



## Análise da interferência antrópica na qualidade das águas superficiais da Bacia

### Hidrográfica do Rio Cotia (SP)

Bruno Pereira Toniolo<sup>1</sup> Vanessa Cezar Simonetti<sup>2</sup> Roberto Wagner Lourenço<sup>3</sup> e

Darllan Collins da Cunha e Silva<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Mestrado em Ciências Ambientais. Universidade Estadual Paulista - Unesp. Sorocaba, São Paulo - Brasil. [bruno.toniolo@unesp.br](mailto:bruno.toniolo@unesp.br)

<sup>2</sup> Doutora em Ciências Ambientais. Universidade Estadual Paulista - Unesp. Sorocaba, São Paulo - Brasil. [va\\_simonetti@hotmail.com](mailto:va_simonetti@hotmail.com)

<sup>3</sup> Doutor em Geociências. Universidade Estadual Paulista - Unesp. Sorocaba, São Paulo - Brasil. [roberto.lourenco@unesp.br](mailto:roberto.lourenco@unesp.br)

<sup>4</sup> Doutor em Ciências Ambientais. Universidade Estadual Paulista - Unesp. Sorocaba, São Paulo - Brasil. [darllan.collins@unesp.br](mailto:darllan.collins@unesp.br)

### Notas dos autores

Os autores declaram não possuir conflitos de interesse.

A correspondência relacionada a este artigo deve ser enviada para Vanessa Cezar Simonetti - [va\\_simonetti@hotmail.com](mailto:va_simonetti@hotmail.com)

Cite como - American Psychological Association (APA)

Toniolo, B. P., Simonetti, V. C., Lourenço, R. W., & Cunha e Silva, D. C. (2024). Analysis of anthropic interference in the quality of surface water in the Cotia River Basin (SP). *J. Environ. Manag. & Sust.*, 13(1), 1-35, e23004. <https://doi.org/10.5585/2024.23004>





## Resumo

**Objetivo:** Avaliar sazonalmente a qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC) pelo do Índice da Qualidade da Água (IQA) entre 2002 a 2018, correlacionando-a com as classes de uso e ocupação da terra existentes nesta bacia.

**Metodologia:** Foram utilizados os dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), de 2002 a 2018 em cinco áreas de contribuição (ACs) da BHRC (P1 a P5), calculando-se o IQA para o período seco e chuvoso. Foi calculado o Índice de Transformação Antrópica (ITA) e este foi relacionado com o IQA por meio da correlação de Pearson.

**Originalidade/Relevância:** Utilizar os dados de uma bacia hidrográfica monitorada para determinar, a partir de uma série histórica, a qualidade da água em função da quantificação dos efeitos deletérios da ação antrópica.

**Resultados:** O IQA médio da BHRC foi classificado como Regular para ambos os períodos analisados, com distinção entre as ACs, de forma que o P5, correspondente à Reserva Florestal do Morro Grande (RFMG), possui qualidade Ótima, enquanto as que possuem áreas antropizadas apresentaram IQA variando entre Regular e Ruim. O ITA qualificou a bacia como de degradação média e a RFMG como de degradação fraca, contudo as ACs antropizadas alternaram entre degradação média e forte. A correlação linear entre o ITA e o IQA confirmou que as classes antropizadas de uso da terra influenciam de forma contrária na qualidade da água, sendo corroborada pelos valores dos parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Fósforo Total (FT) que ficaram fora dos limites estabelecidos pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

**Contribuições:** O estudo evidenciou que o comportamento da qualidade da água na BHRC atua de forma heterogênea em função das ACs, revelando que as áreas mais antropizadas da bacia influenciaram negativamente na qualidade da água, servindo de suporte no âmbito da gestão dos recursos hídricos.

*Palavras-chave:* indicador, poluição hídrica, saneamento básico, geoprocessamento





## **Analysis of anthropic interference in the quality of surface water in the Cotia River Basin (SP)**

### **Abstract**

**Objective:** To seasonally evaluate the water quality of the Cotia River Basin (CRB) by the Water Quality Index (WQI) between 2002 and 2018, correlating it with the classes of land use and occupation existing in this basin.

**Methodology:** Data from the Environmental Company of São Paulo State were used from 2002 to 2018 in five contribution areas (CAs) of the CRB (P1 to P5), calculating the WQI for the dry and rainy seasons. The Anthropic Transformation Index (ATI) was calculated and it was related to the WQI through Pearson's correlation.

**Originality/Relevance:** Take advantage of data from a monitored watershed to determine, from a historical series, the water quality as a function of quantifying the deleterious effects of human action.

**Results:** The average WQI of the CRB was classified as Regular for both analyzed periods, with distinction between the CAs, so that P5, corresponding to the Morro Grande Forest Reserve (MGFR), has Excellent quality, while those with anthropized areas presented WQI varying between Regular and Bad. The ATI classified the basin as having medium degradation and the MGFR as having weak degradation, however the anthropic CAs alternated between medium and strong degradation. The linear correlation between the ATI and the WQI confirmed that the anthropic classes of land use influence the opposite way in the water quality, being corroborated by the values of the parameters Dissolved Oxygen (DO), Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Total Phosphorus (TF) that were outside the limits established by Resolution 357/2005 of the National Council for the Environment.

**Contributions:** The study showed that the behavior of water quality in the CAs acts in a heterogeneous way, revealing that the most anthropized areas of the basin are influencing the water quality, serving as support in the context of water resources management.





*Keywords:* indicator, water pollution, sanitation, geoprocessing

## **Análisis de la interferencia antrópica en la calidad del agua superficial en la Cuenca del Río Cotia (SP)**

### **Resumen**

**Objetivo:** Evaluar estacionalmente la calidad del agua de la Cuenca del Río Cotia (CRC) mediante el Índice de Calidad del Agua (ICA) entre 2002 y 2018, correlacionándolo con las clases de uso y ocupación del suelo existentes en esta cuenca.

**Metodología:** Se utilizaron datos de la Empresa Ambiental del Estado de São Paulo (CETESB) de 2002 a 2018 en cinco áreas de contribución (AC) de la CRC (P1 a P5), calculándose el ICA para las estaciones seca y lluviosa. Se calculó el Índice de Transformación Antrópica (ITA) y se relacionó con el ICA mediante la correlación de Pearson.

**Originalidad/Relevancia:** Usar los datos de una cuenca monitoreada para determinar, a partir de una serie histórica, la calidad del agua en función de cuantificar los efectos deletéreos de la acción humana.

**Resultados:** El valor ICA promedio de la CRC se clasificó como Regular para ambos periodos analizados, con distinción entre las AC, de manera que P5, correspondiente a la Reserva Forestal Morro Grande (RFMG), tiene calidad Excelente, mientras que aquellas con áreas antrópicas presentaron ICA que van desde Regular a Malo. El ITA clasificó la cuenca como de degradación media y la RFMG como de degradación débil, sin embargo, las AC antrópicas alternaron entre degradación media y fuerte. La correlación lineal entre el ITA y el ICA confirmó que las clases antrópicas de uso del suelo influyen de manera opuesta en la calidad del agua, siendo corroborado por los valores de los parámetros Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Total Fósforo (FT) que se encontraban fuera de los límites establecidos por la Resolución 357/2005 del Consejo Nacional del Medio Ambiente (CONAMA).





**Aportes:** El estudio evidenció que el comportamiento de la calidad del agua en las AC actúa de forma heterogénea, revelando que las zonas más antrópicas de la cuenca están influyendo en la calidad del agua, sirviendo de apoyo en el ámbito de los recursos hídricos.

*Palabras-clave:* indicador, contaminación del agua, saneamiento, geoprosesamiento

## Introdução

De acordo com as projeções do relatório das Nações Unidas (ONU, 2022), a população mundial atingirá cerca de 8,5 bilhões em 2030, fato que intensifica a pressão nos recursos naturais, uma vez que a demanda por expansão urbana, terras agricultáveis, matérias-primas e produção industrial aumentam consideravelmente.

Nesse sentido, os recursos naturais e o sistema físico estão em constante modificação devido às atividades antrópicas, e estas mudanças podem impactar de forma negativa a sociedade e o meio ambiente devido à degradação ambiental (Bezerra et al., 2022; Hasan et al., 2020; Silva et al., 2021). A degradação ambiental ocorre de diversas formas, sendo necessários estudos que quantifiquem os efeitos das atividades antrópicas sobre o meio ambiente de modo a subsidiar ações de proteção e gestão, especialmente no tocante aos impactos do uso da terra na qualidade da água (Simonetti et al., 2019; Bifano et al., 2020; Nong et al., 2020; Santos et al., 2020; Silva et al., 2022).

Desta forma, a análise integrada de dados espaciais pode contribuir de forma significativa na identificação dos diferentes tipos de degradação resultantes dessas modificações (Melo et al., 2019). Segundo Silva et al. (2017), um importante atributo na análise integrada de dados espaciais consiste na geração de indicadores de sustentabilidade ambiental, em especial na degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas decorrentes especialmente das ações humanas. Assim, a qualidade da água é fundamental para a garantia da segurança hídrica, de maneira que os métodos avaliativos estejam em



constante desenvolvimento para assegurar sustentavelmente a saúde pública (Nong et al., 2020; Valentini, Santos & Vieira, 2021; Machado et al., 2022).

