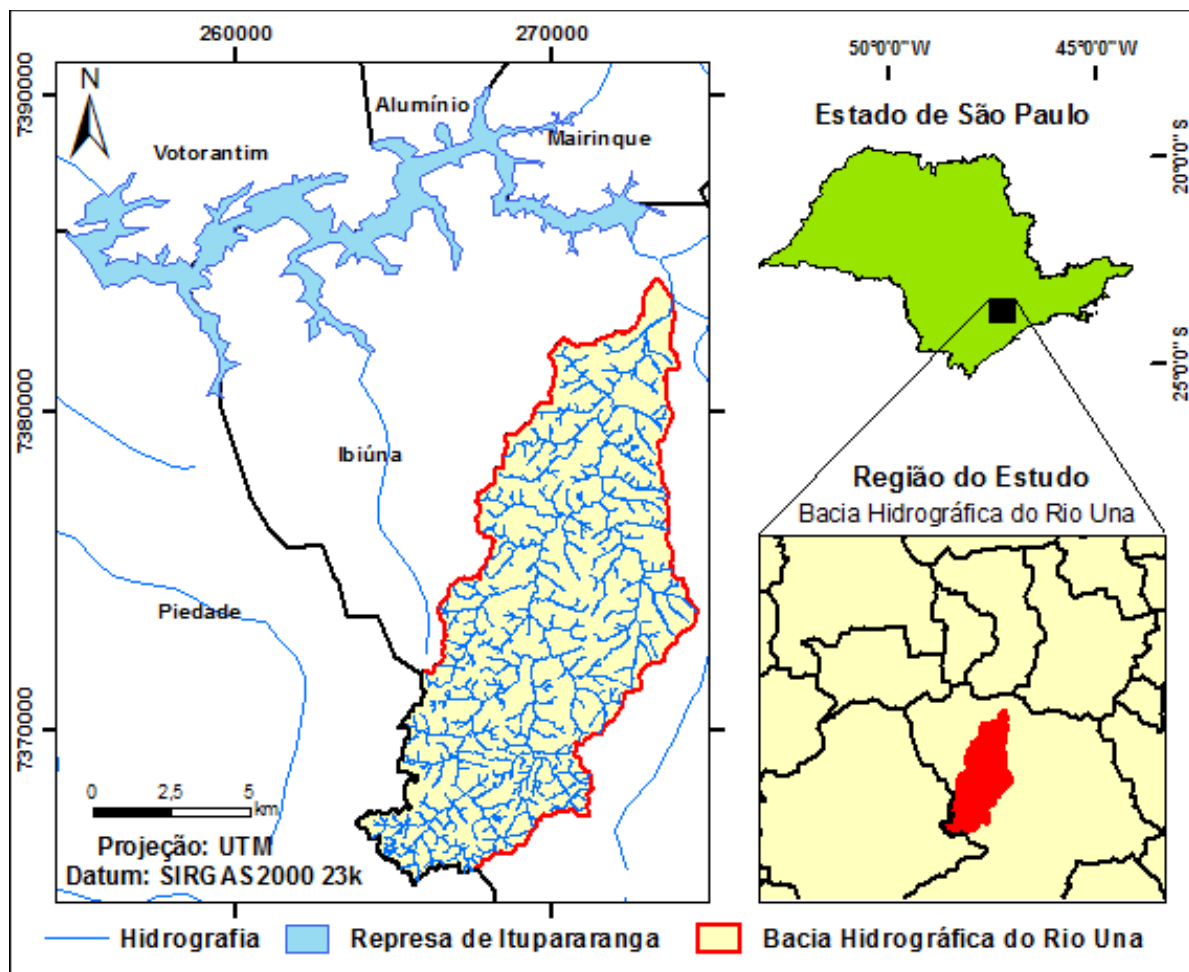


Figura 1. Área de estudo – Bacia Hidrográfica do Rio Una. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Todas as imagens foram corrigidas radiometricamente e ortorretificadas usando pontos de controle e dados do modelo de elevação (MDE) para corrigir os deslocamentos, além disso, as imagens foram adquiridas em período de estiagem, para evitar efeitos de nuvem e eliminar variações no padrão do vigor vegetal (Markham e Helder, 2012).

Após a construção dos Mapas de Uso do Solo e Cobertura Vegetal para as diferentes datas, classificadas conforme o manual técnico de uso da terra, foi utilizado a ferramenta de modelagem *Land Change Modeler* (LCM) do software Idrisi Selva, a fim identificar e avaliar as perdas de áreas naturais em função das atividades antrópicas.

Para isso foi utilizada a opção *Change analysis* da modelagem LCM para quantificar as áreas de transição dominante entre os anos de 1991

- 2001 e 2010 - 2016. A ferramenta analisa a mudança no uso da terra entre duas datas distintas. Identificando a transição de um estado de cobertura de uma classe para outra, indicando as perdas e ganhos para todas as classes de uso da terra (Clark Labs, 2012).

Desenvolvimento Humano

O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) tem como objetivo mostrar as condições de vida das pessoas em todos os países do mundo, permitindo identificar os problemas enfrentados pela humanidade e oferecendo subsídios para melhorar a qualidade de vida da população (PNUD, 2013).

Nesse sentido, para a variável de desenvolvimento socioeconômico da área de

estudo foi elaborado o Índice de Desenvolvimento Humano da BHRU levando em consideração o IDH por categorizado por setores censitários do município de Ibiúna ajustado do IDH Global em 2012 pelo PNUD Brasil, IPEA e Fundação João Pinheiro (PNUD, 2013).

Portanto para o estabelecimento do IDH da BHRU foi considerada a metodologia utilizada por Sales et al (2019), de tal modo, foi considerado três dimensões básicas da sociedade: saúde (longevidade), educação (acesso ao conhecimento) e renda (padrão de vida). Portanto, para o cálculo do IDH tais dimensões foram avaliadas independentemente, antes de compor o indicador propriamente dito

Dimensão educação (D_{Educ})

O IDH-educação é o resultado medido por meio de dois indicadores, sendo a escolaridade da população adulta e o fluxo escolar da população. A taxa de escolaridade da população adulta é medida pelo percentual de pessoas de 18 anos ou mais idade com o ensino fundamental completo. Já o fluxo escolar é medido pela média aritmética do percentual de crianças de 5 a 6 anos frequentando a escola, do percentual de jovens de 11 a 13 anos, frequentando os anos finais do ensino fundamental regular, do percentual de jovens de 15 a 17 anos com ensino fundamental completo e do percentual de jovens de 18 a 20 anos com ensino médio completo (PNDU, 2021).

Logo, a D_{Educ} da BHRU foi calculada por meio da média geométrica dos dois componentes, considerando peso 1 para o índice de escolaridade e peso 2 para o índice de fluxo (Equação 1).

$$D_{Educ} = \sqrt[3]{E_A \times F_E \times F_E} \quad (1)$$

Sendo:

D_{Educ} = Dimensão da Educação da Bacia Hidrográfica do Rio Una;

E_A = Índice de escolaridade da população adulta

F_E = Índice de fluxo escolar da população jovem

Dimensão renda (D_{Renda})

Essa dimensão retrata o padrão de vida de uma sociedade considerando a renda *per capita* da população, isto é, a renda média mensal das pessoas residentes em um determinado local. Seu objetivo é medir a capacidade média de bens e

serviços por parte dos habitantes do lugar de referência (PNDU, 2021).

O cálculo foi realizado considerando o mesmo critério para os setores censitários, no qual o rendimento nominal mensal total foi dividido pelo número pessoas residentes nos domicílios contidos em cada setor, isto é, a população total, obtendo-se a renda per capita do setor censitário (IBGE, 2012). Já os valores de referência máximo e mínimo referem-se à paridade do poder de compra máxima e mínima.

O PNUD (2021) utiliza uma função logarítmica para o cálculo da renda per capita de cada setor censitário e nos valores máximo e mínimo de referência, com o intuito de representar melhor os pequenos acréscimos na renda dos mais pobres, pois são mais significativos do que na renda dos mais ricos.

Por fim, o valor da D_{Renda} da bacia hidrográfica do Rio considerando os setores censitários, adaptado do IDH - Global foi calculada conforme a Equação 2:

$$D_{Renda} = \frac{(\log_{rps} - \log_{rmi})}{(\log_{rma} - \log_{rmi})} \quad (2)$$

Sendo:

D_{Renda} = Dimensão de Renda da Bacia Hidrográfica do Rio Una;

$\log_{rps}$ = Logaritmo da renda per capita do setor censitário;

$\log_{rmi}$ = Logaritmo da referência mínima;

$\log_{rma}$ = Logaritmo da referência máxima.

Dimensão Longevidade (D_{Long})

Conforme apresentada pelo PNDU (2021), esse indicador mostra o número médio de anos que uma determinada pessoa nascida em um município viveria a partir do nascimento, considerando os padrões de mortalidade.

Contudo, em virtude da ausência de desse tipo de dado por setor censitário, foi aplicada a metodologia adaptada de Abreu *et al.* (2011), no qual a dimensão longevidade (D_{Long}) da BHRU foi estabelecida considerando média do indicador em todos os setores censitários. Dada essa premissa, buscou-se encontrar a expectativa de vida populacional da Bacia do Rio Una, aplicando-se o valor de 0,832, que corresponde ao D_{Long} do Município de Ibiúna 2010, na inversa da Equação 3, que define a D_{Long} em função da expectativa de vida (PNUD, 2021):

$$D_{Long} = \frac{(EV-25)}{(85-25)} \quad (3)$$

Sendo:

D_{Lon} = Dimensão Longevidade da Bacia Hidrográfica do Rio Una;

EV= Expectativa de vida em anos;

25 e 85 = Valores de referência em anos correspondem às idades mínima e máxima utilizadas pelo PNUD.

