

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ERICA ZANARDO OLIVEIRA ANDREOLI

**ANÁLISE DA PAISAGEM E EMISSÕES DE GASES EFEITO ESTUFA  
EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

SÃO CARLOS -SP  
2023

ERICA ZANARDO OLIVEIRA ANDREOLI

**ANÁLISE DA PAISAGEM E EMISSÕES DE GASES EFEITO ESTUFA  
EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de doutora em Ciências, na área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior

Co-Orientadora: Prof. Dr<sup>a</sup> Angela Terumi Fushita

São Carlos-SP  
2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Erica Zanardo Oliveira Andreoli, realizada em 13/01/2023.

**Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior (UFSCar)

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino (UFSCar)

Prof. Dr. Sérgio Henrique Vannucchi Leme de Mattos (UFSCar)

Profa. Dra. Simone Rodrigues de Freitas (UFABC)

Profa. Dra. Sandra Irene Momm Schult (UFABC)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Aos meus avós paternos Paulino de Oliveira (*in memorian*) e Emília Godoi (*in memorian*) e aos avós maternos Maurício Sanson. Zanardo (*in memorian*) e Nair Silvestrin. Zanardo (*in memorian*), por serem a raiz daquilo que me é mais importante,

À nossa filha Olivia, que mesmo tão pequenina, causou grandes transformações em nossas vidas,

dedico.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por me conceder a oportunidade de me dedicar ao doutorado e por me capacitar em cada fase, e à intercessão da Virgem Maria, que me amparou nos momentos mais difíceis;

Aos meus pais, Rogério Godoi de Oliveira e Marisa Ap. Zanardo de Oliveira, por todo apoio, força e amor que sempre me deram e por sempre acreditarem em minha capacidade;

Ao meu marido Fernando César Andreoli por me incentivar nos momentos mais difíceis, por todos os sonhos que temos construídos juntos e por me proporcionar viver a mais bela vocação de todas – a de ser mãe;

Ao professor Irineu Bianchini Jr. pela oportunidade, paciência e todos os ensinamentos recebidos durante este período;

À professora Marcela Bianchessi da Cunha Santino por todos os ensinamentos, oportunidades, auxílios, conversas e almoços/comemorações no laboratório (que deixaram de ocorrer por conta da pandemia de COVID-19);

À professora Ângela Terumi Fushita pelas conversas, incentivos, paciência, parceria e contribuições no desenvolvimento desta pesquisa;

Aos amigos Emmanuelle Wanderley, Andresa Cabral, Raphael Machado, Karol Kotsubo, Roberta Freitas e Beatriz Soares pelas prosas, cafés e descontrações nesse período no Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática, em especial ao meu amigo Fábio Leandro da Silva pelas conversas, boas risadas, companheirismo e, principalmente, por me ajudar a enxergar meu potencial nessa vida acadêmica;

Às irmãs mais lindas que São Carlos poderia me dar: Carolina H. Macabelli e Mariana Tombolato, por toda companhia, desabafos, risadas, companheirismo e parceria nesses anos;

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN – UFSCar), ao Departamento de Hidrobiologia e ao Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática pelo apoio e infraestrutura oferecida;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida (Código de Financiamento 001 e Processo 141217/2018-9).

“Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará  
fazendo o impossível”  
(São Francisco de Assis)

## RESUMO

Os reservatórios são ecossistemas de transição projetados visando seus usos múltiplos, como a produção de energia, abastecimento de água, irrigação e pesca. Apesar da energia hidrelétrica ser considerada como energia limpa, estudos datados do final do século passado relataram a possibilidade de os reservatórios possuírem alto potencial para a emissão de Gases Efeito Estufa (GEE). Além da mudança na ciclagem de carbono devido ao represamento da água, o reservatório possui interação com a bacia hidrográfica, que sofre constantes mudanças em seus usos e na cobertura da terra. Sendo assim, objetivou-se avaliar a emissão de GEE nos reservatórios de Barra Bonita (perfil agropecuário – monocultura intensiva de cana-de-açúcar), Itupararanga (perfil conservação) e Jaguari-Jacareí (perfil agropecuário – pastagem) e analisar a integridade e multifuncionalidade da paisagem em suas áreas de influência. Para executar a análise da paisagem, foi necessário realizar o levantamento do uso e cobertura da terra no período pré e pós-represamento (i.e., 2010 e 2020), trabalhado em softwares de geoprocessamento e com a linguagem R, para obter o índice *Distance to Nature* (D<sub>2</sub>N). O levantamento da emissão de GEE foi realizado com base na ferramenta G-res, desenvolvida pela *International Hydropower Association* (IHA). A aplicação do índice D<sub>2</sub>N demonstrou a redução de áreas em condições de maior artificialidade durante todo o período nos três perfis e, apesar do aumento dos usos não agrícolas nas áreas de influência, houve aumento da quantidade de áreas naturais. Se tratando da aplicação da ferramenta G-res, todos os reservatórios atuaram como sumidouros de CO<sub>2</sub> no período pré-represamento (entre -324 tCO<sub>2</sub>e/ano e -5.191 tCO<sub>2</sub>e/ano) e emitiram uma pequena quantidade de CH<sub>4</sub> no mesmo período (entre 39 tCO<sub>2</sub>e/ano e 159 tCO<sub>2</sub>e/ano). No período pós-represamento, todos os reservatórios passaram a emitir GEE (entre 10.137 tCO<sub>2</sub>e/ano e 210.268 tCO<sub>2</sub>e/ano). A utilização do índice D<sub>2</sub>N e da ferramenta G-res são essenciais na compreensão da dinâmica espacial das paisagens, além de proporcionar um melhor planejamento das políticas públicas.

**Palavras-chave:** Reservatórios artificiais. Gases Efeito Estufa. G-res Tool. Bacias hidrográficas. Análise da paisagem. Uso e cobertura da terra.

## ABSTRACT

Reservoirs are transition ecosystems designed for their multiple uses, such as energy production, water supply, irrigation, and fishing. Despite hydroelectric power being considered as clean energy, studies dating from the end of the last century reported the possibility that reservoirs have a high potential for the emission of Greenhouse Gases (GHG). In addition to the change in carbon cycling due to water impoundment, the reservoir interacts with the watershed, which undergo constant changes in their land uses and cover. Therefore, the objective was to evaluate GHG emissions in the reservoirs of Barra Bonita (agricultural profile – intensive monoculture of sugarcane), Itupararanga (conservation profile) and Jaguari-Jacareí (agricultural profile – pasture) and to analyze the integrity and multifunctionality of the landscape in its areas of influence. To carry out the landscape analysis, it was necessary to survey land use and cover in the pre- and post-damming period (i.e., 2010 and 2020), using geoprocessing software and the R language, to obtain the Distance to Nature index (D<sub>2</sub>N). The survey of GHG emissions was carried out using the G-res tool, developed by the International Hydropower Association (IHA). The application of the D<sub>2</sub>N index showed that, despite the increase in non-agricultural uses in the areas of influence, there was an increase in the amount of natural areas and a reduction in areas in more artificial conditions during the entire period in the three profiles. Regarding the application of the G-res tool, all reservoirs acted as CO<sub>2</sub> sinks in the pre-damming period (between -324 tCO<sub>2</sub>e/year and -5.191 tCO<sub>2</sub>e/year) and emitted a small amount of CH<sub>4</sub> in the same period (between 39 tCO<sub>2</sub>e/year and 159 tCO<sub>2</sub>e/year). In the post-damming period, all reservoirs started to emit GHG (between 10.137 tCO<sub>2</sub>e/year and 210.268 tCO<sub>2</sub>e/year). The use of the D<sub>2</sub>N index and the G-res tool are essential in understanding the spatial dynamics of landscapes, in addition to providing better planning of public policies.

**Keyword:** Reservoirs. Greenhouse Gases. G-res Tool. Watersheds. Landscape analysis. Land use and land cover.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> A paisagem pré-represamento como um mosaico de subunidades ecológicas com diferentes comportamentos de GEE (Modificado de Praire et al., 2017a). .....	12
<b>Figura 2.</b> Fluxograma da metodologia utilizada. ....	14
<b>Figura 3.</b> Localização geográfica da área de estudo. ....	16
<b>Figura 4.</b> Localização dos reservatórios e dos pontos amostrais. ....	17
<b>Figura 5.</b> Aplicação do índice D2N para os reservatórios de Barra Bonita (A), Itupararanga (B) e Jaguari-Jacareí (C) pré-represamento (PR), no ano de 2010 (10) e no ano de 2020 (20). Em (D) há um resumo dos valores D2N referentes às quatro categorias. ....	38
<b>Figura 6.</b> Mapa da mudança temporal do índice D2N entre o pré-represamento e o ano de 2020 (PR20) e entre os anos de 2010 e 2020 (1020) para as áreas de influência dos reservatórios de Barra Bonita (A), Itupararanga (B) e Jaguari-Jacareí (C); (D) Representação gráfica dos valores do D2N para cada área. ....	39
<b>Figura 7.</b> Uso e cobertura da terra na área inundada pelo reservatório (A) e pós-represamento (B) nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí; (C) representação gráfica das áreas, em porcentagem, para cada reservatório. ....	63
<b>Figura 8.</b> Distribuição dos valores da Pegada Líquida de Carbono ( $\text{gCO}_2\text{e}/\text{m}^2/\text{ano}$ ) dos reservatórios no mundo ( $n = 4.786$ ) e a posição dos reservatórios de (A) Barra Bonita; (B) Itupararanga; e (C) Jaguari-Jacareí. ....	67
<b>Figura 9.</b> Gráfico da análise de agrupamentos sendo (A) Barra Bonita; (B) Itupararanga; e (C) Jaguari-Jacareí. ....	68

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Principais características dos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí. ....	31
<b>Tabela 2.</b> Intervalos de classificação da paisagem para o índice D2N. ....	34
<b>Tabela 3.</b> Uso e cobertura da terra pré-represamento, 2010 e 2020 (ha), sendo PAM = perfil agropecuário-monocultura (área de influência do reservatório de Barra Bonita); PC = perfil de conservação (área de influência do reservatório de Itupararanga); PAP = perfil agropecuário-pastagem (área de influência do reservatório Jaguari-Jacareí). ....	37
<b>Tabela 4.</b> Valores do IQA e classificação do IET nos reservatórios avaliados. ....	57
<b>Tabela 5.</b> Dados dos reservatórios Barra Bonita (perfil agropecuário-monocultura intensiva), Itupararanga (perfil de conservação) e Jaguari-Jacareí (perfil agropecuário – pastagem extensiva) utilizados na ferramenta G-res. ....	61
<b>Tabela 6.</b> Taxa de emissão anual líquida de GEE nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí no pré- e pós-represamento e nas fontes antropogênicas não-relacionadas. ....	65
<b>Tabela 7.</b> Taxa de emissão anual de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí no pré- e pós-represamento e nas fontes antropogênicas não-relacionadas. ....	65

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. OBJETIVOS .....	4
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	5
3.1. Modificação da paisagem e consequências nos corpos hídricos.....	5
3.2. Análise da paisagem .....	7
3.3. Unidade de estudo para planejamento e monitoramento: Ottobacias .....	9
3.4. Gases de Efeito Estufa em Reservatórios.....	11
4. MATERIAIS E MÉTODOS .....	14
4.1. Descrição do método de análise.....	14
4.2. Reservatório de Barra Bonita.....	17
4.3. Reservatório de Itupararanga .....	18
4.4. Reservatório de Jaguari-Jacareí .....	19
4. REFERÊNCIAS.....	20
CAPÍTULO 1.....	29
1. Introdução .....	29
2. Materiais e Métodos.....	30
2.1. Área de Estudo.....	30
2.2. Metodologia.....	33
3. Resultados.....	34
4. Discussão .....	40
5. Conclusão.....	45
6. Referências.....	45
CAPÍTULO 2.....	54
1. Introdução .....	54
2. Materiais e métodos .....	56
2.1. Área de Estudo.....	56
2.2. Metodologia.....	57
3. Resultados e Discussão .....	62
4. Conclusão.....	70
5. Referências.....	71
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77
APÊNDICES.....	78
ANEXOS .....	87

## APRESENTAÇÃO E ESTRUTURA DA TESE

A presente Tese de Doutorado possui como principal objetivo contribuir com o manejo de bacias hidrográficas e dos reservatórios hidrelétricos, que são diretamente influenciados pela antropização da paisagem. A aplicação de índices pode auxiliar em uma melhor gestão da paisagem, já que eles permitem melhor compreender quais decisões precisam ser tomadas para minimizar os danos advindos da antropização da paisagem.

Visando facilitar a apresentação do conteúdo, a tese foi estruturada no formato de capítulos:

- **Introdução Geral:** contém a introdução geral, o objetivo, os objetivos específicos, as hipóteses, a fundamentação teórica e informações sobre os métodos e a área de estudo.
- **Capítulo I:** aplicação do índice *Distance to Nature* (D<sub>2</sub>N) a fim de quantificar e identificar a interferência das atividades antrópicas na área de drenagem dos reservatórios utilizando imagens multitemporais. A maior parte deste capítulo será publicado no artigo “*Naturalness changes in the reservoir drainage area: pre and post dam construction*” da revista *Journal for Nature Conservation*.
- **Capítulo II:** utilização da ferramenta G-res, elaborada pela IHA e pela UNESCO, para aferir as emissões de gases efeito estufa pelos reservatórios e verificar sua aplicabilidade em território brasileiro.
- **Considerações finais:** apresentação dos principais pontos encontrados e as observações acerca das ferramentas utilizadas.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Os reservatórios artificiais são ecossistemas de transição que apresentam diferentes morfometrias (i.e., profundidade, área e forma), sendo construídos em rios com potencial gravitacional (JORGENSEN et al., 2013). A construção destes corpos hídricos interfere profundamente nas características físicas, químicas e biológicas desses empreendimentos, que eram construídos visando a irrigação e prevenção de cheias (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Atualmente são projetados visando, entre outros usos, a produção de energia, local de reserva de água e controle de enchentes, podendo ser utilizados também para navegação, irrigação, pesca e água para abastecimento público.

O barramento de um curso d'água provoca tanto alterações na paisagem, já que a área inundada era um mosaico de diferentes subunidades ecológicas (i.e. áreas agrícolas, áreas urbanas, florestas) (PRAIRE et al., 2017a) quanto no tempo de residência da água (i.e., tempo necessário para que toda a água do reservatório seja substituída). Este último provoca diversas alterações no corpo hídrico, como nos padrões de sedimentação e de circulação das massas de água, na dinâmica dos gases e na ciclagem dos nutrientes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; CIRILO, 2012). Todas as atividades humanas que ocorrem na bacia hidrográfica afetam o reservatório, principalmente se a rede de drenagem for dendrítica, sendo importante conhecer o tempo de retenção para o controle e monitoramento da poluição (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os usos múltiplos das águas provenientes dos reservatórios exigem uma operação de gerenciamento complexa e um processo constante de monitoramento a fim de manter o volume apropriado a suas funções e a qualidade das águas, além da proteção e recuperação da biodiversidade da região (TUNDISI et al., 2008; JORGENSEN et al., 2013).

As investigações quanto à possibilidade de os reservatórios possuírem alto potencial para a emissão de Gases Efeito Estufa (GEE) iniciaram-se no final do século passado (RODHE et al., 1991; RUDD et al., 1993; ST LOUIS et al., 2000). De um lado, os reservatórios têm sido considerados como sendo sistemas neutros sem relação à emissão de gases ou como sumidouros de carbono, dando a ideia de que, principalmente aqueles

relacionados à energia elétrica, são fontes de energia renovável completamente verdes; por outro lado, estes reservatórios podem ser caracterizados como fontes de gases semelhantes às usinas de carvão, já que podem gerar GEE sob a forma do metano (CH<sub>4</sub>) (PRAIRIE et al., 2017a).

O ciclo biogeoquímico do carbono regula a transferência do carbono na interface ar-água e se resume à fotossíntese e respiração (SCHUMACK, 2018). Os reservatórios de água doce são locais ativos de processamento de carbono (i.e., mineralização, emissões de gases na interface ar-água, sedimentação e transporte para jusante da rede hidrológica) (PRAIRE et al., 2017a). A formação do gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e/ou do metano (CH<sub>4</sub>) ocorre durante a decomposição da matéria orgânica, tanto pelo processo metabólico aeróbico quanto pelo anaeróbico. A fonte de matéria para esse processo decorre da matéria orgânica do solo, da biomassa inundada pré-existente, da biomassa viva gerada dentro do reservatório (i.e., produção primária) e da biomassa alóctone, advinda da bacia hidrográfica, por exemplo, do escoamento superficial (SANTOS et al., 2008; FARIA et al., 2015).

As emissões de GEE apresentam variação temporal devido, principalmente, a influência de fatores abióticos como as condições meteorológicas, que alteram as taxas de trocas gasosas. Dessa forma, a realização de monitoramentos das concentrações e fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>2</sub> são necessários para melhor entender a variabilidade e a dinâmica de emissões de GEE dos reservatórios tropicais (VALE, 2016).

Santos et al. (2005) selecionaram nove reservatórios utilizados para a produção de energia elétrica no Brasil (i.e., Miranda, Barra Bonita, Segredo, Três Marias, Xingó, Samuel, Tucuruí, Itaipu e Serra da Mesa) e mediram a emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> na coluna d'água utilizando o método de bolhas ou trocas de ar e extrapolaram estes resultados para obter um valor específico para cada ambiente aquático. Os autores observaram que houve ampla variação das emissões devido a variáveis físicas e químicas da água, além de observar a baixa correlação entre as emissões e a idade da barragem. Possivelmente essas emissões sejam resultantes não somente da decomposição da biomassa existente antes do represamento, mas também da matéria orgânica advinda da bacia hidrográfica e da produzida na própria barragem (i.e., autóctones), como fitoplâncton e macrófitas aquáticas.

Em função da mudança de um ambiente lótico para lântico, o represamento da água

resulta em diversas mudanças na ciclagem de carbono em todos os compartimentos do sistema aquático, acarretando uma combinação de diversas fontes desse elemento, assim como sumidouros dos GEE. Sendo assim, faz-se necessário o rastreamento das fontes pré-existentes e daquelas consideradas como emergentes a fim de atribuir, de modo correto, a parte de emissões de gases que podem ser inerentemente associadas à criação do reservatório (PRAIRIE et al., 2017a).

St. Louis et al. (2000) indicaram a necessidade de mensurar globalmente os fluxos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, principalmente nas regiões tropicais, em que a temperatura, diferentemente de regiões mais frias, apresenta pouca amplitude ao longo do ano. Porém, estimar tanto a contribuição humana para o aumento dos GEE quanto as emissões destes gases, provenientes do metabolismo dos reservatórios, tem sido considerado um desafio para a comunidade científica. Para tal, é necessária uma abordagem acurada para a avaliação das interações existentes entre diversos fatores (i.e., profundidade, estratificação térmica, uso e ocupação da terra, entre outros) a fim de propor alternativas que visem à mitigação de seus potenciais impactos (FERREIRA et al., 2017; PRAIRIE et al., 2017a).

Um reservatório possui interação com a bacia hidrográfica em que se situa, ou seja, com o sistema de drenagem que conecta esses corpos de água naturais ou artificiais e controla vários mecanismos de funcionamento desses corpos hídricos. Essas interações são de natureza ecológica, econômica e social (JORGENSEN et al., 2013). Wang et al. (2017) apontam que as emissões de GEE das águas interiores foram, definitivamente, influenciadas pela rápida urbanização e outras atividades humanas.

A análise da paisagem é um importante instrumento para identificar e quantificar os efeitos antropogênicos na paisagem (BOGAERT et al., 2011; ALMEIDA, 2017). Nesse sentido, os indicadores ambientais (i.e., naturalidade da paisagem, *Distance to Nature*) possuem grande potencialidade para orientar o processo de planejamento territorial, que podem ser definidos como parâmetros que apresentam a capacidade de descrever um estado ou avaliar as respostas das condições e mudanças ambientais, sendo fundamentais para quantificar e simplificar as informações (ALMEIDA, 2017; BERTO, 2019).

Os índices ou métricas da paisagem dispõem informações sobre as características estruturais de paisagens complexas, sendo vastamente utilizadas em estudos de diagnóstico ecológicos (WU, 2004). Muitos índices têm sido propostos para contribuir

na compreensão tanto dos efeitos potenciais das atividades humanas quanto em seu dimensionamento. Sendo assim, os indicadores que serão utilizados devem ser precisos e confiáveis em descrever uma função específica do ambiente e sinalizar as mudanças desejáveis e/ou indesejáveis que já ocorrem (diagnóstico) ou podem vir a ocorrer (prognóstico), além de permitir a visualização das principais condições e tendências (FUSHITA, 2011).

## **2. OBJETIVOS**

Avaliar a emissão líquida de GEE nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí, localizados no Estado de São Paulo (Sudeste, Brasil), relacionando-a com a integridade e a multifuncionalidade da paisagem das suas respectivas áreas de influência.

### **2.1. Objetivos Específicos**

- Verificar a dinâmica da paisagem e os principais usos da terra nas áreas de influência dos reservatórios antes e depois da sua construção (2010 e 2020) (Capítulo 1);
- Verificar a aplicabilidade da ferramenta G-res para reservatórios brasileiros (Capítulo 2);
- Avaliar a emissão de GEE nos reservatórios situados nas bacias hidrográficas selecionadas em função do perfil do uso da terra (i.e., agropecuário - monocultura intensiva de cana-de-açúcar, agropecuário – pastagem; e conservação) (Capítulo 2);
- Verificar a influência da dinâmica da paisagem na emissão de GEE em 2020 (Capítulo 2).

### **2.2. Hipóteses**

- A interferência das atividades antropogênicas na emissão de GEE é a mesma em áreas de drenagem de reservatórios que possuem perfis de ocupação diferentes (i.e., agropecuário e conservação), além de serem as mesmas antes e depois do represamento (Capítulo 1);
- Existem diferenças na emissão de GEE entre os reservatórios em áreas com perfil agropecuário (monocultura de cana-de-açúcar), conservação e agropecuário (pastagem) (Capítulo 2).

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1. Modificação da paisagem e consequências nos corpos hídricos**

Os processos de ocupação da terra pelos homens acarretam grandes alterações nos sistemas naturais e geram mosaicos de paisagens com elementos naturais e humanos que variam em tamanho, arranjo e forma (BALDWIN et al., 2009; TREVISAN et al., 2015). O levantamento do uso e cobertura da terra busca identificar a distribuição geográfica da tipologia de uso e dos padrões homogêneos da cobertura terrestre, sendo uma importante ferramenta de planejamento e de orientação à tomada de decisão. Ainda, este levantamento é importante para a construção de indicadores ambientais, (i.e., hemerobia) e fornece subsídios para as análises e avaliações dos impactos ambientais sobre os ecossistemas (IBGE, 2013; TREVISAN et al., 2015).

A terra pode ser considerada como um recurso indispensável para a geração de renda e sobrevivência para as comunidades humanas, sendo fundamental conhecer como esse recurso foi utilizado ao longo do tempo a fim de obter informações visando o gerenciamento e proteção dos recursos naturais (GROSS et al., 2016). O termo “uso da terra” está associado às atividades conduzidas pelo ser humano através da exploração e uso dos recursos naturais. Dessa forma, está relacionado diretamente com as atividades socioeconômicas (i.e., agricultura, habitação, proteção ambiental). Já o termo “cobertura da terra” é definido como os elementos da natureza (i.e., vegetação, água, afloramento rochoso, areia) e as construções artificiais criadas pelo homem, que é de fato o que as imagens de sensoriamento remoto são capazes de registrar (ARAÚJO FILHO et al., 2007; IBGE, 2013). Vale salientar que as imagens não registram as atividades

diretamente, cabendo ao intérprete buscar associações, estruturas, texturas e padrões de formas para derivar informações referentes às atividades humanas (PAIXÃO et al., 2020). Sendo assim, embora possam se sobrepor, os termos “uso da terra” e “cobertura da terra” não são equivalentes (BRIASSOULIS, 2020). A distinção entre os termos está representada esquematicamente no quadro 1.

**Quadro 1.** Tipos de cobertura da terra associado aos tipos de uso.

<b>Tipo de cobertura da terra</b>	<b>Tipo de uso da terra</b>
Natural	Floresta natural Unidade de conservação Lazer Uso misto – Unidade de conservação e recreação
Antrópico agrícola	Pastagens Culturas anuais e perenes Solo exposto Lazer Turismo Usos mistos – Culturas anuais e Turismo
Antrópico não-agrícola	Área urbana Área industrial Condomínio de chácaras Estradas pavimentadas Usos mistos – Área urbana e área industrial
Corpos hídricos	Rios/Córregos Reservatórios Lazer

Adaptado de Briassoulis (2020).

O mapeamento do uso e cobertura da terra pode ser utilizado como uma ferramenta de avaliação, já que permite o monitoramento do ambiente natural por ser uma representação cartográfica das diferentes ocupações antrópicas sobre ele, sendo importante no monitoramento e na verificação das mudanças nos aspectos socioeconômicos de uma região (GROSS et al., 2016; FUSHITA et al., 2017). Ainda, o uso e cobertura da terra derivam das atividades econômicas, refletindo o desenvolvimento do sistema técnico-científico e as relações estabelecidas entre a sociedade e a natureza. (GARCIA, 2017).

As mudanças no uso da terra são comumente inferidas a partir de mudanças espaciais e temporais na cobertura e sua detecção é importante para avaliar os impactos potenciais no ambiente, além de desenvolver uma gestão eficaz e estratégias de

planejamento (PAVÃO, 2017). De acordo com Simonetti et al. (2019), as implicações do atual modelo de uso da terra são diversas, já que os processos relacionados à ocupação são acentuados e ocorrem de forma intensa e desordenada nas áreas urbanas. As áreas rurais também são responsáveis por alterações no uso da terra que causam impactos negativos nos recursos hídricos devido ao uso de defensivos agrícolas e fertilizantes, além da não preservação das Áreas de Preservação Permanentes e reservas legais previstas na Lei Federal nº 12.651/2012.

A qualidade da água depende diretamente do uso a que se destina (i.e., balneabilidade, consumo humano, irrigação, manutenção da vida aquática) e, para cada um deles, existe um padrão de qualidade especificado pela legislação (i.e., CONAMA 357/05) (SOUZA et al., 2014). A qualidade das águas dos mananciais é influenciada diretamente pelos usos e cobertura das terras nas bacias hidrográficas e essa correlação tem sido alvo de discussão na literatura (BONNET et al., 2008; LEE et al., 2009; SOUZA et al., 2014; GONÇALVES et al., 2016; MAGALHÃES JR et al., 2019; SIMONETTI et al., 2019; SOUSA et al., 2021). O modelo predominante de uso e cobertura da terra, influenciado pelo desenvolvimento das atividades econômicas, pelo adensamento populacional e pela expansão urbana desordenados, têm alterado a dinâmica hídrica em bacias hidrográficas (MAGALHÃES JR et al., 2019). Dessa forma, faz-se necessário conhecer tanto os usos que existem em uma bacia hidrográfica quanto a qualidade da água dos rios para traçar estratégias visando o planejamento e a gestão da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

### 3.2. Análise da paisagem

Uma das formas para realizar a análise da paisagem é a partir da utilização de indicadores. Estas ferramentas podem ser extremamente úteis no monitoramento das tendências ambientais, na detecção das mudanças que possam exigir alguma intervenção, no rastreamento da eficácia da gestão e na transmissão das informações sobre condições e tendências ambientais para um público não científico (TURNER et al., 2015).