Dentre os índices utilizados no monitoramento da qualidade das águas superficiais, destaca-se o Índice de Qualidade da Água (IQA), que permite avaliar quantitativamente o estado da água (CETESB, 2017). O Índice de Qualidade das Águas foi criado pela *National Sanitation Foundation*, nos Estados Unidos, sendo adotado pela CETESB em 1975 no Estado de São Paulo; posteriormente, o IQA foi adotado por outros Estados brasileiros, sendo o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil atualmente (CETESB, 2017).

Assim, considera-se o IQA eficiente na representação das condições de poluição dos corpos hídricos, facilitando análises comparativas entre locais distintos de amostragem e identificando as alterações nas tendências da qualidade da água (NSF, 2010; Valentini, Santos & Vieira, 2021; Silva et al., 2022). Segundo Valentini, Santos & Vieira (2021), a utilização do IQA mostra-se uma ferramenta útil, pois esse índice tem a vantagem de resultar em um número único, de fácil comunicação e compreensão.

Portanto, o entendimento dos efeitos do uso da terra relacionados com as condições ambientais que refletem na qualidade da água é necessário para prever a poluição dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, especialmente as que não são monitoradas e carecem de informações (Silva et al., 2022). Assim, o uso das geotecnologias auxilia na análise ambiental, avaliando como a antropização da paisagem se comporta espacialmente e influencia as condições qualitativas em bacias hidrográficas (Silva et al., 2017; Sonnenberg et al., 2020; Almeida et al., 2022).

Considerando a importância da associação correlata do uso múltiplo da terra com a qualidade da água e com a poluição difusa, diversos autores realizaram estudos nesse âmbito, tais como o de Steinke, Ferreira & Saito (2012) que calcularam a carga poluente nas áreas úmidas da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim – fronteira entre Brasil e Uruguai, o de Silva et al. (2017) que propuseram indicadores de sustentabilidade na Bacia Hidrográfica do Rio Una (SP),





enquanto Melo et al. (2019) utilizaram mapas auto-organizáveis utilizando redes neurais para buscar identificar possíveis padrões de uso da terra na qualidade da água de um importante reservatório de abastecimento público de água no município de Sorocaba (SP).

Neste contexto, este estudo tem por objetivo avaliar a qualidade da água em cinco áreas de contribuição da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (SP) (BHRC), por meio da determinação do Índice da Qualidade da Água (IQA) no período de 2002 a 2018, levando em consideração os efeitos de sazonalidade e correlacionando-os com as diferentes classes de uso e ocupação da terra existentes na bacia.

### **Material e métodos**

#### **Área de Estudo**

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi selecionada a Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), situada à oeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), contemplando os municípios de Barueri (2,80%), Carapicuíba (6,92%), Cotia (79,32%), Embu das Artes (7,01%), Jandira (2,81%) e Vargem Grande Paulista (1,15%).

A área de estudo possui 251,36 km<sup>2</sup>, sendo dividida em duas regiões com características específicas em relação às suas diferenças físicas e de situação de preservação do meio ambiente: Baixo Cotia e Alto Cotia (SABESP, 2019).

A área de estudo situa-se num clima subtropical úmido denominado Cwa, com verões quentes e invernos secos, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (EMBRAPA, 2018), com temperatura média no inverno de 16°C, enquanto no verão a temperatura média é de 22°C. A precipitação pluviométrica média anual apresenta variação de 1380 a 1730 mm, com maior intensidade à montante da bacia hidrográfica (DAEE, 2020). A vegetação da área de estudo é composta majoritariamente por cobertura de florestas ombrófila densa e mesófila semidecidual (São Paulo, 2007).

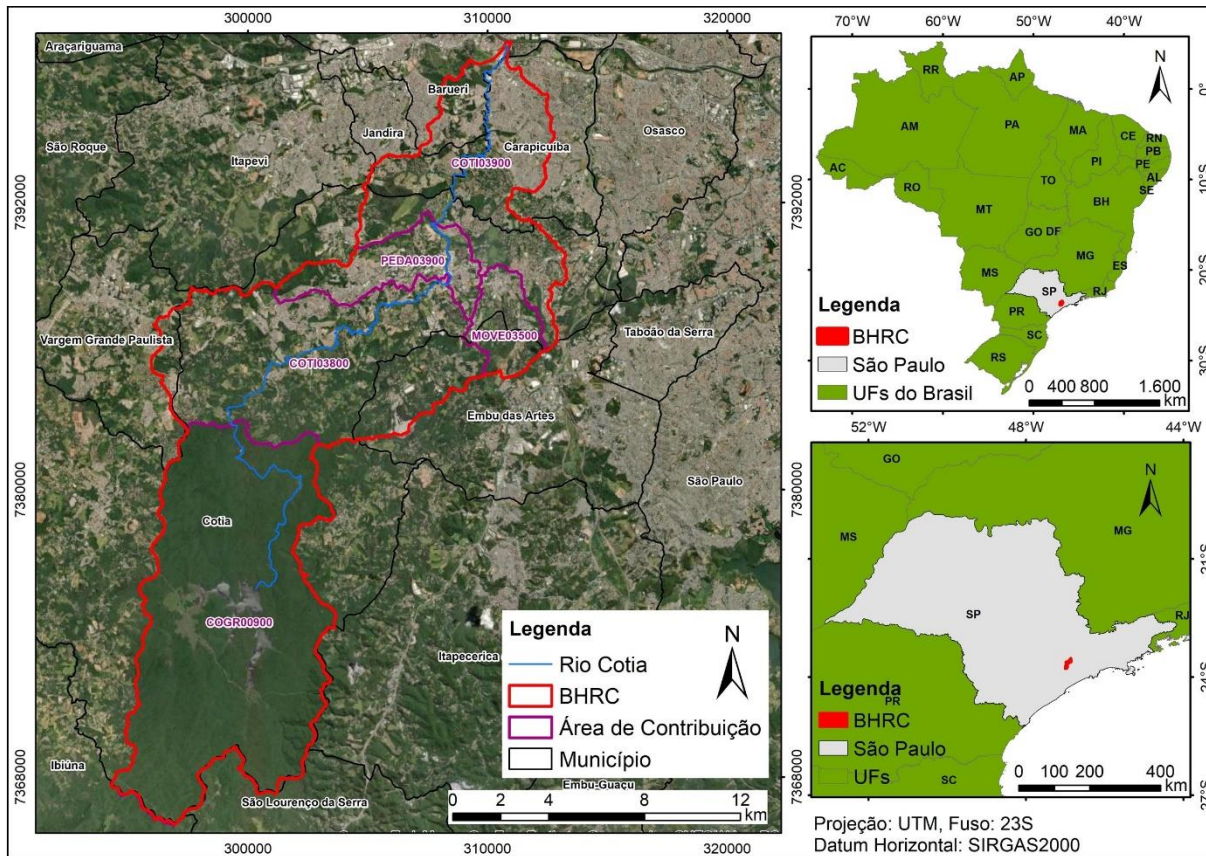
O Baixo Cotia apresenta um cenário altamente urbanizado, com córregos constantemente contaminados e assoreados, decorrentes de ocupação não planejada, falta de

estrutura de saneamento básico e presença de atividades industriais, o que acaba comprometendo a qualidade da água tratada (São Paulo, 2007).

A Figura 1 apresenta a posição espacial da BHRC.

### Figura 1

Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC)



Fonte: Elaboração própria.