Cálculo do IDH da área de estudo

Adquiridas as dimensões de renda, educação e longevidade, a etapa subsequente foi realizar o cálculo do IDH da BHRU. Para tal, foi considerada a adaptação do IDH Municipal de PNUD (2021), sendo representado pela raiz cúbica da multiplicação das três dimensões, conforme Equação 4:

$$IDH_{BHRU} = \sqrt[3]{(D_{Educ} \times D_{Renda} \times D_{Long})} \quad (4)$$

Sendo:

IDH_{BHRU} = Índice de Desenvolvimento Humano da Bacia Hidrográfica do Rio Una;

D_{Educ} = Dimensão de Educação;

D_{Renda} = Dimensão de Renda;

D_{Long} = Dimensão de Longevidade.

O resultado do IDH_{BHRU} resultou em valores que variam de 0 a 1 conforme é apresentado na Tabela 1, de tal modo, quanto mais próximo de 1, maior será o desenvolvimento humano de um setor censitário, em contrapartida, quanto menor o valor pior é o IDH (PNUD, 2021).

Tabela 1 – Faixa de Desenvolvimento Humano da Bacia Hidrográfica do Rio Una.

Classificação	Intervalos do IDH dos Setores Censitários
Muito Baixo	0 - 0,499
Baixo	0,500 - 0,599
Médio	0,600 - 0,699
Alto	0,700 - 0,799
Muito Alto	0,800 - 1

Por fim, procedeu-se a espacialização do IDH da BHRU por meio do *software* ArcGis e da representação espacial dos setores censitários da Bacia Hidrográfica do Rio Una, possibilitando assim a sua representação e visualização de forma mais clara com as respectivas classificações do IDH.

Variável Química

Para a análise das variáveis químicas da BHRU, inicialmente foi realizado o cálculo da média do Índice de Qualidade de Águas (IQA), disponíveis no Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, publicado periodicamente pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB entre os anos de 2005 e 2015.

Os parâmetros de qualidade foram avaliados conforme Resolução CONAMA 375/05 (CONAMA, 2005) e pela CETESB (2016), conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros de avaliação de IQA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ≤ 100
BOA	51 < IQA ≤ 79
REGULAR	36 < IQA ≤ 51
RUIM	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	IQA ≤ 19

Fonte: CETESB (2016)

Com o intuito de analisar os dados de qualidade da água para o período de 2005 a 2015, foi empregue os relatórios da CETESB, sendo o ponto de coleta de amostras de água situada no exutório da BHRU, localizado na coordenada UTM E 273.248, N 7.382.836, fuso 23 K, denominado BUNA02900 (Código: 00SP10345BUNA02900).

Ainda, a fim de avaliar a ocorrência de processos de eutrofização nas águas foram utilizadas as variáveis de Nitrato e Fósforo total, que compõem o IQA, considerando a média entre os meses de coleta realizados pela CETESB par o período de 2005 a 2015.

Logo, foi realizada a média para cada ano de análise, considerando dados das coletas realizadas no mesmo período, visto que a concentração dos elementos químicos apresenta

variação em função do regime de chuvas e do corpo hídrico (Moraes e Lorandi, 2016).

Os valores dos relatórios de análise da água foram compilados para gerar uma tabela com os valores médios amostrados dos últimos 10 anos, ou seja, entre 2005 e 2015, a fim de verificar interferência da expansão da agricultura ao longo dos anos na BHRU.

Entretanto, devido os relatórios CETESB abordar somente um ponto (exutório) da bacia, foram utilizados trabalhos elaborados pelo Laboratório de Geotecnologias da UNESP Sorocaba, realizados na mesma área de estudo, com maior número amostral de pontos de coleta de água. Deste modo, foram utilizados 21 pontos amostrais ao longo das 11 sub-bacias da BHRU (Moraes, 2017), e os métodos de coleta foram realizados segundo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostra (CETESB, 2011).

Resultados e discussão

A dinâmica da ocupação territorial está diretamente ligada às ações antrópicas e diferentes tipos de impactos da paisagem. A substituição de áreas naturais por diferentes tipos de uso da terra, assim como a fragmentação florestal decorrente de tais alterações, são exemplos de processos que influenciam na qualidade e disponibilidade dos recursos ambientais (Coelho et al., 2014).

Conforme apresentado por Kaushal e Belt (2012) os sistemas hídricos superficiais em condições naturais já apresentam certa complexibilidade no que diz respeito as características locais da área de drenagem, entretanto, as ações antrópicas agravam a situação resultando na alteração dos processos existentes de diferentes maneiras, como a alteração da taxa de escoamento superficial, lançamento de esgotos e influência na recarga de aquíferos. Para mitigar esses problemas e fomentar o desenvolvimento de políticas públicas de gestão sustentável dos recursos naturais, é imprescindível o monitoramento do uso e ocupação da terra (Mendoza et al., 2011).

Nesse sentido, a partir do levantamento do uso da terra foi possível verificar os diferentes tipos de uso e ocupação da BHRU. A Tabela 3 mostra os

diferentes tipos de usos e suas respectivas porcentagens de área ocupada na bacia.

Tabela 3 – Uso da terra e cobertura da BHRU no ano de 2016

Classes	Área (ha)	%
Áreas urbanas (AU)	1461.760	15.16
Reflorestamento (RE)	235.714	2.44
Pastagem (PA)	54.006	0.56
Agricultura (AG)	3469.993	35.98
Campo (CA)	761.119	7.89
Áreas alagadas (AA)	88.082	0.91
Floresta (FL)	3574.660	37.06
Total	9645.334	100.000

Pode-se observar que a classe de uso da terra com maior área de ocupação é a classe florestas com 37,06%, seguido da classe agricultura representando 35,98% da área total da bacia. A Figura 2 mostra o gráfico da distribuição das classes em porcentagem de uso e cobertura da BHRU.

Entretanto, somando todos os tipos de uso da terra provenientes de atividades antrópicas (AU; RE; PA; AG) a área total ocupada é de 54,13%, sendo o restante composto áreas naturais de florestas, áreas alagadas e áreas de campo.

A Figura 3 mostra o mapa de uso e ocupação da terra, referente ao ano de 2016. É possível observar que a região central e sudoeste da bacia são predominantemente agrícolas, havendo uma expansão urbana pronunciada na região centro sul, principalmente ao longo do curso principal do Rio Una. A predominância de áreas destinadas a agricultura pode ser justificada em função das características físicas e do relevo, já que locais com declives mais suaves favorecem o desenvolvimento de atividades pecuárias e o cultivo agrícola respectivamente (Garcia et al., 2020; Bastista, 2021).

As áreas de vegetação como florestas e campos estão localizadas na região noroeste e sudoeste. A região da maior concentração urbana está na região nordeste da bacia, próximo na parte baixa da BHRU.

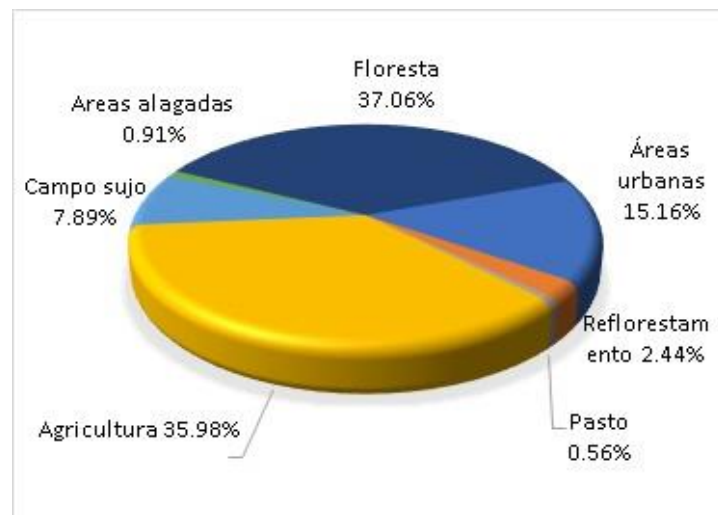


Figura 2. Gráfico de porcentagem de uso da terra e cobertura da BHRU.

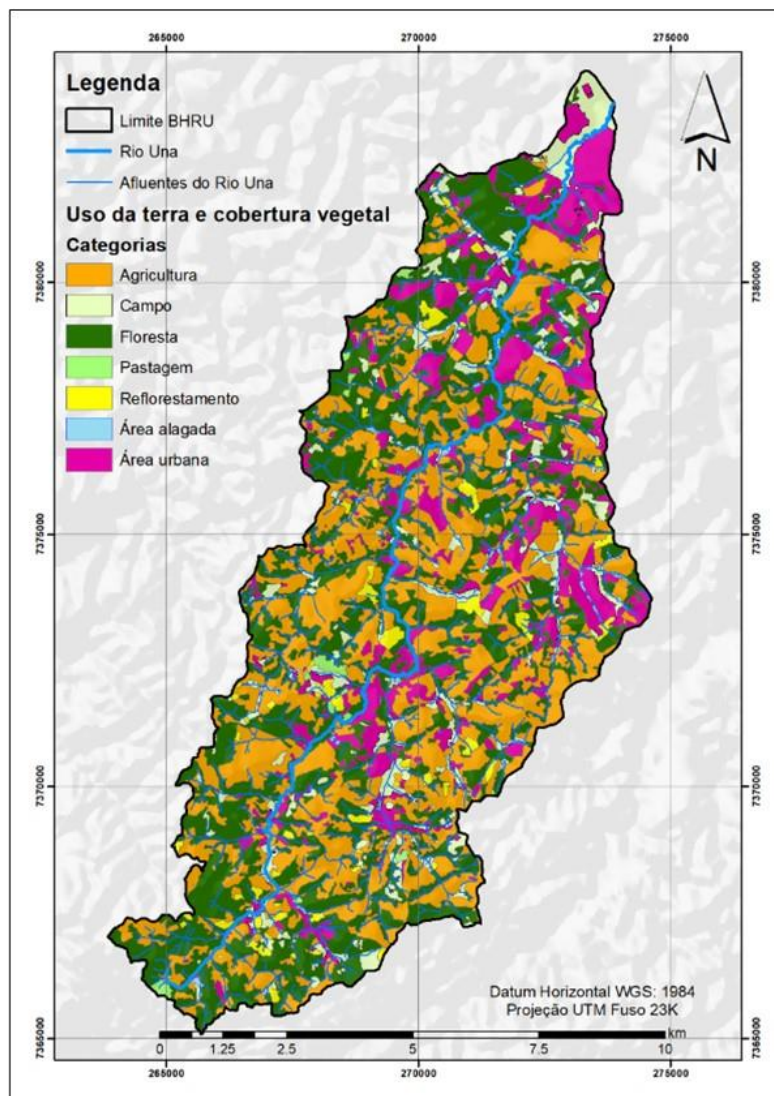


Figura 3. Mapa de uso da terra e cobertura vegetal da BHRU. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Em um estudo que avaliou o potencial de expansão da atividade antrópica Lopes et al. (2016), descreve a região central da BHRU como uma área predominantemente composta por áreas de atividade agrícola.