Um dos índices que visa medir o impacto antrópico na biodiversidade e que pode auxiliar no planejamento ambiental é o “*Distance to Nature*” (D<sub>2</sub>N), desenvolvido por

Rüdisser et al. (2012). Este índice é calculado multiplicando-se dois indicadores: grau de Naturalidade (Nd), que classifica as categorias de uso e cobertura da terra a partir da escala de hemerobia, que reflete a naturalidade da paisagem a partir de uma escala, e Distância ao habitat natural (Dn), que é baseado na distância euclidiana até o polígono de área natural mais próximo. Os resultados variam de 0 (i.e., natural) a 1 (i.e., artificial).

O grau de hemerobia foi desenvolvido por Jalas em 1955 para sistematizar os diferentes níveis de influência antrópica na regeneração da flora, e que poderia ser aplicado a qualquer ambiente terrestre. Esse conceito passou a ser utilizado por outros pesquisadores, se tornando uma importante ferramenta na descrição, monitoramento e mensuração das transformações causadas pelo homem nas paisagens (FUSHITA, 2011; ALMEIDA, 2017; SILVA et al., 2017; FERREIRA et al., 2018; BERTO, 2019; SILVA et al., 2021), bem como permite inferir, por categorias/graus, a capacidade de autorregulação ou dependência de entradas externas de energia e matéria para a manutenção dos processos nos sistemas ambientais. A escala de hemerobia utilizada neste trabalho está elencada no Quadro 2.

**Quadro 2.** Graus de naturalidade, hemerobia e sua respectiva descrição.

<b>Naturalidade</b>	<b>Hemerobia</b>	<b>Descrição</b>
1. Natural	Ahemerobiotico	Sistemas caracterizados por nenhuma ou mínima alteração (e.g. influência de processos globais), dotado de grande capacidade de autorregulação e com baixíssima ou nenhuma interferência antropogênica e dependência tecnológica.
2. Próximo ao natural	Oligohemerobiotico	Sistemas semelhantes ao anterior, possuem a estrutura e funcionamento ecológico esperado, porém com maior grau de interferência antropogênica e dependência tecnológica.
3. Semi-natural	Mesohemerobiotico	Sistemas em que os ecossistemas naturais característicos não ocorrem mais, sofreram modificações e se tornaram novos ecossistemas em função da interferência antropogênica, é marcado pela artificialização parcial, apresenta baixa dependência tecnológica e uma limitada capacidade de autorregulação.
4. Agricultura	Euhemerobiotico	Sistemas modificados e marcados pelo domínio do agronegócio, assim como uma forte dependência tecnológica e necessidade de manejo, apresenta uma moderada a forte interferência antropogênica e baixa capacidade de autorregulação.
5. Cultural	Polihemerobiotico	Sistemas que englobam áreas de mineração, áreas peri-urbanas e de transição (rural-urbano), caracterizada pela redução dos elementos naturais, bem como uma forte dependência de manejo, uma alta interferência antropogênica e dependência energética.

6. Artificial	Metahemerobiotico	Sistemas artificiais com selamento do solo $\geq 30\%$ , criados totalmente pelos humanos e dependente do seu manejo, estando sob forte interferência antropogênica e marcados pela completa destruição das biocenoses, além de uma alta dependência tecnológica.
---------------	-------------------	---

Fonte: Blume e Sukopp (1976), Habber (1990), Rüdissler, Tasser e Tappeiner (2012), Walz e Stein (2014), Silva (2022).

Por avaliar a estrutura da paisagem e, conseqüentemente, a influência dos usos na qualidade da água, o indicador da paisagem *Distance to Nature* auxilia na identificação do grau de naturalidade e artificialidade das bacias hidrográficas, podendo ser utilizado tanto na gestão dos recursos hídricos quanto no manejo das bacias hidrográficas (SILVA et al., 2021).

### 3.3. Unidade de estudo para planejamento e monitoramento: Ottobacias

No âmbito do planejamento territorial, as bacias hidrográficas são tidas como a unidade básica de análise para o desenvolvimento de ações e medidas estruturais e não estruturais visando a integração entre a gestão dos recursos hídricos e gestão ambiental. No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997) instituiu este recorte territorial, que foi empregado também em leis posteriores, como a Lei que estabelece as diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007), e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) (CARVALHO, 2020). Adotar a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, além de serem consideradas como unidades naturais para a análise de ecossistemas, é um fator que auxilia no processo de planejamento e permite a consideração dos fatores ambientais (i.e., usos e cobertura da terra, características físicas do território) e reconhece que os efeitos das ações antrópicas e as conseqüentes degradações ocorrem sobre este recorte espacial (BEVILACQUA, 2012; CARVALHO et al., 2012; COSTA et al., 2016).

Silva et al. (2021) pontuam que a bacia hidrográfica é uma unidade de planejamento e gestão ambiental adequada ao planejamento e ao gerenciamento da paisagem por apresentar os sistemas ecológicos e hidrológicos de maneira integrada e por considerar as mudanças nos padrões de uso da terra e suas implicações sociais, econômicas e ecológicas. Ademais, é nesta área que ocorre o desenvolvimento das atividades

humanas (i.e., indústrias, urbanização, agricultura) que interagem com as variáveis naturais (SILVA et al., 2021; GUERRA et al., 2022).

O planejamento das atividades antrópicas em uma bacia hidrográfica é importante para o manejo adequado dos recursos existentes, proporcionando o equilíbrio ambiental e mantendo a integridade dos serviços ecossistêmicos (i.e., provisão, regulação, cultural e suporte) (GARDIMAN JR et al., 2012; GUERRA et al., 2022).

Uma das metodologias que pode ser empregada na definição das bacias hidrográficas é o sistema de Ottocodificação, que foi desenvolvido pelo engenheiro Otto Pfafstetter. Esta metodologia se destaca devido à facilidade de implementação e interpretação (SANTANA et al., 2020), sendo utilizada em diversos estudos para a delimitação de bacias hidrográficas (OLIVEIRA-GALVÃO et al., 2012; ROMANHOLI; QUEIROZ FILHO, 2018; GONTIJO et al., 2019; SANTANA et al., 2020). Este método, baseado na topografia da área drenada, identifica o rio principal (i.e., rio que possui a maior área drenada) e codifica suas bacias afluentes por área de contribuição, hierarquizando as bacias hidrográficas de acordo com sua área de contribuição exclusiva (GOMES et al., 2011; MULLER et al., 2018; SANTANA et al., 2020). Ademais, visando estabelecer uma relação topológica entre cada par de segmentos ou entre um segmento e a respectiva foz da rede, esta metodologia faz uso do sistema decimal de numeração: quanto maior o valor do código do tributário analisado, mais distante ele estará da foz do curso principal ao qual se conecta diretamente. Ainda, há uma distinção entre os dígitos pares e ímpares de um código, o que permite saber se o segmento pertence ou não ao curso principal. A utilização de uma quantidade menor de dígitos do que os sistemas similares usuais é considerada como uma importante vantagem dessa estratégia (SILVA et al., 2008).

As principais características que fazem este método recomendado são: (i) trata-se de um método que permite hierarquização da rede hidrográfica; (ii) a topologia da rede é embutida no código; (iii) possui aplicação global; e (iv) é de fácil implementação computacional, interagindo bem com os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) e permitindo a delimitação de bacias de forma automatizada, o que reduz a probabilidade de erros e o tempo de processamento dos dados (ANA, 2012; SANTANA et al., 2020; SOKOLOSKI, 2020).

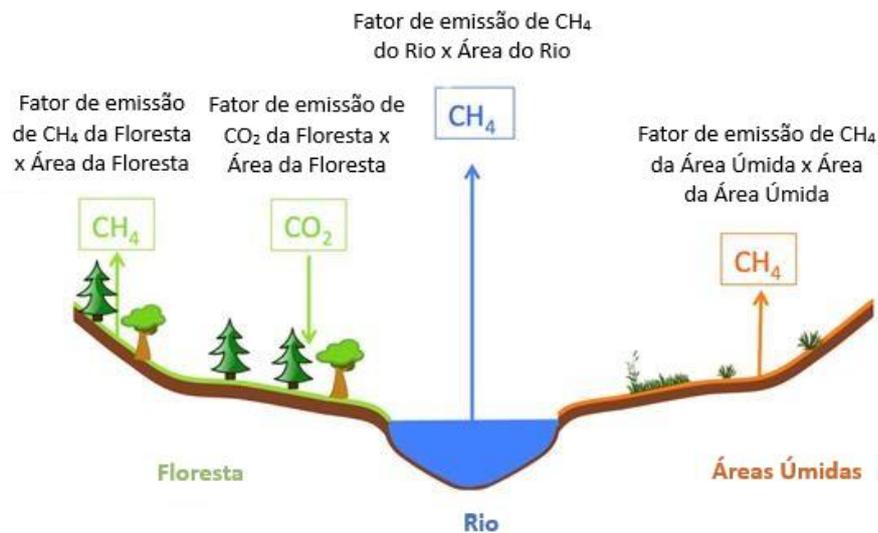
De acordo com a Resolução nº 30/2002 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos

(CNRH), a metodologia desenvolvida por Pfafstetter, que é baseada na hierarquização das bacias hidrográficas segundo sua área de contribuição exclusiva, é o método oficial para codificação das bacias brasileiras (SOUZA et al., 2009; MULLER et al., 2018).

### 3.4. Gases de Efeito Estufa em Reservatórios

A premissa de que as usinas hidrelétricas são consideradas como uma fonte de energia renovável e limpa vem sendo questionada por pesquisas relacionadas às emissões de GEE de seus reservatórios desde a década de 1990 (RUDD et al., 1993; KELLY et al., 1994; ROSA et al., 1996). A emissão de GEE dos reservatórios hidrelétricos é muito variável e está associada a alguns fatores, como a localização geográfica, as condições climáticas, os tipos de solo e a vegetação existentes antes do represamento (SANTOS et al., 2017; LU et al., 2020). Alguns autores pontuam que os reservatórios localizados em regiões tropicais e subtropicais são considerados como *hotspots* para a produção de GEE em comparação com as regiões boreais e temperadas (FEARNSIDE, 2008; KUMAR et al., 2018a).

A paisagem que será inundada com a criação de um reservatório é, antes do represamento, um mosaico de diferentes subunidades ecológicas (i.e., florestas, áreas úmidas, áreas agrícolas, assentamentos, corpos hídricos) e cada uma delas pode ter um comportamento particular em relação à intensidade do uso do solo e quantidade de GEE (Figura 1). O balanço geral de GEE pré-represamento é avaliado a partir da multiplicação da área de superfície de cada subunidade de cobertura de terra com um fator de emissão específico apropriado para CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. Os resultados são somados, considerando-se um período de avaliação de 100 anos, e obtêm-se uma taxa média de emissão para toda a área de superfície ocupada pelo reservatório (PRAIRE et al., 2017a).



**Figura 1.** A paisagem pré-represamento como um mosaico de subunidades ecológicas com diferentes comportamentos de GEE (Modificado de Praire et al., 2017a).

Os fluxos de GEE nos reservatórios são mais expressivos nos primeiros anos de existência do reservatório devido a maior quantidade de matéria orgânica (MO) de origem terrestre que fica submersa e tende a reduzir e estabilizar com o passar do tempo. (SANTOS et al., 2008). As fontes de MO, dentre outras: (i) biomassa vegetal e MO do solo, que foram submersos durante o enchimento do reservatório; (ii) MO dissolvida e particulada de origem alóctone proveniente da bacia de drenagem do reservatório; e (iii) MO de origem autóctone, gerada no reservatório a partir da produção primária (FERREIRA, 2015). Ainda, as emissões de GEE apresentam uma variação temporal devido, principalmente, a influência de fatores abióticos como as condições meteorológicas, que alteram as taxas de trocas gasosas. Dessa forma, a realização de um monitoramento de curto e longo prazos das concentrações e fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>2</sub> são necessários para melhor entender a variabilidade e a dinâmica de emissões de GEE dos reservatórios tropicais (VALE, 2016).

Santos et al. (2005) selecionaram nove reservatórios utilizados para a produção de energia elétrica no Brasil e mediram a emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> na coluna d'água utilizando o método de bolhas ou trocas de ar e extrapolaram estes resultados para obter um valor específico para cada ambiente aquático. Os autores observaram que houve uma ampla variação das emissões devido às variáveis físicas e químicas da água, além de observar uma baixa correlação entre as emissões e a idade da barragem.

Possivelmente essas emissões são resultantes não somente da decomposição da biomassa existente antes do represamento, mas também da matéria orgânica advinda da bacia hidrográfica e da produzida na própria barragem (i.e., autóctones), como a vegetação aquática.

A utilização da modelagem pode auxiliar no planejamento adequado e oportuno para que os impactos de curto ou longo prazo das mudanças climáticas possam ser minimizados (KUMAR et al., 2018b; WANG et al.,2018). Sendo assim, uma das metodologias disponíveis para estimar as emissões de GEE pelos reservatórios com uma maior precisão é a ferramenta G-res. Este modelo foi considerado como um modelo fácil, de abordagem confiável e amplamente aplicável, que utiliza relações empíricas entre fatores ambientais e emissões para estimar os fluxos de GEE do reservatório (DHAKAL, 2018; LOVELOCK et al., 2019). Desenvolvida pela *International Hydropower Association* (IHA) e pela UNESCO Chair in Global Environmental Change, esta ferramenta se baseia em várias relações estatísticas derivadas da análise global de fluxos de GEE medidos e já publicados, como funções de variáveis climáticas específicas do local, idade e forma do reservatório, além do conteúdo de carbono no solo inundado (PRAIRE et al., 2017a).

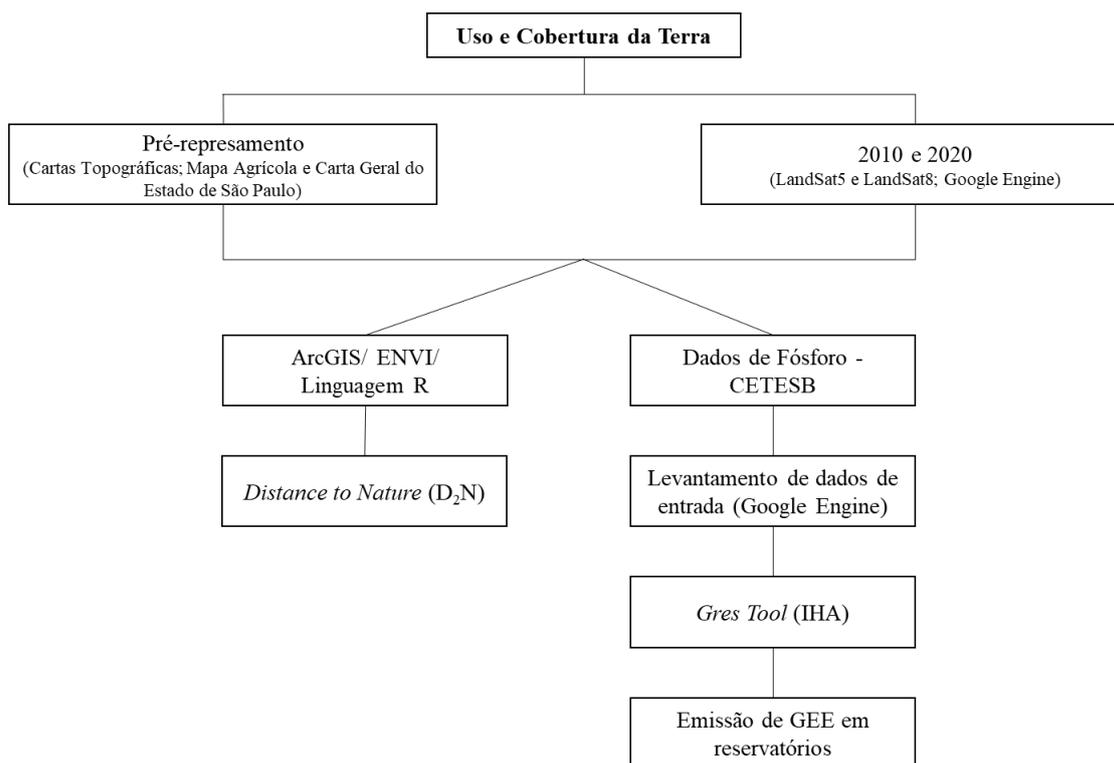
A plataforma G-res considera as questões ambientais específicas de um reservatório para prever suas emissões associadas de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> e caracterizar a evolução dos fluxos de GEE ao longo do tempo de vida esperado do reservatório. A ferramenta pode, ainda, estimar o balanço de GEE da paisagem afetada, visando prever a mudança induzida pelos reservatórios nos fluxos de GEE para a atmosfera da paisagem inundada e pode ser utilizada tanto em reservatórios existentes quanto em potenciais com uma funcionalidade do Earth Engine (PRAIRE et al., 2017a; PRAIRE et al., 2017b; PRAIRE et al., 2021).

Os resultados obtidos pela ferramenta G-res oferecem a possibilidade de conhecer o impacto potencial que a criação de um reservatório poderá ter. Assim, é possível conhecer a necessidade de medidas para reduzir as emissões de GEE de um determinado reservatório e analisar as emissões resultantes de atividade humana não relacionada à criação do reservatório (ION et al., 2021).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Descrição do método de análise

A Figura 2 é uma representação das etapas de desenvolvimento da pesquisa, que consistiram na obtenção dos dados, no tratamento espacial das informações e aplicação nas ferramentas de análise. O levantamento dos usos e cobertura da terra foram realizados para o período anterior ao represamento e para os anos de 2010 e 2020 e trabalhados em *softwares* de geoprocessamento (i.e., ArcGIS e ENVI) e os dados referentes ao fósforo foram amostrados a partir do banco de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os resultados obtidos foram sistematizados e discutidos.



**Figura 2.** Fluxograma da metodologia utilizada.

A modelagem das emissões de GEE é baseada na análise estatística das emissões brutas de 223 reservatórios em todas as zonas climáticas e as variáveis principais são: temperatura, idade do reservatório, área litoral, zona climática, radiância solar, concentração de fósforo nos reservatórios, teor de carbono do solo, regime de

operação do reservatório, uso e cobertura da terra, tipo de solo e área do reservatório. Os dados de entrada devem ser preparados pelo usuário antes do acesso a ferramenta (PRAIRE et al., 2017b; ION et al., 2021).

As áreas de influência dos reservatórios de Barra Bonita (agropecuário – monocultura intensiva de cana-de-açúcar), Itupararanga (conservação) e Jaguari-Jacareí (agropecuário – pastagem) estão localizados em duas bacias hidrográficas do estado de São Paulo: a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5 (Piracicaba-Capivari-Jundiaí) e 10 (Sorocaba e Médio Tietê) (Figura 3).

A maior parte da área de drenagem da UGRHI dos Rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí, que é de aproximadamente 15.377 km<sup>2</sup>, está localizada no estado de São Paulo (92,45%) e o restante em Minas Gerais (7,55%) e faz parte da bacia hidrográfica do Rio Tietê (AGÊNCIA DA BACIA PCJ, 2020). Ainda, a UGRHI 5 é considerada como uma bacia de extrema importância para o estado de São Paulo por ser o segundo maior polo econômico do estado e um importante centro industrial (FREDERICE, BRANDÃO, 2016). Na área existem 44 Unidades de Conservação (UCs), sendo 33 de Uso Sustentável e 11 de Proteção Integral (AGÊNCIA DA BACIA PCJ, 2020).

A UGRHI dos rios Sorocaba e Médio Tietê possui uma área total de 11.829 km<sup>2</sup>, abrange 52 municípios e 90,05% da população da bacia vive em áreas urbanas. A área abrange 10 UCs de Proteção Integral e 19 UCs de Uso Sustentável, totalizando 29 UCs (COMITÊ SOROCABA-MÉDIO TIETÊ, 2022).

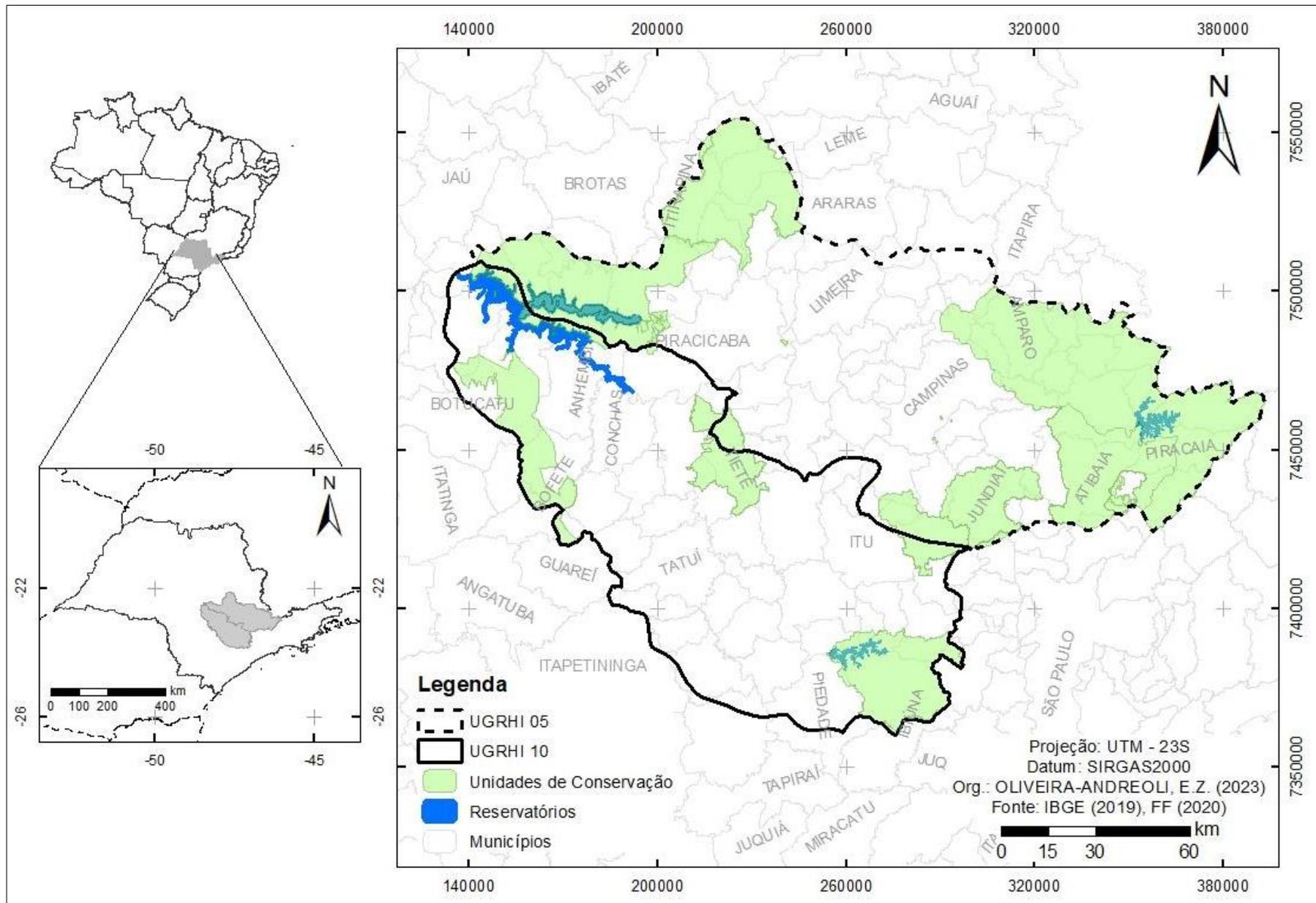
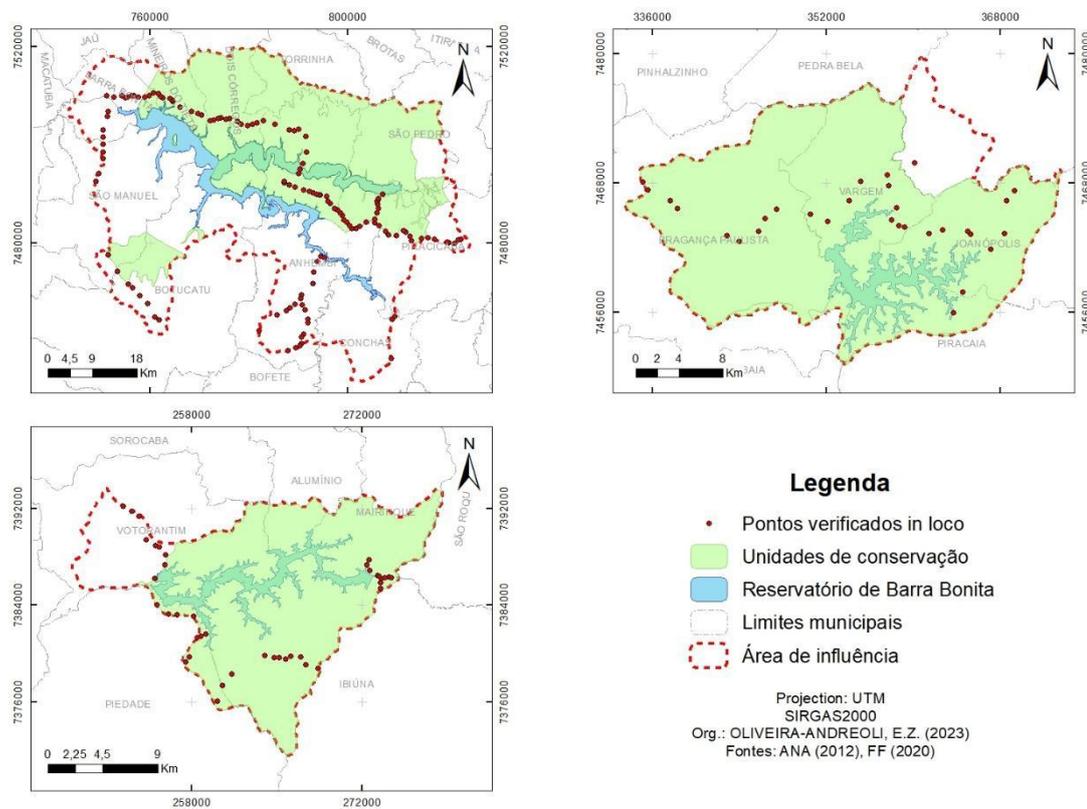


Figura 3. Localização geográfica da área de estudo.

Para utilizar a ferramenta Gres, é necessário ter os dados de uso e cobertura da terra antes do represamento. Sendo assim, o ano de construção dos reservatórios, juntamente com os perfis de ocupação e o tempo de retenção, foram importantes para a escolha dos três reservatórios localizados no estado de São Paulo. Todos os reservatórios possuem dados disponíveis no programa de monitoramento básico da CETESB. Durante o mês de janeiro de 2022, 203 pontos foram verificados *in loco* nas áreas de influência (Figura 4).