Segundo Metzger et al. (2006), o Alto Cotia sofre pouca pressão antrópica por possuir a Reserva Florestal do Morro Grande (RFMG) que é um dos maiores remanescentes florestais do Planalto Atlântico Paulista, porém o local já conviveu com forte desmatamento para a expansão da malha urbana e agricultura, e mais antigamente para exploração de carvão e



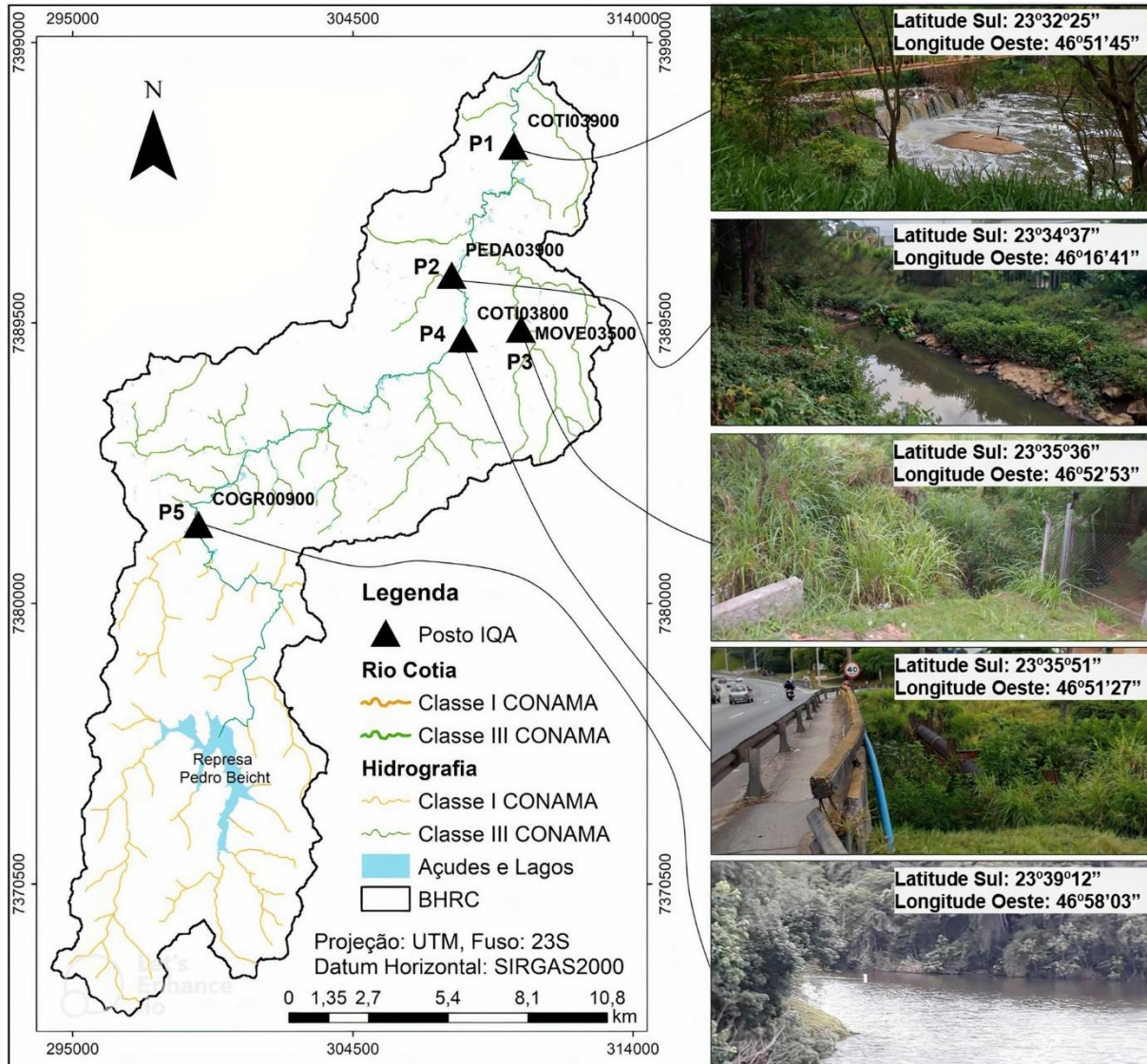


lenha. Na Reserva do Morro Grande estão localizadas as cabeceiras do Rio Cotia, as Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça, e desde 1916 o Sistema Produtor do Alto Cotia, operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), fornece água para mais de 500 mil moradores da Região Metropolitana de São Paulo.

Conforme a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE, 2020), a população residente da BHRC era de aproximadamente 495 mil habitantes para o ano de 2019, 445 mil habitantes para o ano de 2011 e 390 mil habitantes para o ano de 2002, apresentando uma taxa de crescimento populacional aproximada de 12% para ambos os períodos.

### **Procedimentos metodológicos**

Para a elaboração do índice de qualidade da água (IQA) foram usados os dados do Portal Infoáguas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2019), escolhendo-se cinco estações de monitoramento dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), conforme apresentado na Figura 2.

**Figura 2***Mapa de localização dos postos de monitoramento*

Fonte: Elaboração própria.

As visitas de campo para análise da paisagem nos locais de monitoramento da qualidade da água foram realizadas entre os meses de outubro e novembro de 2019. As observações foram feitas em um circuito percorrido da jusante à montante do Rio Cotia e divididas nas áreas de contribuição.



De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005), e conforme disposto na Figura 2, a Classe I abrange o Rio Cotia e todos seus afluentes até a Barragem das Graças, e a Classe III abrange o mesmo e todos os seus afluentes da Barragem das Graças em Cotia até a Barragem de Isolina, na divisa entre os municípios Barueri e Carapicuíba (São Paulo, 1977). Desta forma, somente o posto de monitoramento COGR00900 (P5) se enquadra na Classe I, enquanto os outros quatro postos se enquadram na Classe III (P1 ao P4).

O IQA foi analisado segundo a metodologia proposta pela CETESB (2019), sendo calculado pelo produto ponderado (Equação 1) dos valores dos nove parâmetros que compõem o IQA com seus respectivos pesos ( $w_i$ ) indicados nos parênteses: Oxigênio Dissolvido (OD - 0,17); Coliformes Termotolerantes (TC - 0,15); Potencial Hidrogeniônico (pH - 0,12); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO - 0,10); Nitrogênio Total (NT - 0,10); Fósforo Total (FT - 0,10); Turbidez (0,08), Temperatura (0,10) e Sólidos Totais (ST - 0,08). Portanto, cada variável é ponderada por um valor  $w_i$  entre 0 e 1, e a soma de todos os pesos é igual a 1. O resultado do IQA é um número expresso entre 0 e 100, baseados por meio de curvas normalizadoras (CETESB, 2019).

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

Sendo:

$q_i$  é a qualidade do parâmetro  $i$ , adquirido através da curva média qualitativa (parâmetro gráfico) em função de sua medida;

$w_i$  é o peso dado ao parâmetro em função de sua prioridade na qualidade.

De acordo com a classificação do IQA, a qualidade das águas superficiais em estado bruto pode variar em uma escala de 0 a 100, sendo: de 0 a 19 classificado como de qualidade “Péssima”; 20 a 36, “Ruim”; 37 a 51, “Regular”; 52 a 79, “Boa”; e 80 a 100, “Ótima” (CETESB, 2019).



Assim, para melhor representar a sazonalidade dos dados de qualidade da água na BHRC, o IQA foi separado em período seco (ps) e chuvoso (pc) no intervalo de 2002 a 2018, sendo convencionados  $IQA_{ps}$  para a estação seca e  $IQA_{pc}$  para a estação chuvosa.

As Áreas de Contribuição (AC's) foram delimitadas conforme proposto por Toniolo (2021), as quais são equivalentes a bacias hidrográficas em função dos cinco postos de monitoramento, com auxílio de técnicas de geoprocessamento (Figura 2), de forma a auxiliar na análise espacial do IQA.

Os valores do IQA foram calculados no software livre IQAData Versão 2010 (Posselt & Costa, 2010) e depois transferidos ao Excel. Com o auxílio do software BioEstat 5.3 (Ayres et al., 2007), os valores do  $IQA_{pc}$  e do  $IQA_{ps}$  foram analisados estatisticamente, sendo estes aplicados por AC.

O Índice de Transformação Antrópica, proposto por Lèmechev (1982) (Equação 2) foi utilizado para quantificar a pressão antropogênica sobre os diversos tipos de ocupação da paisagem, seja natural ou artificial, isto é, as classes de uso e ocupação da terra, com um intervalo de 0 a 10, sendo atribuído a 0 mínima ou nenhuma pressão e a 10 pressão antrópica máxima.

$$ITA = \sum \frac{(\%USO \times PESO)}{100} \quad (2)$$

Sendo: USO é a área em valores percentuais de uma determinada classe de uso da terra; e PESO é o valor atribuído aos diferentes tipos de uso de terra referente ao grau de modificação antrópica.

Para a variável USO foi utilizado, como subsídio, o mapa de uso e ocupação da terra elaborado por Toniolo (2020), para os anos de 2002 e 2011 e 2019, a partir da atualização manual dos polígonos de classe "Atlas do Uso e Ocupação do Solo dos Municípios da RMSP



“(EMPLASA, 2006), ano de 2002 e fotointerpretação de imagens ortoretificadas (Novo, 2010), anos de 2011 e 2019, cedidas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

Para a variável PESO, aplicou-se a média aritmética de pesos utilizados em outros estudos pelos pesquisadores Karnaukhova (2000); Ortega (2011); Gouveia, Galvanin & Neves (2013); Rodrigues et al. (2014) e Lopes et al. (2017), sendo: 8,3 para aglomerado subnormal; 6,9 para agropecuária; 8,8 para área urbana; 9,2 para aterro sanitário; 2,9 para hidrografia; 9,1 para indústria; 10,0 para mineração; 5,8 para pastagem; 3,2 para reflorestamento; 7,5 para solo exposto; e 0,8 para vegetação arbórea.