A indevida utilização do solo pode contribuir com a transferência de nutrientes para os corpos hídricos como, por exemplo, em atividades agrícolas intensivas, onde a quantidade de fertilizantes aplicado exerce grande impacto nas características do corpo hídrico que drena a região. Já em grandes centros, as estruturas pavimentadas são responsáveis por aumentar o escoamento superficial e, conseqüentemente, permitem o carreamento de poluentes para os corpos hídricos (Shi et al., 2016).

Nesse sentido, a gestão acerca dos diferentes tipos de uso e ocupação da terra em

bacias hidrográficas é fundamental para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (Simonetti et al., 2019; Sales et al., 2021).

Todavia, compreender as dinâmicas complexas do ambiente é muitas vezes difícil. Portanto, o sensoriamento remoto fornece ferramentas para mensurar as mudanças no ambiente (Miller e Small, 2003; Dutta, 2012).

Assim, de acordo com os resultados obtidos da dinâmica espaço temporal do uso da terra, foi possível observar que expansão das atividades antrópicas na BHRU para o ano de 1991 tiveram um aumento de 2.217.58 hectares em relação ao ano de 2016. No entanto é possível observar que esse aumento foi gradativo, a Tabela 3 mostra a progressão das diferentes classes ao longo dos anos.

Tabela 3. Área e porcentagem das classes de uso e ocupação da terra entre 1991 e 2016.

Classes	1991	%	2001	%	2010	%	2016	%
Áreas urbanas	669.17	6.94	738.85	7.66	1202.05	12.47	1461.76	15.16
Reflorestamento	186.54	1.93	197.79	2.05	228.18	2.37	235.71	2.44
Pastagem	509.42	5.28	385.00	3.99	105.87	1.10	54.01	0.56
Agricultura	1638.76	17.00	2300.38	23.86	3167.95	32.86	3469.99	35.99
Campo	965.99	10.02	946.28	9.81	831.72	8.63	761.12	7.89
Área alagada	91.73	0.95	88.74	0.92	88.17	0.91	88.08	0.91
Floresta	5580.39	57.88	4989.99	51.75	4020.70	41.70	3574.66	37.07
Total	9641.99	100	9641.99	100	9641.99	100	9641.99	100

O reflexo do crescimento da população e o aumento da área de ocupação urbana, tem como resultante o aumento nas atividades antrópicas no uso da terra. A Figura 4 mostra o gráfico da progressão das diferentes classes de uso da terra,

mostrando, que, com exceção das classes atividades de origem natural, todas as demais categorias obtiveram um crescimento em suas áreas de ocupação do uso da terra.

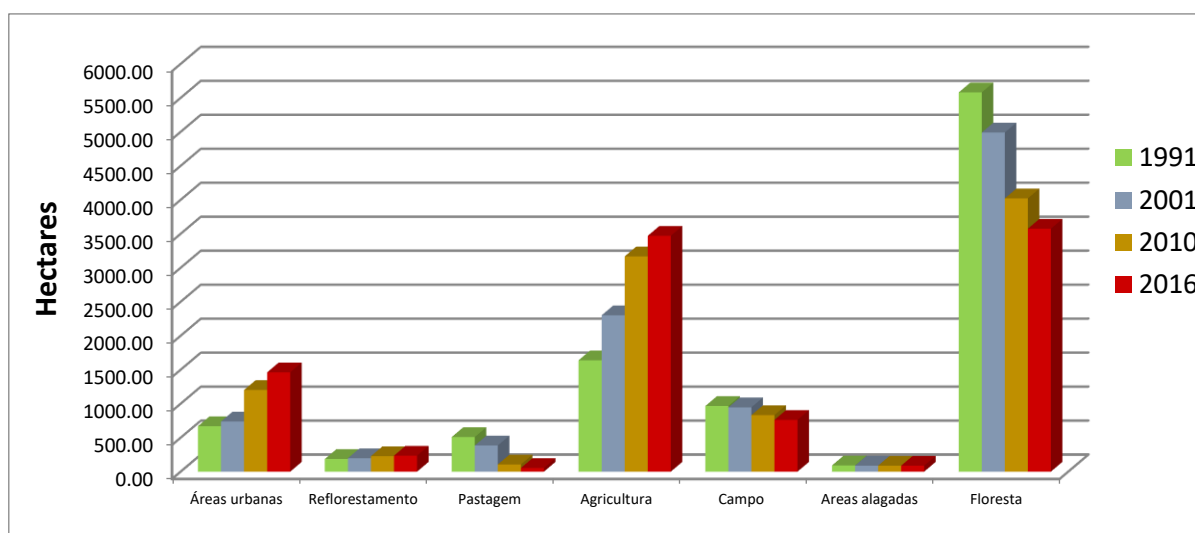


Figura 4. Gráfico comparativo da evolução do uso da terra entre 1991 e 2016.

As atividades antrópicas que se destacam pelo crescimento são as classes de áreas urbanas e agricultura. As áreas urbanas tiveram um aumento entre 1991 e 2016 de 669.17 hectares para 1.461.76 hectares, ou seja, um aumento de 109,22%, ocupando atualmente 15.16% da área da BHRU.

A classe de agricultura em 1991 tinha uma área de 1638.76 hectares, representando 17% do total da bacia, em 2016 a área teve um acréscimo de 105%, passando corresponder por 35,99% da área da bacia, ou seja, a categoria teve um aumento de 1.831.23 hectares nos últimos 25 anos.

Outra categoria que teve destaque foi a classe de florestas, havendo uma perda de 64,05% da área de florestas ocupada na bacia. Em 1991 a área total era de 5.580.39 hectares, representando 57,88% e em 2016 a área era de 3.574.66 hectares.

A Figura 5 mostra o mapa de uso da terra dos anos de 1991, 2001, 2010 e 2016. É possível observar os efeitos da expansão das atividades antrópicas quando observado o contraste da diminuição das áreas de floresta e o aumento das áreas de agricultura e áreas urbanas.

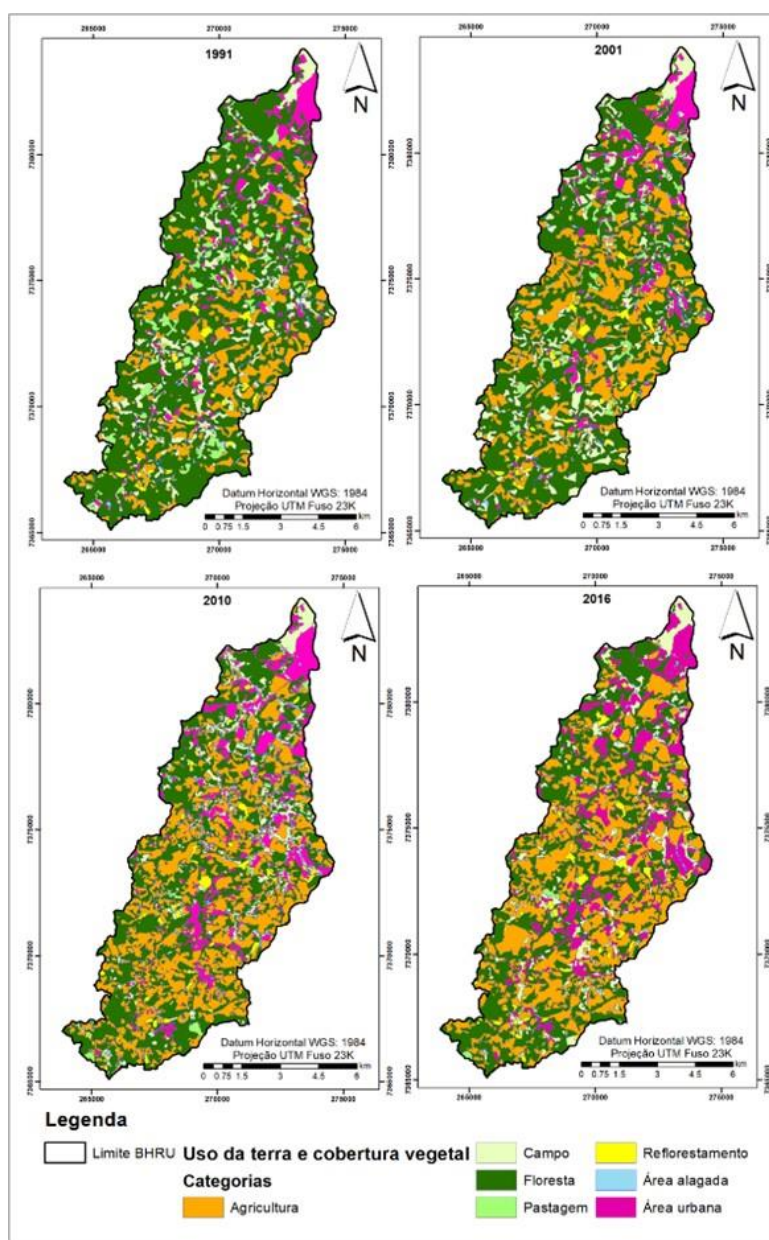


Figura 5. Mapas de uso da terra comparados entre os anos de 1991, 2001, 2010 e 2016. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

De acordo com a modelagem de mudanças nas atividades do uso da terra foi observado que entre os anos de 1991 e 2001 houve considerável perda de áreas de floresta e o aumento da agricultura e na área urbana da BHRU. A classe de Reflorestamento teve um ganho de 11 hectares, as áreas urbanas aumentaram em 72 hectares, classe Campo teve aumento de 27 hectares e a classe que obteve maior crescimento em área foi a

Agricultura, com 665 hectare. As demais categorias tiveram perda de área. A classe Pasto teve perda de 124 hectares, Campo perdeu 27 hectares, as Áreas alagadas perderam 3 hectares e, por fim, a classe Florestas teve uma perda de 594 hectares, caracterizando assim como a maior perda. A Figura 6 mostra o gráfico das perdas e ganhos de área entre os anos de 1991 e 2001.