**Figura 4.** Localização dos reservatórios e dos pontos amostrais.

#### 4.2. Reservatório de Barra Bonita

O reservatório de Barra Bonita, que possui no entorno perfil agropecuário (monocultura intensiva de cana-de-açúcar), foi construído em 1963 a partir do barramento dos rios Tietê e Piracicaba e visava a geração de energia elétrica, além da criação de um sistema de navegação no rio Tietê (MATSURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005). O reservatório é o primeiro de uma série de seis grandes reservatórios no rio

Tietê e possui outros usos, como: recreação, turismo, irrigação, abastecimento público e industrial e pesca (PRADO, 2004; PETESSE et al., 2007; TUNDISI; MATSURA-TUNDISI; ABE, 2008; BUZELLI et al., 2013). Ainda, o reservatório sofre com o processo de eutrofização devido ao aporte de nutrientes (i.e., nitrogênio e fósforo) advindos tanto dos rios principais quanto das fontes não pontuais existentes em sua bacia hidrográfica (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI; ABE, 2008). A formação do reservatório de Barra Bonita inundou uma área de 34 mil hectares que abrangia áreas para a pastagem de gado, cultivo de café, cana-de-açúcar e culturas de subsistências, além de áreas de extração de barro para a produção das cerâmicas das cidades da região (i.e., Barra Bonita, Bariri e Pederneiras) (MASSEI, 2007). A área de influência delimitada abrange os municípios de Anhembi, Barra Bonita, Botucatu, Conchas, Dois Córregos, Igarçu do Tietê, Mineiros do Tietê, Piracicaba, Santa Maria da Serra, São Manuel, São Pedro e Torrinha, além de ser abrangida por parte das APAs Corumbataí-Botucatu-Tejupá Perímetros Corumbataí e Botucatu (Decreto Estadual nº 20.960/1983), Barreiro Rico (Decreto Estadual nº 63.994/2018) e Tanquã – Rio Piracicaba (Decreto Estadual nº 63.993/2018), além da Estação Ecológica Barreiro Rico (Decreto Estadual nº 51.381/2006).

#### 4.3. Reservatório de Itupararanga

No perfil de conservação, foi selecionado o reservatório de Itupararanga, que está localizado na UGRHI Sorocaba-Médio Tietê, entrou em operação em 1912 e foi construída pela LIGHT a fim de gerar energia elétrica. Formado pelos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, a represa é atualmente administrada pela Companhia Brasileira de Alumínio do Grupo Votorantim (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2012; FRASCARELI et al., 2015). A barragem foi construída para controlar a vazão do rio Sorocaba, pois o município de Sorocaba ocupou as áreas de várzea do rio e sofre com inundações frequentes, além de ser um dos maiores mananciais de água potável da região metropolitana de Sorocaba (TANIWAKI et al., 2013; HARKOT, 2019). Ademais, o reservatório está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga que visa assegurar a manutenção da qualidade das águas do manancial da represa, e as áreas de vegetação do entorno do reservatório vêm sendo substituídas por

empreendimentos imobiliários e agricultura (Leis Estaduais nº 10.100/1998 e nº 11.579/2003; TANIWAKI et al., 2013; MARAFÃO, 2016). Os municípios abrangidos pela área de influência são: Alumínio, Ibiúna, Mairinque, Piedade e Votorantim.

#### 4.4. Reservatório de Jaguari-Jacareí

O reservatório Jaguari-Jacareí, cujo perfil é agropecuário (pastagem), é formado por duas barragens e um canal de interligação, o que os constitui em um só reservatório (WHATELY; CUNHA, 2007) e faz parte do Sistema Cantareira, que é formado por seis reservatórios, com túneis e canais que visam à captação de água para prover o abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo (ANA, DAEE, 2016). As nascentes do rio Jaguari estão localizadas no estado de Minas Gerais, enquanto o rio Jacareí possui suas nascentes no Estado de São Paulo (WHATELY; CUNHA, 2007). O entorno desta represa era predominantemente rural na época de sua construção na década de 1970 vem atraindo indústrias devido à facilidade de deslocamento à Região Metropolitana de São Paulo (OLIVEIRA et al., 2008). A área de influência delimitada abrange as APAs Piracicaba Juqueri-Mirim Area II (Decreto Estadual nº 26.882/1987) e Sistema Cantareira (Decreto Estadual nº 10.111/1998), além dos municípios de Bragança Paulista, Joanópolis, Piracaia e Vargem, localizados no estado de São Paulo, e o município de Extrema, no estado de Minas Gerais.

#### 4. REFERÊNCIAS

ANA - Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. Codificação de bacias hidrográficas pelo método de Otto Pfafstetter - Aplicação na ANA. **Cursos de capacitação para gestão das águas** – Brasília: ANA, 2012.

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. **Relatório Final do Plano de Recursos Hídricos das Bacias PCJ 2020-2035**. Disponível em: <<https://plano.agencia.baciaspcj.org.br/plano/documentos/relatório-final>>. Acesso em: 23 de novembro de 2023.

ALMEIDA, D. **Dinâmica do uso da terra e naturalidade do entorno da Floresta Nacional de Irati**. 2017. 96f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira**. 2016. Disponível em: <[http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR\\_Sistema\\_Cantareira-Anexo2.pdf](http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR_Sistema_Cantareira-Anexo2.pdf)>. Acesso em 09 mar. 2021.

BALDWIN, R.F.; TROMBULAK, S.C.; BALDWIN, E.D. Assessing risk of large-scale habitat conversion in lightly settled landscapes. **Landscape and urban planning**, v. 91, n. 01, p. 219-225, 2009.

BERTO, V.Z. **Evolução e hemerobia da paisagem como indicadores de sustentabilidade ambiental urbana com base nos princípios do planejamento da paisagem: um estudo de caso do bairro Cachoeira no município de Curitiba – PR**. 2019. 181f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

BEVILACQUA, A. F. A bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e desenvolvimento sustentável. In: VI Encontro Nacional da ANPPAS. **Anais...** Belém, 2012.

BLUME, H. P.; SUKOPP, H. Ecological significance of anthropogenic soil changes. **Schriftenreihe fur Vegetationskunde**, v. 10, p. 75-89, 1976.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of Land Use Change: theoretical and modeling approaches**. Morgantown, WV: Regional Research Institute, West Virginia University, 2020. 248 p.

BOGAERT, J.; BARIMA, Y.S.S.; JI, J.; JIANG, H.; BAMBA, I.; MONGO, L.I.W.; MAMA, A.; NYSSSEN, E.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; KOEDAM, N. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. In: HONG, SK., KIM, JE., WU, J., NAKAGOSHI, N. (org.) **Landscape Ecology in Asian Cultures**. Tokio: Springer, 2011, p. 141-167.

BONNET, B.R.; FERREIRA, L.G.; LOBO, F.C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da Bacia Hidrográfica. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARVALHO, A.P.V.; BRUMATTI, D.V.; DIAS, H.C.T. Importância do manejo da bacia hidrográfica e da determinação de processos hidrológicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 2, n. 2, p. 148-156, 2012.

CARVALHO, A.T.F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 42, v. 1, p. 140-161, 2020.

CIRILO, E.R. **Modelagem matemática e simulação numérica do transporte de metano em reservatórios de hidrelétricas**. 2012. 169f. Tese (Doutorado em Ciências – Ciências de Computação e Matemática Computacional) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

COMITÊ SOROCABA - MÉDIO TIETÊ. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2022 – Ano base 2021**. Disponível em: <<https://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-SMT/23316/rs-2022-2021.pdf>>. Acesso em 23 fev. 2023.

COSTA, F.R.; SOUZA, R.F.; SILVA, S.M.P. Análise comparativa de metodologias aplicadas à delimitação da bacia hidrográfica do Rio Doce – RN. **Sociedade & Natureza**, v. 28, n. 3, p. 429-442, 2016.

DHAKAL, P.R. **Greenhouse gas emissions from water reservoirs**. 2018. 119f. Dissertação (Mestrado em desenvolvimento hidrelétrico) – Norwegian University of Science and Technology, 2018.

FEARNSIDE, P.M. Hidrelétricas como “Fábricas De Metano”: o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 100-115, 2008.

FERREIRA, S.P. **Estimativa de emissões de gases efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas utilizando técnicas de sensoriamento remoto**. 2015. 102f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

FERREIRA, S.P.; ALVES, R.C.M.; VARONE, F. Estimativa de emissão de metano na formação do reservatório da hidrelétrica Serra do Facão no estado de Goiás. **Caderno de Geografia**, v.27, n. 48, p.1-26, 2017.

FERREIRA, C. S.; SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. River Monjolinho watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. **Ambiência**, v. 14, n. 3, p. 522–538, 2018.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 770 - 781, 2015.

FREDERICE, A.; BRANDÃO, J. L. B. Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 797-810, 2016.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de manejo**: APA Itupararanga. 2012. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/plano-de-manejo-apa-itupararanga/>>. Acesso em: 13 jan. 2020.

FUSHITA, A.T. **Padrão espacial e temporal das mudanças de uso da terra e sua relação com indicadores da paisagem. Estudo de caso: bacia hidrográfica do médio rio Mogi Guaçu Superior (SP)**. 2011. 228f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

FUSHITA, K.M.T.; CEZAR JR, L.L.; FUSHITA, A.T. Abordagem integrada de indicadores socioeconômico e de mudanças de uso e cobertura da terra. Estudo de caso: município de Atibaia. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, p. 7535-7541, 2017.

GARDIMAN JR, B.S.; COUTO, D.R.; SOUZA, F.B.C.; SANTOS JR, G.N.; SANTOS, A.R. Perda de solo por erosão hídrica em áreas de preservação permanente na microbacia hidrográfica Córrego do Horizonte, Alegre, Espírito Santo. **Engenharia Ambiental**, v.9, n. 2, p. 21-34, 2012.

GOMES, J.V.P.; BARROS, R.S. A importância das Ottobacias para gestão de recursos hídricos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XV, **Anais...** Curitiba, PR, p. 1287, 2011.

GONÇALVES, D.R.P.; ROCHA, C.H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1172-1183, 2016.

GONTIJO, G.A.B.; BORGES, L.A.C.; LAUDARES, S.S.A.; BARROS, V.C.C. Análise do atendimento ao Código Florestal e a regularização ambiental por unidades de bacias hidrográficas. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1538-1550, 2019.

GROSS, J.A.; SANTOS, F.C.; PEREIRA FILHO, W. Uso e cobertura da terra em função das declividades do terreno da área de captação do reservatório Ernestina-RS. **Geografia em Questão**, v. 09, n. 01, p. 60-74, 2016.

GUERRA, L.C.; VIEIRA, E.M. Análise da vulnerabilidade socioambiental na bacia do rio Piracicaba como indicador ambiental para a gestão dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 4, p. 1926-1946, 2022.

HABER, W. Using Landscape Ecology in planning and management. In: ZONNEVELD, I.S.; FORMAN, R.T.T. (Eds.). **Changing Landscapes: an ecological perspective**. Springer-Verlag, New York, pp 217-232, 1990.

HARKOT, O.A.M.G. **Conflitos socioambientais relacionados ao uso e ocupação do solo nas margens da represa de Itupararanga – Ibiúna, SP**. 2019. 77f. Dissertação (Mestre em Administração) – Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2019. Tese (Doutorado em História) – Pontifícia Universidade Católica, São Paulo, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Rio de Janeiro, 2013.

ION, I.V.; ENE, A. Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from reservoirs: a review. **Sustainability**, v. 13, 11621, 2021.

KELLY, C. A.; RUDD, J. W. M.; ST. LOUIS, V. L.; MOORE, T. Turning attention to reservoir surfaces, a neglected area in greenhouse studies. **Eos**, v. 75, n. 29, p. 332-333, 1994.

KUMAR, A.; YANG, T.; SHARMA, M.P. Long-term prediction of greenhouse gas risk to the Chinese hydropower reservoirs. **Science of the Total Environment**, v. 646, n. 1, p. 300–308, 2018b.

KUMAR, A.; SHARMA, M. P.; YANG, T. Estimation of carbon stock for greenhouse gas emissions from hydropower reservoirs. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 32, n. 11, p. 3183-3193, 2018a.

LEE, S.W.; HWANG, S.J.; LEE, S.B.; HWANG, H.-S.; SUNG, H.C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape and Urban Planning**, v.92, p.80-89, 2009.

LOVELOCK, C.E.; EVANS, C.; BARROS, N.; PRAIRIE, Y.; ALM, J.; BASTVIKEN, D.; BEAULIEU, J.J.; GARNEAU, M.; HARBY, A.; HARRISON, J.; PARE, D.; RAADAL, H.L.; SHERMAN, B.; ZHANG, C.; OGLE, S.M. **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use (Chapter 7: Wetlands)**; IPCC: Kanagawa, Japan, 2019.

LU, S.; DAI, W.; TANG, Y.; GUO, M. A review of the impact of hydropower reservoirs on global climate change. **Science of the Total Environment**, v. 711, 134996, 2020.

MAGALHÃES JR, H.; LOPES, F.A.; MACEDO, D.R. Diagnóstico multitemporal do uso e cobertura da terra e qualidade das águas na bacia do rio Jequitinhonha em Minas Gerais como subsídio à gestão dos recursos hídricos superficiais. **Revista Espinhaço**, v.

8, n. 2, p. 47-57, 2019.

MARAFÃO, G.A. **Estudo in situ da fixação biológica de nitrogênio pelo fitoplâncton em reservatórios subtropicais (SP)**. 2016. 137f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

MASSEI, R. **A construção da usina hidrelétrica Barra Bonita e a relação homem-natureza: vozes dissonantes, interesses contraditórios – (1940 – 1970)**. 2007. 309f.

MATSURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, n. 1, p. 367 - 378, 2005.

MULLER, Y.T.; ROLIM, F.E.; MARCUZZO, F.F.N. Ottocodificação e análise altimétrica e da precipitação pluviométrica da bacia hidrográfica do rio Pelotas na divisa entre o Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Geographia Meridionalis**, v. 4, n. 2, p. 227-245, 2018.

OLIVEIRA, P. E.; GOMES, A. R.; SANCHES, R. C.; SAAD, A. R. Análise da evolução da paisagem no entorno da represa dos rios Jaguari e Jacareí, Estado de São Paulo, com base em sensoriamento remoto e SIG. **Geociências**, v. 27, n. 4, p. 527 - 539, 2008.

OLIVEIRA-GALVÃO, A.C.; GALVÃO, W.S. As relações espaciais entre os dados de localização de cavernas e as otobacias – base hidrográfica geocodificada do Brasil. **Revista Brasileira de Espeleologia**, v. 2, n. 2, p. 38-56, 2012.

PAIXÃO, T.S.; MESQUITA, I.S.B.; COSTA, M.S.S.; CARNEIRO, C.R.O.; GONÇALVES, C.S.; BOTELHO, M.G.L.; FURTADO, L.G.; BATISTA, V.A.; LIMA, A.Z.S.; MORALES, G.P. Multitemporalidade do uso e cobertura da terra utilizando a plataforma Google Earth: estudo de caso do Centro Socioeducacional Fazendinha Esperança, Marituba, Pará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.06, p. 2874-2884, 2020.

PAVÃO, M. **Modelagem e análise de mudanças do uso e cobertura da terra no entorno de áreas protegidas: o caso do Parque Estadual da Cantareira – São Paulo**. 2017. 145f. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

PETESSE, M.L.; PETRERE JR., M.; SPIGOLON, R.J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 433-445, 2007.

PRADO, R.B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 197f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São

Paulo, São Carlos, 2004.

PRAIRIE, Y.T.; ALM J.; HARBY A.; MERCIER-BLAIS S.; NAHAS R. **The GHG Reservoir Tool (G-res) Technical documentation**. Updated version 3.0 (2021-10-27). UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. Joint publication of the UNESCO Chair in Global Environmental Change and the International Hydropower Association. 74 p. 2017a.

PRAIRE, Y.T.; ALM, J.; HARBY, A.; MERCIER-BLAIS, S.; NAHAS, R. **The GHG Reservoir Tool (G-res) User guide**, UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. Updated version 3.0 (27-10-2021). Joint publication of the UNESCO Chair in Global Environmental Change and the International Hydropower Association. 41 pages, 2017b.

PRAIRIE, Y.T.; MERCIER-BLAIS, S.; HARRISON, J.A.; SOUED, C.; GIORGIO, P.; HARBY, A.; ALM, J.; CHANUDET, V.; NAHAS, R. A new modelling framework to assess biogenic GHG emissions from reservoirs: The G-res tool. **Environmental Modelling & Software**, v. 143, p. 105117, 2021.

ROMANHOLI, M.P.; QUEIROZ FILHO, A.P. Base hidrográfica otocodificada na escala 1:25.000: exemplo da bacia do córrego Itapiranga (SP). **Caminhos da Geografia**, v. 19, n. 68, p. 46-60, 2018.

ROSA, L.P.; SCHAEFFER, R.; SANTOS, M.A. Are hydroelectric dams in the Brazilian Amazon significant sources of greenhouse gases. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 1, p. 2-6, 1996.

RUDD, J. W. M.; HARRIS, R.; KELLY, C. A.; HECKY, R. E. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? **Ambio**, v. 22, n. 4, p. 246-248, 1993.

RÜDISSER J.; TASSER E.; TAPPEINER U. Distance to Nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 208-216, 2012.

SANTANA, L.R.; BLANCO, C.J.C.; PESSOA, F.C.L. Ottocodificação de pequenas bacias hidrográficas na Amazônia. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 22, n. 1m p. 15-23, 2020.

SANTOS, M.A.; DAMÁZIO, J.M.; ROGÉRIO, J.P.; AMORIM, M.A.; MEDEIROS, A.M.; ABREU, J.L.S.; MACEIRA, M.E.P.; MELO, A.C.; ROSA, L.P. Estimates of GHG Emissions by Hydroelectric Reservoirs: The Brazilian Case. **Energy**, v. 133, p. 99-107, 2017.

SANTOS, M.A.; MATVIENKO, B.; ROSA, L.P.; SIKAR, E.; SANTOS, E.O. Gross greenhouse gas emissions from Brazilian hydro reservoirs. In: TREMBLAY, A.;

VARFALVY, L.; ROEHM, C.; GARNEAU, M. (org.) **Greenhouse gas emissions – fluxes and processes**. Berlin: Springer-Verlag, 2005, p. 267-291.

SANTOS, M.A.; ROSA, L.P.; MATVIENKO, B.; SANTOS, E.O.; ROCHA, C.H.E.A.; SIKAR, E.; SILVA, M.B.; JUNIOR, A.M.P.B. Emissões de Gases de Efeito Estufa por reservatórios de hidrelétricas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n.1, p. 116-129, 2008.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 20.960, de 8 de junho de 1983**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1983/decreto-20960-08.06.1983.html>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 26.882, de 11 de março de 1987**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1987/decreto-26882-11.03.1987.html>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 51.381, de 19 de dezembro de 2006**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2006/decreto-51381-19.12.2006.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 63.993, de 21 de dezembro de 2018**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63993-21.12.2018.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 63.994, de 21 de dezembro de 2018**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63994-21.12.2018.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10100-01.12.1998.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 10.111, de 04 de dezembro de 1998**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10111-04.12.1998.html>>. Acesso em 28 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 11.579, de 02 de dezembro de 2003**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2003/lei-11579-02.12.2003.html>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SCHUMACK, V.V. **Variação transversal de metano dissolvido em um reservatório subtropical**. 2018. 66f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

SILVA, F. L.; SILVA, G. C.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade das águas e hemerobia da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1921-1933, 2017.

SILVA, F.L.; FUSHITA, A.T.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR, I.; VENEZIANI JR, J.C.T. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n.3, p. 1626-1653, 2021.

SILVA, F. L.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Estudo limnológico e hemerobia de uma microbacia hidrográfica urbana. **Formação (Online)**, v. 28, n. 53, p. 765-782, 2021.

SILVA, N.S.; RIBEIRO, C.A.A.S.; BARROSO, W.R.; RIBEIRO, P.E.A.; SOARES, V.P.; SILVA, E. Sistema de otto-codificação modificado para endereçamento de redes hidrográficas. **Revista Árvore**, v. 32, n. 5, p. 891-897, 2008.

SIMONETTI, V.C.; CUNHA E SILVA, D.C.; ROSA, A.H. Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Itupararanga (SP), Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019.

SOUZA, J. R. et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 8, n. 1, 2014.

SOKOLOSKI, L.J. **Mapeamento da vulnerabilidade socioambiental: suporte à gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Piracicaba/MG**. 2020. 164f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e gestão de recursos hídricos) – Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Itabira, Minas Gerais, 2020.

TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; LIMA, R.; MARUYAMA, C.R.; CECCHIN, L.F.; CALIJURI, M.C., MOSCHINI-CARLOS, V. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. **Interciência**, v. 38, n. 3, p. 164-170, mar. 2013.

TREVISAN, D.P.; MOSCHINI, L.E. Dinâmica de uso e cobertura da terra em paisagem no interior do estado de São Paulo: subsídios para o planejamento. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 4, n. 3, p. 16-30, 2015.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA, TUNDISI. T. **Limonologia**. São Carlos (SP): Oficinas de Texto, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n° 4, p. 1079 - 1098, 2008.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. Landscape dynamics in a rapidly changing world. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Landscape ecology in theory and practice**. Nova Iorque: Springer, 2015, p. 333-381.

VALE, R.S. **Medições de gases efeito estufa e variáveis ambientais em reservatórios hidrelétricos na Amazônia central**. 2016. 142f. Tese (Doutorado em Clima e

Ambiente) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 2016.

WALZ, U.; STEIN, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 279-289, 2014.

WANG, X.; YANG, T.; YONG, B.; KRYSANOVA, V.; SHI, P.; LI, Z.; ZHOU, X. Impacts of climate change on flow regime and sequential threats to riverine ecosystem in the source region of the Yellow River. **Environmental Earth Science**, v. 77, n. 12, p. 465, 2018.

WHATELY M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006**: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental, São Paulo, 67 pp. 2007.

---

---

# CAPÍTULO 1

*“Mudanças na naturalidade na área de drenagem dos reservatórios:  
pré e pós construção da barragem”*

---

---

## 1. Introdução

O desenvolvimento das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas resulta na alteração das condições naturais da superfície, podendo acarretar mudanças na qualidade da água, no comprometimento do equilíbrio ecológico dos ecossistemas (ANDRADE et al., 2015; TUNDISI, 2018). Estudos comprovaram a relação entre a qualidade da água de um reservatório e os usos e cobertura da terra, gerando alterações no aporte de nutrientes (SCHINDLER et al., 2016; BAYDUM et al., 2018), aumento da toxicidade das águas (ANDRADE et al., 2015; MELLO et al., 2018) e influência na quantidade e qualidade dos serviços ecossistêmicos (LANG et al., 2017; BRITO et al., 2018).

Para compreender a dinâmica espacial e a interferência antrópica sobre os ecossistemas terrestres (i.e., processos de urbanização, surgimento de novas áreas agrícolas) é fundamental identificar as alterações na superfície do solo. Para isso são utilizadas imagens de satélites em datas diferentes e em uma mesma área que podem ser direcionadas tanto para a conservação da biodiversidade quanto para subsidiar o manejo dos ecossistemas (Santos, 2011; Borges et al., 2021), realizar o planejamento ambiental da paisagem regional e local (WECKMÜLLER et al., 2013; UACANE et al., 2020) e detectar e quantificar os efeitos antrópicos na paisagem (BOGAERT et al., 2011; LADWIG et al., 2018).

Uma métrica que permite avaliar o impacto antrópico em ecossistemas naturais com base na dinâmica do uso e cobertura da terra é o índice “*Distance to Nature*” (D<sub>2</sub>N), desenvolvido por Rüdissler et al. (2012), sendo considerado de fácil interpretação e é baseado na distância ao habitat natural e o grau de naturalidade. O D<sub>2</sub>N foi utilizado em estudos sobre a quantificação de efeitos antropogênicos na paisagem (ANDRE et al., 2018) e as suas interferências antropogênicas sobre áreas protegidas e seu entorno

(ALMEIDA et al., 2018); a influência da biofonia em ambientes urbanos (DEIN & RÜDISSER, 2020) e a associação entre a condição de naturalidade e a incidência de sintomas alérgicos em crianças (DZHAMBOV et al., 2020).

Tendo em vista aplicabilidade do D<sub>2</sub>N em diversas áreas do conhecimento, porém com escassos estudos em regiões de influência de reservatórios, esta pesquisa possui como objetivo identificar e quantificar a interferência das atividades antropogênicas na área de drenagem dos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí, com base no D<sub>2</sub>N e considerando perfil de ocupação da terra (para conservação e/ou uso agropecuário, i.e., cana-de-açúcar e pastagem) antes da construção das barragens e nos anos de 2010 e 2020.

As hipóteses dessa pesquisa foram: (i) a interferência das atividades antropogênicas é a mesma em áreas de drenagem de reservatórios com perfis agropecuário e de conservação; e (ii) as interferências das atividades antropogênicas na área de drenagem são as mesmas antes e depois dos represamentos, considerando um intervalo de até 100 anos.

## **2. Materiais e Métodos**

### **2.1. Área de Estudo**

Foram avaliados três reservatórios considerando os perfis de ocupação agropecuário - pastagem extensiva (reservatório Jaguari-Jacareí), agropecuário - monocultura intensiva de cana-de-açúcar (reservatório de Barra Bonita) e conservação (reservatório de Itupararanga). Esses reservatórios estão localizados no estado de São Paulo (Brasil), que possui uma intensa atividade agrícola e uma política de conservação das áreas estabelecida e implementada. As principais características dos reservatórios estão elencadas na Tabela 1.

O perfil agropecuário (monocultura intensiva de cana-de-açúcar) é representado pela área de influência do Reservatório de Barra Bonita, que é formado pelos rios Piracicaba e Tietê e sua construção teve, como principal objetivo, a geração de energia elétrica

(BUZELLI et al., 2013). Dentre outros usos, destacam-se: transporte fluvial, recreação, turismo, irrigação, abastecimento público e industrial e pesca (PRADO, 2004; PETESSE et al., 2007; BUZELLI et al., 2013).

**Tabela 1.** Principais características dos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí.

<b>Características</b>	<b>Barra Bonita</b>	<b>Itupararanga</b>	<b>Jaguari-Jacareí</b>
Ano de operação	1963	1914	1982
Área de influência (km <sup>2</sup> )	3284,69	302,07	635,82
Área máxima inundada (km <sup>2</sup> )	324,84	29,9	49,91
Estado trófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico (Jaguari) e Oligotrófico (Jacareí)
Tempo de retenção (dias)	30 - 90	112 - 749	368,5
Municípios abrangidos	Anhembi, Barra Bonita, Botucatu, Conchas, Dois Córregos, Igarapu do Tietê, Mineiros do Tietê, Piracicaba, Santa Maria da Serra, São Manuel, São Pedro, Torrinha	Alumínio, Ibiúna, Mairinque, Piedade, Votorantim	Bragança Paulista, Extrema (MG), Joanópolis, Piracaia, Vargem

Fonte: Matsumura-Tundisi et al. 2005; Tundisi et al. 2008; ANA, DAEE 2016; Casali et al. 2017; De-Carli et al. 2017; Leão Jr et al. 2018; Harkot 2019; CETESB 2020.

No perfil de conservação, foi selecionada a área de influência do Reservatório de Itupararanga, que é formado pelo represamento das águas dos rios Sorocabuçu e Sorocamirim (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2009). A barragem foi construída pela Companhia de Energia Elétrica Light para gerar energia elétrica, sendo um dos maiores mananciais de água potável da região metropolitana de Sorocaba, abastecendo os municípios de Sorocaba, Votorantim, Mairinque, Alumínio, Ibiúna e São Roque (PEREIRA, 2008; TANIWAKI et al., 2013). Harkot (2019) pontua que, além do fornecimento de energia e posterior necessidade de abastecimento público, o reservatório foi construído para controlar a vazão do rio Sorocaba, já que o município de Sorocaba ocupou as áreas de várzea do rio e sofrem inundações frequentes.