De modo a avaliar a possível influência do uso e ocupação da terra sobre a qualidade da água, foi aplicado o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) sobre o IQA e o ITA para cada classe de uso da terra, sendo que a verificação da associação foi feita por meio do teste de hipótese *T Student*, indicado para um conjunto de até 30 amostras, com um nível de significância de 5% e com  $n - 2$  graus de liberdade, conforme Bruce & Bruce (2019). Para o cálculo desta correlação também foi utilizado o programa BioEstat 5.3 (Ayres et al., 2007).

A classificação da correlação foi adaptada de Santos et al. (2019), sendo:  $r = 1$ , perfeita positiva;  $0,8 \leq r < 1$ , forte positiva;  $0,5 \leq r < 0,8$ , moderada positiva;  $0,1 \leq r < 0,5$ , fraca positiva;  $0 \leq r < 0,1$ , ínfima positiva;  $r = 0$ , nula;  $0 < r < -0,1$ , ínfima negativa;  $-0,1 \leq r < -0,5$ , fraca negativa;  $-0,5 \leq r < -0,8$ , moderada negativa;  $-0,8 \leq r < -1$ , forte negativa e  $r = -1$  perfeita negativa.

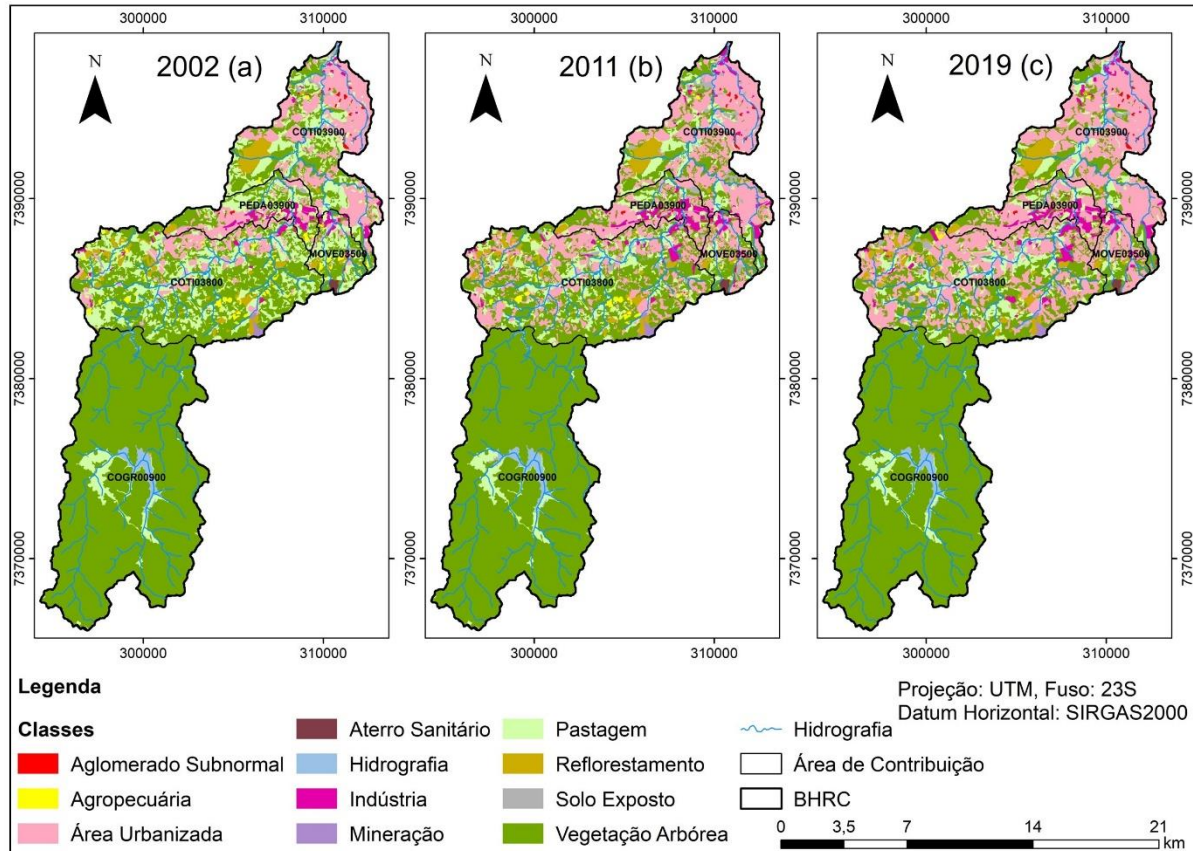
### Resultados e discussão

A respeito do uso e da ocupação da terra, conforme a Figura 3 (a – c), constata-se que a BHRC possuía, em 2002, uma proporção de 81,13% de áreas naturais em relação à sua área total, enquanto as áreas antropizadas correspondiam a 18,87%. Já em 2011, a porcentagem de áreas naturais reduziu para 71,61%, enquanto as áreas antropizadas aumentaram para 28,39%. Por fim, em 2019, a BHRC apresentou uma proporção ainda menor de áreas naturais,

correspondendo a 66,40% da área total, enquanto as áreas antropizadas cresceram para 33,60%.

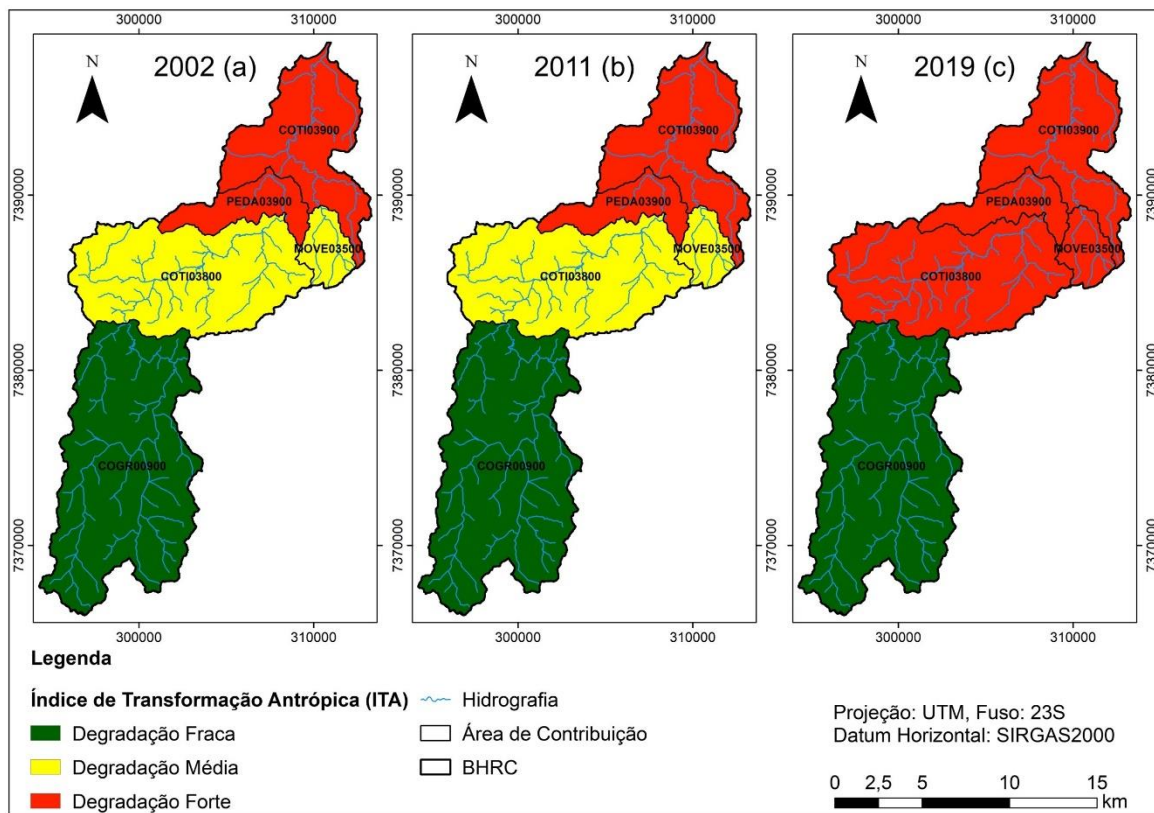
**Figura 3**

*Mapas de uso e ocupação da terra para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c)*



Fonte: Toniolo (2020).

Ainda, de acordo com a Figura 3 (a – c), é possível evidenciar uma constante redução das áreas naturais da BHRC, cedendo espaço para as classes antropizadas, tais como às áreas urbanizadas e industriais. Assim, para melhor evidenciar a evolução da antropização da bacia hidrográfica, é apresentado o Índice de Transformação Antrópica (ITA) para cada AC no período de 2002, 2011 e 2019 Figura 4(a – c).

**Figura 4***Mapas do ITA para 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c)*

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados obtidos por meio dos cálculos do (ITA) aplicado às classes de uso da terra permitiram classificar de forma geral a BHRC como de degradação média para os três anos analisados, tendo as seguintes notas: 3,10 para 2002, 3,50 para 2011 e 3,84 para 2019.