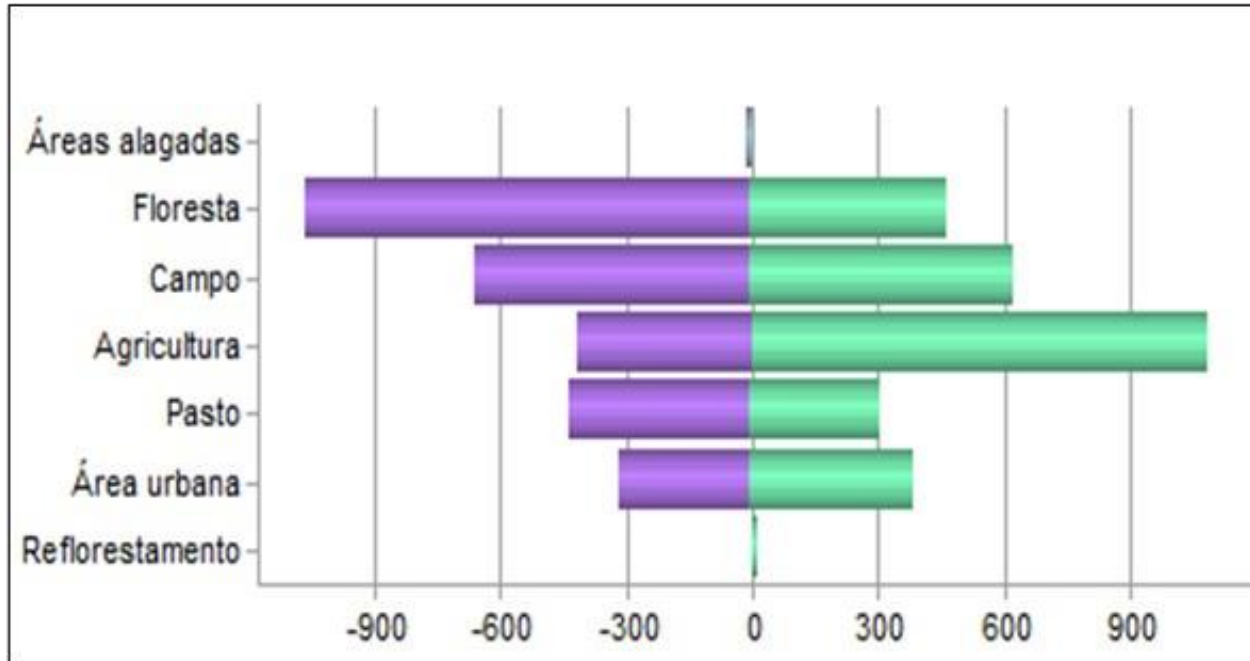


Figura 6. Gráfico de perdas e ganhos das classes entre os anos de 1991 e 2001.

A Tabela 4 apresenta as áreas correspondentes às classes de mudanças referente às perdas e ganhos observados nas atividades do uso da terra entre 1991 e 2001. Desta forma é possível analisar as pressões antrópicas exercidas sobre as classes de uso natural. Observa-se que 57,34% do total de mudanças foi causado por

mudanças de classes naturais, florestas e campos, para áreas antrópicas, 30,50% foram alterações entre as classes antrópicas e 12,14% foram áreas de recuperação vegetal, considerando áreas de pasto que mudaram para campo e campos que modificaram para floresta.

Tabela 4. Áreas de mudanças entre as classes de uso da terra 1991 e 2001.

Classes de mudanças	Siglas	Área (ha)
Agricultura para Área urbana	AG - AU	82.83431
Agricultura para Campo	AG - CA	142.7278
Agricultura para Pasto	AG - PA	64.56406
Área urbana para Agricultura	AU - AG	154.1295
Área urbana para Campo	AU - CA	70.60835
Área urbana para Pasto	AU - PA	41.2111
Campo para Agricultura	CA - AG	227.2105
Campo para Área urbana	CA - AU	122.5343
Campo para Floresta	CA - FL	205.2313
Campo para Pasto	CA - PA	100.8298
Floresta para Agricultura	FL - AG	497.1432
Floresta para Área urbana	FL - AU	143.4146
Floresta para Campo	FL - CA	304.4127
Floresta para Pasto	FL - PA	104.1267
Pasto para Agricultura	PA - AG	201.797
Pasto para Área urbana	PA - AU	39.8374
Pasto para Campo	PA - CA	112.3689

A Tabela 5 mostra os valores respectivos as áreas que permaneceram sem mudança no período entre 1991 e 2001. Apesar da grande perda florestal a classe foi a que teve maior permanência entre as demais.

Tabela 5. Áreas de permanência entre os anos de 1991 a 2001

Classes	Área (ha)
Reflorestamento	184.076
Área urbana	349.058
Pasto	71.4326
Agricultura	1218.2
Campo	314.166
Floresta	4521.82
Áreas alagadas	82.6969

A Figura 7 mostra os mapas de mudança de classes e o mapa de persistência das classes de uso da terra. Entre os anos de 2010 e 2016 também houve o crescimento das atividades antrópicas, somando um aumento real de 615 ha. Sendo 259 ha referente ao aumento das áreas urbanas, 298 ha da

classe de agricultura, 6 ha de reflorestamento e 3 ha de áreas alagadas. As classes que tiveram maior perda foram florestas com uma redução de 447 ha, 66 ha de campo e 52 ha de pasto.

O aumento do processo de urbanização apresenta impacto importante acerca do meio ambiente, em virtude das mudanças na intensidade do uso da terra e padrões espaciais urbanos, todavia, pode provocar desequilíbrio ambiental, perda de vegetação natural (Surya et al., 2021), afetando a qualidade dos recursos hídricos, além da diminuição da qualidade ambiental (Zhang et al., 2019).

De outro modo, conforme apresentado por Assunção et al., (2020), a agricultura é uma das principais atividades que acarretam efeitos mais perceptíveis nos recursos hídricos. Ainda, tem-se efeitos negativos na produtividade das culturas, qualidade do produto e na saúde pública dos consumidores e agricultores em função da má qualidade da água (Guemaz et al., 2019).

A Figura 8 mostra os resultados de perdas e ganhos referente às classes de uso da terra entre os anos de 2010 e 2016.

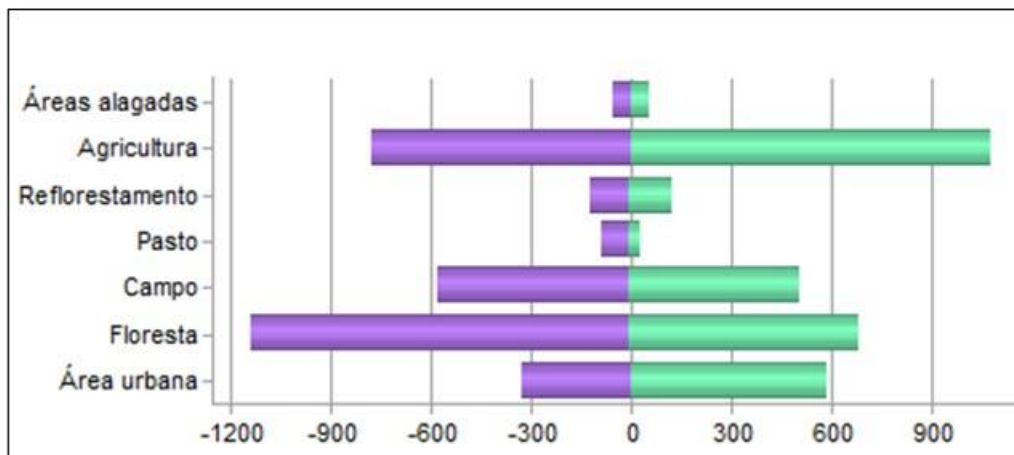


Figura 7. Mapa de mudanças de classes entre os anos de 1991 e 2001 (A) e Mapa de permanências das classes (B).Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