O perfil agropecuário (pastagem) é caracterizado pela área de influência do Sistema Jaguari-Jacareí, que é formado por duas barragens e um canal de interligação, constituindo-os em um só reservatório (WHATELY; CUNHA, 2007). Esse sistema interligado faz parte do Sistema Cantareira, que é formado por seis reservatórios, com

túneis e canais que visam a captação de água para prover o abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo (ANA, DAEE 2016).

As áreas de influência desses reservatórios foram determinadas a partir das Ottobacias, uma metodologia oficial de hierarquização adotado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), responsável por regular o acesso e o uso dos recursos hídricos de domínio da União; acompanhar a situação dos recursos hídricos do país e coordenar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA, 2021). Esta metodologia foi desenvolvida por Otto Pfafstatter na década de 1980 e a delimitação é feita a partir da identificação do rio principal (i.e., aquele que possui a maior área drenada) (GOMES et al., 2011). As três áreas de influência são ottobacias de nível 6.

Em todas as áreas selecionadas existem, ao menos, uma Área de Preservação Ambiental (APA), que é uma das modalidades de Unidade de Conservação (UC) criadas a partir do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC; Lei nº 9.985/2000). As APAs geralmente são extensas e têm ocupação humana em diferentes níveis, sendo consideradas como unidades de uso sustentável, e o seu uso deve ser disciplinado pelo Plano de Manejo (BRASIL, 2000). Essas UCs são equivalentes à categoria V da classificação de áreas protegidas da IUCN (GAMARRA et al., 2019).

A área de influência do Reservatório de Barra Bonita possui 44,22% da sua área com UCs e é abrangida por parte da APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá – Perímetro Corumbataí, APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá – Perímetro Botucatu, que foram criadas pelo Decreto Estadual nº 20.960/1983 e a Estação Ecológica Barreiro Rico (Decreto Estadual 51.381/2006). A área ainda é abrangida pelas APAs Barreiro Rico (Decreto Estadual 63.994/2018) e Tanquã – Rio Piracicaba (Decreto Estadual nº 63.993/2018), que foram criadas recentemente e, por isso, não influenciaram os dados obtidos no período estudado. Na bacia do reservatório de Itupararanga encontra-se a APA Itupararanga (Lei Estadual nº 10.100/1998 e alterada pela Lei Estadual 11.579/2003), que está presente em 85,75% da área delimitada. Por fim, o reservatório Jaguari-Jacareí é abrangido por duas APAs: Piracicaba Juqueri – Mirim Area II (Decreto Estadual 26.882/1987) e Sistema Cantareira (Lei Estadual nº 10.111/1998). Essas unidades correspondem a 90,20% da área de influência deste reservatório.

## 2.2. Metodologia

O uso e cobertura da terra para o período pré-representamento foi identificado com base nas cartas topográficas articuladas na escala 1:50.000, disponibilizadas em WMS da plataforma DataGEO (Sistema Ambiental Paulista); no Mapa Agrícola do Estado de São Paulo (1901) e na Carta Geral do Estado de São Paulo (1910), que estão disponibilizados no acervo digital do Museu Paulista. Para o ano de 2010 e 2020, foram utilizadas as imagens sínteses LandSat-5 sensor TM com a composição em falsa cor de 3 bandas espectrais (5R4G3B) e LandSat-8 sensor OLI com a composição em falsa cor de 3 bandas espectrais (6R5G4B), respectivamente, com resolução espacial de 30 metros e obtidas e processadas no serviço Google Engine. Os dados pré-representamento foram digitalizados manualmente; e para os anos de 2010 e 2020, adotou-se a classificação orientada a objetos (GEOBIA) no *software* ENVI 5.1, com acurácia acima de 70%.

De acordo com Rüdissler et al. (2012), o índice  $D_2N$  combina as imagens raster utilizadas para o cálculo de dois indicadores baseados no mapeamento de uso e cobertura da terra: Grau de Naturalidade ( $N_d$ ), que utiliza os graus de Hemerobia, e o índice Distância do Habitat Natural ( $D_n$ ), que considera, para cada pixel, a distância Euclidiana até o polígono de área classificada como “*natural*” ou “*near natural*”.

O grau de Hemerobia descreve a influência antrópica na paisagem em termos de comprometimento da capacidade de auto-regulação do sistema, sendo obtido do levantamento do uso e cobertura da terra, a fim de diagnosticar as pressões antrópicas que são exercidas em uma determinada área (FUSHITA et al., 2017; SILVA et al., 2017; BÜHLER, 2020).

O índice  $D_2N$  é uma combinação dos valores normalizados de  $D_n$  e  $N_d$  em uma escala de 0, que indica as áreas naturais com alta resiliência frente a perturbações (naturais ou de origem antropogênica) e capacidade de autorregulação do sistema ambiental conservado, a 1, que representa um habitat completamente artificial ou distante do natural (RÜDISSER et al., 2012), com baixa resiliência às perturbações e comprometimento da capacidade de autorregulação do sistema ambiental. Esses

resultados são divididos em categorias, conforme listado na Tabela 2. A variação espaço-temporal da condição de naturalidade foi gerada por álgebra de mapas.

**Tabela 2.** Intervalos de classificação da paisagem para o índice D2N.

<b>Categorias</b>	<b>Descrição</b>
0 – 0,06	Paisagens com cobertura vegetal natural predominante
0,06 – 0,25	Paisagens cultivadas que possuem um alto grau de elementos naturais ou quase naturais da paisagem
0,25 – 0,5	Valores intermediários que representam tanto paisagens intensamente alteradas com quantidade significativa de habitats naturais e próximos aos naturais quanto paisagens homogêneas e amplamente utilizadas com pouca cobertura natural ou quase natural, que possuem uma distância média maior dessas áreas
Acima de 0,5	A paisagem é caracterizada por um alto grau de urbanização ou uso agrícola intenso com pouca ou nenhuma área natural ou quase natural

Fonte: Rüdissler et al. (2012)

Para verificar diferença quantitativa na condição de naturalidade entre as três áreas, assim como na condição da naturalidade antes do represamento, em 2010 e 2020, utilizou-se a análise multivariada de variância por permutação (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001, 2005) com distância euclidiana (APÊNDICE 1). A comparação *pair-wise posteriori* foi gerada para sub-amostras de 1000 pontos amostrados randomicamente e sem repetição para cada período e bacia, totalizando 8000 pontos.

As análises foram executadas a partir do programa R (R Core Team 2021), pacotes “raster”, “rgdal” e “sf” para as análises espaciais (PEBESMA 2018; BIVAND et al., 2021; HIJMANS, 2021) e os pacotes “dismo” e “vegan” para as análises estatísticas (HIJMANS et al., 2020; OKSANEN et al., 2020) (APÊNDICE 2).

### **3. Resultados**

Os usos e cobertura da terra foram divididos em quatro categorias: (i) ambientes aquáticos, referente aos corpos hídricos identificados; (ii) antrópico agrícola, que engloba pastagens, solos expostos e cultivos agrícolas (i.e., cana-de-açúcar, silvicultura); (iii) antrópico não agrícola, com as áreas urbanas, condomínios de chácaras e estradas pavimentadas; (iv) natural, referente a áreas de vegetação e (v)

reservatórios identificados pela classificação supervisionada (APÊNDICE 3). A relação dos usos e cobertura da terra identificados no período pré-represamento, 2010 e 2020 estão listados na Tabela 3. A acurácia do mapeamento nas áreas de influência no ano de 2010 e 2020, mensurada pelo índice de Kappa, foi de 89,61% e 72,93%, respectivamente.

Houve diminuição das áreas destinadas ao uso antrópico agrícola após o represamento em todos os perfis de ocupação. Essas mudanças estão relacionadas com a construção das barragens e com o aumento das áreas antrópicas não agrícolas (i.e., áreas urbanas, rodovias, condomínios em geral). Em relação às áreas naturais, houve diminuição de cerca de 1% no perfil agropecuário (monocultura intensiva) entre o período pré-represamento (ocupava 14,69% da área total) e 2010 (13,41%). No mesmo período, as áreas naturais aumentaram nas áreas com perfil conservação (Itupararanga) e no perfil agropecuário-pastagem (Jaguari-Jacaré). Os ambientes aquáticos (i.e., corpos hídricos, excluindo a área ocupada pelo reservatório) reduziram nos três perfis de ocupação e o mesmo foi observado para áreas inundáveis destes reservatórios entre os anos de 2010 e 2020.

Em relação ao índice  $D_2N$  (Figura 5), as áreas dos três perfis apresentaram diminuição das áreas com condição de artificialidade elevada (0,5 – 1) e da condição de intensamente alterada (0,25 – 0,5) no período estudado, ou seja, desde o represamento, a quantidade em área de sistemas com a capacidade de autorregulação comprometida diminuiu. Houve aumento das paisagens com um alto grau de elementos naturais ou quase naturais (0,06 – 0,25) no perfil agropecuário - monocultura no período pré-represamento e no ano de 2010 (de 35,38% para 37,81%), seguido de pouca redução entre os anos de 2010 e 2020 (de 37,81% para 37,62%); os perfis de conservação e agropecuário-pastagem apresentaram redução dessa condição durante todo o período estudado.

As principais mudanças na condição de naturalidade ocorreram para a direção de maior naturalidade, com redução de áreas em condição de maior artificialidade durante todo o período nos três perfis (Figura 6).

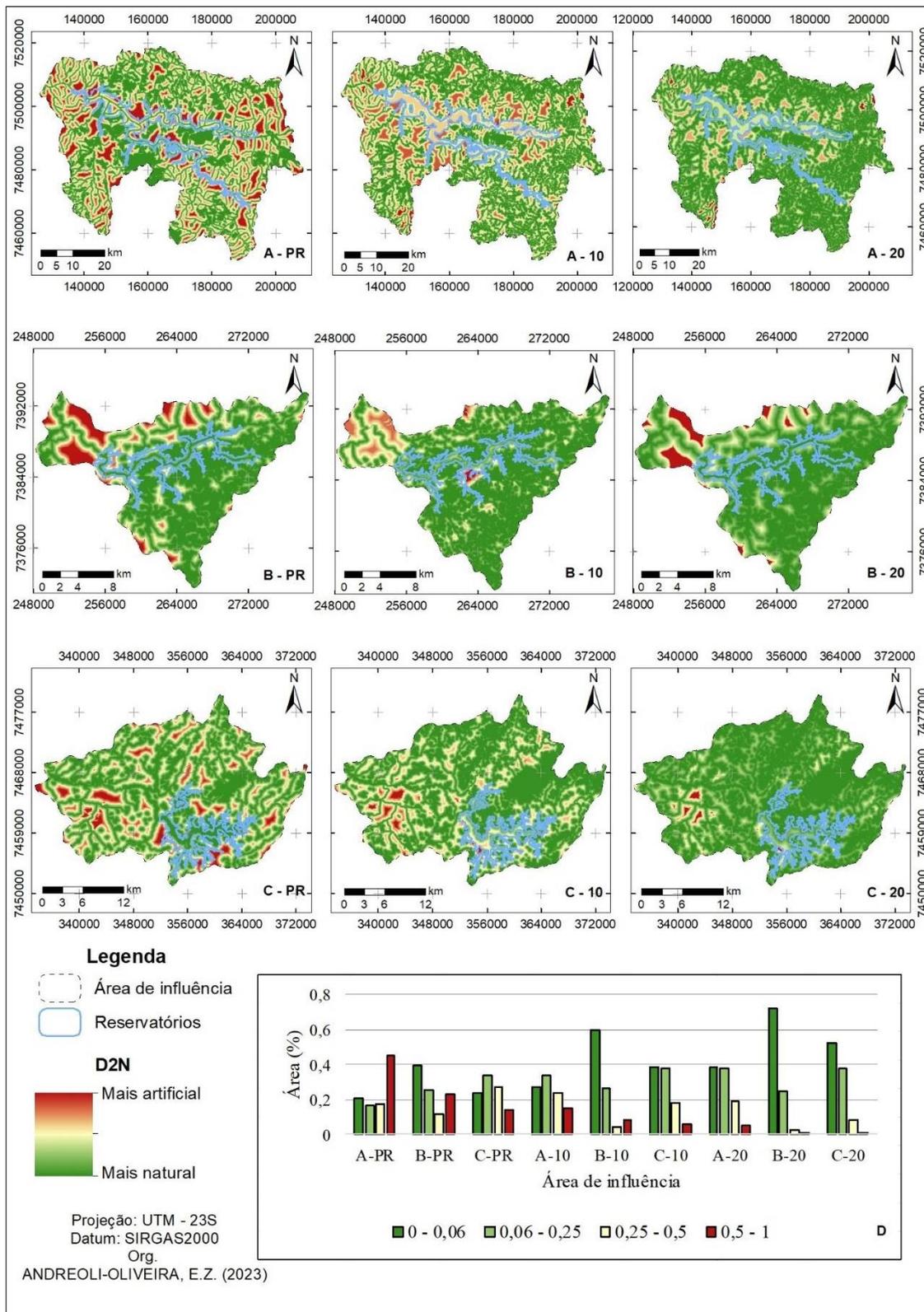
Todos os perfis de ocupação apresentaram aumento das paisagens com condição de alta naturalidade (0 – 0,06) no período pré-barramento até 2020. Esse aumento foi mais pronunciado no perfil de conservação (área de influência do reservatório de

Itupararanga), seguido dos perfis agropecuário-pastagem (área de influência dos reservatórios de Jaguari-Jacareí) e agropecuário – monocultura intensiva (área de influência do reservatório de Barra Bonita).

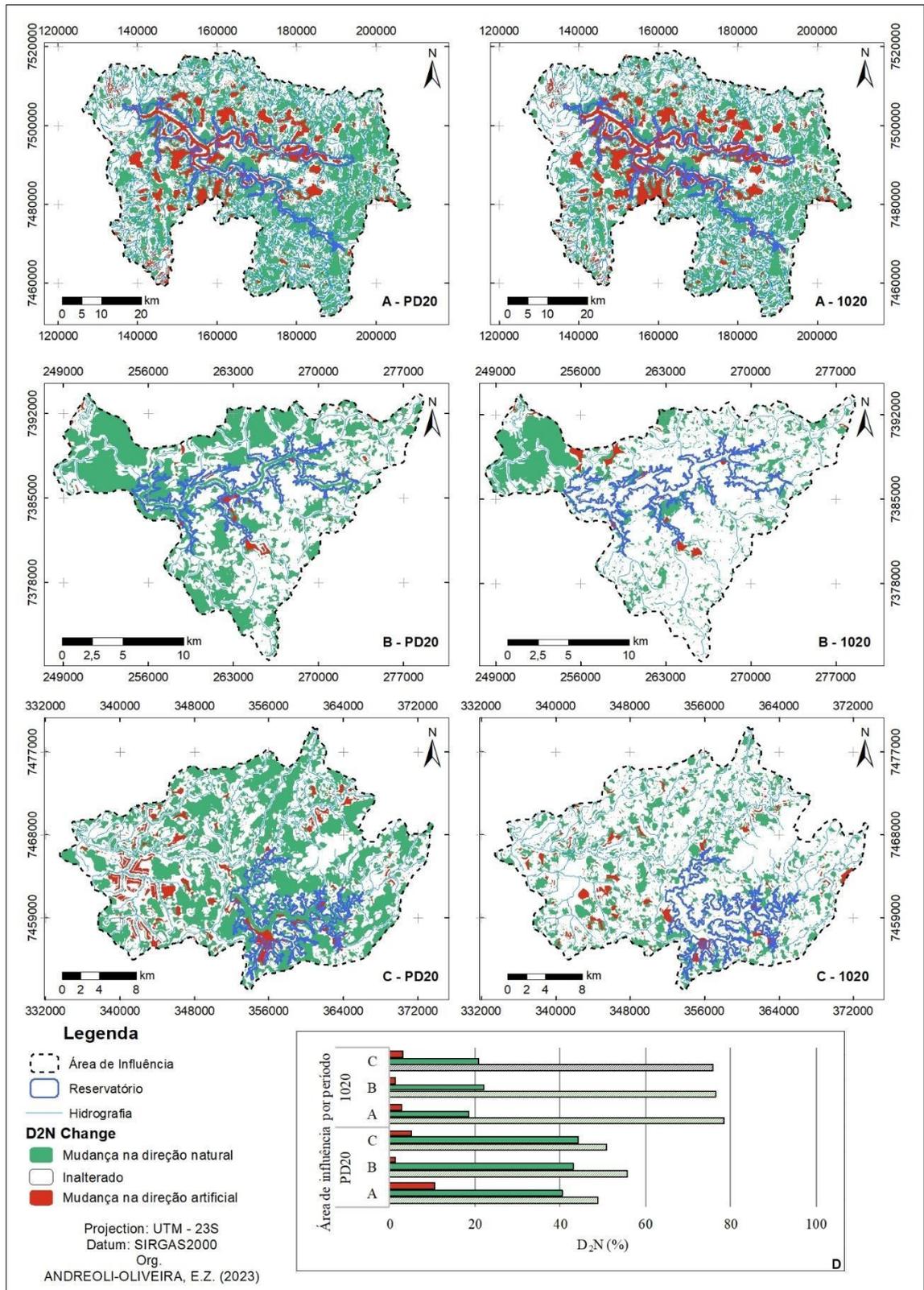
Observa-se que a diferença na condição de naturalidade da paisagem teve diferença significativa entre os períodos pré e pós-represamento ( $F = 49,807$ ;  $p: 0,001$ ) e também entre as áreas de influência ( $F = 111,43$ ;  $p: 0,001$ ). A diferença também foi significativa entre os anos ( $D_2N_{BD} > D_2N_{2010} > D_2N_{2020}$ ) nos três perfis de ocupação (Agropecuário-monocultura:  $F = 13,501$ ;  $p: 0,001$  / Conservação:  $F = 118,94$ ;  $p: 0,001$ / Agropecuário-pastagem:  $F = 53,088$ ;  $p: 0,001$ ) e entre os perfis ( $D_2N_{PAM} > D_2N_{PAP} > D_2N_{PC}$ ) em cada período (Pré-represamento:  $F = 36,78$ ;  $p: 0,001$  / 2010:  $F = 142,84$ ;  $p: 0,001$ / 2020:  $F = 191,42$ ;  $p: 0,001$ ). Com base nos valores obtidos de D2N, pode-se inferir que o perfil de ocupação direcionado à conservação esteve sob menor influência das atividades antrópicas em relação ao perfil agropecuário-pastagem e ao perfil agropecuário-monocultura e que a condição de naturalidade da paisagem melhorou no ano de 2020 em relação a 2010 e do período pré-represamento.

**Tabela 3.** Uso e cobertura da terra pré-represamento, 2010 e 2020 (ha), sendo PAM = perfil agropecuário-monocultura (área de influência do reservatório de Barra Bonita); PC = perfil de conservação (área de influência do reservatório de Itapararanga); PAP = perfil agropecuário-pastagem (área de influência do reservatório Jaguari-Jacareí).

Usos	Pré-represamento			2010			2020		
	PAM	PC	PAP	PAM	PC	PAP	PAM	PC	PAP
Ambiente aquático	5.853,80	543,52	1.093,41	5.173,98	355,08	893,66	4.524,17	337,56	926,46
Antrópico agrícola	272.306,23	21.761,67	53.556,51	242.471,68	14.978,73	36.518,44	226.779,07	12.087,36	32.992,69
Antrópico não-agrícola	1.827,31	72,82	794,08	8.831,85	1.741,74	5.838,56	10.617,38	2.524,73	7.463,16
Natural	48.247,92	7.719,42	8.088,53	44.057,21	10.386,12	15.088,44	59.457,24	12.587,13	17.745,69
Reservatórios	233,55	110,06	49,64	27.934,09	2.745,82	5.243,07	27.090,95	2.670,71	4.454,16



**Figura 5.** Aplicação do índice D2N para os reservatórios de Barra Bonita (A), Itapararanga (B) e Jaguari-Jacaré (C) pré-representação (PR), no ano de 2010 (10) e no ano de 2020 (20). Em (D) há um resumo dos valores D2N referentes às quatro categorias.



**Figura 6.** Mapa da mudança temporal do índice D2N entre o pré-represamento e o ano de 2020 (PR20) e entre os anos de 2010 e 2020 (1020) para as áreas de influência dos reservatórios de Barra Bonita (A), Itupararanga (B) e Jaguari-Jacareí (C); (D) Representação gráfica dos valores do D2N para cada área.

#### 4. Discussão

Nas três bacias de drenagem foi observada uma diminuição da quantidade de áreas agrícolas e um aumento das áreas não agrícolas. Na bacia de drenagem com perfil agropecuário – monocultura intensiva de cana de açúcar (reservatório de Barra Bonita), houve uma diminuição na quantidade de áreas naturais comparando o período pré-represamento com o ano de 2010. Porém, este padrão não foi seguido para o ano de 2020, pois houve aumento da área de vegetação natural. Nos perfis de conservação (bacia de drenagem do reservatório de Itupararanga) e de agropecuária-pastagem (bacia de drenagem dos reservatórios Jaguari-Jacareí), houve um aumento na quantidade de áreas naturais no período estudado. Apesar disso, as áreas com uso antrópico agrícola e não agrícola predominam em todos os perfis, o que também foi observado em outros estudos que utilizaram o índice D<sub>2</sub>N no Brasil (ALMEIDA et al., 2018; ROVANI et al., 2019).

Diferentemente do perfil agropecuário - monocultura intensiva de cana de açúcar, no perfil de conservação (entorno do reservatório de Itupararanga) há o predomínio de pequenas propriedades rurais que cultivam culturas hortaliças diversas, morangos, cebola, tomate, entre outras olerícolas (BEU et al., 2011) e no perfil agropecuário-pastagem (dos reservatórios Jaguari-Jacareí), as principais atividades agrícolas são desenvolvidas em pequena escala e são: a pecuária, suinocultura e culturas anuais e perenes (i.e., milho, cana de açúcar, mandioca, laranja e silvicultura) (HOEFFEL et al., 2008). Os resultados encontrados neste trabalho vêm ao encontro das abordagens (framework) *land-sparing* e *land-sharing*, que vêm sendo discutidas por diversos trabalhos no mundo (LOCONTO et al., 2020; REDHED et al., 2020; SANTOS et al., 2020).

A estratégia *land-sparing* refere-se à intensificação humana dos usos da terra (como a agricultura e a urbanização) em certas áreas para deixar outras áreas (geralmente marginais) para a conservação da biodiversidade. Em contrapartida, a estratégia *land-sharing* considera a interação sinérgica dos usos antrópicos e as áreas destinadas à conservação dentro de um complexo mosaico da paisagem (PHALAN, 2018). Neste gradiente, podemos definir que o perfil agropecuário - monocultura intensiva de cana-de-açúcar refere-se à primeira abordagem, o perfil conservação relaciona-se à segunda

abordagem e o perfil agropecuário-pastagem extensiva encontra-se em uma posição intermediária.

Conforme Santos e colaboradores (2020), o Brasil suporta mais florestas tropicais que outros países e que está entre os principais produtores mundiais de carne bovina, soja, cana-de-açúcar (como é o caso do perfil agropecuário-monocultura) e outras *commodities*. Entretanto, pouco se sabe sobre como os potenciais de produção e conservação são distribuídos em relação às condições sociais e econômicas propícias. Independentemente da abordagem considerada (*land-sharing* ou *land-sparing*), observa-se que houve melhora na condição de naturalidade, com redução no comprometimento da capacidade de autorregulação e da resiliência na paisagem dessas áreas de drenagens e esse processo de recuperação tem as especificidades da relacionadas ao contexto em que estão inseridas

Considerando o papel das áreas agrícolas na economia do estado de São Paulo, especialmente daquelas destinadas ao cultivo de cana de açúcar, o governo do estado organizou o Zoneamento Agroambiental da Cana-de-Açúcar em 2008 a fim de disciplinar e organizar a expansão e ocupação do solo pelo setor sucroenergético, além de subsidiar a elaboração de políticas públicas voltadas para as questões relacionadas ao setor (SÃO PAULO, 2008). Por esta classificação, a aptidão edafoclimática predominante na bacia de drenagem com perfil agropecuário-monocultura é favorável para o desenvolvimento da cultura de cana-de-açúcar, sendo classificada como adequada com restrições ao cultivo de cana (SÃO PAULO, 2008), pois estão abrangidas por zonas de amortecimento das UCs e por áreas de alta vulnerabilidade de águas subterrâneas do estado de São Paulo. Os perfis de conservação e agropecuário-pastagem encontram-se em áreas consideradas inadequadas para o cultivo desta cultura e também que abrangem áreas protegidas com relevante importância ambiental (i.e., UCs de proteção integral), com áreas com declividade superior a 20% ou ainda, em áreas de proteção e recuperação de mananciais, que possuem instrumentos normativos com restrição ambiental e que, se devidamente respeitados e implementados, contribuem para a conservação dos recursos naturais e da provisão dos serviços ecossistêmicos (i.e fornecimento de água, regulação climática) nestas regiões.

O aumento das áreas de vegetação natural nas áreas de estudo pode, ainda, estar relacionado com a existência de unidades de conservação da categoria APA e que estão

estabelecidas também para a conservação do recurso hídrico. No caso específico do reservatório de Barra Bonita, Prado et al. (2007) pontuaram que a existência de UCs na área não auxiliou na conservação dessas áreas. Diferentemente da área com perfil agropecuário-monocultura, a maior parte da área dos reservatórios com perfis de ocupação direcionados à conservação e agropecuário-pastagem são abrangidos por APAs. No caso do reservatório com perfil de ocupação direcionados à conservação (reservatório de Itupararanga), a instituição da APA Itupararanga visou assegurar a manutenção da qualidade da água e recuperar os recursos naturais da bacia hidrográfica (SÃO PAULO, 1998). A área de influência com o perfil de ocupação agropecuário - pastagem (reservatório Jaguari-Jacareí) é abrangida pelas APAs Sistema Cantareira, que foi criada visando manter e melhorar a qualidade da água do Sistema de Abastecimento Cantareira (DIB et al., 2020), e a Piracicaba Juqueri – Mirim Área II, com a finalidade de construir Zonas de Proteção aos Mananciais (SÃO PAULO, 1991).

Em contrapartida, Freitas et al. (2010), ao estudar as relações entre estradas, uso da terra, desmatamento, rebrota e fragmentação no município de Ibiúna (SP), que está inserido na bacia com perfil de conservação, concluíram que a regeneração da floresta dependia, principalmente, do uso da terra e as áreas de floresta cuja localização está mais distante de usos antrópicos (i.e., áreas urbanas e áreas agrícolas) possuem uma maior probabilidade de serem preservadas e regeneradas.

A existência das áreas de conservação pode ter favorecido o aumento das áreas naturais, pois cada unidade de conservação é guiada por um plano de manejo. Apesar de possuírem importante papel de integrar a gestão dos recursos hídricos e o uso e cobertura da terra, há limitação por não serem capazes de estabelecer regulamentações específicas de proteção ambiental ou de alteração do uso da terra (CHIODI et al., 2013), o que impossibilita uma gestão efetiva da paisagem. Sendo assim, faz-se necessário alinhar os planos diretores dos municípios abrangidos com o zoneamento definido pelos planos de manejo das unidades, o que não acontece na maioria dos casos como observado por Bernardi et al. (2020).