Na Figura 4(a – c) é possível visualizar que a AC com menor degradação é a do P5 (COGR00900), devido esta região ser protegida ambientalmente, inibindo a pressão antrópica. As demais AC's, inseridas no Baixo Cotia, apresentaram antropização crescente durante o período analisado, variando entre Degradação Média e Degradação Forte.

A partir da análise das classes que compõem o ITA, a área urbana e a pastagem exibiram as maiores áreas ocupadas referentes ao uso da terra para a BHRC, sendo que para



o ano de 2002, o valor do ITA foi de 2,17, correspondendo a 31,11%, enquanto o ITA para o ano de 2011 foi de 2,45 (31,82%), e 2,90 (36,36%) para o ano de 2019. Contudo, ressalta-se que a área urbana apresentou um crescimento contínuo (ITA igual a 1,1 em 2002; 1,81 em 2011 e 2,35 em 2019), enquanto a pastagem obteve um declínio contínuo (ITA igual a 1,07 em 2002; 0,64 em 2011 e 0,55 em 2019).

A classe de indústrias na BHRC apresentou um crescimento acentuado de 2002 para 2011, com um valor de ITA igual a 0,13 (1,48%) e 0,22 (2,42%) respectivamente, porém, de 2011 até 2019 manteve-se estagnada. Isto ocorreu devido à baixa expansão das fábricas neste segundo intervalo: em 2011 na BHRC havia 607,04 ha desta classe e em 2019 foi para 607,48 ha, isto é, um aumento de apenas 0,40%.

As classes de mineração e aterro sanitário na BHRC se mantiveram estáveis durante o período, com um ITA médio de 0,02 (0,18%) e 0,01 (0,13%), respectivamente. As áreas de aglomerado subnormal e reflorestamento também apresentaram um comportamento constante no período, com um ITA médio igual a 0,02 (0,24%) e 0,09 (2,74%), de forma respectiva. A classe de hidrografia, correspondente aos açudes e às represas da área de estudo, também se manteve relativamente constante durante os três anos de estudo, apresentando um valor médio do ITA igual a 0,03 (1,21%).

A classe de solo exposto na BHRC apresentou um aumento do ITA de 2002 para 2011 de 0,05 (0,73%) e 0,12 (1,55%), respectivamente; contudo, para o ano de 2019 exibiu uma queda, com valor do ITA igual a 0,07 (0,89%). As atividades agropecuárias diminuíram significativamente, sendo que em 2002 apresentou um ITA igual a 0,06 (0,86%), em 2011 um ITA igual a 0,03 (0,47%) e em 2019 um ITA igual a 0,01 (0,11%).

Por fim, as matas e fragmentos florestais, correspondentes à classe de vegetação arbórea na BHRC, apresentaram um declínio durante o período, explicado também pela impermeabilização do solo, obtendo, para 2002, um valor de ITA igual a 0,52 (61,40%), para o ano de 2011 um ITA igual a 0,50 (59,11%), enquanto para o ano de 2019 o ITA foi igual a 0,47



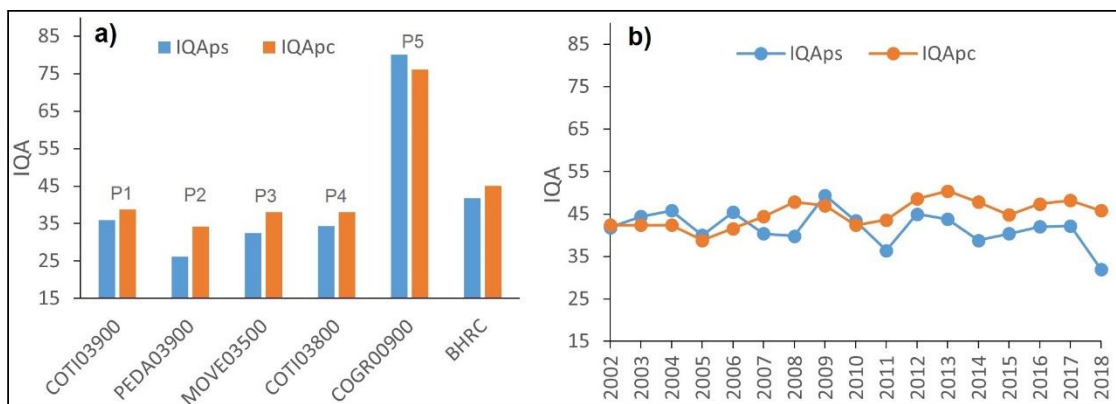
(55,77%). Salienta-se que, embora esta classe possua a terceira predominância na contribuição do ITA, ela é a que possui a menor intensidade de degradação, isto é, um peso de somente 0,8.

A degradação forte das AC's do Baixo Cotia advém das áreas urbanas, industriais e de aglomerado subnormal, de maneira que a baixa atividade agropecuária na BHRC e a predominância das áreas naturais condizem com o resultado do ITA apresentado. Infelizmente, o valor do ITA tende a crescer na BHRC, devido à expansão da ocupação urbana, de forma que as regiões de vegetação natural e dos recursos hídricos são os pontos mais vulneráveis desta pressão antrópica (Silva et al., 2017).

A Figura 5 (a – b) apresenta os gráficos da variabilidade espacial (lado esquerdo) e temporal (lado direito) respectivamente do IQA para a Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), considerando a média aritmética do IQA dos cinco postos de monitoramento.

### Figura 5

*Varição média do IQA ao longo do espaço (a) e do tempo da BHRC (b) nos períodos seco e chuvoso*



Fonte: Elaboração própria.



Verificando a Figura 5(a), observa-se que o posto que apresentou o maior valor de qualidade da água foi o P5 (COGR00900), classificado como Ótima para ambos períodos; o P4 (COTI3800) apresentou um valor de IQA de 34 para o ps e 38 para o pc, classificando-se como Regular; o P3 (MOVE03500) apresentou um valor de IQA igual a 32 (ruim) para o ps e 38 para o pc (regular); o P2 (PEDA03900) apresentou uma qualidade ruim (IQA=26 no ps e IQA=34 no pc); enquanto o P1 (COTI03900) apresentou uma qualidade regular para ambos os períodos.

O IQA médio da BHRC se enquadra como Regular, isto é, IQA igual a 42 para o período seco e IQ igual a 45 para o período chuvoso. Verificou-se também que os valores da qualidade da água são maiores no período chuvoso, corroborando com o estudo de Araujo et al. (2018), os quais constataram que a precipitação influencia com significância estatística nos valores dos parâmetros de turbidez, pH, sólidos totais, temperatura e fósforo total testados no reservatório Billings na RMSP.

A variação temporal do IQA na BHRC (Figura 5b) mostra que, de 2002 até o segundo semestre de 2006, a qualidade se manteve superior no período seco, oscilando até 2010, onde então a situação se inverte, isto é, o IQA fica com valores maiores durante o período chuvoso.

Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas as variações médias do IQA para os postos monitorados.

**Figura 6**

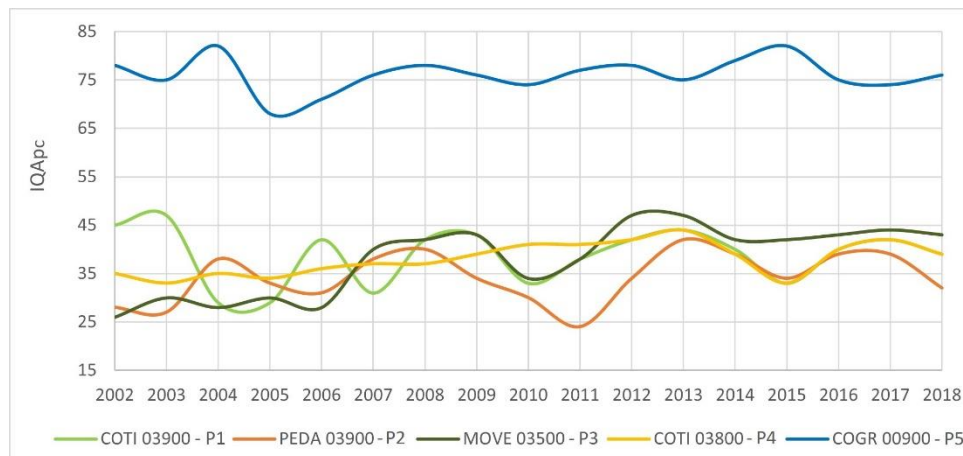
*Variação média do IQA ao longo do tempo nos postos amostrados para o período seco*



Fonte: Elaboração própria.

**Figura 7**

*Variação média do IQA ao longo do tempo nos postos amostrados para o período chuvoso*



Fonte: Elaboração própria.

Analisando os resultados apresentados nas Figuras 6 e 7 é possível observar que os melhores valores de IQA correspondem ao P5 (P5 - AC COGR00900) para ambos os períodos, com valores muito superiores aos demais postos amostrados.



O P1 sofreu uma significativa flutuação ao longo do tempo, obtendo os melhores resultados em ambos os períodos em 2003 e sofrendo um decréscimo para o ano de 2018.