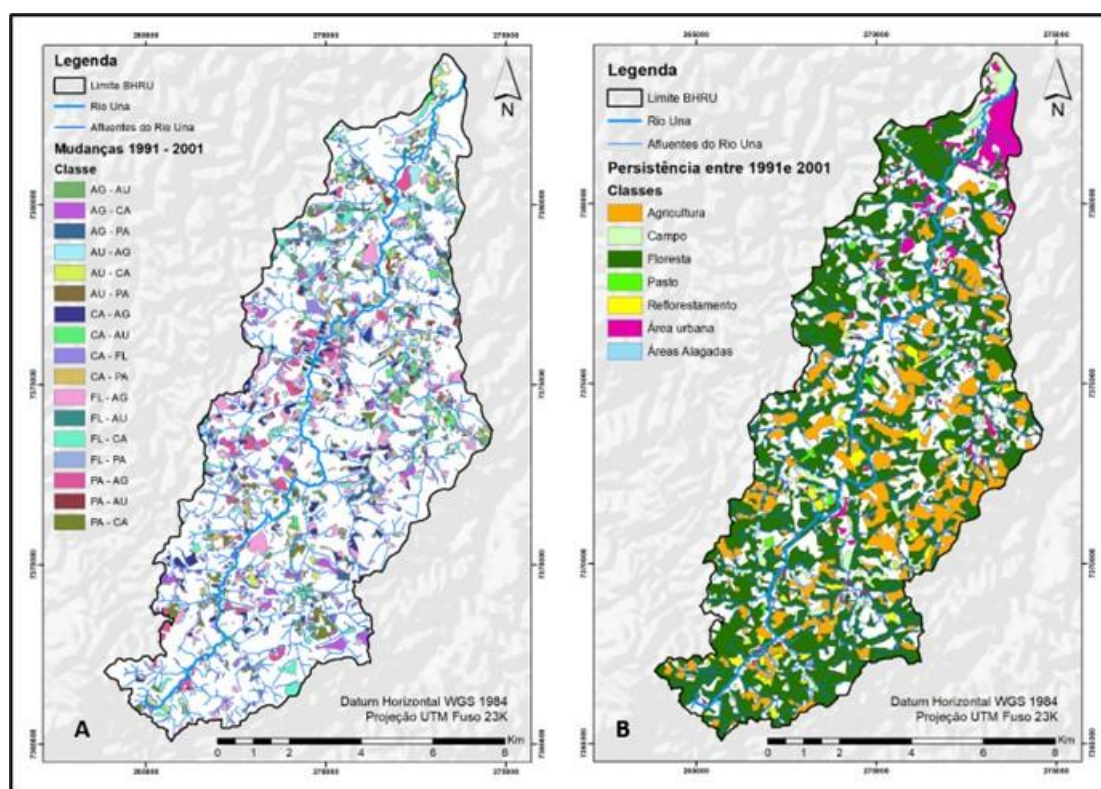


Figura 8. Gráfico de perdas e ganhos das classes entre os anos de 2010 e 2016.

A Tabela 6 apresenta as áreas correspondentes às classes de mudanças referente às perdas e ganhos entre os usos da terra durante os anos de 2010 e 2016. Desta forma é possível analisar as pressões antrópicas exercidas sobre as classes de uso natural.

Observa-se que 67.79% das mudanças foram relacionadas a perda de áreas naturais para áreas antrópicas, sendo consideradas áreas

naturais, áreas alagadas, campos e florestas. Com relação as áreas antrópicas, 25.18% das áreas sofreram modificações, assim como agricultura para área urbana, pastos para agricultura etc. Entretanto, 7.02% das mudanças são resultado da recuperação de áreas de pasto para campo e de campos para floresta, ou seja, houve uma regeneração da vegetação que estava sob ação entrópica.

Tabela 6. Áreas de mudanças entre as classes de uso da terra 2010 e 2016.

Classes	Siglas	Área (ha)
Agricultura para Área urbana	AG - AU	184.6257
Agricultura para Áreas alagadas	AG - AA	14.56126
Agricultura para Campo	AG - CA	164.2949
Agricultura para Floresta	AG - FL	357.4376
Agricultura para Pasto	AG - PA	12.22596
Agricultura para Reflorestamento	AG - RE	41.48584
Área urbana para Agricultura	AU - AG	157.1517
Área urbana para Campo	AU - CA	65.93776
Área urbana para Floresta	AU - FL	87.23016
Áreas alagadas para Agricultura	AA - AG	10.1654
Áreas alagadas para Área urbana	AA - AU	11.127
Áreas alagadas para Campo	AA - CA	10.1654
Áreas alagadas para Floresta	AA - FL	20.33081
Campo para Agricultura	CA - AG	207.4292
Campo para Área urbana	CA - AU	163.4707
Campo para Áreas alagadas	CA - AA	13.73703
Campo para Floresta	CA - FL	169.7897
Campo para Reflorestamento	CA - RE	20.46818
Floresta para Agricultura	FL - AG	596.3246
Floresta para Área urbana	FL - AU	197.8133
Floresta para Áreas alagadas	FL - AA	16.62181
Floresta para Campo	FL - CA	246.305
Floresta para Pasto	FL - PA	17.03392
Floresta para Reflorestamento	FL - RE	60.44295
Pasto para Agricultura	PA - AG	54.26128
Pasto para Campo	PA - CA	10.57752
Reflorestamento para Agricultura	RE - AG	47.66751
Reflorestamento para Área urbana	RE - AU	15.52285
Reflorestamento para Campo	RE - CA	15.66022
Reflorestamento para Floresta	RE - FL	43.13428

A Tabela 7 mostra os valores respectivos as áreas que permaneceram sem mudança no período entre 2010 e 2016. Pode-se observar, que

as atividades com maior permanência foram as classes de floresta e de agricultura.

Tabela 7. Áreas de permanência entre os anos de 2010 e 2016.

Classes	Área (ha)
Área urbana	875.4611
Floresta	2889.997
Campo	254.4099
Pasto	19.50659
Reflorestamento	103.7146
Agricultura	2389.007
Áreas alagadas	33.93047

Comparado as classes de uso da terra com maior permanência entre os períodos de 1991/2001 e 2010/2016, o predomínio nos dois casos foram

para as classes de florestas e agricultura. Entretanto a área das florestas no período inicial de 1991/2001 foi de 4521.81 hectares e no período 2010/2016 foi de 36% do valor inicial, com 2889.99 hectares.

Já as áreas de agricultura quase dobraram sua área (Figura 9).

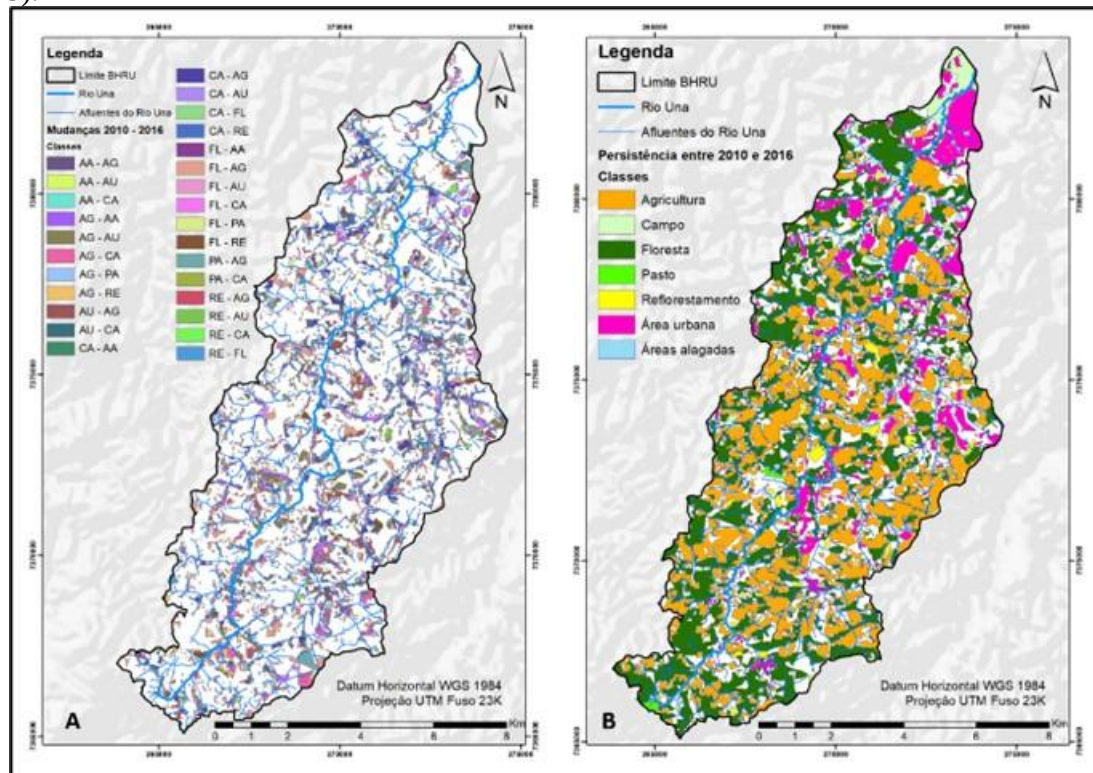


Figura 9. Mapa de mudanças de classes entre os anos de 2010 e 2016 (A) e Mapa de permanências das classes (B). Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

De acordo com Lopes et al. (2016), a BHRU apresenta grande potencial de expansão urbana e agrícola. O crescimento das áreas urbanizadas consolidadas aumenta o potencial de expansão da agricultura e degradação das áreas de floresta, apresentando um cenário de maior degradação dos recursos naturais. Ainda nesse contexto, o desenvolvimento também pode contribuir com o processo de poluição e exercer influência na qualidade dos recursos hídricos. De acordo com Abreu et al. (2011), a medida do aspecto econômico do IDH calculado a nível municipal é feita a partir da renda per capita, utilizando os dados por setores censitários. A Bacia Hidrográfica do Rio Una tem uma população de 19.000 habitantes, com área territorial de aproximadamente 100 km². Os resultados apresentados por setores censitários da bacia hidrográfica estão representados por mapas coropléticos.