Apesar do potencial técnico para conciliar a agricultura nas terras com aptidão agrícola e a conservação em determinadas áreas (i.e., reservas legais, áreas de proteção ambiental, unidades de conservação) no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2008; INSTITUTO FLORESTAL, 2020), é necessário que haja uma melhor compreensão do

estabelecimento da sobreposição espacial desse potencial com as prioridades de conservação e com as restrições institucionais (SANTOS et al., 2020).

No caso da bacia de drenagem com perfil agropecuário-monocultura, o aumento de áreas não-agrícolas decorre, principalmente, pelo processo de interiorização Paulista (PRADO et al., 2007), cuja estratégia era proporcionar o equilíbrio de desenvolvimento em todo o território estadual a partir de ações que equipassem as regiões interioranas com serviços públicos, principalmente infraestrutura (TAVARES, 2018). Prado et al. (2007), ao realizar o levantamento de usos e cobertura da terra entre 1990 e 2002 no entorno do reservatório de Barra Bonita (perfil agropecuário-monocultura), também observaram a perda de cobertura natural na bacia hidrográfica e a relacionaram ao aumento das áreas urbanas.

As melhoras da condição de naturalidade de paisagem e no aumento das áreas de vegetação nativa nas áreas de drenagem decorrem, também pelo abandono das terras agrícolas não propícias ao processo de mecanização, que intensificou a partir da década de 1990, com a consequente regeneração da vegetação nativa. O padrão de aumento das áreas de vegetação nativa também foi encontrado por Molin et al. (2017) na bacia dos rios Piracicaba-Capivari-Jundiaí no período entre 2000 – 2010 devido ao crescimento de florestas que foram perdidas antes desse período. A sub-bacia do rio Jaguari foi uma das áreas que apresentaram um maior crescimento da cobertura vegetal devido, principalmente, a presença de pequenas propriedades familiares leiteiras e de horticultura e da plantação de eucaliptos, que seguem certificações comerciais rigorosas que as fazem respeitarem as legislações ambientais existentes (MOLIN et al., 2017).

De acordo com Farinaci et al. (2012), o processo de transição florestal (i.e., mudança nas características de uso da terra de uma constante redução da cobertura florestal para um período em que predomina a expansão das florestas) vem sendo observado em diversos locais. Esse processo está fundamentalmente relacionado com o desenvolvimento econômico da região: os vetores de mudanças sociais e econômicas, estimulados pela intensificação da industrialização e da urbanização, impulsionam o abandono de terras com baixa aptidão agrícola. Em contrapartida, a regeneração natural dessas áreas pode trazer benefícios econômicos diretos e indiretos para a população local, como um aumento da produtividade de longo prazo nos sistemas agrícolas e o surgimento do ecoturismo na região (CHAZDON et al., 2020). Isto é observado nos

perfis de conservação e agropecuário-pastagem devido ao aumento do uso antrópico não agrícola, principalmente relacionados às casas de veraneio, e a realização de atividades agrícolas em pequenas propriedades. Ademais, apesar da recuperação ambiental dessas áreas ocasionarem uma melhora da naturalidade da paisagem, é necessária a criação de incentivos institucionais e socioeconômicos a fim de estimular o seu desenvolvimento e apoiar o manejo da terra (FAYET et al. 2022). Neste sentido, Meli et al. (2019) reforça que as abordagens *land-sharing* e *land-sparing* oferecem oportunidades interdependentes e complementares em relação às iniciativas de recuperação florestal e o equilíbrio entre elas depende da configuração da paisagem e a governança e as particularidades devem ser consideradas pelos tomadores de decisão.

A dinâmica de recuperação das áreas de vegetação nativa é influenciada, também, pela legislação ambiental, nas esferas federal e estadual, que vem sendo executada, concretizada e modificada a partir da instituição de mecanismos legais que visam o controle dos danos ambientais e a recomposição de áreas legalmente protegidas, além do aperfeiçoamento e a efetivação dos instrumentos de fiscalização ambiental que aconteceram no Estado de São Paulo (AMORIM 2019; ANDRADE et al. 2019). Deve-se atentar que no Brasil a promulgação da segunda versão do Código Florestal (Lei 4.771/1965) conceituou e regulamentou a Área de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL). A mesma esteve em vigor até 2012, quando foi modificada pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012), que, em seu artigo 5º, obriga que a APP ao redor de reservatórios d'água artificial seja nas faixas de 30 a 100 metros em área rural e de 15 a 30 metros em áreas urbanas. Esta modificação trouxe tanto uma redução das obrigações legais e áreas de proteção ambiental quanto avanços que permitem a implementação efetiva de medidas tanto de proteção quanto de recuperação da vegetação nativa em propriedades rurais (BRANCALION et al., 2016).

A aplicação da legislação ambiental e a efetiva fiscalização podem ter contribuído para o aumento das áreas com maior naturalidade nas bacias de drenagem. Amorim (2019) analisou a eficácia da legislação e da fiscalização ambiental do estado de São Paulo com base no inventário dos números dos Autos de Infração Ambiental (AIAs) de 23 municípios da região central do estado por um período de 31 anos. A autora evidenciou uma tendência para o aumento dos registros das autuações ambientais e relacionou-o com as alterações na legislação ambiental, com a aprovação de leis federais e estaduais, e com o aperfeiçoamento dos procedimentos de fiscalização

ambiental no estado de São Paulo. Um outro instrumento legislativo que pode corroborar com um maior aumento na naturalidade da paisagem é a instituição da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais nas regiões abrangidas pelos reservatórios, que restringe o uso humano visando a conservação dos recursos hídricos utilizados para o abastecimento hídrico para a população.

## **5. Conclusão**

A aplicação do índice  $D_2N$  permitiu o entendimento da dinâmica espacial das paisagens no período estudado e os resultados obtidos por este índice podem ser utilizados para auxiliar na gestão dos ecossistemas e subsidiar o debate e a implementação das políticas públicas voltadas para o manejo sustentável dos recursos naturais e o gerenciamento de recursos hídricos, como os reservatórios.

A dinâmica espacial dos usos da terra das três áreas de drenagem demonstrou redução das áreas destinadas aos usos agrícolas e um aumento das áreas destinadas aos usos não agrícolas em todas as áreas. Além disso, foi constatado o aumento da quantidade de áreas naturais em todas as áreas de influência.

Essa melhoria foi decorrente das iniciativas previstas em dispositivos legais (i.e., Código Florestal e SNUC) que visam a revegetação e a regeneração de áreas degradadas. Especificamente no caso dos reservatórios com perfil de conservação (Itupararanga) e agropecuário – pastagem extensiva (Jaguari-Jacareí), as APAs foram criadas após a construção dos reservatórios e visam, dentre outros, a conservação desses mananciais. Sendo assim, os reservatórios atuaram como indutores de políticas ambientais que resultaram em um aumento da naturalidade da paisagem, refutando-se a hipótese de que as interferências das atividades antropogênicas na área de drenagem são as mesmas antes e depois do represamento.

## **6. Referências**

ALMEIDA, D.; ANDRÉ, M.; SCARIOT, E. C.; FUSHITA, A. T.; DOS SANTOS, J.

E.; BOGAERT, J. Temporal change of Distance to Nature index for anthropogenic influence monitoring in a protected area and its buffer zone. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 189-194, 2018.

AMORIM, L.M. **A atuação da legislação ambiental na implementação de reservas legais: uma análise para a região central do estado de São Paulo no período de 35 anos (1983 – 2018)**. 2019. 103 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Sobre a ANA**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/regulacao/institucional/sobre-a-ana>>. Acesso em 5 dez. 2021.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; DAEE - Saneamento Básico; Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira**. 2016. Disponível em: <[http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR\\_Sistema\\_Cantareira-Anexo2.pdf](http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR_Sistema_Cantareira-Anexo2.pdf)>. Acesso em 3 set. 2021.

ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M.J. Permanova: A Fortran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. **Department of Statistics, University of Auckland, Auckland**, v. 26, p. 32-46, 2005.

ANDRADE, M.R.M., SALIM, A., ROSSINI-PENTEADO, D., COSTA, J.A., SOUZA, A.A., SAAD, A.R., OLIVEIRA, A.M.S. Mapeamento de uso da terra para avaliação da qualidade das águas do reservatório Guarapiranga. **Geociências**, v. 34, n. 2, p. 258-274, 2015.

ANDRADE, V.A.D., FUSHITA, A.T., AMORIM, L.M., DOS SANTOS, J.E. A legislação ambiental vigente pode auxiliar no controle dos danos ambientais e na recomposição em áreas legalmente protegidas? **Brazilian Applied Science Review**, v. 3, n. 1, p. 539-556, 2019.

ANDRÉ, M.; VRANKEN, I.; BOISSON, S.; MAHY, G.; RÜDISSER, J.; VISSER, M.; LEJEUNE, P.; BOGAERT, J. Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi. In: BOGAERT, J., COLINET, G., MAHY, G. (Eds.). **Anthropisation Des Paysages Katangais. Presses agronomiques de Gembloux**. Gembloux: Belgique, pp 237- 255, 2018.

BAYDUM, V.P.A.; OLIVEIRA, F.H.P.; RAMALHO, W.P. Presença de macrófitas em reservatórios de abastecimento e implicações no tratamento de água. **Revista DAE**, v. 66, n. 210, p. 17-23, 2018.

BERNADI, I.; SILVA, L.R.; FALCO, P.; PIRES, J.S.R.; SANTOS, A.C.A. Análise

comparativa das ferramentas de gestão: Plano de Manejo da APA Itupararanga e os Planos Diretores Municipais. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 75-91, 2020.

BEU, S.E.; MISATO, M.T.; HAHN, S.M. APA de Itupararanga. In: BEU, S.E.; DOS SANTOS, A.C.A.; CASALIS, S. (Eds) **Biodiversidade na APA de Itupararanga**. Grafilar: São Paulo, pp 33-56, 2011.

BIVAND, R.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. **rgdal**: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-23. 2021. <https://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html>

BOGAERT, J.; BARIMA, Y.S.S.; JI, J.; JIANG, H.; BAMBA, I.; MONGO, L.I.W.; MAMA, A.; NYSSSEN, E.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; KOEDAM, N. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. In: HONG, S.K.; KIM, J.E.; WU, J.; NAKAGOSHI, N. (Eds) **Landscape Ecology in Asian Cultures**. Ecological Research Monographs. Springer: Tokyo, 2011.

BORGES, K.M.R.; OROZCO FILHO, J.C.; COAN, G.P.O.; VASCONCELOS, T.M.M. Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento como Subsídio ao Manejo do Fogo e ao Combate aos Incêndios Florestais em Unidades de Conservação Federais. **BioBrasil**, v. 11, n. 2, p. 168-178, 2021.

BRANCALION, P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D.; LEWINSOHN, T.M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. e1-e16, 2016.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/14771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm)>. Acesso em 22 abr. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm)>. Acesso em 22 abr. 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em 22 abr. 2021.

BRITO, F.M.; MIRAGLIA, S.G.E.K.; SEMENSATTO, D. Ecosystem services of the Guarapiranga Reservoir watershed (São Paulo, Brazil): value of water supply and implications for management strategies. **International Journal of Sustainable Development**, v. 10, n. 1, p. 49-59, 2018.

BÜHLER, B.F. **O papel das macrófitas aquáticas nos processos erosivos, qualidade da água e dinâmica de gases do efeito estufa no Pantanal Norte**. 2020. 133 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2020.

BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambiente & Água**, v. 8, n. 1,

p. 186-205, 2013.

CASALI, S.P.; DOS SANTOS, A.C.A.; DE FALCO, P.B.; CALIJURI, M.C. Influence of environmental variables on saxitoxin yields by *Cylindrospermopsis raciborskii* in a mesotrophic subtropical reservoir. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 4, p. 509-518, 2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios>>. Acesso em 09 mar. 2021.

CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.; GUARIGUATA, M.R.; CROUZEILLES, R.; BENAYAS, J.M.R.; CHAVERO, E.L. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. **Environmental Research Letters**, v. 15, p. 043002, 2020.

CHIODI, R.E.; SARCINELLE, O.; UEZU, A. Gestão dos recursos hídricos na área do Sistema Produtor de água Cantareira: um olhar para o contexto rural. **Ambiente & Água**, v. 8, p. 151 – 165, 2013.

DE-CARLI, B.P.; DOVAL, J.C.L.; RODRIGUES, E.H.C.; POMPÊO, M.L.M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 12, n. 4, p. 666 – 679, 2017.

DEIN, J.; RÜDISSER, J. Landscape influence on biophony in an urban environment in the European Alps. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 1875 – 1889, 2020.

DIB, V.; NALON, M.A.; AMAZONAS, N.T.; VIDAL, C.Y.; ORTIZ-RODRIGUEZ, I.A.; DANEK, J.; OLIVEIRA, M.F.; ALBERTI, P.; SILVA, R.A.; PRECINOTO, R.S.; GOMES, T.F. Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the Cantareira System Protected Area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, v. 20, e20190905, 2020.

DZHAMBOV, A.M.; LERCHER, P.; RÜDISSER, J.; BROWNING, M.H.E.M.; MARKEVYCH, I. Allergic symptoms in association with naturalness, greenness, and greyness: A cross-sectional study in schoolchildren in the Alps. **Environmental Research**, v. 198, 110456, 2020.

FARINACI, J.S.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 695-705, 2012.

FAYET, C.M.J.; REILLY, K.H.; HAM, C.V.; VERBURG, P.H. What is the future of abandoned agricultural lands? A systematic review of alternative trajectories in Europe. **Land Use Policy**, v. 112, 105833, 2022.

FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2009. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental

(APA) Itupararanga. 2009. Disponível em: <<https://www.infraestruturaambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/plano-de-manejo-apa-itupararanga>>. Acesso em 3 ago. 2020.

FUSHITA, A.T.; DOS SANTOS, J.E.; ROCHA, Y.T.; ZANIN, E.M. Historical land use/cover changes and the hemeroby levels of a bio-cultural landscape: past, present, and future. **Journal of Geographical Systems**, v. 9, n. 5, p. 576-590, 2017.

FUSHITA, A.T.; SANTOS, J.E. DOS; SOUZA, I.M.M.; ROMANINI, E.; COSTA, R.T. Landscape structural indicators as a tool to assess land use changes in planning for sub-basin sustainability (Southeastern Brazil). **Journal of Water Resource and Protection**, v. 8, n. 4, p. 482-492, 2016.

GAMARRA, N.C.; CORREIA, R.A.; BRAGAGNOLO, C.; CAMPOS-SILVA, J.V.; JEPSON, P.R.; LADLE, R.J.; MALHADO, A.C.M. Are protected areas undervalued? An assest-based analysis of Brazilian Protected Area Management Plans. **Journal of Environmental Management**, v. 249, 109347, 2019.

GOMES, J.V.P.; BARROS, R.S. A importância das Ottobacias para gestão de recursos hídricos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011, p. 1288.

HARKOT, O.A.M.G. **Conflitos socioambientais relacionados ao uso e ocupação do solo nas margens da represa de Itupararanga – Ibiúna, SP**. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2019.

HIJMANS, R.J. **raster**: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.4-10. 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

HIJMANS, R.J., PHILLIPS, S., LEATHWICK, J., ELITH, J. **dismo**: Species Distribution Modeling. R package version 1.3-3. 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>

HOEFFEL, J.L.; FADINI, A.A.B.; MACHADO, M.K.; REIS, J.C. Trajetórias do Jaguarly – unidades de conservação, percepção ambiental e turismo: um estudo na APA do Sistema Cantareira, São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 131-148, 2008.

INSTITUTO FLORESTAL. Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020. 2020. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>>. Acesso em 22 mar. 2021.

LADWIG, N.I.; DAGOSTIM, V.; BACK, A.J. Análise da paisagem da região carbonífera do estado de Santa Catarina, Brasil, realizada com imagens de satélite. **RA'EGA**, v. 43, p. 93-107, 2018.

LANG, Y.; SONG, W.; ZHANG, Y. Responses of the water-yield ecosystem service to climate and land use change in Sancha River Basin, China. **Physics and Chemistry of the Earth.**, v. 101, p. 102-111, 2017.

LEÃO JR, E.; GALO, M.L.B.T.; IVÁNOVÁ, I. Comparação entre abordagens de classificação por pixel e baseada em objeto para o monitoramento de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 70, n. 4, p. 1289-1309, 2018.

LOCONTO, A.; DESQUILBET, M.; MOREAU, T.; COUVET, D.; DORIN, B. The land sparing–land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. **Land Use Policy**, v. 96, 103610, 2020.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 367-378, 2005.

MELLI, P.; REY-BENAYAS, J.M.; BRANCALION, P.H. Balancing land sharing and sparing approaches to promote forest and landscape restoration in agricultural landscapes: land approaches for forest landscape restoration. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 4, p. 201-205, 2019.

MELLO, K.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T.O.; VETTORAZZI, C.A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1293-1301, 2018.

MOLIN, P.G.; GERGEL, S.E.; SOARES-FILHO, B.D.; FERRAZ, S.F.B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857-870, 2017.

MUSEU PAULISTA. **Mapa agrícola dello stato di S. Paolo (Brasile)**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1901.

MUSEU PAULISTA. **Carta Geral do estado de São Paulo com a indicação sobre a agricultura, o comércio, a instrução pública, a colonização e a indústria**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1910.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. **vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

PEBESMA, E. **Simple Features for R**: Standardized Support for Spatial Vector Data. **The R Journal**. 2018. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

PEREIRA, A.C.F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais**. 2008. 208 f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2008.

PETESSE, M.L.; PETRERE JR, M.; SPIGOLON, R.J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 433-445, 2007.

PHALAN, B.T. What have we learned from the land sparing-sharing model? **Sustainability**, v. 10, n. 6, p. 1760, 2018.

PRADO, R.B., 2004. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 209 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PRADO, R.B.; NOVO, E.M.L.M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, 2007.

R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

REDHEAD, J. W.; OLIVER, T. H.; WOODCOCK, B. A.; PYWELL, R. F. The influence of landscape composition and configuration on crop yield resilience. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2180-2190, 2020.

ROVANI, I.L.; SANTOS, J.E.; DECIAN, V.S.; ZANIN, E.M. Assessing naturalness changes resulting from a historical land use in Brazil South region: an analysis of the 1986 – 2016 period. **Journal of Environmental Protection**, v. 10, n. 2, p. 149-163, 2019.

RÜDISSER J.; TASSER E.; TAPPEINER U. Distance to Nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 208-216, 2012.

SANTOS, R.M., 2011. **Padrão temporal e espacial das mudanças de usos da terra e cenários para a conservação da biodiversidade regional do município de São Félix do Araguaia, MT**. 2011. 153 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SANTOS, J. S.; FELTRAN-BARBIERI, R.; FONTE, E. S.; BALMFORD, A.; MAIOLI, V.; LATAWIEC, A.; STRASSBURG, B.B.N.; PHALAN, B. T. Characterising the spatial distribution of opportunities and constraints for land sparing in Brazil. **Scientific reports**, v. 10, 1946, 2020.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 20.960, de 8 de junho de 1983**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1983/decreto-20960-08.06.1983.html>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 26.882, de 11 de março de 1987**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1987/decreto-26882->

11.03.1987.html>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 7.438, de 16 de julho de 1991**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/lei-7438-16.07.1991.html>>. Acesso em 28 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 10.100, de 01 de dezembro de 1998**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10100-01.12.1998.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 10.111, de 04 de dezembro de 1998**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10111-04.12.1998.html>>. Acesso em 28 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Lei Estadual nº 11.579, de 02 de dezembro de 2003**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2003/lei-11579-02.12.2003.html>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 51.381, de 19 de dezembro de 2006**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2006/decreto-51381-19.12.2006.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Zoneamento agroambiental para o setor sucroalcooleiro**. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamento-agroambiental/>>. Acesso em 29 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 63.993, de 21 de dezembro de 2018**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63993-21.12.2018.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual 63.994, de 21 de dezembro de 2018**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63994-21.12.2018.html>>. Acesso em 30 abr. 2021.

SCHINDLER, D.W.; CARPENTER, S.R.; CHAPRA, S.C.; HECKY, R.E.; ORIHIEL, D.M. Reducing Phosphorus to Curb Lake eutrophication is a success. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 8923-8929, 2016.

SILVA, F.L.; SILVA, G.C.; FUSHITA, A.T.; BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M.B. Qualidade das águas e hemerobia da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1921-1933, 2017.

TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; MARUYAMA, C.R.; SECCHIN, L.F.; CALIJURI, M.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.A. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. **Interciência**, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013.

TAVARES, J.C. Planejamento regional no estado de São Paulo: polos, eixos e a região

dos vetores produtivos. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 20, n. 2, p. 344-367, 2018.

TUNDISI, J.G. Reservoirs: new challenges for ecosystem studies and environmental management. **Water Security**, v. 4-5, p. 1-7, 2018.

TUNDISI, J.G., TUNDISI-MATSUMURA, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 632 pp. 2008.

UACANE, M.S.; PIMENTEL, M.A.S.; CAMÕES, F.B. Dinâmica da paisagem e planejamento local: um estudo sobre a área do cruzamento do Inchope/Manica-Moçambique. **DELÓS**, v. 13, n. 37, p. 7, 2020.

WECKMÜLLER, R.; SLOVINSCKI, N.C.; VICENS, R.S. Análise multitemporal como subsídio à identificação da trajetória evolutiva do uso e cobertura da terra no corredor ecológico do Muriqui/RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 3, p. 467-477, 2013.

WHATELY M.; CUNHA P. **Cantareira 2006**: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental, São Paulo, 67 pp, 2007.

---

---

# CAPÍTULO 2

## *“Emissões de Gases Efeito Estufa em reservatórios hidrelétricos brasileiros utilizando a ferramenta G-res”*

---

---

### **1. Introdução**

A construção dos reservatórios causa alterações na paisagem (PRAIRE et al., 2021), na qualidade da água, nos ecossistemas e no regime de vazão das redes fluviais (ION et al., 2021), além de alterar o ciclo dos Gases Efeito Estufa (GEE) para a atmosfera. Essas alterações podem ocorrer nas condições de interação desses gases com a atmosfera; na decomposição da vegetação e do carbono contido no solo da área inundada; no fornecimento de condições anóxicas que favorecem a criação de CH<sub>4</sub> em vez de CO<sub>2</sub>, especialmente se a coluna de água for estratificada sazonalmente; e na retenção parcial do material orgânico ribeirinho e dos nutrientes transportados no sistema fluvial, podendo alterar as circunstâncias sob as quais eles são transformados em emissões de GEE em comparação com onde eles teriam sido transportados (WORLD BANK, 2017).

A inundação da vegetação durante o represamento ocasiona a perda da característica de sumidouro de emissões de carbono do ecossistema terrestre, já que a degradação da matéria orgânica da área alagada (i.e., autóctone) ou da matéria orgânica alóctone e resulta em um aumento da produção e liberação de GEE da interface ar-água, especialmente de metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (FEARNSIDE, 2013; KUMAR et al., 2021; PRAIRE et al., 2021). A emissão de GEE depende ainda da idade do reservatório, já que a liberação desses gases é maior nos primeiros anos após a criação dos mesmos, e do tempo de residência da água (ION et al., 2021; LEVASSEUR et al., 2021).

As atividades humanas (i.e., atividades agrícolas, áreas urbanizadas) realizadas ao redor do reservatório também podem resultar em emissões adicionais de GEE por esses sistemas de água doce (LEVASSEUR et al., 2021). Sousa et al. (2020) constataram aumento das emissões de CO<sub>2</sub> devido a mudança de florestas para campo (i.e., agricultura e pastagem) e expansão das áreas urbanas. Os autores pontuaram ainda que a emissão de CO<sub>2</sub> proveniente da supressão da vegetação é maior do que a capacidade de

sequestro de carbono dos novos usos da terra devido à alta quantidade de carbono existente em sua biomassa.

Uma das metodologias disponíveis para estimar as emissões de GEE pelos reservatórios com uma maior precisão é a ferramenta G-res, que é considerado como um modelo fácil e amplamente aplicável ao utilizar relações empíricas entre fatores ambientais e emissões para estimar os fluxos de GEE do reservatório (LOVELOCK et al., 2019). Desenvolvida pela *International Hydropower Association* (IHA) e pela *UNESCO Chair in Global Environmental Change*, esta ferramenta se baseia em várias relações estatísticas derivadas da análise global de fluxos de GEE medidos e já publicados, como funções de variáveis climáticas específicas do local, idade e forma do reservatório, além do conteúdo de carbono no solo inundado (PRAIRE et al., 2017b). Ainda, ela pode ser aplicada globalmente (HARRISON et al., 2021) e foi considerada como a mais confiável e abrangente (LEVASSEUR et al., 2021), de fácil aplicação (PRAIRE et al., 2017a; LOVELOCK et al., 2019) e que utiliza relações empíricas entre os fatores ambientais e as emissões para estimar os fluxos de GEE dos reservatórios (LOVELOCK et al., 2019). Por fim, este modelo é o único que permite estimar as emissões relacionadas à construção do reservatório e que calcula as emissões relacionadas a cada uso do mesmo (ION et al., 2021).

A plataforma G-res considera as questões ambientais específicas de um reservatório (i.e., área, profundidades média e máxima, tempo de residência da água) para prever suas emissões associadas de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> e caracterizar a evolução dos fluxos de GEE ao longo do tempo de vida esperado do reservatório. A ferramenta pode, ainda, estimar o balanço de GEE da paisagem afetada, visando prever a mudança induzida pelos reservatórios nos fluxos de GEE para a atmosfera da paisagem inundada e pode ser utilizada tanto em reservatórios existentes quanto em potenciais com uma funcionalidade do Earth Engine (PRAIRE et al., 2017a; PRAIRE et al., 2017c; PRAIRE et al., 2021).

Os resultados obtidos pela ferramenta G-res oferecem a possibilidade de conhecer o impacto potencial que a criação de um reservatório poderá ter. Assim, é possível conhecer a necessidade de medidas para reduzir as emissões de GEE de um determinado reservatório e analisar as emissões resultantes de atividade humana não relacionada à criação do reservatório (ION et al., 2021).

Considerando a aplicabilidade da ferramenta para todas as regiões do globo (LOVELOCK et al., 2019) e que os reservatórios são influenciados diretamente pelas atividades antrópicas que ocorrem ao seu redor (WANG et al., 2017), esta pesquisa possui o objetivo de verificar a aplicabilidade da ferramenta G-res em reservatórios brasileiros (i.e., Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí) localizados no estado de São Paulo, no ano de 2020.

A hipótese desta pesquisa é que existem diferenças na emissão de GEE e de pegada líquida de carbono entre os reservatórios em áreas de drenagem com perfil agropecuário - monocultura intensiva, agropecuário - pastagem e conservação em função da aptidão econômica da bacia hidrográfica.

## **2. Materiais e métodos**

### **2.1. Área de Estudo**

Foram escolhidos três reservatórios, localizados no estado de São Paulo, considerando os perfis de ocupação, sendo eles: Barra Bonita (agropecuário – monocultura intensiva de cana-de-açúcar), que entrou em operação em 1962; Itupararanga (conservação), cujo ano de operação é 1914; e Jaguari-Jacareí (agropecuário – pastagem extensiva), que entrou em operação em 1982.

Além dos dados obtidos a partir da rede de monitoramento, a CETESB fornece em seus relatórios anuais um compilado de índices que refletem a qualidade das águas de acordo com seus usos pretendidos (CETESB, 2021). O Índice de Qualidade das Águas (IQA) considera nove variáveis limnológicas (i.e., coliformes, DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, temperatura e turbidez e enquadra o corpo hídrico em uma faixa de qualidade. Já o Índice de Estado Trófico (IET) avalia a qualidade da água com relação ao enriquecimento por nutrientes e considera os valores de clorofila *a* e fósforo total, podendo ser caracterizados segundo a quantidade de nutrientes na água (i.e. oligotrófico a hipereutrófico). Todos os reservatórios obtiveram resultados correspondentes a categoria ótima; já em relação ao IET, os reservatórios de Itupararanga foram classificados como mesotrófico, enquanto

que Barra Bonita foi classificado como hipereutrófico (Tabela 4).

**Tabela 4.** Valores do IQA e classificação do IET nos reservatórios avaliados.

<b>Reservatório</b>	<b>IQA 2020</b>	<b>IET 2020</b>
Barra Bonita	70	Hipereutrófico
Itupararanga	89	Mesotrófico
Jaguari-Jacareí	83	Mesotrófico

Fonte: CETESB (2021). Categorias do IQA: Ótima: 79 – 100; Boa: 51 – 79; Regular: 36-51; Ruim: 19-36; Péssima: ≤ 19.

## 2.2. Metodologia

O uso e cobertura da terra para o período pré-represamento foi identificado com base nas cartas topográficas articuladas na escala 1:50.000, disponibilizadas em WMS da plataforma DataGeo (Sistema Ambiental Paulista); no Mapa Agrícola do Estado de São Paulo (1901) e na Carta Geral do Estado de São Paulo (1910), que estão disponibilizados no acervo digital do Museu Paulista. Para o ano de 2020, foram utilizadas as imagens LandSat-8 sensor OLI com a composição em falsa cor de 3 bandas espectrais (6R5G4B), com resolução espacial de 30 metros e obtida e processada no serviço Google Engine. Os dados pré-represamento foram digitalizados manualmente, enquanto, para o ano de 2020, adotou-se a classificação orientada a objetos (GEOBIA) no *software* ENVI 5.1, com acurácia acima de 70%.

Os usos e cobertura da terra foram categorizadas de acordo com o estabelecido pela ferramenta, sendo: (i) terras de cultivo; (ii) floresta; (iii) pastagem; (iv) zonas úmidas; (v) assentamentos; (vi) solo exposto; e (vii) corpos d'água. Esta classificação foi feita tanto antes do represamento, abrangendo a área onde hoje é o reservatório, quanto para a área de influência do reservatório depois do represamento. O tipo de solo de todos os reservatórios foi classificado como mineral, de acordo com os dados obtidos do Earth Engine.

A ferramenta G-res é online e gratuita (<https://g-res.hydropower.org> acesso em 04 ago. 2022) e estima as emissões de GEE resultantes do represamento de um reservatório existente ou planejado e as emissões relacionadas a atividades humanas (ION et al., 2021). A modelagem das emissões de GEE é baseada na análise estatística das emissões brutas de 223 reservatórios em todas as zonas climáticas e as variáveis principais são: temperatura, idade do reservatório, área litoral, zona climática, radiância solar,

concentração de fósforo nos reservatórios, teor de carbono do solo, regime de operação do reservatório, uso e cobertura da terra, tipo de solo e área do reservatório. Os dados de entrada devem ser preparados pelo usuário antes do acesso a ferramenta (PRAIRE et al., 2017c; ION et al., 2021). A estrutura da ferramenta foi desenvolvida a partir de modelos de regressão linear múltipla para prever as emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> por área e por reservatório (HARRISON et al., 2021). Os relatórios finais disponibilizados pela ferramenta estão nos anexos 1 a 3.

Para estimar o fluxo de GEE pré-represamento, a ferramenta G-res utiliza dois esquemas técnicos. No caso de reservatórios em que a composição original da paisagem inundada é conhecida, o modelo segue o método de compilação do inventário nacional de GEE do IPCC e os diferentes tipos de usos e cobertura da terra na área submersa do reservatório, avaliando o fluxo de origem e sumidouro dos GEE. Já no caso dos reservatórios em que o mosaico original da área inundada não é conhecido, o modelo adota o método buffer (i.e., 25% do diâmetro de um círculo igual à área do reservatório), assumindo que a cobertura do solo nas imediações do atual reservatório se aproxima da paisagem pré-represamento (PRAIRE et al., 2017b; BIN et al., 2019).

A análise pós-represamento depende da análise e do desenvolvimento de modelos semi-empíricos, baseados em dados reunidos da literatura sobre fluxos de GEE medidos (PRAIRE et al., 2017b). São três os fluxos de GEE após o represamento: (i) difusão na interface ar-água; (ii) borbulhamento; e (iii) desgaseificação ao passar pela barragem. O CH<sub>4</sub> pode ser transportado por difusão ou ebulição para a atmosfera, além de poder ser oxidado na coluna d'água e ser emitido como CO<sub>2</sub> (BARROS et al., 2011; BIN et al., 2019).

A atividade humana (i.e., uso intensivo da terra na agricultura, silvicultura, piscicultura) dentro da bacia ou no próprio reservatório podem causar um aumento na carga de nutrientes para o reservatório. As fontes antropogênicas não relacionadas estão associadas com a carga de nutrientes e matéria orgânica que pode enriquecer o estado trófico do reservatório e, por meio da eutrofização, resultar em um aumento das emissões de GEE (PRAIRE et al., 2017c). As cargas de fósforo provenientes do uso do solo e da carga de esgoto são somadas e avalia-se a contribuição proporcional dessas fontes na concentração de fósforo no reservatório que excede o estado natural esperado do corpo d'água (PRAIRE et al., 2017b). Os autores reconhecem que a relação entre a

carga de fósforo e CH<sub>4</sub> não é mecanicista, mas esta suposição é utilizada na ferramenta por conta do aumento das condições anóxicas em corpos de água doce que é ocasionada pela eutrofização.

Apesar da ferramenta calcular o valor do fósforo a partir do uso e cobertura da terra, nesta pesquisa foram utilizados os dados obtidos pela CETESB, que possui alguns pontos de coleta de água no estado de São Paulo, cuja coleta é realizada e analisada seis vezes no ano, e que divulgam os resultados em relatórios anuais (APÊNDICE 4).

A pegada líquida de GEE de um reservatório representa uma estimativa realista das emissões reais atribuídas exclusivamente ao represamento das águas para toda a vida útil (i.e., 100 anos) dos reservatórios (PRAIRE et al., 2017c). Esta estimativa se dá usando a seguinte equação:

$$PL = EPR - BPR - ERFA - GEEC \quad (1)$$

Sendo: PL = pegada líquida de GEE; EPR = equilíbrio de GEE pós-represamento do reservatório, incluindo os fluxos difusivos para CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, borbulhamento e desgaseificação para CH<sub>4</sub>; BPR = balanço de GEE pré-represamento da área do reservatório antes de sua introdução; ERFA = emissões do reservatório devido a fontes antropogênicas não relacionadas; GEEC = GEE devido à construção (alocação opcional).

Para estimar a emissão dos GEE dos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí, foi necessário realizar um levantamento de alguns dados de entrada, que são exigidos pela ferramenta G-res (Tabela 5). Considerando a dificuldade de obter alguns dados para inserir na plataforma (i.e., população da bacia hidrográfica, escoamento anual da bacia hidrográfica, teor de carbono do solo sob área represada), foi desenvolvida uma funcionalidade para auxiliar no levantamento de informações importantes para a área (i.e., atributos físicos, geográficos, climáticos e de uso e cobertura da terra) a partir da plataforma Earth Engine (PRAIRE et al., 2017b). Os dados obtidos na plataforma e utilizados nesta pesquisa foram: descarga anual do reservatório (mm/ano); população na bacia hidrográfica (pessoas); tipo de solo; coordenadas geográficas; teor de carbono do solo sob área represada (kg C/m<sup>2</sup>); velocidade anual do vento (m/s); radiância horizontal média do reservatório (kWh/m<sup>2</sup>/d); e temperatura (°C). Ainda, é possível adicionar informações que

descrevam a quantidade de materiais utilizados na fase de construção, consideradas como fontes pontual de GEE (PRAIRE et al., 2017b). Porém, não foram encontrados dados referentes a esta fase para nenhuma das barragens estudadas.

As emissões de GEE também foram avaliadas de acordo com os serviços ecossistêmicos fornecidos por cada reservatório. Para tal, são elencados oito serviços do reservatório na ferramenta G-res (i.e., controle de inundação; pesca; irrigação; navegação; fluxo ambiental; lazer; abastecimento e hidroeletricidade) e os usuários escolhem se cada serviço é primário, secundário, terciário ou se não é um serviço (i.e., n.a.) a partir da importância do serviço no regime de operação do reservatório. A abordagem utilizada neste trabalho foi a priorização explícita (PRAIRE et al., 2017c).

Para verificar a hipótese desta pesquisa em relação à emissão de GEE e de pegada líquida de carbono entre os reservatórios em áreas de drenagem com perfil agropecuário - monocultura intensiva, agropecuário - pastagem e conservação, utilizou-se o teste de agrupamento no software R.

**Tabela 5.** Dados dos reservatórios Barra Bonita (perfil agropecuário-monocultura intensiva), Itupararanga (perfil de conservação) e Jaguari-Jacareí (perfil agropecuário – pastagem extensiva) utilizados na ferramenta G-res.

<b>Informações das Bacias Hidrográficas</b>	<b>Barra Bonita</b>		<b>Itupararanga</b>		<b>Jaguari-Jacareí</b>	
Área da bacia hidrográfica (km²)	3284,69		302,07		635,82	
População na bacia hidrográfica*	148.551		66.885		79.499	
Escoamento anual na bacia hidrográfica (mm/ano) *	172,03		385		420,57	
Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica	Pré-represamento	Pós-represamento	Pré-represamento	Pós-represamento	Pré-represamento	Pós-represamento
Cultivos	93,7%	26,3%	88,10%	15,20%	16,70%	8,10%
Solo exposto	0%	27,5%	0%	12,70%	0%	10,70%
Pastagem	2,3%	15,3%	3,20%	12,1%	53,70%	33,10%
Floresta	0,9%	17,1%	2,40%	41,50%	26%	27,90%
Corpos d'água	3,1%	9,6%	6,30%	10%	3,60%	8,50%
Assentamentos	0%	3,2%	0%	8,30%	0%	11,70%
Áreas úmidas	0%	1,0%	0%	0,20%	0%	0%
<b>Informações sobre os reservatórios</b>						
Longitude*	-48,5348718		-47,39800884		-46,42257405	
Latitude*	-22,519856		-23,61213947		-22,92245836	
Zona climática	Tropical		Tropical		Tropical	
Ano de operação	1963		1914		1982	
Área do reservatório (km²)	272,32		24,65		42,09	
Profundidade máxima (m)	25		23		29,00	
Profundidade média (m)	10		7,8		21,68	
Área litorânea (%)	17,449		23,842		3,62	
Teor de carbono do solo sob área represada (kg C/m²) *	10,5954		8,2954		8,4987	
Velocidade anual do vento (m/s) *	3,4300		3,4600		3,8800	
Tempo de residência da água (ano)	0,25		0,68		1,009	
Descarga anual do reservatório (m³/s) *	17,9		3,7		8,5	
Radiância horizontal global média do reservatório (kWh/m²/d) *	5,0500		4,6400		4,9448	
Temperatura média anual do ar (°C) *	21,25		17,57		18,22	

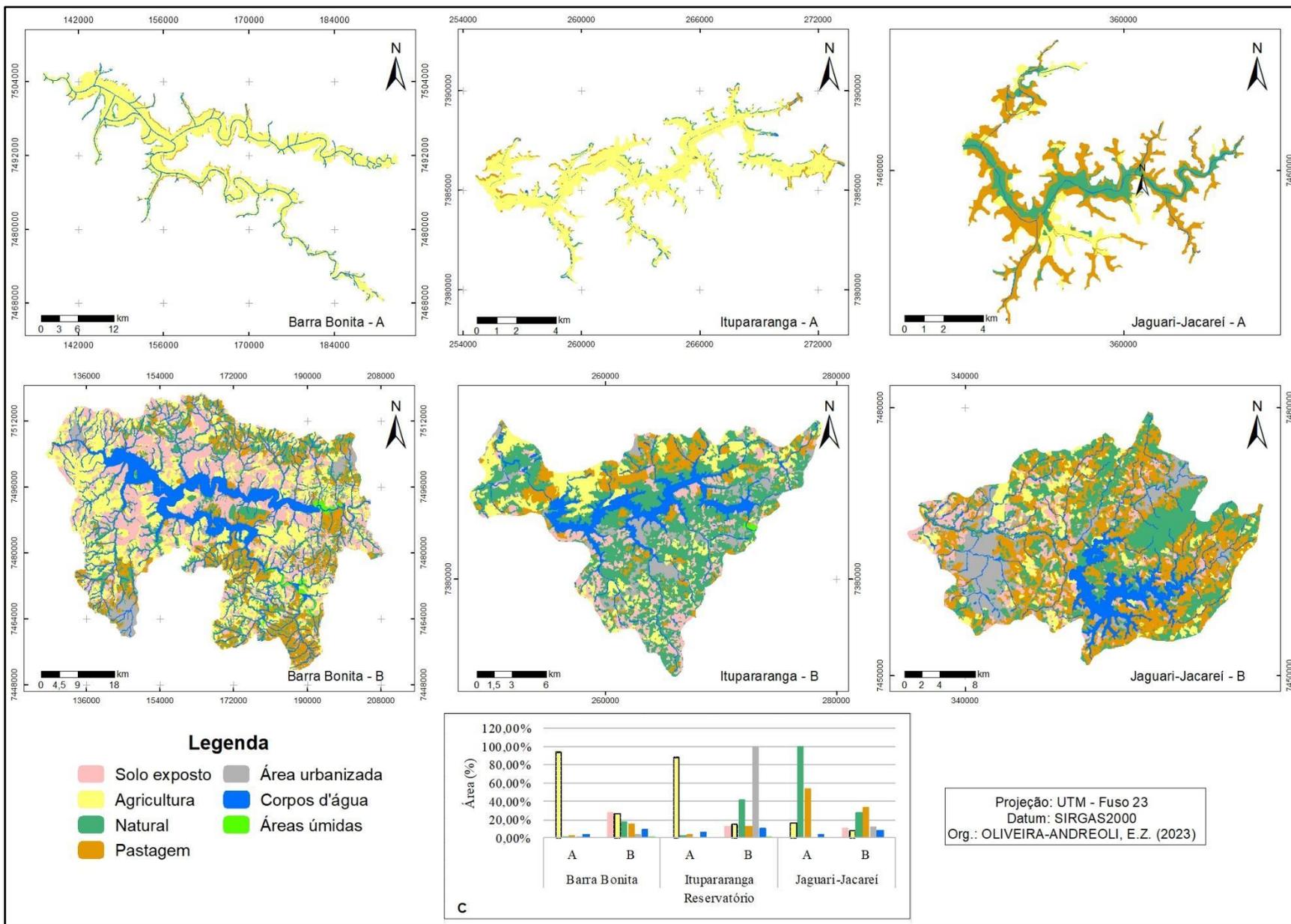
Fonte: MATSURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005; WHATELY; CUNHA, 2007; TUNDISI et al., 2008; GIRON, 2013; DE-CARLI et al., 2017; HARKOT, 2019.; \* Dados obtidos no Google Engine

### 3. Resultados e Discussão

No período anterior ao represamento (Figura 7), a matriz da paisagem na região inundada pelos reservatórios foi agropecuária, sendo que em Barra Bonita e Itupararanga havia o predomínio de áreas de cultivo, ocupando 93,7% e 88,1% da paisagem, respectivamente, enquanto na região dos reservatórios Jaguari-Jacareí, as áreas de pastagem ocupavam 53,7% da paisagem. As áreas de floresta foram observadas em 26% da área de inundação dos reservatórios Jaguari-Jacareí, 2,4% em Itupararanga e 0,9% em Barra Bonita.

No período pós-represamento, a matriz da paisagem se mantém agropecuária na área de influência do reservatório de Barra Bonita, sendo que as áreas com solo exposto (27,5%) predominam seguidas por cultivo (26,3%). A região do reservatório de Jaguari-Jacareí caracteriza-se por um mosaico de usos e cobertura da terra, com áreas de pastagem (33,1%) em maior quantidade, seguida por áreas de floresta (27,9%) e assentamentos urbanos (11,7%). Em Itupararanga, as áreas de floresta (41,5%) são mais encontradas na sua área de influência, seguido das áreas de cultivos (15,2%) e solo exposto (12,7%). Deve-se atentar que na região de Barra Bonita, as áreas de cultivo são predominantemente monocultura intensiva de cana-de-açúcar e nas regiões de Jaguari-Jacareí são observadas pequenas propriedades rurais com cultivo misto (hortaliças, culturas perenes, entre outras).

Apesar de serem influenciados por diversas atividades antropogênicas, os três reservatórios estão localizados em uma das regiões mais populosas e industrializadas do Brasil (SILVA et al., 2022) e desempenham um importante papel para as regiões a partir da provisão de água para regiões metropolitanas, gerando energia elétrica e permitindo a navegação.



**Figura 7.** Uso e cobertura da terra na área inundada pelo reservatório (A) e pós-represamento (B) nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacaré; (C) representação gráfica das áreas, em porcentagem, para cada reservatório.

Os serviços abastecimento e hidroeletricidade foram considerados como primários em todos os reservatórios (Quadro 3). A navegação foi considerada como um serviço primário do reservatório de Barra Bonita por integrar a hidrovía Paraná-Tietê, uma das principais vias hidroviárias em funcionamento no estado de São Paulo e facilita o escoamento da produção agrícola dos estados do Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Rondônia, Tocantins e Minas Gerais (DNIT, 2021). O controle de inundação foi considerado um serviço primário do reservatório de Itupararanga e o lazer para o reservatório Jaguari-Jacareí.

**Quadro 3.** Classificação dos serviços dos reservatórios elencados na ferramenta G-res.

<b>Serviços ecossistêmicos dos reservatórios</b>	<b>Barra Bonita</b>	<b>Itupararanga</b>	<b>Jaguari-Jacareí</b>
Controle de inundação	Terciário	Primário	Secundário
Pesca	Secundário	Secundário	Secundário
Irrigação	Secundário	Secundário	Secundário
Navegação	Primário	Terciário	Terciário
Fluxo ambiental	Terciário	Terciário	Terciário
Lazer	Secundário	Secundário	Primário
Abastecimento de água	Primário	Primário	Primário
Hidroeletricidade	Primário	Primário	Primário

Os serviços secundários em comum para os três reservatórios foram pesca e irrigação. As atividades de lazer foram classificadas como secundárias para Barra Bonita e Itupararanga, e o controle de inundação foi elencado nesta categoria para Jaguari-Jacareí. Por fim, o fluxo ambiental foi caracterizado como serviço terciário para todos os reservatórios, enquanto a navegação foi assim classificada para os Itupararanga e Jaguari-Jacareí, e o controle de inundação para o reservatório de Barra Bonita.

Os resultados referentes a emissão de GEE pré e pós-representamento, além dos valores referentes as fontes antropogênicas não relacionadas, estão listados na Tabela 6. Os valores de emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> para cada reservatório estão listados na Tabela 7.

**Tabela 6.** Taxa de emissão anual líquida de GEE nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí no pré- e pós-represamento e nas fontes antropogênicas não-relacionadas.

	<b>Barra Bonita</b>	<b>Itupararanga</b>	<b>Jaguari-Jacareí</b>
Pré-represamento (tCO <sub>2</sub> e/ano)	-1.029	-276	-5.151
Pós-represamento (tCO <sub>2</sub> e/ano)	210.268	11.215	10.137
Fontes antropogênicas não-relacionadas (tCO <sub>2</sub> e/ano)	83.422	3.301	1.637
GEE líquido (tCO <sub>2</sub> e/ano)	128.475	8.191	13.651

**Tabela 7.** Taxa de emissão anual de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> nos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí no pré- e pós-represamento e nas fontes antropogênicas não-relacionadas.

<b>Reservatórios</b>	<b>Taxa de emissão (tCO<sub>2</sub>e/ano)</b>		
	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	
Barra Bonita	Pós-represamento	99.043	111.825
	Pré-represamento	-1.188	159
	Fontes antropogênicas não-relacionadas	n/a	83.422
Itupararanga	Pós-represamento	3.300	7.915
	Pré-represamento	-324	45
	Fontes antropogênicas não-relacionadas	n/a	3.301
Jaguari-Jacareí	Pós-represamento	5.828	4.309
	Pré-represamento	-5.191	39
	Fontes antropogênicas não-relacionadas	n/a	1.637

No período pré-represamento, todas as áreas que foram submersas pelos reservatórios atuaram como sumidouros de CO<sub>2</sub> (Barra Bonita: -1.029 tCO<sub>2</sub>e/ano; Itupararanga: -276 tCO<sub>2</sub>e/ano; Jaguari-Jacareí: -5.151 tCO<sub>2</sub>e/ano) e emitiram uma menor quantidade de CH<sub>4</sub> (Barra Bonita: 159 tCO<sub>2</sub>e/ano; Itupararanga: 45 tCO<sub>2</sub>e/ano; Jaguari-Jacareí: 39 tCO<sub>2</sub>e/ano). A partir dos resultados obtidos, poderia concluir-se que todas as áreas antes da inundação eram consideradas como sumidouros de carbono e passaram a emitir GEE após a inundação, como também foi observado por Jiang et al. (2018). Porém, apesar dos resultados obtidos, as áreas referentes ao que hoje são os reservatórios não possuíam considerável área florestada, que são importantes devido ao sequestro e estocagem de carbono atmosférico (RIBEIRO et al., 2010; DANTAS et al., 2021), o que indica que já havia emissões de GEE antes do represamento devido a existência de outros usos (i.e., pastagem e cultivos).

Karbin et al. (2021) investigaram o balanço de GEE utilizando o modelo G-res em um reservatório do Irã. As emissões de GEE foram baixas no período pré-represamento

e a construção do reservatório na bacia ocasionou um aumento de cerca de 80 vezes as emissões de GEE. Os autores também relataram dificuldades em obter os dados referentes à construção da barragem.

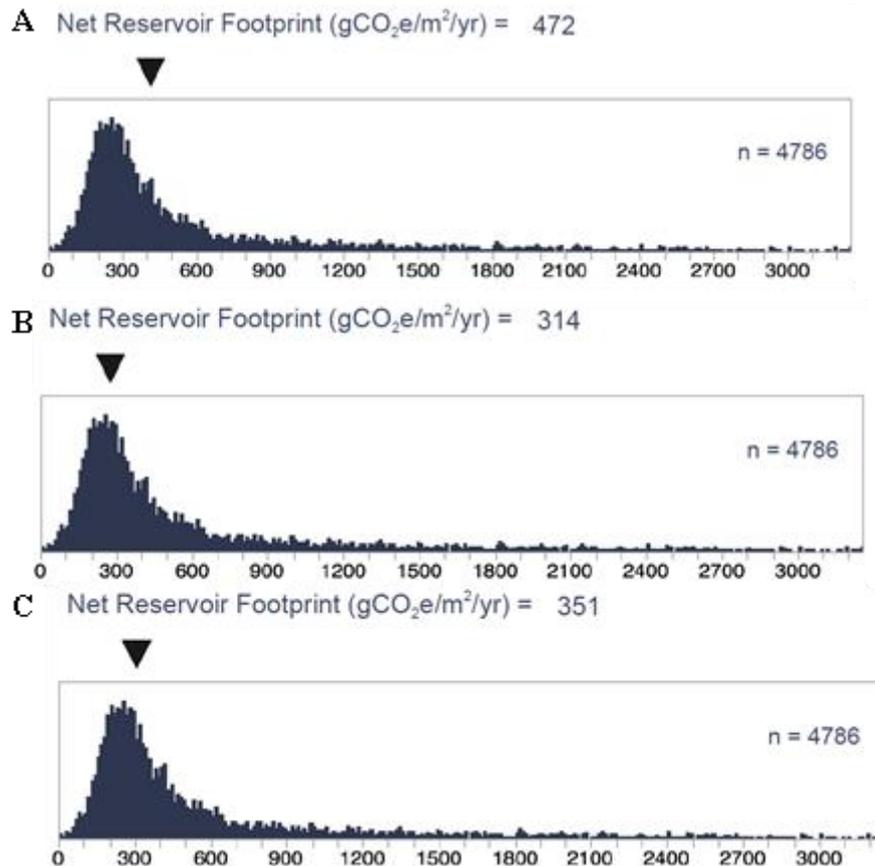
No período pós-represamento, todos os reservatórios emitiram os GEE (Barra Bonita: 210.268 tCO<sub>2</sub>e/ano; Itupararanga: 11.215 tCO<sub>2</sub>e/ano; Jaguari-Jacareí: 10.137 tCO<sub>2</sub>e/ano). A maior emissão das fontes antropogênicas não-relacionadas foi no reservatório de Barra Bonita (83.422 tCO<sub>2</sub>e/ano), seguido por Itupararanga (3.301 tCO<sub>2</sub>e/ano) e Jaguari-Jacareí (1.637 tCO<sub>2</sub>e/ano).

Os fluxos borbulhante e difusivo de CH<sub>4</sub> foram encontrados nos três reservatórios. O fluxo predominante foi o borbulhante, que é proveniente do acúmulo de CH<sub>4</sub> nos sedimentos após degradação anaeróbica e pode estar relacionado com a profundidade da água e a extensão da zona litorânea, sendo mais provável de ocorrer em águas rasas (WORLD BANK, 2017; LEVASSEUR et al., 2021). Essa emissão correspondeu a 187 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano em Itupararanga, considerado o reservatório mais raso (23m), 258 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano em Barra Bonita (25m de profundidade) e 58 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano em Jaguari-Jacareí (29m de profundidade).

Já o fluxo difusivo ocorre na interface ar-água e dependem do gradiente de concentração entre a água superficial e a atmosfera e a velocidade de transferência do gás (DESHMUKH et al., 2014). O reservatório de Barra Bonita (152 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano) emitiu uma maior quantidade, seguido por Itupararanga (116 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano) e Jaguari-Jacareí (53 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano). Quanto a emissão de CO<sub>2</sub> pelo fluxo difusivo, o reservatório de Barra Bonita apresentou uma maior emissão (364 g/CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano), seguido por Jaguari-Jacareí (150 g/CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano) e Itupararanga (127 g/CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano). Abe et al. (2008) pontuaram que os reservatórios mais eutrofizados (i.e., Barra Bonita) apresentam maiores fluxos difusivos de GEE em comparação com os reservatórios menos eutrofizados (i.e., Itupararanga e Jaguari-Jacareí), fator que é observado nos reservatórios deste estudo.