O P2 (PEDA03900) também apresentou variação ao longo do tempo, sendo que de 2010 a 2012 foram encontrados os piores valores de IQA para o período seco, enquanto 2011 foi ano com o menor valor do período chuvoso.

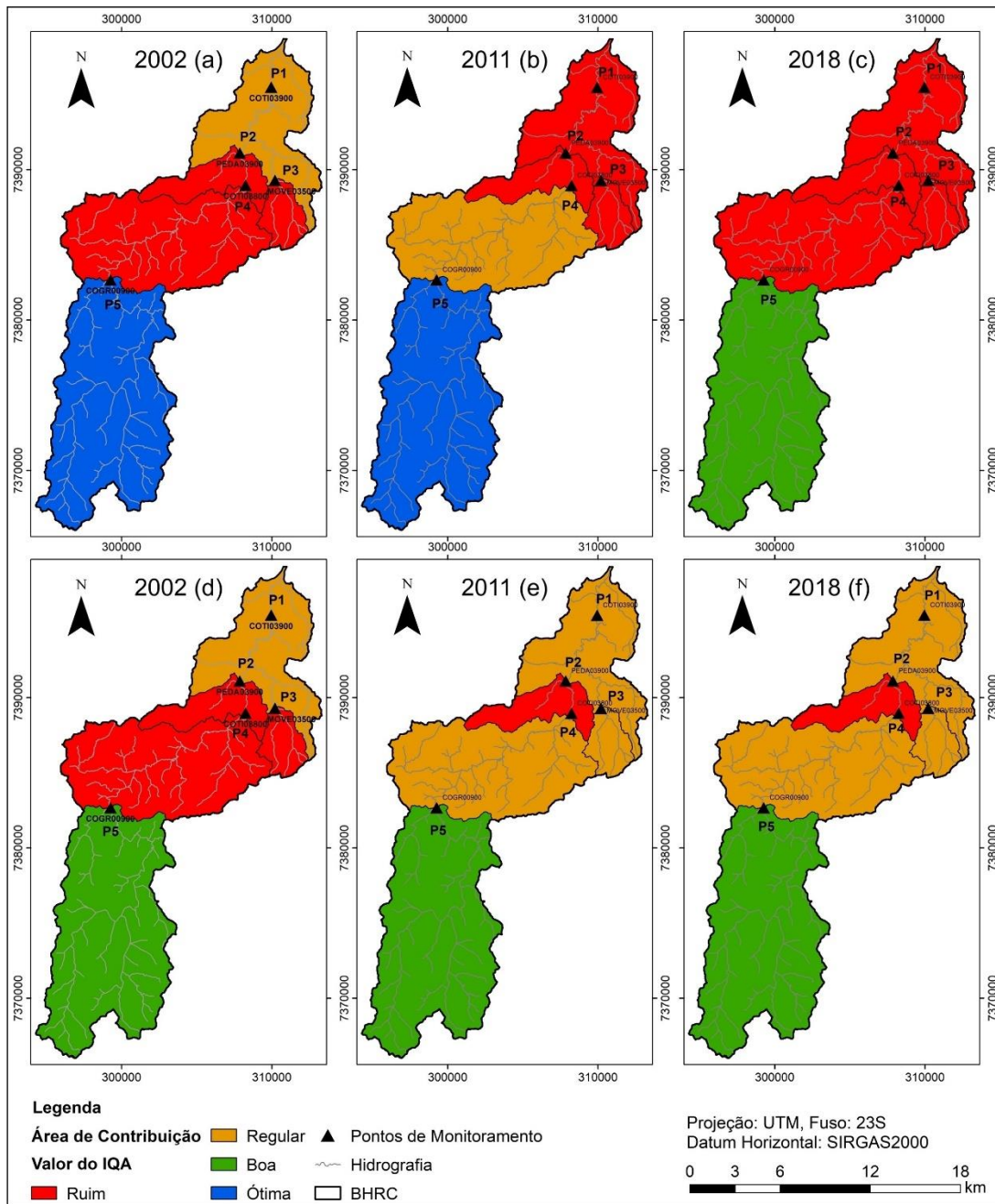
O P3 (MOVE03500) apresentou os piores valores em 2002 e 2003, no período chuvoso e seco, e ao longo do tempo apresentou um aumento no valor do IQA, sendo o ano de 2009 com o maior valor obtido no período seco, enquanto os anos de 2012 e 2013 apresentaram os maiores valores do período chuvoso. Já para o ano de 2018, o P3 apresentou um decréscimo na qualidade, principalmente no período seco.

O P4 (COTI03800) apresentou o maior valor de IQA no período seco de 2009 e em 2013 no período chuvoso, enquanto os piores valores foram obtidos em 2003 no período chuvoso e em 2018 no período seco.

De modo geral observa-se que o IQA mantém valores maiores para o período chuvoso nas áreas antropizadas e mantém valores maiores para o período seco nas áreas naturais (P5 - AC COGR00900). Isto pode ser explicado pela diluição das cargas poluentes no período de precipitação, cuja vazão do corpo hídrico é maior, mesmo que o lançamento de esgoto não tratado tenda a diminuir a intensidade da diluição (Silva et al., 2017; SABESP, 2019). Já as áreas naturais tendem a não sofrer tanta influência da precipitação devido ao estado de conservação natural que favorece a autodepuração dos corpos hídricos (CETESB, 2019, Simonetti et al., 2019). A Figura 8 (a – f) apresenta os valores médios do IQA para os anos 2002, 2011 e 2018, respectivamente.

Figura 8

(a – f). Mapas do IQA em período seco (a – c) e em período chuvoso (d – f) por área de contribuição



Fonte: Elaboração própria



Analisando a Figura 8 (a – f), verifica-se que as cinco AC's apresentaram uma oscilação nos valores de IQA nos períodos analisados. A AC do P1 (COTI03900) apresentou uma piora em sua qualidade, passando de Regular para Ruim em 2011 até 2018 no período seco, e manteve sua qualidade como Regular em todos os anos no período chuvoso.

A AC do P2 (PEDA03900) manteve seu IQA como Ruim em todos os anos e em ambos os períodos, sendo a pior área de contribuição da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia. A AC do P3 (MOVE03500) manteve seu IQA como Ruim em todos os anos analisados no período seco. Já no período chuvoso, melhorou sua classe de Ruim para Regular entre 2002 e 2011, e assim se manteve também até 2018 no referido período.

Quanto a área de contribuição do P4 (COTI03800), apresentou um acréscimo em sua qualidade, passando da classe Ruim em 2002 para Regular em 2011 no período seco, e sofrendo um novo decréscimo em sua qualidade no ano de 2018. Já no período chuvoso, passou de Ruim em 2002 para Regular no ano de 2011, e assim se manteve até 2018.

Já o P5 (COGR00900) apresentou um decréscimo na qualidade, passando de Ótima para Boa no período seco de 2011 para 2018, e manteve a qualidade Boa no período chuvoso. De modo geral, a qualidade dos corpos hídricos analisados tende a ser melhor no período chuvoso.

Os resultados da correlação de Pearson entre o Índice de Transformação Antrópica (ITA) e o Índice de Qualidade da Água (IQA) estão apresentados na Tabela 1 para o período seco (ps), bem como o nível de significância (valor de p).

**Tabela 1***Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período seco (ps)*

Classe de Solo	Coeficiente de Pearson (R)			Valor de p		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
<b>Aglomerado Subnormal</b>	-0,279	-0,658	-0,517	0,215	0,016*	0,049*
<b>Agropecuária</b>	-0,718	-0,120	-0,364	0,025*	0,370	0,147
<b>Área Urbana</b>	-0,355	-0,913	-0,934	0,154	0,000	0,000
<b>Aterro Sanitário</b>	-0,376	-0,276	-0,204	0,139	0,217	0,284
<b>Hidrografia</b>	0,939	1,000	0,984	1,000	1,000	1,000
<b>Indústria</b>	-0,627	-0,612	-0,551	0,023*	0,027*	0,046*
<b>Mineração</b>	-0,257	-0,070	-0,250	0,234	0,423	0,241
<b>Pastagem</b>	-0,908	-0,876	-0,901	0,001*	0,002*	0,001*
<b>Reflorestamento</b>	-0,414	-0,557	-0,665	0,113	0,044*	0,015*
<b>Solo Exposto</b>	-0,320	-0,592	-0,520	0,181	0,032*	0,048*
<b>Vegetação Arbórea</b>	0,832	0,908	0,886	0,999	1,000	1,000

Legenda: \* é estatisticamente significativo quando o valor de p é  $\leq 0,05$ .

Fonte: Elaboração própria.

Analisando a Tabela 1, é possível notar que das 33 correlações, somente 13 apresentaram significância estatística, sendo as classes de indústria e pastagem com significância para todo o período avaliado; aglomerado subnormal, solo exposto e reflorestamento para 2011 e 2019, e agropecuária somente para 2002. Este resultado infere que tais usos da terra foram determinantes para provocar alterações na qualidade da água, destacando-se as áreas industriais como uma correlação moderada negativa e a pastagem com uma correlação forte negativa.

Assim, as classes antropizadas apresentaram uma correlação negativa, isto é, sua maior frequência pode estar relacionada a menores valores do IQA. Estes valores ratificam a



pressão antrópica sobre o meio físico, especialmente a correlação forte da área urbana. A correlação moderada do uso industrial e a correlação fraca do aglomerado subnormal também reforçam a ocorrência dos lançamentos clandestinos de esgoto não tratado, reduzindo o oxigênio dissolvido na água e aumentando a poluição dos corpos hídricos (Von Sperling, 2005; Simonetti et al., 2019; Mendonça, Gonçalves & Rigue, 2020).

As classes de mineração e aterro sanitário também apresentaram correlações moderadas negativas, enquanto a classe que compreende a agropecuária apresentou correlação moderada negativa com significância somente no primeiro período, o que pode ser atribuído ao tamanho diminuto destas categorias em relação à área de estudo, mesmo possuindo um elevado grau de transformação antrópica e possuir o potencial para causar sérios problemas ambientais, como contaminação do solo, poluição dos cursos d'água e erosão (Schnack et al., 2018; Nery et al., 2020).

Já as classes naturais, que contemplam a vegetação arbórea e a hidrografia, apresentaram correlações positivas como forte, ou seja, sua maior contribuição espacial pode estar associada à melhora da qualidade da água, uma vez que o aporte de nutrientes gerados pela vegetação é baixo, contribuindo com a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes, favorecendo a preservação dos recursos hídricos (CETESB, 2019; Poersch et al., 2022).

A Tabela 2 apresenta os resultados de correlação ITA versus IQA para o período chuvoso (pc).



**Tabela 2***Correlação de Pearson entre ITA e IQA no período chuvoso (pc)*

Classe de Solo	Coeficiente de Pearson (R)			Valor de p		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
<b>Aglomerado Subnormal</b>	-0,333	-0,538	-0,495	0,171	0,051	0,049*
<b>Agropecuária</b>	-0,737	-0,093	-0,345	0,006*	0,398	0,161
<b>Área Urbana</b>	-0,370	-0,854	-0,913	0,143	0,000	0,000
<b>Aterro Sanitário</b>	-0,432	-0,158	-0,090	0,103	0,330	0,401
<b>Hidrografia</b>	0,952	0,972	0,960	1,000	1,000	1,000
<b>Indústria</b>	-0,626	-0,760	-0,665	0,023*	0,004*	0,015*
<b>Mineração</b>	-0,195	-0,073	-0,219	0,293	0,420	0,270
<b>Pastagem</b>	-0,928	-0,828	-0,879	0,002*	0,001*	0,001*
<b>Reflorestamento</b>	-0,387	-0,499	-0,642	0,131	0,037*	0,020*
<b>Solo Exposto</b>	-0,312	-0,670	-0,511	0,187	0,014*	0,042*
<b>Vegetação Arbórea</b>	0,873	0,821	0,830	1,000	0,999	0,999

Legenda: \* é estatisticamente significativo quando o valor de p é  $\leq 0,05$ .

Fonte: Elaboração própria.

De acordo com a Tabela 2, é possível notar que as correlações entre o ITA e o IQA, durante o período chuvoso, foram semelhantes ao período seco (Tabela 1), sendo que das 33 correlações, 12 apresentaram significância estatística, destacando-se as classes de indústria (moderada negativa) e pastagem (forte negativa) para os três anos analisados.

A classe de reflorestamento apresentou-se como determinante na alteração dos valores do IQA e possuiu uma correlação moderada nos anos de 2011 e 2019, apoiando a premissa que inicialmente as plantações florestais podem causar danos ambientais como diminuição das espécies nativas e empobrecimento do solo, pois favorecem o carreamento de sedimentos aos



corpos hídricos, porém, depois do crescimento, tendem a entrar em equilíbrio (São Paulo, 2007; Rodrigues et al., 2014).

Resultados similares foram obtidos por Araujo et al. (2018) em microbacias do reservatório Billings na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), cujas áreas antropizadas mostraram diminuição na qualidade da água e os parâmetros de turbidez, sólidos totais, condutividade elétrica e fósforo apresentaram correlação negativa e com significância estatística, enquanto Bariani et al. (2013) concluíram que a área urbana e o campo nativo podem influenciar na contaminação dos corpos hídricos do município de Itaqui – RS, uma vez que ambas as classes apresentaram correlações de Spearman significativas com a variável de bactérias mesófilas, 0,71 e 0,65 respectivamente.

Visando melhorar a qualidade da água utilizada para abastecimento público e preservar a biodiversidade contra a intervenção humana, é fundamental que políticas públicas sejam adotadas para promover a gestão de programas ambientais em bacias hidrográficas. Isso pode incluir medidas como a recomposição e manutenção da vegetação nativa e a proteção dos cursos d'água e seu entorno, reduzindo a carga poluente que chega aos rios e, por consequência, melhorando o Índice de Qualidade da Água (IQA), bem como o tratamento da água para o consumo humano (Metzger et al., 2006; SABESP, 2019; Cosso & Mariosa, 2022; Rizzo et al., 2022).

## Conclusão

O IQA obtido para o período seco, bem como para o período chuvoso, entre os anos de 2002 e 2018, foi classificado como Regular, com valores iguais a 42 e 45, respectivamente. As demais áreas de contribuição (AC's) foram classificadas com IQA Ruim para o período seco e IQA Regular para o período chuvoso, dados que ratificam o estado elevado de fragilidade ambiental no qual o Baixo Cotia está inserido.

Mesmo que o ITA da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia para o período analisado tenha sido classificado como de média degradação ambiental, nota-se a intensificação da ação



antropogênica nas AC's situadas no Baixo Cotia, caracterizadas em sua maioria como fortemente degradadas. Tal constatação traz à luz os possíveis riscos à biodiversidade da Reserva do Morro Grande e apresenta uma preocupação ambiental devido ao crescimento urbano constatado na área.

Embora a maioria das análises integradas não possua significância estatística, a correlação linear confirmou que as classes antropizadas do uso da terra são inversamente proporcionais ao IQA. Isto pode ser atribuído aos valores negativos encontrados na Correlação Pearson para estas classes, o que contribui para que as áreas naturais influenciem de forma positiva a qualidade da água.

Por fim, como sugestão para estudos futuros, recomenda-se a associação deste método com um estudo mais detalhado dos aspectos bióticos e sociais da BHRC, assim como em bacias hidrográficas semelhantes, contribuindo no controle da poluição hídrica e na melhoria da elaboração de programas ambientais.

### Referências

Almeida, A. S. D., Lameira, W. J. D. M., Pereira, J. G., Thalês, M. C., & Sales, G. M. (2022).

Potencial de pressão antrópica na região Nordeste Paraense, Brasil. *Ciência Florestal*, 32, 1-18. <https://doi.org/10.5902/1980509834844>

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

Ayres, M., Ayres J. R. M., Ayres, D. L., & Santos, A. A. S. (2007). *Bioestat 5.0 aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Belém: IDSM, 364p.





- Bariani, C. J. D. M. V., Pereira Filho, W., & Bariani, N. M. V. (2013). Análise integrada de variáveis de uso, cobertura do solo e limnológicas em Itaqui, RS. *Revista Geográfica Acadêmica*, 7(2), 48-57. <https://revista.ufrr.br/rga/article/view/2991/1728>.
- Bezerra, F. G. S., Toledo, P. M., Randow, C. V., Aguiar, A. P. D., Lima, P. V. P. S., Anjos, L. J. S., & Bezerra, K. R. A. (2022). Spatio-temporal analysis of dynamics and future scenarios of anthropic pressure on biomes in Brazil. *Ecological Indicators*, 137, 108749. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108749>
- Bifano, R. B. A., Marcolin, C. R., Crepaldi, M. O. S., Quinelato, R. V., Okumura, A. T. R., Silva, A. G., & Bandeira, M. L. S. F. (2020). Avaliação da Qualidade da Água em Microbacias Hidrográficas do Extremo Sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(05), 24447-2461. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2447-2461>
- Brasil. *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/CONAMA/res/res05/res35705.pdf>
- Bruce, A. & Bruce, P. (2019). *Estatística prática para cientistas de dados: 50 conceitos essenciais*. Brasil: Alta Books, ed. 1, 392 p.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2017. Appendix D – *Water Quality Indices* [Online]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2019). *Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo dos anos de 2002 a 2018*. São Paulo.



Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

Cosso, S. P. A. & Mariosa, D. F. (2022). A contribuição da economia comportamental para a gestão sustentável dos recursos hídricos. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, 13, 1, 318-336. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.001.0025>

DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. (2020). *Hidrologia – Banco de Dados Hidrológicos*. Disponível em: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Banco de Dados Climáticos do Brasil – Município de Cotia*. (2018). Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/balanco/resultados/sp/297/balanco.html>

EMPLASA. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano. *Atlas do Uso e Ocupação do Solo dos Municípios da RMSP*. (2006). Disponível em: <https://emplasa.sp.gov.br/ProdutosCartograficos/Produto/Mapeamento/Item/Atlas-do-uso-e-ocupacao-do-solo-dos-municipios-da-RMSP>

Gouveia, R. G. L. D., Galvanin, E. A. D. S., & Neves, S. M. A. D. S. (2013). Aplicação do índice de transformação antrópica na análise multitemporal da bacia do córrego do bezerro vermelho em Tangará da Serra-MT. *Revista Árvore*, 37, 1045-1054. <https://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=48829909006>

Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>





Karnaukhova, E. (2000). *A intensidade de transformação antrópica da paisagem como um indicador para a análise e gestão ambiental: ensaio metodológico na área da bacia hidrográfica do rio Fiorita, Município de Siderópolis, SC*. 2000. Dissertação de Mestrado, 222 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.

Lémechev, T. (1982). On hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. *Journal of Hydrology*, 100(1), 357-375.

Lopes, E. R. N., Souza, J. C., Sales, J. C. A., Sousa, J. A. P.; Padovanni, N. G., Morais, M. C. M., Albuquerque Filho, J. L., Lourenço, R. W. (2017). *Transformação antrópica da paisagem na bacia hidrográfica do rio Una, Ibiúna, São Paulo*. Anais... XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Santos – SP.

Machado, P. P., Costa Contarini, L., Rocha, L. S., Junior, J. L. L. F., Milaneze, L. A., Silva, M. A. P., & Nascimento, W. A. R. (2022). Avaliação da qualidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim–Espírito Santo. *Brazilian Journal of Development*, 8(4), 23847-23857. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n4-074>

Melo, D. S., Gontijo, E. S., Frascareli, D., Simonetti, V. C., Machado, L. S., Barth, J. A., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M. L., Rosa, A. H. & Friese, K. (2019). Self-organizing maps for evaluation of biogeochemical processes and temporal variations in water quality of subtropical reservoirs. *Water Resources Research*, 55(12), 10268–10281. <https://doi.org/10.1029/2019WR025991>

Mendonça, J. K. A., Gonçalves, D. F., & Rigue, F. M. (2020). Experimento para determinação semiquantitativa de oxigênio dissolvido em água doce. *Revista Sítio Novo*, 4(1), 53-61.





<http://dx.doi.org/10.47236/2594-7036.2020.v4.i1.53-61p>

Metzger, J. P., Alves, L. F., Goulart, W., Teixeira, A. M. D. G., Simões, S. J. C., & Catharino, E. L. M. (2006). Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota Neotropica*, 6(2).  
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000200003>

Nery, L. M., Simonetti, V. C., Machado, L. P., & Silva, D. C. C. (2020). Geotecnologias aplicadas na análise do risco de contaminação de poços de água no município de Sorocaba, SP. *Holos Environment*, 20(2), 214-230.  
<https://doi.org/10.14295/holos.v20i2.12376>

Nong, X., Shao, D., Zhong, H., & Liang, J. (2020). Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. *Water Research*, 178, 115781. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115781>

Novo, E. M. L. M. (2010). *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo: Edgard Blucher.

NSF. National Sanitation Foundation. 2010. *Water Quality Index (WQI)*. Disponível em:  
[http://www.nsf.org/consumer/earth\\_day/wqi.asp](http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp)

Ortega, D. J. P. (2011). *Avaliação dos Efeitos das Atividades Antrópicas na Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê, Município de Ilha Solteira – SP*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.



Poersch, A. C. C., Sebastien, N. Y., Taborda, J., Neto, J. C., Caovilla, M. M., & Fonseca, C. A.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e possíveis fatores de influência nos processos em águas superficiais do Rio São Francisco Verdadeiro–Paraná. *Acta Iguazu*, 8(5), 45-51. <https://doi.org/10.48075/actaiguaz.v8i5.23790>

Posselt, E. L. & Costa, A. B. (2010). *Software IQAData 2010*. Registro no INPI nº 10670- 2,

Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC.

Disponível em: <http://www.unisc.br/ppgspi>

Rodrigues, L. D. C., Neves, S. D. S., Neves, R. J., Galvanin, E. D. S., & Silva, J. (2014).

Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 32.

<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1013405>

Rizzo, F. A., Nery, L. M., Tonello, P. S., & Collins da Cunha e Silva, D. (2022). Índice de

qualidade da água e do estado trófico da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá – MA.

*Geoambiente On-Line*, (43). <https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/72658>

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. (2019). Servidor do

Cadastro Oeste. *Mapas temáticos da Unidade Oeste – MO Sabesp*. São Paulo. 10

mapas: 118,9 x 84,1 cm. Escala: 1:20.000.

Santos M., J., Pante, C., Souza, M. P., & Souza Filho, T. A. (2019). O desmatamento na

amazônia ocidental e o avanço da pecuária de corte no município de Buritis. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 11(3), 184-204. [https://doi.org/10.18361/2176-](https://doi.org/10.18361/2176-8366/rara.v11n3p184-204)

[8366/rara.v11n3p184-204](https://doi.org/10.18361/2176-8366/rara.v11n3p184-204)







Santos, M. V., Menezes, J. A., Silva, D. A. P., Duarte, M. L., & Floresta, A. C. (2020). Uso e ocupação do solo e qualidade da água do rio Crato no município de Humaitá-AM, Brasil. *Revista Valore*, 5, 5040. <https://doi.org/10.22408/rev502020447e-5040>

São Paulo (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. *Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto no 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas*. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 1977.

São Paulo (Estado). *Relatório nº 88 219-205 – Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Rio Cotia: Caracterização Regional*. Drenatec Engenharia S/C Ltda & Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. São Paulo, 2007.

SEADE. Sistema Estadual de Análise de Dados. (2020). *Perfil dos Municípios Paulistas, 2020*. Disponível em: <https://perfil.seade.gov.br/>

Silva, D. C. C., Oliveira, R. A., Simonetti, V. C., Andrade, E. L., Sousa, J. A. P., Sales, J. C. A., & Lourenço, R. W. (2021). Application of fuzzy systems to support the development of a socioenvironmental sustainability index applied to river basins. *International Journal of River Basin Management*, 1-13. <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1938093>

Silva, D. C. C., Oliveira, R. A., Simonetti, V. C., Toniolo, B. P., Sales, J. C. A., & Lourenço, R. W. (2022). Creation of an environmental sustainability index for water resources applied to watersheds. *Environment, Development and Sustainability*, 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02527-9>





- Silva, D. C. C., Albuquerque Filho, J. L., Oliveira, R. A., & Lourenço, R. W. (2017). Methodology for potential degradation analysis of water resources in watershed. *Caderno de Geografia*, 27(50), 455-466. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27n50p455>
- Simonetti, V. C., Frascareli, D., Gontijo, E. S., Melo, D. S., Friese, K., Silva, D. C. C., & Rosa, A. H. (2021). 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*, 19(2), 157-168. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>
- Schnack, C. E., Menezes, C. T. B., Ceni, G., & Munari, A. B. (2018). Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC, Brasil): um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina. *Revista Brasileira de Biociências*, 16(3).  
<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/4075>
- Sonnenberg, R., Santinelli, E., Andrade, E., Simonetti, V., & Silva, D. (2020). Análise de parâmetros da água por sensoriamento remoto para fins de aquicultura em reservatórios. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, 10(3), 168-178.  
<https://doi.org/10.29150/jhrs.v10.3.p168-178>
- Steinke, V. A., Ferreira, L. M., & Saito, C. H. (2012). Modelagem de exportação de carga poluidora na bacia hidrográfica do Rio Jaguarão (fronteira Brasil – Uruguai): um refinamento em nível hierárquico inferior na modelagem desenvolvida para a bacia da Lagoa Mirim. *Geografia*, 37(1), 127-146.  
<https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/7737>
- Toniolo, B. P. (2020). *Metodologia de avaliação de degradação ambiental utilizando técnicas de*



*geoprocessamento e sensoriamento remoto na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia – SP.*

123 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista.

Toniolo, B. P., Oliveira, R. A., Lourenço, R. W., & Silva, D. C. C. (2021). Indicadores morfométricos como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do Rio Cotia (SP).

*Holos Environment*, 21(2), 282-302. <https://doi.org/10.14295/holos.v21i2.12442>

ONU - United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2022). *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UNDESA/POP/2022/TR/NO. 3.

Disponível em:

[https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/wpp2022\\_summary\\_of\\_results.pdf](https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/wpp2022_summary_of_results.pdf)

Valentini, M., Santos, G. B., & Vieira, B. M. (2021). Multiple linear regression analysis (MLR) applied for modeling a new WQI equation for monitoring the water quality of Mirim

Lagoon, in the state of Rio Grande do Sul—Brazil. *Applied Sciences*, 3(1), 1-11.

<https://doi.org/10.1007/s42452-020-04005-1>

Von Sperling, M. (2005). *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, 452 f.