De acordo com Atlas do Desenvolvimento Humano do Brasil (PNUD, 2013), baseado nas informações do último censo demográfico de 2010 (IBGE, 2012) o Brasil, o estado de São Paulo, assim como o município de Ibiúna, passaram por

um crescente desenvolvimento do IDH. Entretanto o município de Ibiúna deu um salto grande desde o ano 1991, quando foi classificado com um IDH muito baixo e baixo em 2000; e alto em 2010. A Tabela 8 mostra o IDH comparado do índice e subíndices a nível nacional, estadual e municipal e da Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU) no ano de 2010.

O resultado do IDH BHRU representa a capacidade da população residente dos setores censitários terem uma vida longa e saudável, com acesso ao conhecimento e com determinado padrão de vida financeiro.

Desta forma é possível observar na Figura 10 a distribuição espacial dos setores censitários classificados de acordo com as figuras de linguagem adotado pelo PNUD (2013). É possível observar que apenas um setor, localizado na região sul da bacia é classificado como IDH Médio, sendo 31 setores, em sua maioria localizada na porção média da bacia, classificados como IDH Alto e por fim, 11 setores localizados na região norte, próxima a zona urbana são classificados como IDH Muito Alto.

Tabela 8. Comparativo dos subíndices de IDH Renda, Longevidade, Educação e do indicador IDH.

Ano 2010				
Local	IDH Renda	IDH Longevidade	IDH Educação	IDH
Brasil	0,739	0,816	0,637	0,727
São Paulo	0,789	0,845	0,719	0,783
Ibiúna (SP)	0,700	0,832	0,614	0,710
BHRU	0,665	0,810	0,810	0,760

A Figura 10 mostra a distribuição espacial das classes de IDH dos setores censitários. Mostrando a concentração dos maiores valores IDH na região nordeste da bacia e valores

intermediários e menores, se distribuindo entre a região central e sul.

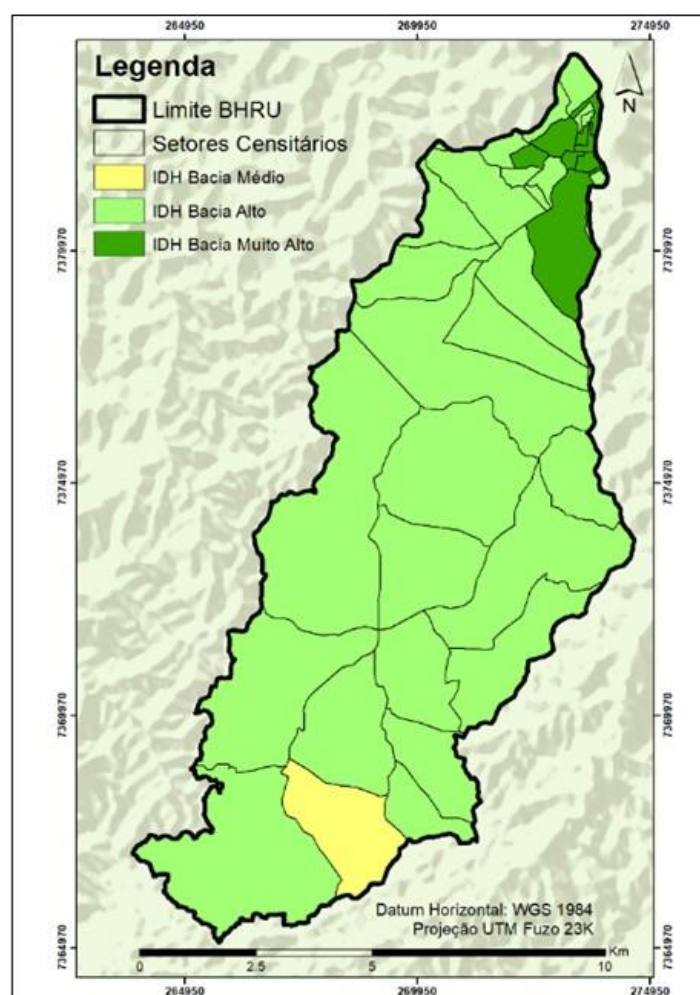


Figura 10. Mapa temático do Índice de Desenvolvimento Humano da Bacia Hidrográfica do Rio Una. Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Conforme Saiani (2018) o acesso aos serviços essenciais tende a elevar na medida em que a renda per capita aumenta, logo, contribuindo com a melhora na qualidade de vida das pessoas e, consequentemente, influenciando na qualidade do ambiente, resultando em uma melhoria na qualidade da água. Já níveis altos de educação exercem uma influência positiva sobre as atitudes ambientais (Barr, 2007), o que pode contribuir com a longevidade, considerando que a contaminação do ambiente leva ao envelhecimento precoce, sendo a qualidade da água considerada um componente importante para a longevidade (Patrício et al., 2008)

Deste modo, foi possível constatar que o desenvolvimento humano colabora para que se tenha uma redução da poluição ambiental, inferindo que o bem-estar humano reduz a pressão

ambiental, proporcionando benefícios no âmbito ambiental e social (Pata et al., 2021).

Perante o exposto, foi possível analisar a evolução da qualidade da água ao longo dos anos, bem como a concentração de fósforo e nitrato na água, visando avaliar o potencial de eutrofização artificial nos corpos d'água da BHRU, decorrente das inúmeras atividades rotineiras do ser humano, como é o caso do desenvolvimento e das atividades antrópicas, por meio do índice de qualidade da água (IQA) e dos parâmetros (nitrato e fósforo total).

Foi observado que nos últimos 10 anos a BHRU mantém a categoria de classificação do IQA em níveis regular, variando sempre dentro do intervalo $36 \leq 51$. Conforme é possível observar na Figura 11.

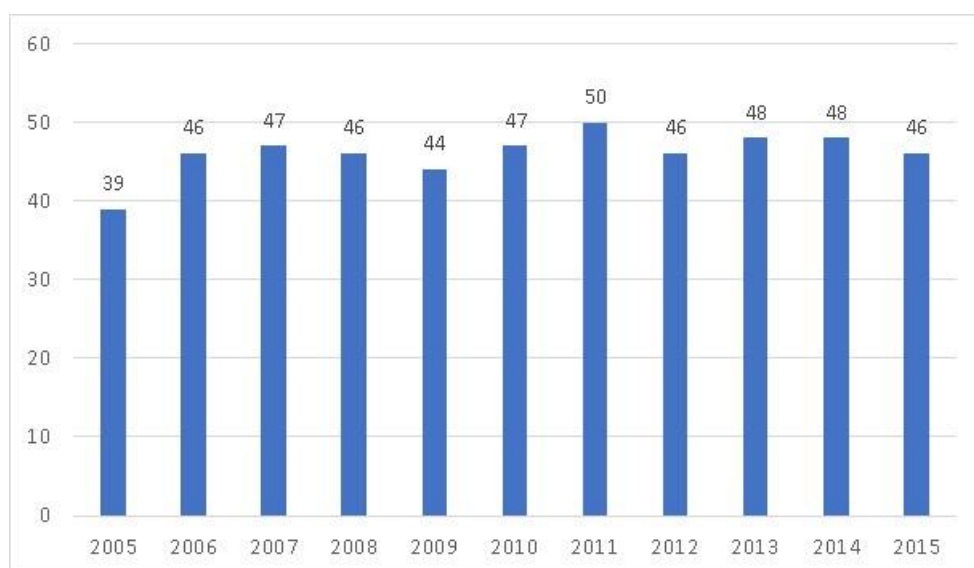


Figura 11. Valores médios dos Relatórios de IQA entre 2005 e 2015. Fonte: CETESB (2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016).

O IQA é um índice composto por 9 parâmetros, desenvolvido por Brown et al. (1970) e adaptado pela CETESB (2015). Trata-se do mais efetivo método de aferir a qualidade da água. O índice simplifica um conjunto de informações em um resultado único final, variando entre 0 e 100, baseado nos parâmetros avaliados mensurando a qualidade da água. Entretanto um resultado único, impossibilita a interpretação dos componentes individuais (Akter et al., 2016).

Segundo Resende (2002), a contaminação por fósforo e nitrogênio são as principais formas de

contaminação da água associadas por atividades agropecuárias. O aumento do número de moléculas de nitrato na água indica risco potencial para a presença de outras substâncias, tais como moléculas sintéticas de defensivos agrícolas, enquanto o fósforo acelera o processo de eutrofização de corpos d'água.

Portanto, com o intuito de avaliar os níveis do potencial de eutrofização dos cursos d'água da BHRU a Figura 12 apresenta a média os níveis de fósforo total e nitrato foram avaliados de forma independente entre os anos de 2005 e 2015.

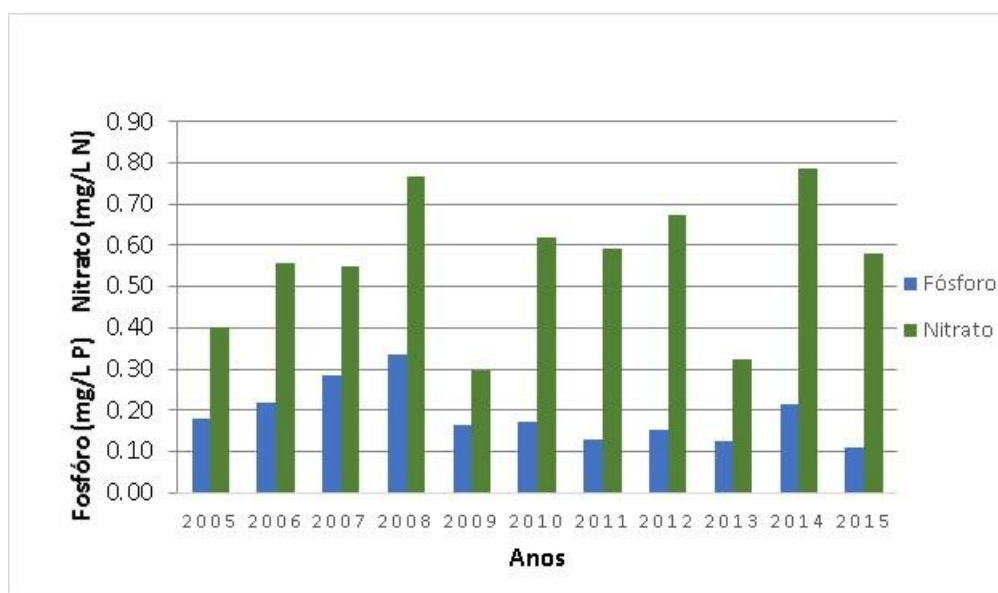


Figura 12. Níveis de Fosforo total e Nitrato da BHRU entre os anos de 2005 e 2015. Fonte: CETESB (2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016).