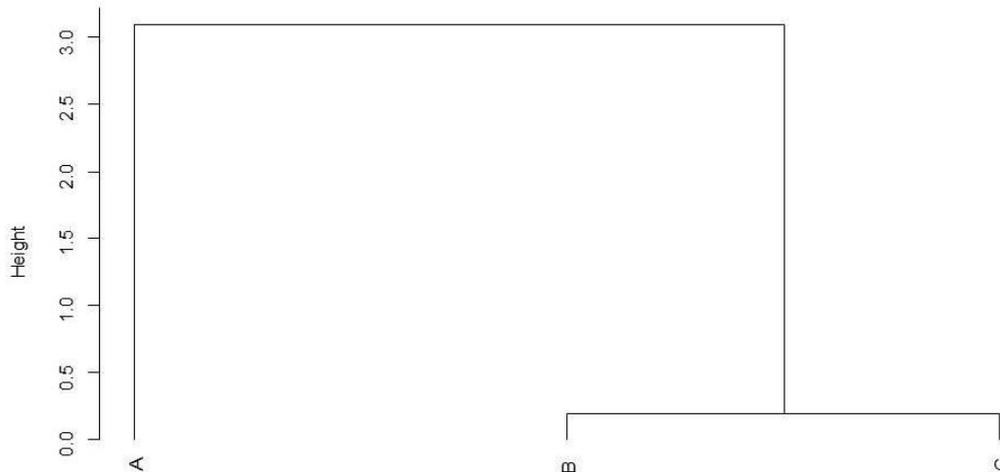
A Figura 8 elenca os valores referentes à pegada líquida de carbono dos reservatórios comparados com o banco de dados da ferramenta (n = 4.786). Os reservatórios com perfil agropecuário – pastagem extensiva (Jaguari-Jacareí) e o perfil conservação (Itupararanga) são similares (351 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano e 314 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano, respectivamente), enquanto o reservatório com perfil agropecuário – monocultura

intensiva de cana-de-açúcar (Barra Bonita) teve uma maior pegada líquida (472 gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano).



**Figura 8.** Distribuição dos valores da Pegada Líquida de Carbono (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/ano) dos reservatórios no mundo (n = 4.786) e a posição dos reservatórios de (A) Barra Bonita; (B) Itupararanga; e (C) Jaguari-Jacareí.

A análise de agrupamentos, que considerou os valores referentes a emissão de GEE e a pegada líquida de carbono dos reservatórios, está representada na Figura 9. Os resultados dos reservatórios de Itupararanga e Jaguari-Jacareí foram mais semelhantes entre si. O uso e cobertura da terra nas áreas de influência desses dois reservatórios causam menos impactos do que os de Barra Bonita, como foi exposto no Capítulo 1 desta tese.



**Figura 9.** Gráfico da análise de agrupamentos sendo (A) Barra Bonita; (B) Itupararanga; e (C) Jaguari-Jacareí.

As emissões de GEE analisadas foram decorrentes não apenas das alterações oriundas da construção dos reservatórios, mas também das dinâmicas que ocorrem ao longo das respectivas bacias hidrográficas, em especial no reservatório de Barra Bonita, cujo perfil de uso da terra é agropecuário – monocultura intensiva de cana-de-açúcar. Os menores valores de emissão líquida foram obtidos para o reservatório de Jaguari-Jacareí, que possui o perfil agropecuário-pastagem e cujas atividades agrícolas são desenvolvidas em pequena escala, e Itupararanga, que tem o perfil de conservação e que possui, ao seu entorno, pequenas propriedades rurais que cultivam hortaliças (HOEFFEL et al., 2008; BEU et al., 2011).

No caso do reservatório de Barra Bonita, Abe et al. (2009) pontuaram que o mesmo é uma fonte de emissão de CO<sub>2</sub> e recebe um aporte de matéria orgânica carregado pelo Rio Tietê, resultando em uma maior produção de CO<sub>2</sub> decorrentes dos processos metabólicos de decomposição. As emissões de GEE analisadas foram decorrentes não apenas das alterações oriundas da construção dos reservatórios, mas também das dinâmicas que ocorrem ao longo das respectivas bacias hidrográficas.

Mais específico em relação às emissões de gases pela hidroeletricidade, Santos et al. (2006) compararam as emissões de nove barragens no Brasil, incluindo o reservatório de Barra Bonita, com as emissões de usinas termelétricas hipotéticas de mesma capacidade e operadas por diversos combustíveis e tecnologia. Os pesquisadores

demonstraram que o reservatório de Barra Bonita emitiu uma menor quantidade de carbono (137.341 tC/ano) do que as usinas de carvão, óleo e gás natural (SANTOS et al., 2006). Por isso, embora a energia hidrelétrica não seja uma fonte de energia limpa em termos de emissões atmosféricas de GEE, a barragem de Barra Bonita teve um desempenho melhor do que as usinas termoeletricas, sendo uma solução viável para a redução das emissões pelo setor elétrico. Ainda, apesar da metodologia utilizada ser diferente, o valor estimado por esses autores foi próximo aos valores obtidos pela ferramenta G-res.

Levasseur et al. (2021) realizaram uma análise comparativa de diferentes abordagens a fim de quantificar as emissões biogênicas de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> de reservatórios hidrelétricos na província de Quebec (Canadá). Devido à ausência de um conjunto abrangente de dados para todos os reservatórios (i.e., emissões difusas, borbulhantes e desgaseificadas de GEE pré e pós represamento), o modelo G-res foi utilizado. Os resultados obtidos das estimativas de emissões biogênicas para todos os reservatórios hidrelétricos em Quebec foram utilizados para calcular um valor atualizado para a pegada de carbono da eletricidade, que foi 42% superior ao valor disponível no banco de dados. Os autores também pontuaram que esta abordagem pode ser utilizada em qualquer localização geográfica por considerar os parâmetros locais em sua calibração, bem como as características específicas de cada reservatório.

Assim como o trabalho supracitado, para a realização desta pesquisa foi necessário utilizar parâmetros específicos referentes a cada reservatório (e.g. população da bacia hidrográfica, escoamento anual da bacia hidrográfica, teor de carbono do solo sob área represada) e de sua área de influência (i.e., uso e cobertura da terra). Sendo assim, a ferramenta pode ser aplicada em território brasileiro.

Considerando o IET, os reservatórios que emitiram uma menor quantidade de GEE foram classificados como mesotróficos (i.e., Itupararanga e Jaguari-Jacareí), enquanto o reservatório com maiores emissões de GEE foi classificado como hipereutrófico (i.e., Barra Bonita). Segundo Tundisi et al. (2006), o aumento das cargas de matéria orgânica ocasiona um aumento na concentração de nutrientes (i.e., carbono, nitrogênio e fósforo) que induz para o aumento da biomassa autóctone na coluna de água nestes corpos hídricos promove um aumento das emissões de GEE para a atmosfera. O acúmulo da

matéria orgânica nos sedimentos ocasiona um aumento na ciclagem de nutrientes e que pode resultar na produção, acúmulo e, conseqüentemente, emissão de GEE.

Nesse sentido, para os reservatórios analisados na presente pesquisa, o reservatório com perfil de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica caracterizado por conservação (Itupararanga) apresenta os menores valores da taxa anual de emissão de GEE e o reservatório com perfil agropecuário – monocultura intensiva de cana de açúcar, os maiores valores da taxa de emissão de GEE, corroborando que a gestão de suas bacias hidrográficas tem um papel de grande relevância no controle das ações antrópicas e na governança local, visando à qualidade dos recursos hídricos disponibilizados por esses reservatórios. Dessa forma, faz-se necessário evitar os processos de eutrofização para manter as emissões de GEE dentro do alcance de um ecossistema natural.

Apesar dos GEE serem gerados em um reservatório, a origem da matéria orgânica responsável por este processo advém de diferentes fontes, como já discutido neste capítulo. Dessa forma, a questão das emissões de GEE por reservatórios é algo desafiador devido a multiplicidade de partes interessadas encontradas em uma variedade de escalas (i.e. reservatório, rio, bacia hidrográfica, regional, nacional e global) em que as intervenções podem ocorrer (MÄKINEN & KHAN, 2010).

#### **4. Conclusão**

Além dos impactos decorrentes do represamento dos rios e com a formação de ecossistemas lênticos, a quantidade de emissão de GEE variou de acordo com os perfis de ocupação das bacias hidrográficas de cada reservatório, demonstrando variação da quantidade de carbono em função das dinâmicas de uso e ocupação do território que ocorrem por toda a extensão das bacias hidrográficas. Com relação à pegada líquida de carbono, todos os reservatórios estão próximos da média global.

Considerando a emissão de GEE e a pegada líquida de carbono, os reservatórios com perfil agropecuário – pastagem extensiva (Jaguari-Jacareí) e o perfil conservação (Itupararanga) estão mais próximos e o perfil agropecuários – monocultura intensiva de cana de açúcar esteve mais distante com os maiores valores obtidos para emissão de

GEE e de pegada líquida de carbono. Sendo assim, corrobora-se a hipótese de que existem diferenças na emissão de GEE entre os reservatórios com perfis diferentes.

Apesar da ferramenta Gres ser considerada como útil para a avaliação de emissões de GEE em reservatórios, principalmente por considerar as características específicas de cada reservatório e os fatores de emissão publicados pelo IPCC, é necessário rever as emissões de GEE pré-represamento, já que, apesar de possuir uma pequena quantidade de floresta na área do reservatório, não poderia ser trabalhada como sumidouro de carbono devido a outros usos existentes.

Quantificar essas emissões proporciona um melhor planejamento das políticas públicas frente às mudanças climáticas, permitindo que tanto o poder público quanto os órgãos responsáveis pela construção e/ou administração das usinas hidrelétricas criem estratégias de gerenciamento visando a redução da emissão desses gases.

## 5. Referências

ABE, D.S.; SIDAGIS-GALI, C.; TUNDISI, J.G. Emissões de Gases Efeito Estufa em Reservatórios de Hidrelétricas. In: STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas.** São Carlos: ILEC, IIE, vol. 9, p. 249 – 272, 2008.

ABE, D.S.; SIDAGIS-GALLI, C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; GRIMBERG, D.E.; MEDEIROS, G.R.; TEIXEIRA-SILVA, V.; TUNDISI, J.G. The effect of eutrophication on greenhouse gas emissions in three reservoirs of the Middle Tietê River, southeastern Brazil. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 30, n. 6, p. 822–825, 2009.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Sobre a ANA.** Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/regulacao/institucional/sobre-a-ana>>. Acesso em 5 dez. 2021.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira.** 2016. Disponível em: <[http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR\\_Sistema\\_Cantareira-Anexo2.pdf](http://www2.sabesp.com.br/mananciais/dadoscantareira/DDR_Sistema_Cantareira-Anexo2.pdf)>. Acesso em 3 set. 2021.

BARROS, N.; COLE, J.J.; TRANVIK, L.J.; PRAIRE, Y.T.; BASTVIKEN, D.;

HUSZAR, V.L.; DEL GIORGIO, P.; ROLAND, F. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. **Nature geoscience**, v. 4, p. 593- 596, 2011.

BEU, S.E.; MISATO, M.T.; HAHN, S.M. APA de Itupararanga. In: BEU, S.E.; DOS SANTOS, A.C.A.; CASALIS, S. (Eds) **Biodiversidade na APA de Itupararanga**. Grafilar: São Paulo, pp 33-56, 2011.

BIN, Z.; ZHE, L.; CHONG, L.; CHEN, Y.; JINSONG, G. The net GHG flux assessment model of reservoir (G-res Tool) and its application in reservoirs in upper reaches of Yangtze River in China. **Journal of Lake Sciences**, v. 31, p. 1479–1488, 2019.

BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2020**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 27 fev. 2023.

DANTAS, D.; TERRA, M.C.N.S.; SCHORR, L.P.B.; CALEGARIO, N. Machine learning for carbon stock prediction in a tropical forest in Southeastern Brazil. **Bosque**, v. 42, n. 1, p. 131-140, 2021.

DE-CARLI, B.P.; DOVAL, J.C.L.; RODRIGUES, E.H.C.; POMPÊO, M.L.M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 12, n. 4, p. 666 – 679, 2017.

DE-CARLI, B.P.; FRASCARELI, D.; LEAL, P.R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Os reservatórios Jaguari-Jacareí. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (org.) **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas**. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2020. p. 2-11.

DESHMUKH, C.; SERÇA, D.; DELON, C.; TARDIF, R.; DEMARTY, M.; JARNOT, C.; MEYERFELD, Y.; CHANUDET, V.; GUÉDANT, P.; RODE, W.; DESCLOUX, S.; GUÉRIN, F. Physical controls on CH<sub>4</sub> emissions from a newly flooded subtropical freshwater hydroelectric reservoir: Nam Theun 2. **Biogeosciences**, v. 11, p. 4251-4269, 2014.

DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. **Hidrovia do Paraná-Tietê**. Disponível em: < <https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/aquaviario/intervencao-em-hidroviashidroviashidrovia-do-tiete-parana> >. Acesso em 30 nov. 2022.

FEARNSIDE, P.M. Carbon credit for hydroelectric dams as a source of greenhouse-gas

emissions: The example of Brazil's Teles Pires Dam. **Mitigation and adaptation strategies for global change**, v. 18, n. 5, p. 691-699, 2013.

FEARNSIDE, P.M. Hidrelétricas em florestas tropicais como fontes de gases de efeito estufa. In: FEARNSIDE, P.M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. v. 3. Manaus: Editora do INPA, 2019, p. 70-86.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 770 - 781, 2015.

GIRON, A.K.S. **Variação sazonal e migração vertical da comunidade zooplancônica (exceto Rotífera) no reservatório de Itupararanga, Votorantim, São Paulo**. 115f. 2013. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação). Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.

GOMES, J.V.P.; BARROS, R.S. A importância das Ottobacias para gestão de recursos hídricos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011, p. 1288.

GUNKEL, G. SELGE, F.; KEITEL, J.; LIMA, D.; CALADO, S.; SOBRAL, M.; RODRIGUEZ, M.; MATTA, E.; HINKELMANN, R.; CASPER, P.; HUPFER, M. Water management and aquatic ecosystem services of a tropical reservoir (Itaparica, São Francisco, Brazil). **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 1913-1925, 2018.

HARKOT, O.A.M.G. **Conflitos socioambientais relacionados ao uso e ocupação do solo nas margens da represa de Itupararanga – Ibiúna, SP**. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2019.

HARRISON, J.A.; PRAIRE, Y.T.; MERCIER-BLAIS, S.; SOUED, C. Year-2020 global distribution and pathways of reservoir methane and carbon dioxide emissions according to the greenhouse gas from reservoirs (G-res) model. **Global biogeochemical Cycles**, v. 35, n.6, e 2020GB006888, 2021.

HOEFFEL, J.L.; FADINI, A.A.B.; MACHADO, M.K.; REIS, J.C. Trajetórias do Jaguar – unidades de conservação, percepção ambiental e turismo: um estudo na APA do Sistema Cantareira, São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 131-148, 2008.

ION, I.V.; ENE, A. Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from reservoirs: a review. **Sustainability**, v. 13, 11621, 2021.

JIANG, T.; SHEN, Z.; LIU, Y.; HOU, Y. Carbon footprint assessment of four normal size hydropower stations in China. **Sustainability**, v. 10, n. 6, p. 1-14, 2018.

KARBIN, S.; REZAEI, N.; JAMALI, S. Estimating greenhouse gases emissions from

Karun-4 water reservoir by applying G-res Model. In: - International Symposium on Water and Dams, 5, 2021, New Delhi, India. **Proceedings...** New Delhi, 2021. p. 1-8.

KELLY, C.; RUDD, J.W.M.; ST. LOUIS, V.L.; MOORE, T. Turning attention to reservoir surfaces, a neglected area in greenhouse studies. **Eos**, v. 75. N. 29, pp. 332-333, 1994.

KUMAR, A.; YU, Z.G.; KLEMES, J.J.; BOKHARI, A. A state-of-the-art review of greenhouse gas emissions from Indian hydropower reservoirs. **Journal of Cleaner Production**, v. 320, 128806, 2021.

KURIAKOSE, J.; ANDERSON, K.; DARKO, D.; OBUOBIE, E.; LARKIN, A.; ADDO, S. Implications of large hydro dams for decarbonising Ghana's energy consistent with Paris climate objectives. **Energy for Sustainable Development**, v. 71, p. 433-446, 2022.

LEVASSEUR, A.; MERCIER-BLAIS, S.; PRAIRIE, Y.T.; TREMBLAY, A.; TURPIN, C. Improving the accuracy of electricity carbon footprint: estimation of hydroelectric reservoir greenhouse gas emissions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 136, 110433, 2021

LOVELOCK, C.E.; EVANS, C.; BARROS, N.; PRAIRIE, Y.; ALM, J.; BASTVIKEN, D.; BEAULIEU, J.J.; GARNEAU, M.; HARBY, A.; HARRISON, J.; PARE, D.; RAADAL, H.L.; SHERMAN, B.; ZHANG, C.; OGLE, S.M. **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use (Chapter 7: Wetlands)**; IPCC: Kanagawa, Japan, 2019.

MÄKINEN, K.; KHAN, S. Policy considerations for greenhouse gas emissions from freshwater reservoirs. **Water alternatives**, v. 3, n. 2, p.91-105, 2010.

MATSURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, n. 1, p. 367 - 378, 2005.

MENDONÇA, R.; BARROS, N.; VIDAL, L. O.; PACHECO, F.; KOSTEN, S.; ROLAND, F. Greenhouse Gas Emissions from hydroelectric reservoirs: what knowledge do we have and what is lacking? In: Liu, G. (org.). **Greenhouse Gases: Emission, Measurement and Management**. Croácia: InTech, 2012, p. 55-78.

MORAIS, M.A.O. **O Sistema Cantareira e a análise de impactos socioambientais da construção da represa do Jaguari-Jacaré, São Paulo**. 2010. 115 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo.

MUSEU PAULISTA. **Carta Geral do estado de São Paulo com a indicação sobre a agricultura, o comércio, a instrução pública, a colonização e a indústria**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1910.

MUSEU PAULISTA. **Mapa agrícola dello stato di S. Paolo (Brasile)**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1901.

PEREIRA, A.C.F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais**. 2008. 208 f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2008.

PETESSE, M.L.; PETRERE JR, M.; SPIGOLON, R.J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 433-445, 2007.

PRADO, R.B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 209 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PRADO, R.B.; NOVO, E.M.L.M. Modeling pollution potential input from the drainage basin into Barra Bonita reservoir, São Paulo – Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 314-323, 2015.

PRAIRE, Y.T.; ALM, J.; HARBY, A.; MERCIER-BLAIS, S.; NAHAS, R. **The GHG Reservoir Tool (G-res) User guide**, UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. Updated version 3.0 (27-10-2021). Joint publication of the UNESCO Chair in Global Environmental Change and the International Hydropower Association. 41 pages, 2017c.

PRAIRIE, Y.T.; ALM J.; HARBY A.; MERCIER-BLAIS S.; NAHAS R. 2017. **The GHG Reservoir Tool (G-res) Technical documentation**. Updated version 3.0 (2021-10-27). UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs. Joint publication of the UNESCO Chair in Global Environmental Change and the International Hydropower Association. 74 p. 2017b.

PRAIRIE, Y.T.; ALM, J.; BEAULIEU, J.; BARROS, N.; BATTIN, T.; COLE, J.; DEL GIORGIO, P.; DEL SONTRO, T.; GUÉRIN, F.; HARBY, A.; et al. Greenhouse gas emissions from freshwater reservoirs: What does the atmosphere see? **Ecosystems**, v. 21, p. 1058–1071, 2017a.

PRAIRIE, Y.T.; MERCIER-BLAIS, S.; HARRISON, J.A.; SOUED, C.; GIORGIO, P.; HARBY, A.; ALM, J.; CHANUDET, V.; NAHAS, R. A new modelling framework to assess biogenic GHG emissions from reservoirs: The G-res tool. **Environmental Modelling & Software**, v. 143, p. 105117, 2021.

RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, L.A.G.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L.; NARDELLI, A.M.B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 917-926, 2009.

SANTOS, M.A.; ROSA, L.P.; SIKAR, B.; SIKAR, E.; SANTOS, E.O. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. **Energy Policy**, v. 34, n. 4, p. 481–488, 2006.

SILVA, F.L.; FUSHITA, A.T.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR, I. Qualidade da água em reservatórios e a provisão de serviços ecossistêmicos: uma abordagem qualitativa. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 2, p. 13895-13911, 2022.

SOUSA, J.A.P.; LOPES, E.R.N.; SOUZA, J.C.; LOURENÇO, R.W. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO<sub>2</sub> em bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 262-278, 2020.

TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; MARUYAMA, C.R.; SECCHIN, L.F.; CALIJURI, M.C.; MOSCHINI-CARLOS, V.A. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. **Interciência**, v. 38, n. 3, p. 164-170, 2013.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S.; ROCHA, O.; STARLING, F.L.R.M. Limnologia de Águas Interiores: Impactos, Conservação e Recuperação de Ecossistemas Aquáticos. In: A. Rebouças, B. Braga, J. G. Tundisi. (eds.). **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Gestão**. 3 ed. São Paulo: Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda., v. 1, p. 203-240.

TUNDISI, J.G., TUNDISI-MATSUMURA, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 632 pp. 2008.

WANG, X.; HE, Y.; YUAN, X.; CHEN, H.; PENG, C.; YUE, J.; ZHANG, Q.; DIAO, Y.; LIU, S. Greenhouse gases concentrations and fluxes from subtropical small reservoirs in relation with watershed urbanization. **Atmospheric Environment**, v. 154, p.225-235, 2017.

WHATELY M.; CUNHA P. **Cantareira 2006**: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental, São Paulo, 67 pp, 2007.

WORLD BANK. Greenhouse Gases from Reservoirs Caused by Biogeochemical Processes; World Bank: Washington, DC, EUA, 2017.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises utilizadas nesta pesquisa possibilitaram entender que as interferências das atividades antropogênicas na paisagem a partir do uso e cobertura da terra nas áreas de influência dos reservatórios de Barra Bonita, Itupararanga e Jaguari-Jacareí.

A aplicação do índice D<sub>2</sub>N permitiu compreender que a interferência das atividades antropogênicas não são as mesmas antes e depois do represamento em todas as áreas de influência com a melhoria da naturalidade da paisagem. Permitiu, também, constatar que a legislação ambiental, a criação de unidades de conservação e a fiscalização podem ter contribuído para um aumento das áreas com maior naturalidade nas bacias de drenagem.

A variação da quantidade de carbono nas emissões de GEE variaram segundo os diferentes perfis de ocupação das bacias hidrográficas de cada reservatório. Os resultados demonstraram que, considerando a emissão de GEE e a pegada líquida de carbono, os reservatórios Jaguari-Jacareí (agropecuário – pastagem extensiva) e Itupararanga (conservação) estão mais próximos, enquanto o de Barra Bonita (agropecuário – monocultura intensiva de cana de açúcar) obteve maiores valores.

Embora a ferramenta Gres considere os fatores de emissão publicados pelo IPCC e as características específicas de cada reservatório, faz-se necessário rever as emissões calculadas para o período pré-represamento devido aos usos existentes na região nesta época.

Sendo assim, a aplicação deste índice foi essencial para entender a dinâmica espacial das paisagens e seus resultados podem auxiliar na gestão dos ecossistemas e contribuir para o manejo sustentável dos recursos naturais. Quanto às emissões de GEE, apesar de ser uma questão levantada recentemente, quantificá-las por reservatórios proporciona um melhor planejamento das políticas públicas e permite a criação de estratégias de gerenciamento buscando minimizar essas emissões.

## APÊNDICES

### APÊNDICE 1. Script PERMANOVA

```
##### Transformar limites modificados de shp para raster #####
LimBB<-read_sf("LimiteBB_Buffer.shp")
LimItup<-read_sf("LimiteItup_Buffer.shp")
LimJJ<-read_sf("LimiteJJ_Buffer.shp")
BBras<-raster(extent(LimBB))
res(BBras)<-30
Itupras<-raster(extent(LimItup))
res(Itupras)<-30
JJras<-raster(LimJJ)
res(JJras)<-30

BBras[BBras<0]<-NA
BBras[BBras>0]<-1
Itupras[Itupras<0]<-NA
Itupras[Itupras>0]<-1
JJras[JJras<0]<-NA
JJras[JJras>0]<-1

##### Chamar o D2N de cada bacia #####
##### Barra Bonita #####
bb10<-raster("BB10_d2n.tif")
bb10
crs(bb10)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
bbct<-raster("BBCT_d2n.tif")
bbct
crs(bbct)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
bb20<-raster("BB20_d2n.tif")
bb20
crs(bb20)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
bb10[bb10<0]<-NA
bb20[bb20<0]<-NA
bbct[bbct<0]<-NA

### Itupararanga #####
it10<-raster("Itup10_d2n.tif")
crs(it10)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
it10
itct<-raster("ItupCT_d2n.tif")
crs(itct)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
itct
```

```

it20<-raster("Itup20_d2n.tif")
it20
crs(it20)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
it10[it10<0]<-NA
it20[it20<0]<-NA
itct[itct<0]<-NA

#### Jaguari-Jacarei ####
jj10<-raster("JJ10_d2n.tif")
crs(jj10)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
jj10
jjct<-raster("JJCT_d2n.tif")
crs(jjct)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
jjct
jj20<-raster("JJ20_d2n.tif")
jj20
crs(jj20)<-"+proj=utm +zone=23 +south +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
jj10[jj10<0]<-NA
jj20[jj20<0]<-NA
jjct[jjct<0]<-NA

bb_p<-randomPoints(bbct,3000)
it_p<-randomPoints(itct,3000)
jj_p<-randomPoints(jjct,3000)

bbctv<-extract(bbct, bb_p[1:1000,])
bb10v<-extract(bb10, bb_p[1001:2000,])
bb20v<-extract(bb20, bb_p[2001:3000,])

jjctv<-extract(jjct, jj_p[1:1000,])
jj10v<-extract(jj10, jj_p[1001:2000,])
jj20v<-extract(jj20, jj_p[2001:3000,])

itctv<-extract(itct, it_p[1:1000,])
it10v<-extract(it10, it_p[1001:2000,])
it20v<-extract(it20, it_p[2001:3000,])

#### PERMANOVA por ano (coluna = bacia e fator = ano) ####
## Juntar os dados por bacia ##
bct<-cbind(bbctv, jjctv, itctv) #coluna1=bb, coluna2=jj, coluna3=itctv
bct
b10<-cbind(bb10v, jj10v, it10v)
b10
b20<-cbind(bb20v, jj20v, it20v)

```

```

b20
bindano<-rbind(bct,b10, b20)
View(bindano)
BB<-bindano[,1]
JJ<-bindano[,2]
IT<-bindano[,3]

ano <- as.factor(c(rep("CT",1000),rep("2010",1000), rep("2020",1000)))#1=jg, 2=jp
## HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE OS ANOS?
testeano<-adonis(bindano~ano, method="euclidean", permutations=999)
testeano
## EM BB, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE OS ANOS?
testeBB<-adonis(BB~ano, method="euclidean", permutations=999)
testeBB
## EM JJ, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE OS ANOS?
testeJJ<-adonis(JJ~ano, method="euclidean", permutations=999)
testeJJ
## EM ITUP, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE OS ANOS?
testeIT<-adonis(IT~ano, method="euclidean", permutations=999)
testeIT

##### PERMANOVA por bacia (coluna = ano e fator = bacia) #####
## Juntar os dados por ano
bb<-cbind(bbctv, bb10v, bb20v)
jj<-cbind(jjctv, jj10v, jj20v)
it<-cbind(itctv, it10v, it20v)
bindbacia<-rbind(bb, jj,it)
View(bindbacia)
CT<-bindbacia[,1]
A2010<-bindbacia[,2]
A2020<-bindbacia[,3]

bacia <- as.factor(c(rep("bb",1000),rep("jj",1000), rep("it", 1000)))
## HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE AS BACIAS?
testebacia<-adonis(bindbacia~bacia, method = "euclidean", permutations=999)
testebacia
## NO PERÍODO CT, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE ENTRE AS BACIAS?
testebaciaCT<-adonis(CT~bacia,method = "euclidean", permutations=999)
testebaciaCT
## NO ANO 2010, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE

```

ENTRE AS BACIAS?

```
testebacia10<-adonis(A2010~bacia,method = "euclidean", permutations=999)
```

```
testebacia10
```

## NO ANO 2020, HÁ DIFERENÇA NA CONDIÇÃO DE NATURALIDADE  
ENTRE AS BACIAS?

```
testebacia20<-adonis(A2020~bacia, method = "euclidean", permutations=999)
```

```
testebacia20
```

## APÊNDICE 2. Script D<sub>2</sub>N

```
#padronizar crs - CONFERIR PARA A ÁREA DE ESTUDO
#padronizar para sirgas 2000/utm23s?
pol
uso
st_transform(uso, 31983)

##conferir se o campo numerico
View(uso)
summary(uso)

##alterar o campo para numerico
uso$CLASS_ID <- as.numeric (uso$CLASS_ID)
uso$id_hem<- as.numeric (uso$id_hem)

###raster de uso
##+proj=utm +zone=23 +datum=SIRGAS2000 +units=m +no_defs
ras<-raster(extent(uso))
crs(ras)<-"+proj=utm +zone=23 +south +ellps=GRS80 +towgs84=0,0,0,0,0,0,0
+units=m +no_defs"
res(ras)<-30 #define a resolucao do pixel - conferir o crs

#conferir o campo com o ID de uso
uso_ras<-rasterize(uso, ras, field="CLASS_ID") #demora um pouco
plot(uso_ras)

####converter a hemerobia em raster
hem_ras<-rasterize(uso, ras, field="id_hem") #demora
plot(hem_ras, col=c('green','lightgreen','yellow', 'orange', 'red', 'grey'))

#####
#####calcular o D2N#####
#####
#####ETAPA 1 - DN#####

##separar a natural e near-natural
nat<-uso[uso$id_hem=="2",]
##+proj=utm +zone=23 +datum=WGS84 +units=m +no_defs
#converter o .shp em raster
nat_ras<-rasterize(nat, ras, field="id_hem") #demora um pouco
dist_nat<-distance(nat_ras)
dist_nat_rec <- reclassify(dist_nat, c(1000,Inf,1000))
dn<-dist_nat_rec/1000
```

```

plot(dn)
dn_m<-mask(dn,pol)###recortar para os limites do polÃ???gino
plot(dn_m)

###Etapa 2 = ND
##usar o mapa de hemerobia normalizado (0= natural e 1= artificial)
nd<-(hem_ras-1)/5
plot(nd)

###Etapa 3 - D2n
d2n<-nd*dn
par(mfrow=c(1,2))
plot(hem_ras)
plot(d2n)

##dividir em classes
d2n_fat1<-reclassify(d2n, c(-1, 0.06, 1, 0.06,0.25, 2, 0.25, 0.5, 3, 0.5, 1, 4))
d2n_fat1
plot(d2n_fat1, col=c('green', 'yellow', 'red', 'orange'))

d2n_fat2<-reclassify(d2n, c(-1,0.06,1,0.06,0.35,2,0.35,1,3))
plot(d2n_fat2, col=c('green', 'yellow', 'red'))
plot(st_geometry(pol), add=TRUE, col='black')

#Cortar raster
d2n_c<-crop(d2n_fat1, pol)
plot(d2n_c)
plot(st_geometry(pol), add=TRUE)

#Cortar raster
d2n_c2<-crop(d2n_fat2, pol)
plot(d2n_c2)
plot(st_geometry(pol), add=TRUE)

##c  cular área do raster
d2n_fr<-freq(d2n_fat1)##contagem do número de células
d2n_fr<-as.data.frame(d2n_fr)
area_ha<-d2n_fr$count*0.091 #em hectares para resolução de 30m
d2n_area<-cbind(d2n_fr, area_ha)
d2n_area
write.csv(area_ha, file="area_JJ20.csv")

d2n_fr2<-freq(d2n_fat2)
d2n_fr2<-as.data.frame(d2n_fr2)

```

```

area_ha<-d2n_fr2$count*0.091
d2n_area2<-cbind(d2n_fr2, area_ha)
d2n_area2
write.csv(area_ha, file="area2.csv")

##salvar em tiff
writeRaster(d2n_fat1, "JJ20_Fat1.tif", overwrite=TRUE)
writeRaster(d2n_fat2, "ItupCT_Fat2.tif", overwrite=TRUE)
writeRaster(d2n, "JJ20_d2n.tif", overwrite=TRUE)

ogrDrivers()
writeOGR(d2nvec, dsn = "C:/D2N/Itup", layer = "JJCT_d2n", driver = "ESRI
Shapefile" )

###d2n change
##d2n07-d2n2017
d2n07_17<-d2n07*10-d2n2017

##c  cular área do raster
d2n07_17_fr<-freq(d2n07_17)##contagem do número de células
d2n07_17_fr<-as.data.frame(d2n07_17_fr)
area_ha<-d2n07_17_fr$count*0.091#em hectares para resolução de 30m
d2ndin_area<-cbind(d2n07_17_fr, area)
d2ndin_area
write.csv(d2ndin_area, file="area_din0717.csv")

```

**APÊNDICE 3.** Exemplos das tipologias de usos da terra existentes nas unidades de análise verificados *in loco*.



Ambiente aquático



Antrópico agrícola



Antrópico agrícola



Antrópico não-agrícola



Natural



Reservatório

**APÊNDICE 4.** Médica dos valores de fósforo obtidos a partir dos relatórios da CETESB referente ao ano de 2020 e sua média.

<b>Reservatório</b>	<b>Ponto de Coleta</b>	<b>Média do Fósforo (mg/L)</b>
Jaguari-Jacareí	JARI00800	0,05
	JCRE00500	0,02
Barra Bonita	PCBP02500	0,10
	TIBB02100	0,20
	TIBB02700	0,20
	TIBT02500	0,50
Itupararanga	SOIT02100	0,03
	SOIT02900	0,02

# ANEXOS

## ANEXO 1. Relatório da ferramenta G-res para o reservatório de Barra Bonita



Inputs

PARTNERS:



Name of reservoir: Barra Bonita

### Landscape Information

Catchment Area (km <sup>2</sup> )	3284.89	Phosphorus Community sewage in the catchment (kg P /yr)	
Population in the Catchment	148661	Community Wastewater Treatment	Secondary
Catchment Annual Runoff (mm/yr)	172,0319	Phosphorus Industrial sewage in the catchment (kg P /yr)	
		Industrial Wastewater Treatment	

	Land Cover in the Catchment Area				Pre-impoundment Land Cover in the Reservoir Area					
	%	km <sup>2</sup>	Land Use Intensity Past	Current	%	km <sup>2</sup>	% Mineral Soil	% Organic Soil	Land Use Intensity	% of Drained Organic
Croplands	26.3 %	863.9			83.7 %	266.2	83.7 %			
Bare Areas	27.6 %	903.3								
Wetlands	1.0 %	32.8								
Forest	17.1 %	561.7			0.8 %	2.3	0.8 %			
Grassland/Shrubland	16.3 %	522.8			2.3 %	6.3	2.3 %			
Permanent Snow/Ice										
Settlements	3.2 %	105.1				0.1	0.0 %			
Water Bodies	8.8 %	285.3			3.1 %	8.4		3.1 %		
Drained Peatlands										
No Data										

### Reservoir Information

Country	Brazil	River Length before Impoundment (m)	
Longitude of Dam (DD)	-48.63	Phosphorus Concentration (µg/L)	260
Latitude of Dam (DD)	-22.62	Trophic Level	Hyper-Eutrophic
Climate Zone (Reservoir Area)	Tropical	Mean Global Horizontal Radiance (kWh/m <sup>2</sup> /d)	6.06
Impoundment Year	1983	Mean Temperature per Month (°C)	
Reservoir Area (km <sup>2</sup> )	272.32	January	24.2
Reservoir Volume (km <sup>3</sup> )		February	24.1
Water Level (m above sea level)		March	23.5
Maximum Depth (m)	26	April	21.4
Mean Depth (m)	10	May	18.9
Littoral Area (%)	17.449	June	17.9
Thermocline Depth (m)	7.4	July	17.5
Water Intake Depth (m)		August	18.9
Secondary Water Intake Depth (m)		September	20.4
Soil Carbon Content (kgC/m <sup>2</sup> )	10.6864	October	21.7
Annual Wind Speed at 10 m (m/s)	3.3	November	22.9
Water Residence Time (WRT, yrs)	0.248675	December	23.6
Annual Discharge Main Intake (m <sup>3</sup> /s)	17.8	Mean Annual Air Temperature (C°)	21.3
Annual Discharge Secondary Intake (m <sup>3</sup> /s)			

Processing Date : 2022-12-01 8:42:47 AM EDT

User: erica.zanardo@gmail.com

Version: 3.11 p.1

Name of reservoir: **Barra Bonita**

**Net Predicted Annual CO<sub>2</sub>e Emission**

	Post- Impoundment	-	Pre- Impoundment	-	Unrelated Anthropogenic Sources	=	Net GHG Footprint	86% CI
Emission Rate (tCO <sub>2</sub> e/yr)	210 888	-	-1 029	-	83 422	=	128 475	-
of which CO <sub>2</sub>	99 043	-	-1 188	-	n/a	=	100 231	-
of which CH <sub>4</sub>	111 825	-	159	-	83 422	=	28 244	-
<hr/>								
Emission Rate (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	774	-	-4	-	308	=	472	-
of which CO <sub>2</sub>	364	-	-4	-	n/a	=	368	-
of which CH <sub>4</sub>	411	-	1	-	305	=	104	-

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

**Unrelated Anthropogenic Sources**

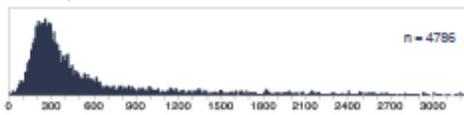
Potential amount of UAS as % of post-impoundment emissions  
Weighted sum model risk result

75 %

45

**This reservoir compared to worldwide reservoirs**

Net Reservoir Footprint (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 472



**Detailed CH<sub>4</sub> Post-impoundment Emissions**

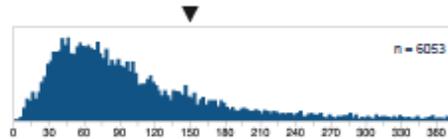
Relative contribution to CH<sub>4</sub> Post-impoundment Emissions (%)

■ % CH<sub>4</sub> diffusive ■ % CH<sub>4</sub> Bubbling  
■ % CH<sub>4</sub> Degassing

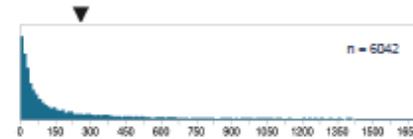


**This reservoir CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions compared to worldwide**

CH<sub>4</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 152



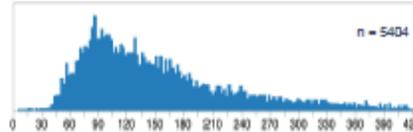
CH<sub>4</sub> Bubbling Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 258



CH<sub>4</sub> Degassing Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) =

CO<sub>2</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 364

Water Level or Thermocline not Define. Degassing Considered Zero.



Name of reservoir: **Barra Bonita**

**Total GHG footprint information**

	Post- Impoundment	Pre- Impoundment	Unrelated Anthropogenic Sources	Construction (Reservoir)	Net GHG Footprint	95% CI
Areal Emissions (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	774	-4	308	n/a	472	-
Reservoir Wide Emissions (tCO <sub>2</sub> e/yr)	210 888	-1 029	83 422	0	128 476	-
Total Lifetime Emission (tCO <sub>2</sub> e)	21 088 798	-102 882	8 342 181	0	12 847 628	-

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

**Allocation Information**

Net GHG Emissions Contribution for Each Reservoir Services

Reservoir Service	GHG Emissions from Reservoir (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Emissions from Construction (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Footprint (tCO <sub>2</sub> e/yr)	Percentage Allocation (%)
Flood Control	3212	0	3212	2.5
Fisheries	6424	0	6424	5
Irrigation	6424	0	6424	5
Navigation	34303	0	34303	26.7
Environmental Flow	3212	0	3212	2.5
Recreation	6424	0	6424	5
Water Supply	34303	0	34303	26.7
Hydroelectricity	34303	0	34303	26.7

**Hydroelectricity and Net GHG footprint**

Power Density (W/m<sup>2</sup>) =

Installed Capacity (MW) =

Total Annual Generation (GWh/yr) =

**Allocation Method Used:**

Explicit Prioritisation



Allocated GHG emissions intensity (gCO<sub>2</sub>e/kWh) =

**Emission Factor Used:**

Default Emission Factors used



**Construction Comments:**

## ANEXO 2. Relatório da ferramenta G-res para o reservatório de Itupararanga



Inputs

PARTNERS:



Name of reservoir: **Itupararanga**

### Landscape Information

Catchment Area (km <sup>2</sup> )	<b>302.07</b>	Phosphorus Community sewage in the catchment (kg P /yr)	
Population in the Catchment	<b>66886</b>	Community Wastewater Treatment	<b>Secondary</b>
Catchment Annual Runoff (mm/yr)	<b>386</b>	Phosphorus Industrial sewage in the catchment (kg P /yr)	
		Industrial Wastewater Treatment	

	Land Cover in the Catchment Area				Pre-impoundment Land Cover in the Reservoir Area					
	%	km <sup>2</sup>	Land Use Intensity Past	Current	%	km <sup>2</sup>	% Mineral Soil	% Organic Soil	Land Use Intensity	% of Drained Organic
Croplands	16.2 %	46.8			88.1 %	23.0	88.1 %			
Bare Areas	12.7 %	38.4								
Wetlands	0.2 %	0.8								
Forest	41.6 %	126.3			2.4 %	0.8	2.4 %			
Grassland/Shrubland	12.1 %	38.7			3.2 %	0.8	3.2 %			
Permanent Snow/Ice										
Settlements	8.3 %	25.2								
Water Bodies	10.0 %	30.1			8.3 %	1.8	8.3 %			
Drained Peatlands										
No Data						0.1				

### Reservoir Information

Country	<b>Brazil</b>	River Length before Impoundment (m)	
Longitude of Dam (DD)	<b>-47.40</b>	Phosphorus Concentration (µg/L)	<b>30</b>
Latitude of Dam (DD)	<b>-23.81</b>	Trophic Level	<b>Mesotrophlo</b>
Climate Zone (Reservoir Area)	<b>Tropiocal</b>	Mean Global Horizontal Radiance (kWh/m <sup>2</sup> /d)	<b>4.84</b>
Impoundment Year	<b>1914</b>	Mean Temperature per Month (°C)	
Reservoir Area (km <sup>2</sup> )	<b>28.07</b>	January	<b>20.5</b>
Reservoir Volume (km <sup>3</sup> )		February	<b>20.6</b>
Water Level (m above sea level)		March	<b>19.9</b>
Maximum Depth (m)	<b>23</b>	April	<b>18.1</b>
Mean Depth (m)	<b>7.8</b>	May	<b>15.8</b>
Littoral Area (%)	<b>23.842</b>	June	<b>14.5</b>
Thermocline Depth (m)		July	<b>14</b>
Water Intake Depth (m)		August	<b>15</b>
Secondary Water Intake Depth (m)		September	<b>16.3</b>
Soil Carbon Content (kgC/m <sup>2</sup> )	<b>8.2964</b>	October	<b>17.6</b>
Annual Wind Speed at 10 m (m/s)	<b>3.3</b>	November	<b>18.7</b>
Water Residence Time (WRT, yrs)	<b>0.88</b>	December	<b>19.8</b>
Annual Discharge Main Intake (m <sup>3</sup> /s)	<b>3.7</b>	Mean Annual Air Temperature (C°)	<b>17.6</b>
Annual Discharge Secondary Intake (m <sup>3</sup> /s)			

Name of reservoir: **Itupararanga**

**Net Predicted Annual CO<sub>2</sub>e Emission**

	Post- Impoundment-	Pre- Impoundment -	Unrelated Anthropogenic Sources	=	Net GHG Footprint	95% CI
Emission Rate (tCO <sub>2</sub> e/yr)	11 216	-278	3 301	=	8 181	-
of which CO <sub>2</sub>	3 300	-321	n/a	=	3 621	-
of which CH <sub>4</sub>	7 915	45	3 301	=	4 570	-
<hr/>						
Emission Rate (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	430	-11	127	=	314	-
of which CO <sub>2</sub>	127	-12	n/a	=	139	-
of which CH <sub>4</sub>	304	2	127	=	175	-

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

**Unrelated Anthropogenic Sources**

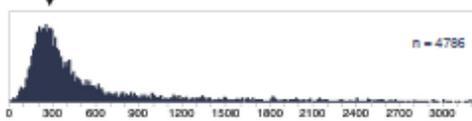
Potential amount of UAS as % of post-impoundment emissions  
Weighted sum model risk result

42 %

221

**This reservoir compared to worldwide reservoirs**

Net Reservoir Footprint (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 314



**Detailed CH<sub>4</sub> Post-impoundment Emissions**

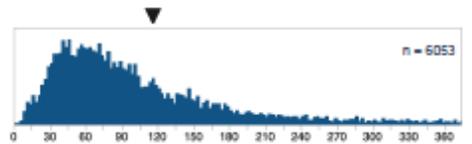
Relative contribution to CH<sub>4</sub> Post-impoundment Emissions (%)

■ % CH<sub>4</sub> diffusive ■ % CH<sub>4</sub> Bubbling  
■ % CH<sub>4</sub> Degassing

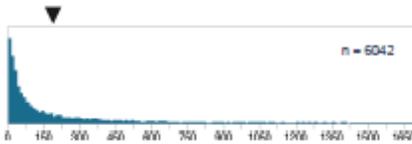


**This reservoir CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions compared to worldwide**

CH<sub>4</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 116



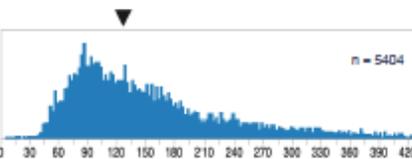
CH<sub>4</sub> Bubbling Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 187



CH<sub>4</sub> Degassing Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) =

Water Level or Thermocline not Define. Degassing Considered Zero.

CO<sub>2</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 127



Name of reservoir: **Itupararanga**

Total GHG footprint Information

	Post-impoundment	Pre-impoundment	Unrelated Anthropogenic Sources	Construction (Reservoir)	Net GHG Footprint	95% CI
Areal Emissions (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	430	-11	127	n/a	314	-
Reservoir Wide Emissions (tCO <sub>2</sub> e/yr)	11 216	-278	3 301	0	8 191	-
Total Lifetime Emission (tCO <sub>2</sub> e)	1 121 630	-27 817	330 087	0	819 081	-

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

Allocation Information

Net GHG Emissions Contribution for Each Reservoir Services

Reservoir Service	GHG Emissions from Reservoir (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Emissions from Construction (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Footprint (tCO <sub>2</sub> e/yr)	Percentage Allocation (%)
Flood Control	2187	0	2187	26.7
Fisheries	410	0	410	5
Irrigation	410	0	410	5
Navigation	205	0	205	2.5
Environmental Flow	205	0	205	2.5
Recreation	410	0	410	5
Water Supply	2187	0	2187	26.7
Hydroelectricity	2187	0	2187	26.7

Hydroelectricity and Net GHG footprint

Power Density (W/m<sup>2</sup>) =

Installed Capacity (MW) =

Total Annual Generation (GWh/yr) =

Allocation Method Used:

Explicit Prioritization



Allocated GHG emissions intensity (gCO<sub>2</sub>e/kWh) =

Emission Factor Used:

Default Emission Factors used



Construction Comments:

### ANEXO 3. Relatório da ferramenta G-res para o sistema Jaguari-Jacareí.



Inputs

PARTNERS:



Name of reservoir: **Jaguari-Jacareí**

**Landscape Information**

Catchment Area (km <sup>2</sup> )	<b>635.82</b>	Phosphorus Community sewage in the catchment (kg P /yr)	
Population in the Catchment	<b>79499</b>	Community Wastewater Treatment	<b>Secondary</b>
Catchment Annual Runoff (mm/yr)	<b>420,5746</b>	Phosphorus Industrial sewage in the catchment (kg P /yr)	
		Industrial Wastewater Treatment	

	Land Cover in the Catchment Area				Pre-impoundment Land Cover in the Reservoir Area					
	%	km <sup>2</sup>	Land Use Intensity		%	km <sup>2</sup>	% Mineral Soil	% Organic Soil	Land Use Intensity	% of Drained Organic
			Past	Current						
Croplands	8.1 %	51.2			16.7 %	6.5	16.7 %			
Bare Areas	10.7 %	65.1								
Wetlands										
Forest	27.9 %	177.5			26.0 %	10.1	26.0 %			
Grassland/Shrubland	33.1 %	210.7			53.7 %	20.9	53.7 %			
Permanent Snow/ice										
Settlements	11.7 %	74.6								
Water Bodies	8.5 %	53.8			3.6 %	1.4	3.6 %			
Drained Pastlands										
No Data										

**Reservoir Information**

Country	<b>Brazil</b>	River Length before Impoundment (m)	
Longitude of Dam (DD)	<b>-46.42</b>	Phosphorus Concentration (µg/L)	<b>30</b>
Latitude of Dam (DD)	<b>-22.92</b>	Trophic Level	<b>Mesotrophic</b>
Climate Zone (Reservoir Area)	<b>Tropical</b>	Mean Global Horizontal Radiance (kWh/m <sup>2</sup> /d)	<b>4.9448</b>
Impoundment Year	<b>1982</b>	Mean Temperature per Month (°C)	
Reservoir Area (km <sup>2</sup> )	<b>38.89</b>	January	<b>20.82</b>
Reservoir Volume (km <sup>3</sup> )		February	<b>21.01</b>
Water Level (m above sea level)		March	<b>20.46</b>
Maximum Depth (m)	<b>29</b>	April	<b>18.84</b>
Mean Depth (m)	<b>21.68</b>	May	<b>18.34</b>
Littoral Area (%)	<b>3.62</b>	June	<b>16.02</b>
Thermocline Depth (m)	<b>24.7</b>	July	<b>14.81</b>
Water Intake Depth (m)		August	<b>16.83</b>
Secondary Water Intake Depth (m)		September	<b>17.28</b>
Soil Carbon Content (kgC/m <sup>2</sup> )	<b>8.4967</b>	October	<b>18.62</b>
Annual Wind Speed at 10 m (m/s)	<b>3.7</b>	November	<b>18.87</b>
Water Residence Time (WRT, yrs)	<b>1.000</b>	December	<b>20.33</b>
Annual Discharge Main Intake (m <sup>3</sup> /s)	<b>8.5</b>	Mean Annual Air Temperature (C°)	<b>18.2</b>
Annual Discharge Secondary Intake (m <sup>3</sup> /s)			

Processing Date : 2022-12-01 8:42:47 AM EDT

User: erica.zanardo@gmail.com

Version: 3.11 p.1

Name of reservoir: **Jaguari-Jacareí**

**Net Predicted Annual CO<sub>2</sub>e Emission**

	Post- Impoundment	-	Pre- Impoundment	-	Unrelated Anthropogenic Sources	=	Net GHG Footprint	86% CI
Emission Rate (tCO <sub>2</sub> e/yr)	10 137	-	- 8 181	-	1 637	=	13 651	-
of which CO <sub>2</sub>	5 628	-	- 5 191	-	n/a	=	11 019	-
of which CH <sub>4</sub>	4 309	-	39	-	1 637	=	2 632	-
<hr/>								
Emission Rate (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	261	-	- 132	-	42	=	351	-
of which CO <sub>2</sub>	150	-	- 133	-	n/a	=	283	-
of which CH <sub>4</sub>	111	-	1	-	42	=	68	-

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

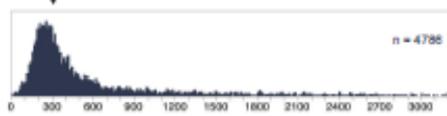
**Unrelated Anthropogenic Sources**

Potential amount of UAS as % of post-impoundment emissions  
Weighted sum model risk result

38 %  
125

**This reservoir compared to worldwide reservoirs**

Net Reservoir Footprint (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 351



**Detailed CH<sub>4</sub> Post-Impoundment Emissions**

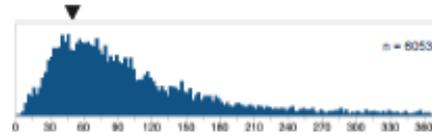
Relative contribution to CH<sub>4</sub> Post-Impoundment Emissions (%)

■ % CH<sub>4</sub> diffusive ■ % CH<sub>4</sub> Bubbling  
■ % CH<sub>4</sub> Degassing

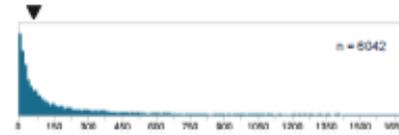


**This reservoir CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions compared to worldwide**

CH<sub>4</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 53



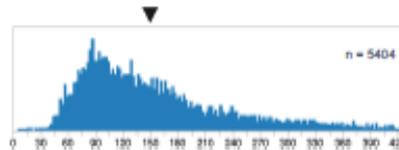
CH<sub>4</sub> Bubbling Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 58



CH<sub>4</sub> Degassing Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) =

CO<sub>2</sub> Diffusive Emissions (gCO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/yr) = 150

Water Level or Thermocline not Define. Degassing Considered Zero.



Name of reservoir: **Jaguari-Jacaré**

**Total GHG footprint information**

	Post- Impoundment	Pre- Impoundment	Unrelated Anthropogenic Sources	Construction (Reservoir)	Net GHG Footprint	95% CI
Areal Emissions (gCO <sub>2</sub> e/m <sup>2</sup> /yr)	261	-	-132	42	n/a	351
Reservoir Wide Emissions (tCO <sub>2</sub> e/yr)	10 137	-	-5 151	1 637	0	13 651
Total Lifetime Emission (tCO <sub>2</sub> e)	1 013 723	-	-515 125	163 743	0	1 365 104

\*Using GWP100 of 34 to obtain CH<sub>4</sub> emissions as CO<sub>2</sub>e (IPCC 2013)

**Allocation information**

Net GHG Emissions Contribution for Each Reservoir Services

Reservoir Service	GHG Emissions from Reservoir (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Emissions from Construction (tCO <sub>2</sub> e/yr)	GHG Footprint (tCO <sub>2</sub> e/yr)	Percentage Allocation (%)
Flood Control	683	0	683	5
Fisheries	683	0	683	5
Irrigation	683	0	683	5
Navigation	341	0	341	2.5
Environmental Flow	341	0	341	2.5
Recreation	3645	0	3645	26.7
Water Supply	3645	0	3645	26.7
Hydroelectricity	3645	0	3645	26.7

**Hydroelectricity and Net GHG footprint**

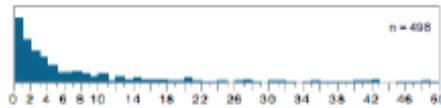
Power Density (Whm<sup>-2</sup>) =

Installed Capacity (MW) =

Total Annual Generation (GWh/yr) =

**Allocation Method Used:**

Explicit Prioritization



Allocated GHG emissions intensity (gCO<sub>2</sub>e/MWh) =

**Emission Factor Used:**

Default Emission Factors used



**Construction Comments:**