De acordo com os relatórios da CETESB e os padrões da Resolução CONAMA 375/05, os valores máximos de tolerância para consumo humano para Nitrato são de 10 mg/L e 0,1 mg/L para Fósforo total, esses valores podem variar em função do regime dos corpos hídricos.

Assim, de acordo com o gráfico, é possível observar que os maiores níveis de Nitrato foram observados nos anos de 2008 e 2014 e o menor valor foi em 2009. A média total dos valores é considerada baixa para Nitrato, uma vez que não ultrapassam 10% do valor máximo de tolerância. Entretanto para todos os anos avaliados os valores de Fósforo excedem os padrões de qualidade da Resolução CONAMA 257/05.

No estudo desenvolvido por Andrade et al. (2021) também foram encontrados níveis de fósforo acima dos padrões, podendo ser reflexo das atividades predominantes desenvolvidas na bacia hidrográfica, como a agricultura e a presença de área urbana, com despejos sanitários nas águas do rio, concomitante com o objeto de estudo dessa pesquisa.

Conforme apresentado por Ou et al. (2016) o aumento da presença de matas ciliares em uma bacia hidrográfica pode contribuir com a diminuição de nitrato e fósforo. Evidenciando assim que a supressão das áreas de florestas na BHRU pode ter sido um fator contribuinte para o nível de fósforo estar acima do padrão estabelecido pelo CONAMA.

Conclusão

Por meio do estudo desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Una, no que diz respeito a expansão das atividades antrópicas, verificou-se que as classes de atividade agrícola e área urbana foram as que apresentaram uma maior expansão, contribuindo assim com o processo de degradação ambiental na BHRU. Exposto que as interferências antropogênicas, como o processo de urbanização em larga escala, ausência do saneamento básico, supressão da vegetação, nutrientes do setor agrícola exercem grande influência na qualidade dos recursos hídricos, agravando a questão ambiental.

Com relação ao índice de qualidade da água (IQA), de um modo geral apresentou uma boa adequação, contudo, foi constatado que o parâmetro fósforo apresentou níveis acima do valor estabelecido pela resolução 375/05 do CONAMA, indicando a presença de fontes de poluição. O fato de a bacia ser composta predominantemente por áreas de atividades agrícolas, seguida das áreas urbanas, contribui com a instauração de diferentes atividades antrópicas ao longo dela, colaborando com o aumento do nível de fósforo. Ainda, o fato das amostras de água da CETESB serem coletadas no exutório da BHRU pode ter contribuído para o estabelecimento de maiores níveis de fósforo, já que as mudanças que ocorrem no restante do

recurso hídrico podem afetar a qualidade das águas nas áreas mais baixas.

O índice de desenvolvimento humano da BHRU foi caracterizado em sua maior parte como IDH Alto, evidenciando assim bons níveis de educação, renda e longevidade. Nesse sentido, à medida que ocorre o avanço do impacto ambiental também cresce, visto que uma maior concentração de renda corrobora com a instalação de novas infraestruturas, em contrapartida, uma maior escolaridade proporciona um efeito positivo sobre o meio ambiente, em função do conhecimento acerca das questões ambientais.

Nesse sentido, nota-se a importância dessa análise e da preservação dos recursos hídricos em função do grande número de perturbações antrópicas que ocorrem na bacia hidrográfica, acarretando uma série de impactos nos recursos hídricos, influenciando na sua qualidade, sendo ela essencial para que a população tenha uma boa qualidade de vida e, conseqüentemente, a qualidade ambiental.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento a pesquisa.

Referências

Abreu, M. V. S. et al., 2011. Proposta metodológica para o cálculo e análise espacial do IDH intraurbano de Viçosa - MG. Revista Brasileira de Estudos de População [online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S0102-30982011000100009>. Acesso: 08 jun. 2017

Andrade, E. L. et al., 2022. Conflitos de uso do solo em áreas de preservação permanente na bacia do rio Pirapora, Salto de Pirapora/SP: influência na qualidade das águas. Estudos Geográficos (UNESP) [online] 19. Disponível: <https://doi.org/10.5016/estgeo.v19i3.16201>. Acesso: 31 jan. 2022

ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 1998. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 1998. Lei nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998. Declara Área de Proteção Ambiental o Entorno da Represa de Itupararanga. São Paulo

ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 2003. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2003. Lei nº 11.579, de 02 de dezembro de 2003. Altera a Lei n. 10.100, de 1.º de dezembro de 1998. São Paulo

Assunção, E. G. et al., 2020. Análise temporal do uso e cobertura do solo e da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do rio Tibagi. Revista DAE [online] 68. Disponível: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.020>. Acesso: 31 jan 2022

Barr, S., 2007. Factors influencing environmental attitudes and behaviors: A U.K. case study of household waste management. Environment and Behavior [online] 39. Disponível: [10.1177/0013916505283421](https://doi.org/10.1177/0013916505283421). Acesso: 05 maio. 2021

Bark, N. et al., 2012. Multi-temporal assessment of land sensitivity to desertification in a fragile agro-ecosystem. Ecological Indicators [online] 15. Disponível: [10.1016/j.ecolind.2011.09.034](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.034). Acesso: 08 maio 2021

Batbayar, G. et al., 2019. Development and application of GIS-based assessment of land-use impacts on water quality: A case study of the Kharaa River Basin. Ambio [online]. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1123-y>. Acesso: 02 fev. 2022

Batista, R. A. W et al., 2021. Estimativa do fator de erosividade do solo da região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. Formação [online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.33081/formacao.v28i53.8015>. Acesso: 31 jan. 2022

Bian, Z.; Liu, L.; Ding, S., 2019. Correlation between spatial-temporal variation in landscape patterns and surface water quality: a case study in the Yi River Watershed, China. Applied Science, v. 9, n. 6, 1-14, 2019. Disponível: <https://doi.org/10.3390/app9061053>. Acesso: 31 jan. 2022

Botero-Acosta, A.; Chu, M. L.; Huang, C. Impacts of environmental stressors on nonpoint source pollution in intensively managed hydrologic systems. Journal of Hydrology, v. 579, 2019. Disponível:

- <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124056>. Acesso em: 30 jan. 2022
- Buck, O.; Niyogi, D. K.; Townsend, C. R., 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ Pollut*, v.130, n.2, p. 287–299. Disponível: [10.1016/j.envpol.2003.10.018](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.018). Acesso: 24 maio 2021
- Bouaroudj, S. et al., 2019. Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere* [online], 219. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.193>. Acesso: 01 jan. 2022
- Camara, M., Jamil, N. R., Abdullah, A. F. B. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. *Ecological Processes*, v. 8, n. 10, p. 2-10, 2019. Disponível: <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0164-x>. Acesso: 02 fev. 2022
- Carneiro, M. C. M. O. et al., 2018. A gestão do saneamento no Brasil e sua relação com a gestão de recursos hídricos. *Inovae*, 6, 100-116.
- CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 2011. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2011. São Paulo
- CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 2016. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2015. São Paulo
- Chang, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Research*, v. 42, n. 13, p. 3285-3304, 2008. Disponível: [10.1016/j.watres.2008.04.006](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.006). Acesso: 13 maio. 2021
- Chen, X.; et al. Integrating field observations and process-based modeling to predict watershed water quality under environmental perturbations. *Journal of Hydrology*, v. 602, 2021. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125762>. Acesso: 30 jan. 2022
- Clark Labs, 2012. Idrisi Selva. Worcester: Clark Labs, Clark University
- Coelho, V. H. R. et al., 2014. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* [online] 18. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000100009>. Acesso: 15 maio. 2021
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução CONAMA n°. 357/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília
- Du, H. et al., 2019. Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. *Ecological Indicators* [online] 102. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.032>. Acesso: 1 fev. 2022
- Dutta, V., 2012. Land Use Dynamics and Peri-urban Growth Characteristics: Reflections on Master Plan and Urban Suitability from a Sprawling North Indian City, *Sage Journals* [online] 3. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1177/0975425312473226>. Acesso: 08 jun. 2021
- Florenzano, T. G., 2011. Iniciação em Sensoriamento Remoto. 3. ed. São Paulo: Oficina do Texto. 128 p
- Gardi, C. et al., 2015. Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe *J. Journal of Environmental Planning and Management* [online] 58. Disponível: [10.1080/09640568.2014.899490](https://doi.org/10.1080/09640568.2014.899490). Acesso: 08 jun. 2017
- Garcia, Y. M. et al., 2020. Declivity of land and potential for agricultural mechanization of the hydrographic basin of Pederneiras stream - Pederneiras/sp. *Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas* [online] 14. Disponível: <https://doi.org/10.18011/bioeng2020v14n1p62-72>. Acesso: 31 jan. 2022

- Goel, P. et al., 2018. Impact of rapid urbanization on water quality index in groundwater fed Gomati River, Lucknow, India. *Environmental Science* [online] 114. Disponível: 10.18520/CS/V114/I03/650-654. Acesso: 05 abr. 2021
- Gómez-Baggethun, E. et al., 2018. Urban ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* p. 175– 251. Disponível: 10.1007/978-94-007-7088-1. Acesso: 08 jun. 2020.
- Guemmaz, F., Neffar, S., Chenchouni, H. Physicochemical and bacteriological quality of surface water resources receiving common wastewater effluents in drylands of Algeria A. Negm, A. Bouderbala, H. Chenchouni, D. Barcelo (Eds.), *Water Resources in Algeria: Water Quality, Treatment, Protection and Development. The Handbook of Environmental Chemistry Series*, Springer Publishing, 2019.
- Huzui, A. E.; Calin, I.; Patru-Stupariu, I., 2012. Spatial pattern analyses of landscape using multi-temporal data sources. *Procedia Environmental Sciences* [online] 14. Disponível: 10.1016/j.proenv.2012.03.010. Acesso: 08 jun. 2017
- Hwanget, C. R. et al., 2011. Whole Catchment Land Cover Effects on Water Quality in the Lower Kaskaskia River Watershed. *Water Air and Soil Pollution* [online] 221. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0794-9>. Acesso: 08 jun. 2017
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário. Rio de Janeiro
- Johnson, M., 2001. Environmental Impacts of Urban Sprawl: A Survey of the Literature and Proposed Research Agenda. *Environment and Planning A: Economy and Space* 33, 717-735.
- Kaushal, S. S.; Belt, K. T., 2012. The urban watershed continuum: Evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems* [online] 15. Disponível: 10.1007/s11252-012-0226-7. Acesso: 16 maio. 2021
- Kuplich, T. M.; Moreira, A.; Fontana, D. C., 2013. Série temporal de índice de vegetação sobre diferentes tipologias vegetais no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* [online] 17. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001000014>. Acesso: 23 maio. 2021.
- Kustano, A. Water quality in Indonesia: The role of socioeconomic Indicators. *Jurnal Ekonomi Pembangunan* [online] 18. Disponível: <https://doi.org/10.29259/jep.v18i1.11509>. Acesso: 25 abr. 2021
- Leslie, C. R.; Serbina, L. O.; Miller, H. M., 2017. Landsat and agriculture - Case studies on the uses and benefits of Landsat imagery in agricultural monitoring and production
- U.S. Geological Survey. Disponível: <https://doi.org/10.3133/ofr20171034>. Acesso: 25 abr 2021
- Li, S. et al., 2008. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. *Catena* [online] 75. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.06.005>. Acesso: 23 maio. 2021
- Libanio, P. A. C., 2021. WASH services and human development: a tangible nexus for achieving water-related SDGs. *International Journal of River Basin Management* [online]. Disponível: <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1909603>. Acesso: 31 jan. 2022
- Markham, B. L.; Helder, D. L., 2012. Forty-year calibrated record of earth-reflected radiance from Landsat: A review. *Remote Sensing of Environment* [online] 122. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.06.026>. Acesso: 05 fev. 2017
- Mello, K. et al., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management* [online] 270. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879> . Acesso: 30 jan. 2022
- Mendoza, M. E. et al., 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed

- level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography* [online] 31. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.05.010>. Acesso: 08 jun. 2017
- Miller, R. B.; Small, C., 2003. Cities from space: Potential applications of remote sensing in urban environmental research and policy. *Environmental Science & Policy* [online] 6. Disponível: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(03\)00002-9](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(03)00002-9) (03) 00002-9. Acesso: 08 jun. 2017
- Moraes, M. E. B.; Lorandi, R., 2016. Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas. Editus-Editora da UESC. 283p
- Mukherjee, A. et al., 2019. Impact of sanitation and socio-economy on groundwater fecal pollution and human health towards achieving sustainable development goals across India from ground-observations and satellite-derived nightlight. *Scientific Reports* [online] 9. Disponível: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37186-2>. Acesso: 31 jan. 2022
- Oliveira Andreoli. et al. A importância do planejamento regional para a manutenção dos usos múltiplos da água em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* [online] 52. Disponível: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190479>. Acesso: 30 jan. 2022
- Ongley, E. D., 2001. Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas. Campina Grande: UFPB, p. 92. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000400025>. Acesso: 08 jun. 2017.
- Ou, Y. et al., 2016. Landscape influences on water quality in a riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China., *Environmental Earth Sciences* [online] 75. Disponível: [10.1007/s12665-015-4884-7](https://doi.org/10.1007/s12665-015-4884-7). Acesso: 27 abr. 2021
- Pata, U. K.; Aydin, M.; Haousas, I., 2021. Are natural resources abundance and human development a solution for environmental pressure? Evidence from top ten countries with the largest ecological footprint. *Resources Policy* [online] 70. Disponível: [10.1016/j.resourpol.2020.101923](https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101923). Acesso: 05 abr. 2021
- Pinheiro, J.A.C. et al., 2019. Processos hidrológicos na bacia hidrográfica do Córrego Zerede em Timóteo - MG. *Ciência Florestal* [online] 29. Disponível: <https://doi.org/10.5902/198050984677>. Acesso: 31 jan. 2022
- PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2021. Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM.
- Rafiee, R.; Mahiny, A. S.; Khorasani, N., 2009. Assessment of changes in urban green spaces of Mashad city using satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* [online] 11. Disponível: [10.1016/j.jag.2009.08.005](https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.08.005). Acesso: 08 jun. 2017
- Ren, W. Y. et al., 2003. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai: 1947–1996. *Environment International* [online] 29. Disponível: [10.1016/S0160-4120\(03\)00051-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00051-5). Acesso: 12 maio. 2021
- Resende, A.V., 2002. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. EMBRAPA Cerrados. Documentos 57. 29p
- Sales, J. C. A., 2015. Metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na bacia hidrográfica do rio Una, Ibiuna/SP. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba
- Sales, J. C. A. et al., 2019. Proposal of methodology for spatial analysis applied to human development index in water basins. *GeoJournal* [online] 84. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1007/s10708-018-9894-z](https://dx.doi.org/10.1007/s10708-018-9894-z). Acesso: 08 mai. 2021
- Sales, J. C. A. et al., 2021. Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. *Scientia Plena* [online] 17. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scientia.2021.100000>

- <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.075301>. Acesso: 01 jan. 2021
- Selemani, J. et al., 2018. Nutrients' distribution and their impact on Pangani River Basin's ecosystem - Tanzania. Environmental Technology [online] 39. Disponível: 10.1080/09593330.2017.1310305. Acesso: 05 abr. 2021
- Simonetti, V. C., Silva D. C. C, Rosa, A. H., 2019. Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Itupararanga (SP), Brasil. Geosul [online] 34. Disponível: <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p01>. Acesso: 31 jan. 2022
- Simonetti, V. C. et al., 2019. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. International Journal of River Basin Management [online] 23. Disponível: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v23i1.2037>. Acesso: 31 ja. 2022
- Simonetti, V. C., Silva, D. C. C., Rosa, A. H., 2022. Correlação espacial compartimentada dos padrões de drenagem com características morfométricas da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim. REVISTA BRASILEIRA DE GEOMORFOLOGIA [online]. Disponível: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v23i1.2037> Acesso: 01 jan. 2022
- Smith, W.S., 2005. A bacia do rio Sorocaba: caracterização e principais impactos. Revista Científica do IMAPES, 3, 51-57
- SMA-SP. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2019. Sistema ambiental paulista: Área de Proteção Ambiental Itupararanga. Disponível: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2019/11/apa-itupararanga-completa-21-anos-de-preservacao-ambiental/>. Acesso: 09 jun. 2021
- Souza, M. M.; Gastaldini, M. C. C., 2014. Water quality assessment in watersheds with different anthropogenic impacts. Eng. Sanit. Ambient [online] 19. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>. Acesso: 05 abr. 2021
- Su, F.; Wu, J.; He, S., 2019. Set pair analysis-Markov chain model for groundwater quality assessment and prediction: a case study of Xi'an City, China. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal [online] 25. Disponível: <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1568860>. Acesso: 2 fev. 2022
- Surya, B. et al., 2021. Economic Growth, Increasing Productivity of SMEs, and Open Innovation. Journal Open Innovation Technology, Market, and Complex [online] 7. Disponível: <https://doi.org/10.3390/joitmc7010020>. Acesso: 01 jan. 2022
- UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, 2019. O Relatório Mundial de Desenvolvimento Hídrico das Nações Unidas 2019: Não deixando ninguém para trás UNESCO, Paris. Disponível <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2019/Google Scholar>. Acesso: 31 jan. 2022
- USGS. United States Geological Survey, 2017. Earth Explorer. 2017. Disponível: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso: 09 jun. 2017
- Wilson, C. Weng, Q., 2010. Assessing surface water quality and its relation with urban land cover changes in the Lake Calumet Area, Greater Chicago. Environmental Management Watershed versus riparian zone. Ecological Indicators [online] 113. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>. Acesso: 3 fev. 2022. [online] 45. Disponível: 10.1007/s00267-010-9482-6. Acesso: 09 jun. 2017
- Wilson, B.; Chakraborty, A., 2013. The Environmental Impacts of Sprawl: Emergent Themes from the Past Decade of Planning Research. Sustainability [online] 8. Disponível: 10.3390/su5083302. Acesso: 25 jun. 2021
- Youssef, A.; Sewilam, H.; Khad, Z., 2020. Impact of Urban Sprawl on Agriculture Lands in Greater Cairo. Journal of Urban Planning and Development [online] 146. Disponível:

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000623](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000623). Acesso: 30 jan. 2022.

Zafar, M. W., 2020. How renewable energy consumption contribute to environmental quality? The role of education in OECD countries. *Journal of Cleaner Production* [online] 248. Disponível: 10.1016/j.jclepro.2020.122149. Acesso: 09 jun. 2021.

Zhang, Q. et al., 2019. Does Urban Sprawl Inhibit Urban Eco-Efficiency? Empirical Studies of Super-Efficiency and Threshold Regression Models. *Sustainability*, v. 11, 2019

Zhang, J., Li, S., Jiang, C., 2020. Effects of land use on water quality in a River Basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: