



JOÃO FERNANDO VAGLI CARDOSO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SOLUÇÕES
CLIMÁTICAS NATURAIS PARA O BALANÇO ZERO DE
EMISSIONES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
RESERVATÓRIOS**

**LAVRAS – MG
2025**

JOÃO FERNANDO VAGLI CARDOSO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SOLUÇÕES CLIMÁTICAS NATURAIS PARA O
BALANÇO ZERO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
RESERVATÓRIOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. DSc. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados
informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Santos, Joao Fernando Vagli Cardoso dos.

Avaliação do potencial de soluções climáticas naturais para o balanço zero de emissões de gases de efeito estufa em reservatórios / João Fernando Vagli Cardoso dos Santos. - 2025.

77 p. : il.

Orientador: Rafael Dudeque Zenni

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2025.
Bibliografia.

1. Mudanças climáticas globais. 2. Efeito estufa. 3. Geoprocessamento. 4. Sensoriamento remoto. 5. Soluções climáticas naturais. I. Dudeque Zenni, Rafael. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

JOÃO FERNANDO VAGLI CARDOSO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SOLUÇÕES CLIMÁTICAS NATURAIS PARA
O BALANÇO ZERO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
RESERVATÓRIOS**

**ASSESSMENT OF THE POTENTIAL OF NATURE-BASED CLIMATE SOLUTIONS
FOR NET ZERO GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN RESERVOIRS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de agosto de 2025.

DSc. Paulo dos Santos Pompeu

UFLA

DSc. Luiz Fernando Silva Magnago

UFSB

Prof. DSc. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

A todos que estiveram presentes nos momentos fáceis e difíceis nessa jornada do mestrado, em especial aos meus pais, irmão e meus cachorros, que do início ao fim me ajudaram a passar por esse desafio.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por me darem a dádiva da vida, ao meu irmão por ser aquele que me entende, por ser aquele que é, sem meus familiares nada seria possível. Aos meus animais que desde sempre serviram de companhia e apoio emocional, em especial ao Timão que ao longo do período do mestrado me trouxe desafios e aprendizados que eu não havia imaginado. Aos meus amigos que nos melhores e piores momentos me trouxeram companhia e divertimento, e em alguns casos ajudaram a sustentar problemas que nem eram deles.

Agradeço ao meu orientador por toda paciência e ensinamentos passados ao longo do mestrado e aos colegas de laboratório e disciplinas que foram muito importantes em todo processo de aprendizado.

Agradeço à Universidade Federal de Lavras – UFLA, a Secretaria Integrada do Instituto de Ciências Naturais (SI/ICN) e ao Programa de Pós- Graduação em Ecologia Aplicada da UFLA – PPGECO/UFLA, pela estrutura oferecida e pela oportunidade de realização do Mestrado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“De que serve uma casa, se não temos um planeta tolerável para colocá-la?”
(Henry David Thoreau)

RESUMO

As emissões de gases de efeito estufa (GEE) provenientes de reservatórios artificiais têm sido cada vez mais reconhecidas como uma fonte relevante de carbono atmosférico, especialmente em contextos urbanos e periurbanos. Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial de soluções climáticas naturais (SCN) para mitigar as emissões líquidas de GEE em duas importantes bacias hidrográficas da Região Metropolitana de São Paulo: Billings e Guarapiranga. A abordagem metodológica integrou análise multitemporal do uso e cobertura do solo (1985 a 2023), com dados do MapBiomas, delimitação de áreas prioritárias para restauração ecológica a partir de shapefiles do Cadastro Ambiental Rural (CAR), Áreas de Preservação Permanente (APP) e Unidades de Conservação (UCs), além da exclusão de categorias com uso consolidado ou baixa viabilidade de restauração. As emissões anuais dos reservatórios foram estimadas por meio da ferramenta G-res Tool, enquanto a captação potencial de carbono pelas formações florestais foi calculada com base em equações empíricas da literatura científica, estratificadas por estágio sucessional da vegetação secundária. Os resultados indicaram que há um desbalanço considerável entre a emissão líquida das represas e a atual capacidade de sequestro de carbono da vegetação nas bacias. No entanto, o mapeamento de áreas degradadas com alto potencial de restauração revelou oportunidades significativas para implementação de SCN, que poderiam contribuir de forma efetiva para o avanço em direção ao balanço zero de emissões no território estudado. Este trabalho reforça a importância de integrar dados de campo, sensoriamento remoto e modelagem espacial no planejamento de estratégias climáticas baseadas na natureza, especialmente em contextos urbanos sob pressão antrópica. As evidências obtidas também podem subsidiar políticas públicas de restauração ecológica, serviços ecossistêmicos e governança ambiental local.

Palavras-chave: Mudanças climáticas globais; efeito estufa; geoprocessamento; sensoriamento remoto, soluções climáticas naturais.

ABSTRACT

Greenhouse gas (GHG) emissions from artificial reservoirs have increasingly been recognized as a relevant source of atmospheric carbon, particularly in urban and peri-urban contexts. This study aimed to assess the potential of nature-based climate solutions (NbCS) to mitigate net GHG emissions in two major reservoirs of the São Paulo Metropolitan Region: Billings and Guarapiranga. The methodological approach integrated a multitemporal analysis of land use and land cover (1985 to 2023), using data from MapBiomas, and the delineation of priority areas for ecological restoration based on shapefiles from the Rural Environmental Registry (CAR), Permanent Preservation Areas (APP), and Conservation Units (UCs), with the exclusion of land categories with consolidated use or low restoration feasibility. Annual reservoir emissions were estimated using the G-res Tool, while the potential carbon uptake by forest formations was calculated based on empirical equations from scientific literature, stratified by the successional stage of secondary vegetation. The results indicated a significant imbalance between the net emissions from the reservoirs and the current carbon sequestration capacity of the surrounding vegetation. However, the mapping of degraded areas with high restoration potential revealed substantial opportunities for implementing NbCS, which could effectively contribute to advancing towards net-zero emissions in the study area. This research highlights the importance of integrating field data, remote sensing, and spatial modeling in the planning of nature-based climate strategies, especially in urban territories under anthropogenic pressure. The findings also support the formulation of public policies focused on ecological restoration, ecosystem services, and local environmental governance.

Keywords: Global climate change; greenhouse effect; geoprocessing; remote sensing; nature-based climate solutions.

INDICADORES DE IMPACTO

Este trabalho destaca o potencial impacto ambiental, social e institucional das soluções climáticas naturais como estratégia de mitigação das emissões de gases de efeito estufa em reservatórios urbanos. A análise do uso do solo e identificação de áreas prioritárias para restauração nas bacias de Billings e Guarapiranga fornecem subsídios para um planejamento sustentável e apoiam políticas públicas voltadas à redução da vulnerabilidade socioambiental, ainda que os impactos diretos sejam atualmente potenciais.

No campo técnico-científico, a pesquisa avança ao integrar ferramentas como geoprocessamento, sensoriamento remoto e modelagem de emissões (G-res Tool), articuladas a bases de dados públicas, como MapBiomas. Esse esforço amplia a capacidade de avaliar cenários de compensação de carbono com base em dados espaciais, permitindo replicação metodológica em territórios com características semelhantes. Além disso, há um evidente caráter extensionista no trabalho, tanto pelo diálogo com políticas públicas em curso quanto pela relevância das bacias hidrográficas estudadas para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo. Órgãos como Sabesp, secretarias ambientais e comitês de bacia se constituem como público potencialmente beneficiado, ao lado de técnicos, pesquisadores e populações diretamente impactadas por intervenções de uso da terra.

A conexão do estudo com as áreas temáticas da Política Nacional de Extensão se dá principalmente nas temáticas de Meio Ambiente (pela centralidade da restauração ecológica e da mitigação de emissões), Tecnologia e Produção (dado o uso de métodos aplicados na estimativa de emissões e captação de carbono) e Educação (pelo potencial de uso dos resultados em ações de divulgação científica e sensibilização ambiental). Também se destaca o alinhamento com diversos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela ONU, especialmente o ODS 6 (água potável e saneamento), ODS 11 (cidades e comunidades sustentáveis), ODS 13 (ação contra a mudança global do clima), ODS 15 (vida terrestre) e ODS 17 (parcerias e meios de implementação). Embora os impactos concretos ainda estejam em estágio inicial, os dados e propostas aqui apresentados servem como base sólida para futuras iniciativas que busquem integrar ciência, sociedade e políticas públicas na construção de soluções baseadas na natureza voltadas à mitigação das mudanças climáticas.

IMPACT INDICATORS

This study highlights the potential environmental, social, and institutional impacts of nature-based climate solutions as a strategy to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions in urban reservoirs. The analysis of land use and the identification of priority areas for ecological restoration in the Billings and Guarapiranga watersheds provide technical support for sustainable planning and reinforce public policies aimed at reducing socio-environmental vulnerability, even though direct impacts are currently potential.

From a technical and scientific perspective, the research advances by integrating tools such as geoprocessing, remote sensing, and emission modeling (G-res Tool), supported by publicly available datasets like MapBiomass. This methodological integration enhances the ability to assess carbon compensation scenarios based on spatial data and allows for the replication of the methodology in territories with similar environmental and social characteristics. Additionally, the study demonstrates a clear extension-oriented approach, engaging with existing public policies and addressing the strategic relevance of the studied watersheds for water supply in the São Paulo Metropolitan Region. Institutions such as Sabesp, environmental secretariats, and watershed committees constitute a potentially benefited public, alongside technicians, researchers, and communities directly impacted by land-use interventions.

The connection of this research with the thematic areas defined by Brazil's National Extension Policy occurs mainly within the domains of Environment (due to the central role of ecological restoration and emissions mitigation), Technology and Production (considering the methods applied for emission estimates and carbon sequestration), and Education (given the potential use of results in scientific dissemination and environmental awareness activities). Furthermore, the study aligns closely with various Sustainable Development Goals (SDGs) proposed by the United Nations, particularly SDG 6 (Clean Water and Sanitation), SDG 11 (Sustainable Cities and Communities), SDG 13 (Climate Action), SDG 15 (Life on Land), and SDG 17 (Partnerships for the Goals). Although concrete impacts are still in their early stages, the findings and proposals presented here serve as a solid foundation for future initiatives aimed at integrating science, society, and public policies in developing nature-based solutions to climate change mitigation.

SUMÁRIO

PARTE 1	1
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS	8
PARTE 2 – AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE SOLUÇÕES CLIMÁTICAS NATURAIS PARA O BALANÇO ZERO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM RESERVATÓRIOS	12
RESUMO	13
1 INTRODUÇÃO	14
2 METODOLOGIA	18
2.2 Área de estudo	18
2.3 Estimativa de emissões de GEE dos reservatórios	19
2.4 Análise da variação do uso e cobertura do solo	22
2.5 Estimativa de sequestro de carbono pela vegetação	23
2.6 Identificação de áreas para restauração e Solução climática natural	24
3 RESULTADOS	27
3.1 Estimativa de emissões de GEE dos reservatórios	27
3.2 Análise da variação do uso e cobertura do solo	29
3.3 Estimativa de absorção de carbono pela vegetação	38
3.4 Identificação de áreas para restauração	41
4 DISCUSSÃO	47
5 REFERÊNCIAS	52
6 CONCLUSÃO GERAL	55
7 MATERIAL SUPLEMENTAR	56

PARTE 1: INTRODUÇÃO GERAL DA DISSERTAÇÃO

INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas são um fenômeno global complexo, marcado pela alteração das condições médias do clima, aumento da variabilidade climática, elevação dos níveis de gases de efeito estufa (GEE) e acidificação dos oceanos (Terhaar; Frölicher; Joos, 2023). Esses impactos afetam significativamente os ecossistemas, resultando em degradação ambiental, como o aumento da frequência e intensidade de secas que comprometem a regeneração natural da vegetação (Sun et al., 2022). A perda de biodiversidade, evidenciada pela migração ou extinção local de espécies com baixa tolerância térmica (Somero, 2010). A fragmentação de habitats, agravada pela alteração na distribuição geográfica de espécies, que rompe conexões ecológicas previamente contínuas (Krosby et al., 2010). Nesse contexto, é crucial compreender a dinâmica dessas alterações ambientais, identificar áreas de alta vulnerabilidade ou resiliência e implementar estratégias de manejo capazes de fortalecer a resposta da biosfera às mudanças climáticas. Além disso, os próprios ecossistemas desempenham um papel fundamental nas ações de mitigação e adaptação climática, caracterizando-se como soluções baseadas na natureza (Malhi et al., 2020) As Soluções Baseadas na Natureza (SbN) consistem em ações que protegem, restauram ou manejam ecossistemas de forma a enfrentar desafios como as mudanças climáticas, gerando benefícios simultâneos para a biodiversidade e a sociedade (Seddon et al., 2020). Essas soluções incluem, por exemplo, a restauração de florestas tropicais, que contribui significativamente para o sequestro de carbono (Malhi et al., 2020), a proteção de manguezais, que atua na mitigação de impactos costeiros e na captura de carbono azul (Seddon et al., 2020). E a implantação de infraestrutura verde urbana, como parques e telhados vegetados, que reduzem o efeito de ilhas de calor e aumentam a resiliência das cidades a eventos extremos (Ellis et al., 2024; Malhi et al., 2020).

As atividades humanas, especialmente a queima de combustíveis fósseis, têm intensificado os níveis de GEE na atmosfera, desestabilizando o efeito estufa natural e prejudicando a capacidade do planeta de regular sua temperatura (Ahima, 2020). A intensificação dos níveis de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera refere-se ao aumento da concentração de compostos como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄)

e óxido nitroso (N_2O), que possuem alta capacidade de absorver e reemitir radiação infravermelha, agravando o efeito estufa natural e resultando em aquecimento global, esse processo é impulsionado principalmente pela queima de combustíveis fósseis, mudanças no uso da terra e atividades industriais. Decorrente desse fenômeno, como o crescimento acelerado das emissões de CO_2 desde o ano 2000 devido à industrialização e expansão do transporte em países em desenvolvimento. No entanto, o desmatamento e a degradação florestal reduzem a capacidade de sequestro de carbono, contribuindo ainda mais para a intensificação dos GEE (Filonchik et al., 2024). O aumento dos GEE intensifica o efeito estufa natural, que originalmente mantém a Terra habitável, causando acúmulo excessivo de calor na atmosfera e nos oceanos. Isso desestabiliza o equilíbrio entre emissões e sumidouros naturais de carbono, como florestas e oceanos, que passam a absorver menos e até emitir GEE, agravando o aquecimento global (Heiskanen et al., 2022).

A elevação das temperaturas médias globais representa uma ameaça significativa para espécies sensíveis, podendo levar à extinção local devido ao estresse térmico, como observado em populações de lagartos tropicais (Pontes-da-Silva et al., 2018). Evidências paleoclimáticas indicam que um aumento global de temperatura entre 1 e 2 °C já foi suficiente, em períodos como o Último Interglacial (129–116 mil anos atrás) e o Plioceno Médio (3,3–3,0 milhões de anos atrás), para provocar mudanças significativas nas zonas climáticas, reorganização de ecossistemas e derretimento parcial das camadas de gelo da Groenlândia e da Antártida. Esses eventos resultaram em elevações do nível do mar superiores a 6 metros ao longo de milênios, demonstrando que mesmo aquecimentos considerados moderados podem desencadear impactos duradouros e substanciais no sistema terrestre (Fischer et al., 2018).

O estudo de Ting et al. (2019) mostra que o aumento das emissões de gases de efeito estufa está desregulando mecanismos naturais que antes atuavam como barreiras contra furacões intensos na costa leste dos EUA. Em décadas passadas, a variabilidade climática natural favorecia um padrão de ventos que enfraquecia tempestades próximas à costa. No entanto, com o aquecimento global, esse padrão está sendo erodido, permitindo que furacões se intensifiquem mais facilmente ao se aproximarem do continente. Isso evidencia que a regulação térmica do planeta sustenta equilíbrios

climáticos protetores, e sua perda torna os impactos climáticos mais severos e difíceis de conter (Ting et al., 2019).

Recentemente, as emissões globais de dióxido de carbono (CO_2) provenientes de fontes fósseis atingem cerca de 34,81 gigatoneladas por ano, representando o maior valor já registrado até 2019. Quando somadas às emissões por mudanças no uso da terra, o total chega a aproximadamente 43,1 GtCO_2 anuais na última década. Apesar de uma leve queda observada em 2020 devido à pandemia da COVID-19, esse ritmo segue elevado e é um dos principais responsáveis pelo agravamento do efeito estufa e das mudanças climáticas globais (Friedlingstein et al., 2020). As projeções científicas indicam que, caso as emissões de GEE continuem no ritmo conhecido, a temperatura média global poderá aumentar entre 1,8° C e 4,0° C até o fim deste século, resultando em transformações ambientais drásticas e irreversíveis (Bernstein; IPCC, 2008). Nesse sentido, é importante destacar que as emissões anuais de GEE decorrentes do uso de energia no setor agrícola cresceram 7% desde 1990, com destaque para o aumento significativo no uso de eletricidade, substituindo gradualmente os combustíveis fósseis em diversas operações agrícolas (Flammini et al., 2022).

Os ciclos biológico e geológico do carbono estão intimamente interligados. A fotossíntese captura CO_2 atmosférico, possibilitando seu sequestro na biomassa vegetal, processo que pode levar à formação de combustíveis fósseis. Paralelamente, processos geológicos, como o intemperismo de rochas carbonáticas, podem liberar CO_2 , influenciando diretamente o ciclo biológico (Friedlingstein et al., 2019). A interferência antropogênica nesse equilíbrio natural resulta em maiores concentrações atmosféricas de GEE, intensificando o aquecimento global (Fahad et al., 2020).

Entre 1992 e 2020, as emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) aumentaram de 31 para 46 GtCO_2eq , impulsionadas principalmente pela expansão de superfícies artificiais e plantações (Dong et al. 2022). A urbanização e a industrialização intensificaram o consumo de energia fóssil, tornando as áreas artificiais as maiores emissoras de GEE. Por outro lado, as florestas atuaram como sumidouros de carbono, enquanto melhorias no manejo agrícola contribuíram para a redução relativa das emissões do setor. Projeções indicam que, mantido o ritmo atual de uso da terra, as

emissões podem alcançar 76 ± 8 GtCO₂eq em 2050, mas a redução dessas taxas pela metade pode limitar esse valor a 60 ± 3 GtCO₂eq (Li et al., 2024).

Além das consequências ambientais, as mudanças climáticas representam uma ameaça direta à estabilidade econômica e social global. Modelagens macroeconômicas de base ecológica, como o modelo DEFINE, indicam que os danos físicos causados pelas mudanças climáticas, como perdas em capital produtivo e queda na produtividade que tendem a reduzir a rentabilidade das empresas e aumentar sua inadimplência, pressionando o sistema bancário e ampliando os riscos de instabilidade financeira (Dafermos; Nikolaidi; Galanis, 2018). O modelo DEFINE (Dynamic Ecosystem Finance Economy) é um modelo macroeconômico ecológico que integra dinâmica climática, fluxos financeiros e estruturas produtivas para simular os impactos das mudanças climáticas sobre a economia e a estabilidade financeira no longo prazo. Essa fragilidade se manifesta também na desvalorização de ativos corporativos, dado o aumento da aversão ao risco por parte dos investidores, o que encarece o financiamento privado e restringe o crédito. Assim, os impactos climáticos não apenas afetam diretamente a atividade econômica, mas também amplificam seus efeitos negativos ao fragilizar os canais financeiros que sustentam o investimento e o crescimento (Dafermos; Nikolaidi; Galanis, 2018).

Entre 1990 e 2016, observou-se um aumento da temperatura média global de 0,57° C, enquanto as emissões globais de GEE cresceram 41,1%, acompanhando de perto o crescimento populacional, mas em ritmo inferior ao crescimento do PIB global (soma dos PIBs reais dos países), que aumentou em 105,4% neste mesmo período (Kutlu, 2020). Historicamente, desde o início da Revolução Industrial (por volta de 1760), as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂) passaram de cerca de 260-280 partes por milhão (ppm) para níveis atuais significativamente superiores, atividades humanas produziram um aumento de 40% na concentração atmosférica de CO₂, de 280 ppm em 1750 para 400 ppm em 2015, acompanhadas por aumentos expressivos de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) devido à expansão das atividades humanas (Chiang; Pan, 2017; Pearman et al., 1986).

Desde o Acordo de Paris, políticas de mitigação como eficiência energética, redução do desmatamento e expansão de energias renováveis avançaram em vários

países, contribuindo para a redução sustentada de emissões em pelo menos 18 nações por mais de uma década, mesmo com crescimento econômico. Ainda assim, as emissões globais continuam aumentando. Isso reforça a importância do princípio da responsabilidade comum, porém diferenciada, já que as contribuições históricas e atuais variam entre países, 35% da população mundial vive em países que emitem mais de 9 tCO₂-eq per capita, enquanto 41% vive em países que emitem menos de 3 tCO₂-eq. Os 10% mais ricos emitem até 45% do total domiciliar, enquanto os 50% mais pobres respondem por apenas 13–15% (Calvin et al., 2023).

O setor energético brasileiro é fortemente baseado na geração hidrelétrica, representando cerca de 67,9% da capacidade instalada do país em 2013, distribuídos em 201 unidades geradoras. Embora vantajosas pelo baixo custo operacional médio (US\$ 34,45/MWh), essa dependência coloca em risco o suprimento de energia, especialmente em períodos prolongados de estiagem. Adicionalmente, a expansão das grandes usinas hidrelétricas, sobretudo na região amazônica, acarreta impactos ambientais relevantes, incluindo grandes áreas inundadas, perda de biodiversidade, alterações significativas nos regimes hídricos naturais e deslocamento populacional, desafios esses que evidenciam a necessidade de uma diversificação estratégica da matriz energética nacional (Corrêa Da Silva; De Marchi Neto; Silva Seifert, 2016).

No contexto específico dos reservatórios, destaca-se a emissão significativa de gases biogênicos resultantes da decomposição de matéria orgânica por processos aeróbicos e anaeróbicos. Esses reservatórios liberam CO₂, CH₄ e N₂O, contribuindo para o aquecimento global, especialmente devido ao elevado potencial do metano (Deemer et al., 2016; Santos, 2023). Reservatórios desempenham um papel significativo nas emissões de gases de efeito estufa (GEE), particularmente pela transformação de carbono em dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), resultantes da decomposição anaeróbica da matéria orgânica acumulada após a inundação. Esse processo ocorre principalmente devido à criação de condições anóxicas nos sedimentos inundados e na camada profunda das represas, favorecendo a produção e liberação de CH₄, gás com potencial de aquecimento global muito superior ao do CO₂ (Deemer et al., 2016; Prairie et al., 2018).

Além disso, fatores como escala e operação do reservatório influenciam diretamente a magnitude dessas emissões, reservatórios menores, com maior área de zona litorânea e menor tempo de residência da água, tendem a emitir mais CH₄ por unidade de área devido a uma maior suscetibilidade às variações de nível de água e maior perturbação dos sedimentos (Wang et al., 2024). Estratégias como a gestão otimizada dos níveis de água, aumento da profundidade de captação para reduzir emissões por desgaseificação e práticas de manejo de sedimentos são recomendadas para mitigar essas emissões (Wang et al., 2024). Portanto, a implementação de práticas específicas de manejo e uma compreensão detalhada das dinâmicas ecológicas e operacionais dos reservatórios são cruciais para reduzir as emissões de GEE associadas às hidrelétricas (Deemer et al., 2016; Prairie et al., 2018; Wang et al., 2024).

Reservatórios de água doce representam uma fonte não negligenciável de gases de efeito estufa (GEE) em escala global. As emissões provenientes da superfície dos reservatórios totalizam cerca de 0,8 Pg CO₂ equivalente por ano, o que equivale a aproximadamente 1,3% das emissões antrópicas globais de CO₂ equivalente. Dentre os gases emitidos, o metano (CH₄) é responsável por cerca de 79% do potencial de aquecimento global associado aos reservatórios, superando as contribuições de dióxido de carbono (17%) e óxido nitroso (4%). Este nível de emissões torna os reservatórios comparáveis a fontes conhecidas, como as plantações de arroz ou a queima de biomassa, sendo, portanto, relevantes para os inventários nacionais e internacionais de GEE (Deemer et al., 2016).

As Soluções Climáticas Naturais (SCN) e as Soluções Baseadas na Natureza (SBN), centradas na proteção, restauração e manejo de ecossistemas, destacam-se como estratégias eficazes para mitigar a crise climática e a perda de biodiversidade. Com alto potencial em países tropicais como o Brasil, essas abordagens contribuem de forma significativa para o cumprimento das metas do Acordo de Paris, especialmente no esforço de limitar o aquecimento global a 1,5 °C (Cohen-Shacham et al., 2019; Griscom et al., 2020).

As SCN referem-se a intervenções que aumentam a capacidade dos ecossistemas de capturar e estocar carbono, como o reflorestamento, a restauração de áreas úmidas e o manejo sustentável do uso do solo (Griscom et al., 2017). Já as SBN têm uma

definição mais ampla, englobando ações inspiradas e sustentadas pela natureza que visam solucionar simultaneamente desafios ambientais, sociais e econômicos, como a adaptação climática, segurança hídrica e saúde urbana (Cohen-Shacham et al., 2019; Nesshöver et al., 2017). O potencial técnico das SCN é expressivo, estima-se que possam mitigar até 23,8 GtCO₂e por ano globalmente, sendo 11,3 GtCO₂e/ano viáveis economicamente a menos de 100 dólares por tonelada (Griscom et al., 2017). Nos trópicos, soluções naturais poderiam mitigar até 6,56 GtCO₂e/ano entre 2030 e 2050, o que, em alguns países, supera suas emissões totais atuais, transformando-os em potenciais sumidouros líquidos de carbono (Griscom et al., 2020). Além disso, SBN oferecem múltiplos benefícios, como melhoria da qualidade da água, aumento da fertilidade do solo e redução de riscos de desastres naturais (Anderson et al., 2019; Laforteza et al., 2018). Contudo, autores destacam que seu sucesso depende de governança participativa, clareza conceitual e integração com ações de descarbonização energética, já que SBN não substituem, mas complementam a transição para uma economia de baixo carbono (Anderson et al., 2019; Ellis et al., 2024).

Apesar do crescente corpo de pesquisas sobre mudanças climáticas e o papel das SBN e SCN, persiste uma lacuna crítica no entendimento da capacidade das formações vegetais em bacias hidrográficas de compensar as emissões de GEE provenientes de reservatórios hidrelétricos. Embora estudos abordem o potencial de sequestro de carbono por florestas urbanas e ecossistemas restaurados (Mander et al., 2023; Velasco et al., 2016), não se tem a análise desse potencial em relação direta às emissões líquidas geradas por reservatórios, as quais podem incluir fluxos substanciais de metano (Jager et al., 2023). Além disso, investigações conduzidas em reservatórios brasileiros demonstram que emissões significativas já ocorrem nas áreas de solo e vegetação antes mesmo do enchimento (Dos Santos et al., 2019), acentuando a necessidade de abordagens integradas que avaliem não apenas a fonte, mas também o sumidouro potencial de carbono na paisagem alagada. Portanto, este projeto propõe investigar essa relação, avaliando quantitativamente as emissões de GEE em reservatórios e o potencial das ações de reflorestamento, adensamento e conectividade dos fragmentos vegetais para neutralizar essas emissões. A importância dessa abordagem reside na possibilidade de propor estratégias práticas e eficazes, capazes de contribuir significativamente para a

mitigação das mudanças climáticas e promover uma resposta ambiental e social integrada.

REFERÊNCIAS

- AHIMA, Rexford S. Global warming threatens human thermoregulation and survival. **Journal of Clinical Investigation**, v. 130, n. 2, p. 559–561, 6 jan. 2020.
- ANDERSON, Christa M. *et al.* Natural climate solutions are not enough. **Science**, v. 363, n. 6430, p. 933–934, mar. 2019.
- BERNSTEIN, Lenny; IPCC (ORGS.). **Climate Change 2007: Synthesis report: a report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva: IPCC, 2008.
- CALVIN, Katherine *et al.* **IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. [S.l.]**: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 25 jul. 2023. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>>. Acesso em: 2 jun. 2025.
- CHIANG, Pen-Chi; PAN, Shu-Yuan. **Carbon Dioxide Mineralization and Utilization**. Singapore: Springer Singapore, 2017.
- COHEN-SHACHAM, Emmanuelle *et al.* Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. **Environmental Science & Policy**, v. 98, p. 20–29, ago. 2019.
- CORRÊA DA SILVA, Rodrigo; DE MARCHI NETO, Ismael; SILVA SEIFERT, Stephan. Electricity supply security and the future role of renewable energy sources in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 59, p. 328–341, jun. 2016.
- DAFERMOS, Yannis; NIKOLAIDI, Maria; GALANIS, Giorgos. Climate Change, Financial Stability and Monetary Policy. **Ecological Economics**, v. 152, p. 219–234, out. 2018.
- DEEMER, Bridget R. *et al.* Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. **BioScience**, v. 66, n. 11, p. 949–964, 1 nov. 2016.
- DOS SANTOS, Marco Aurelio *et al.* Pre-existing greenhouse gas emissions from Brazilian hydropower reservoirs. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 4, p. 541–553, out. 2019.
- ELLIS, Peter Woods *et al.* The principles of natural climate solutions. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 547, 23 jan. 2024.

FAHAD, Shah *et al.* (ORGS.). **Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth**. Cham: Springer International Publishing, 2020.

FILONCHYK, Mikalai *et al.* Greenhouse gases emissions and global climate change: Examining the influence of CO₂, CH₄, and N₂O. **Science of The Total Environment**, v. 935, p. 173359, jul. 2024.

FISCHER, Hubertus *et al.* Palaeoclimate constraints on the impact of 2 °C anthropogenic warming and beyond. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 7, p. 474–485, jul. 2018.

FLAMMINI, Alessandro *et al.* Emissions of greenhouse gases from energy use in agriculture, forestry and fisheries: 1970–2019. **Earth System Science Data**, v. 14, n. 2, p. 811–821, 22 fev. 2022.

FRIEDLINGSTEIN, Pierre *et al.* Global Carbon Budget 2019. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 4, p. 1783–1838, 4 dez. 2019.

FRIEDLINGSTEIN, Pierre *et al.* Global Carbon Budget 2020. **Earth System Science Data**, v. 12, n. 4, p. 3269–3340, 11 dez. 2020.

GRISCOM, Bronson W. *et al.* Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 31 out. 2017.

GRISCOM, Bronson W. *et al.* National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, p. 20190126, 16 mar. 2020.

HEISKANEN, Jouni *et al.* The Integrated Carbon Observation System in Europe. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 103, n. 3, p. E855–E872, mar. 2022.

JAGER, Henriette I. *et al.* Understanding How Reservoir Operations Influence Methane Emissions: A Conceptual Model. **Water**, v. 15, n. 23, p. 4112, 27 nov. 2023.

KROSBY, Meade *et al.* Ecological Connectivity for a Changing Climate. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1686–1689, dez. 2010.

KUTLU, Levent. Greenhouse Gas Emission Efficiencies of World Countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 23, p. 8771, 25 nov. 2020.

LAFORTEZZA, Raffaele *et al.* Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. **Environmental Research**, v. 165, p. 431–441, ago. 2018.

LI, Lidong *et al.* Global Land Use Change and Its Impact on Greenhouse Gas Emissions. **Global Change Biology**, v. 30, n. 12, p. e17604, dez. 2024.

MALHI, Yadvinder *et al.* Climate change and ecosystems: threats, opportunities and solutions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, p. 20190104, 16 mar. 2020.

MANDER, Ülo *et al.* Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. **Biogeochemistry**, v. 167, n. 4, p. 523–543, 8 dez. 2023.

NESSHÖVER, Carsten *et al.* The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. **Science of The Total Environment**, v. 579, p. 1215–1227, fev. 2017.

PEARMAN, G. I. *et al.* Evidence of changing concentrations of atmospheric CO₂, N₂O and CH₄ from air bubbles in Antarctic ice. **Nature**, v. 320, n. 6059, p. 248–250, mar. 1986.

PONTES-DA-SILVA, Emerson *et al.* Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. **Journal of Thermal Biology**, v. 73, p. 50–60, abr. 2018.

PRAIRIE, Yves T. *et al.* Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs: What Does the Atmosphere See? **Ecosystems**, v. 21, n. 5, p. 1058–1071, ago. 2018.

SANTOS, Marco Aurélio Dos. A Review of Greenhouse Gas Emissions by Hydropower Reservoirs. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 11, n. 09, p. 203–215, 2023.

SEDDON, Nathalie *et al.* Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, p. 20190120, 16 mar. 2020.

SOMERO, G. N. The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine ‘winners’ and ‘losers’. **Journal of Experimental Biology**, v. 213, n. 6, p. 912–920, 15 mar. 2010.

SUN, Gui-Quan *et al.* Impacts of climate change on vegetation pattern: Mathematical modeling and data analysis. **Physics of Life Reviews**, v. 43, p. 239–270, dez. 2022.

TERHAAR, Jens; FRÖLICHER, Thomas L.; JOOS, Fortunat. Ocean acidification in emission-driven temperature stabilization scenarios: the role of TCRE and non-CO₂ greenhouse gases. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 2, p. 024033, 1 fev. 2023.

TING, Mingfang *et al.* Past and Future Hurricane Intensity Change along the U.S. East Coast. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7795, 24 maio 2019.

VELASCO, Erik *et al.* Does urban vegetation enhance carbon sequestration? **Landscape and Urban Planning**, v. 148, p. 99–107, abr. 2016.

WANG, Zilin *et al.* Greenhouse gas emissions from hydropower reservoirs: emission processes and management approaches. **Environmental Research Letters**, v. 19, n. 7, p. 073002, 1 jul. 2024.

Artigo - Redigido conforme norma do periódico científico - Versão preliminar	
Título do artigo:	Avaliação do potencial de soluções climáticas naturais para o balanço zero de emissões de gases de efeito estufa em reservatórios
Autores:	João Fernando Vagli Cardoso dos Santos Rafael Dudeque Zenni
Periódico:	Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use
ISSN	1440-1770
DOI	

RESUMO

Reservatórios artificiais têm sido reconhecidos como fontes significativas de gases de efeito estufa (GEE), especialmente em contextos urbanos e periurbanos, com ênfase nas consequências das mudanças ambientais globais. Este estudo avaliou o potencial das soluções climáticas naturais (SCN) na mitigação dessas emissões em duas importantes bacias hidrográficas da Região Metropolitana de São Paulo: Billings e Guarapiranga. Utilizou-se análise multitemporal do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2023, delimitando áreas prioritárias para restauração ecológica por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR), Áreas de Preservação Permanente (APP) e Unidades de Conservação (UCs), com exclusão de áreas de uso consolidado ou inviáveis à restauração. As emissões anuais foram estimadas pela ferramenta G-res Tool, enquanto a captação de carbono foi calculado por equações empíricas considerando o estágio sucessional da vegetação secundária. A bacia de Billings apresentou emissão anual média de 84.830 tC/ano e captação de 49.164,98 tC/ano, resultando em saldo negativo de 35.665,02 tC/ano. Guarapiranga teve emissão anual média de 21.783 tC/ano e captação de 56.622,88 tC/ano, resultando em saldo positivo de 34.839,88 tC/ano. Identificaram-se 2.285,05 hectares passíveis de restauração em Billings e 3.592,21 hectares em Guarapiranga, totalizando 5.877,26 hectares potenciais para ampliação da Captação de carbono. Esses resultados destacam o papel estratégico das SCN e da integração entre dados de campo, sensoriamento remoto e modelagem espacial para subsidiar políticas públicas eficazes de restauração ecológica, serviços ecossistêmicos e governança ambiental.

Palavras-chave: Mudanças ambientais globais, efeito estufa, geoprocessamento, sensoriamento remoto, soluções climáticas naturais.

INTRODUÇÃO

A compreensão dos impactos das mudanças climáticas e a busca por soluções eficazes têm impulsionado pesquisas em diversas áreas ambientais, especialmente aquelas relacionadas às emissões de gases de efeito estufa (GEE) e à capacidade de mitigação dos ecossistemas naturais. Nesse contexto, os reservatórios artificiais surgem como fontes de emissão de GEE, particularmente de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), em função dos processos biogênicos de decomposição da matéria orgânica submersa (Deemer et al., 2016; Santos, 2023). Reservatórios são fundamentais para garantir o abastecimento hídrico, atendendo a milhões de pessoas, além de desempenharem funções essenciais como controle de cheias, diluição de efluentes e suporte à recreação e geração de energia (Viviane Moschini-Carlos, 2020). Dada a crescente importância dos reservatórios, particularmente em regiões urbanas, torna-se essencial investigar estratégias que permitam compensar ou mitigar suas emissões de GEE. Os reservatórios hidrelétricos têm sido reconhecidos como fontes importantes de GEE, contribuindo para o aquecimento global. Globalmente, estima-se que esses reservatórios sejam responsáveis por aproximadamente 1,3% das emissões antropogênicas totais de gases de efeito estufa em termos de equivalentes de CO_2 (Linkhorst, 2019). Em escala mundial, especificamente considerando as águas continentais, os reservatórios hidrelétricos emitem cerca de 48 Tg de carbono por ano na forma de CO_2 e 3 Tg de carbono por ano na forma de CH_4 , correspondendo a aproximadamente 4% das emissões globais totais de carbono dessas águas (Barros et al., 2011). Essas emissões são especialmente intensas nos anos iniciais após a criação dos reservatórios, devido à decomposição acelerada da biomassa inundada, e são particularmente elevadas nas regiões tropicais (Barros et al., 2011). Dessa forma, o papel dos reservatórios no aquecimento global é significativo e demanda consideração

especial, especialmente em países como o Brasil, onde há intensa expansão da infraestrutura hidrelétrica em regiões tropicais, principalmente na região norte do país, onde se concentra a maior parte do potencial hidrelétrico (Raupp; Costa, 2021).

Nesse contexto, as soluções climáticas naturais (SCN), que envolvem a conservação, a restauração e o manejo sustentável dos ecossistemas, representam abordagens eficazes para mitigar os efeitos das mudanças climáticas. Com elevado potencial de aplicação, sobretudo em regiões tropicais como o Brasil (Soterroni et al., 2023), essas estratégias podem desempenhar um papel crucial no alcance das metas do Acordo de Paris, contribuindo para limitar o aquecimento global a menos de 2° C e viabilizar uma trajetória de 1,5° C (Griscom et al., 2020).

As Soluções Climáticas Naturais (SCN) e as Soluções Baseadas na Natureza (SBN) destacam-se como estratégias interligadas e essenciais para enfrentar simultaneamente a emergência climática e o declínio da biodiversidade. Por outro lado, as SBN apresentam um escopo mais amplo, englobando ações fundamentadas na natureza que buscam responder de forma integrada a desafios ambientais, sociais e econômicos, tais como a adaptação às mudanças climáticas, a segurança hídrica e a promoção da saúde urbana (Cohen-Shacham et al., 2019; Nesshöver et al., 2017). O potencial de mitigação das SCN é expressivo. Globalmente, essas soluções podem reduzir até 23,8 GtCO₂e por ano, sendo economicamente viáveis até o limite de 100 dólares americanos por tonelada para aproximadamente 11,3 GtCO₂e/ano (Griscom et al., 2017). Nos países tropicais, esse potencial pode chegar a 6,56 GtCO₂e/ano entre 2030 e 2050, superando, em certos casos, as atuais emissões nacionais e transformando essas regiões em possíveis sumidouros líquidos de carbono (Griscom et al., 2020). Além disso, as SBN proporcionam benefícios colaterais relevantes, como a melhoria da

qualidade da água, o incremento da fertilidade dos solos e a redução de vulnerabilidades frente a desastres naturais (Anderson et al., 2019; Laforteza et al., 2018).

Embora haja um número crescente de estudos sobre as mudanças climáticas e a aplicação de SBN e SCN, ainda existe uma lacuna importante no conhecimento sobre a real capacidade da vegetação em bacias hidrográficas de neutralizar as emissões de GEE originadas por reservatórios hidrelétricos. Pesquisas têm explorado a captação de carbono por florestas urbanas e áreas restauradas (Mander et al., 2023; Velasco et al., 2016), mas ainda é limitada a compreensão do quanto esses ecossistemas conseguem compensar diretamente as emissões líquidas dos reservatórios, que frequentemente envolvem fluxos expressivos de metano (Jager et al., 2023). Além disso, evidências provenientes de estudos em reservatórios no Brasil indicam que emissões relevantes já ocorrem nas áreas de solo e vegetação mesmo antes do enchimento das represas (Dos Santos et al., 2019).

Portanto reservatórios hidrelétricos tropicais podem representar fontes expressivas de GEE, mesmo quando projetados com menor área alagada, como no caso de usinas a fio d'água. O reservatório de Itaparica, em clima semiárido, por exemplo, apresentou emissões anuais de 1,33 milhões de toneladas de CO₂ equivalente, com destaque para as zonas rasas como principais pontos de emissão (Rodriguez; Casper, 2018). Já o complexo Belo Monte, apesar de ser um projeto moderno com maior densidade energética, triplicou as emissões em relação ao cenário pré-barramento e alcançou um fator de emissão líquido entre 15 e 55 kg CO₂eq/MWh, comparável ao de fontes fósseis como o gás natural (Bertassoli et al., 2021). Reafirmando que a concepção de energia hidrelétrica como limpa deve ser relativizada, especialmente em regiões

tropicais, onde a decomposição de matéria orgânica alagada sob condições anóxicas impulsiona a liberação de metano, um GEE com alto potencial de aquecimento global.

Assim este estudo teve como objetivo avaliar o potencial das soluções climáticas naturais para equilibrar o balanço de emissões de GEE em dois reservatórios estratégicos da Região Metropolitana de São Paulo, Billings e Guarapiranga. A seleção das áreas de estudo se deu principalmente pois ambos os reservatórios tem papel essencial para o abastecimento hídrico na cidade de São Paulo (maior metrópole da América Latina), além de servir diretamente como lazer e proporciona qualidade e vida e contato com a natureza para os moradores do entorno e turistas, como também historicamente desempenharam papel essencial inicialmente com o suprimento de energia e assim contribuindo com o desenvolvimento da cidade, ademais sou nascido e criado neste local, o que gerou um sentimento de pertencimento ao mesmo tempo que uma dívida social por ter feito minha graduação e pós graduação no ensino público. Ambos os reservatórios desempenham papel fundamental no abastecimento hídrico da região, além de enfrentarem intensas pressões antrópicas decorrentes do acelerado processo de urbanização. Diante desse cenário, é crucial quantificar adequadamente as emissões líquidas desses corpos hídricos e explorar o potencial da vegetação presente nas bacias hidrográficas para sequestrar carbono e assim mitigar as emissões. Portanto, esta pesquisa busca contribuir para a ampliação do conhecimento técnico-científico sobre o papel das soluções climáticas naturais na mitigação das mudanças climáticas, oferecendo subsídios práticos para o planejamento territorial e a implementação de políticas públicas eficazes na gestão ambiental urbana e periurbana.

METODOLOGIA

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido nas bacias hidrográficas dos reservatórios Billings e Guarapiranga, situadas na Região Metropolitana de São Paulo, Sudeste do Brasil. O reservatório Billings (Fig. 1), construído em 1925, estende-se pelos municípios de Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra e São Paulo. Apresenta uma área inundada de 106,6 km² e área de drenagem de 584 km², com localização aproximada em -23,702991° de latitude e -46,674463° de longitude. O reservatório Guarapiranga (Fig. 1), por sua vez, foi construído em 1928 e abrange os municípios de São Paulo, Itapeverica da Serra e Embu-Guaçu. Sua área inundada é de 26,6 km² e a bacia hidrográfica que o alimenta possui 640 km², com localização nas coordenadas -23,670208° de latitude e -46,726853° de longitude. Inicialmente concebidos com finalidade hidroenergética, ambos os reservatórios passaram a assumir papel central no abastecimento de água de São Paulo e região metropolitana, Billings a partir de 1958 e Guarapiranga 1928, ambos os reservatórios foram construídos inicialmente para o suprimento energético da cidade de São Paulo e atualmente servem principalmente de abastecimento hídrico.

A região estudada encontra-se sob domínio climático do tipo Cfa segundo a classificação de Köppen-Geiger, caracterizado como subtropical úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos amenos e mais secos. A temperatura média anual é de aproximadamente 19° C e a precipitação média gira em torno de 1.400 mm por ano, concentrando-se sobretudo nos meses de verão. As altitudes variam entre 400 e 750 m (Alvares; Stape; Sentelhas, [S.d.]). O delineamento das bacias hidrográficas se deu a partir da consulta de bases cartográficas do estado de São Paulo.

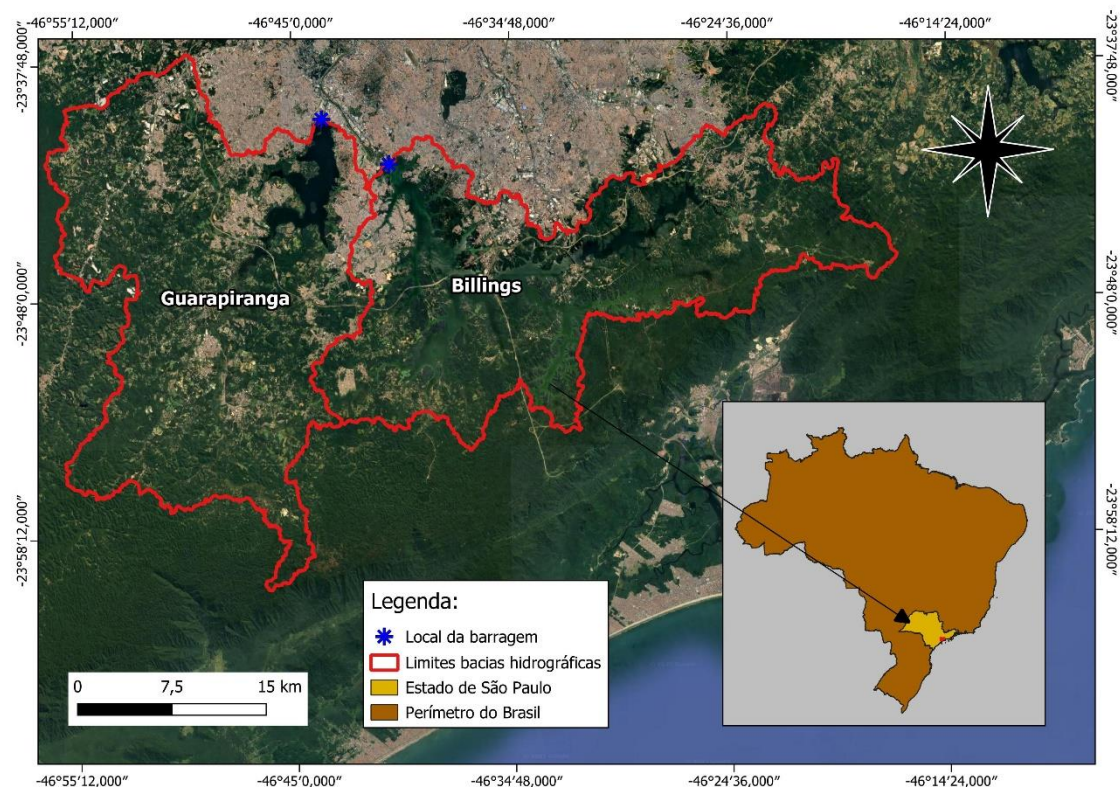


Figura 1 Reservatório Billings e Guarapiranga em vermelho contorno das bacias hidrográficas Billings e Guarapiranga por imagem Google Satélite com a localidade de referência no Brasil.

Estimativa de emissões de GEE dos reservatórios

A estimativa das emissões de GEE provenientes dos reservatórios foi realizada por meio da ferramenta G-resTool, desenvolvida pela *International Hydropower Association* em parceria com a UNESCO, com base em modelo modular, conforme as recomendações do IPCC (Prairie et al., 2018). A ferramenta utiliza dados secundários como área e volume do reservatório, profundidade média, ano de construção, zona climática, uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica e escoamento anual, o que permite sua aplicação mesmo na ausência de medições diretas em campo (Prairie et al., 2021). A pegada líquida de GEE é expressa em toneladas de CO₂ equivalente por ano e

representa a diferença entre as emissões estimadas para os cenários pós-represamento e pré-represamento. No relatório da ferramenta, os valores do cenário anterior à inundação já são apresentados como negativos e somados ao total, o que, na prática, equivale a uma subtração entre os dois balanços de emissão (Prairie et al., 2021).

A ferramenta *G-resTool* calcula a pegada líquida de GEE, expressa em toneladas de CO₂ equivalente por ano, com base na diferença entre o balanço de GEE pós-represamento e o pré-represamento. Para a caracterização hidrológica e geomorfológica das áreas de reservatório, bacia de drenagem e entorno, utilizou-se um script desenvolvido na plataforma *Google Earth Engine* para a ferramenta *G-res Tool* (Prairie et al. 2021). Resumidamente, o script realiza, a partir da inserção de um polígono vetorial representando a bacia hidrográfica e de um ponto correspondente à localização da barragem, a determinação da elevação mínima do ponto de represamento e simula o alagamento potencial com base no nível de água informado (em metros acima do nível do mar). A área inundada é então delimitada por meio do método de custo acumulado aplicado sobre dados de elevação (DEM), com seleção automática entre os modelos NOAA DEM (*National Oceanic and Atmospheric Administration – Digital Elevation Model*) ou SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), conforme a latitude da área de estudo. O presente estudo foi por meio de SRTM. A geometria resultante do reservatório é utilizada para estimar sua área, profundidade máxima e média, além de parâmetros ambientais como temperatura média mensal, radiação solar, velocidade do vento, carbono no solo e uso do solo por tipo de cobertura e classe de solo (Prairie et al., 2021). Os resultados são exportados em formato tabular para posterior análise.

A aplicação do script na plataforma *Google Earth Engine* permitiu a obtenção de diversos parâmetros físicos e ambientais para a bacia hidrográfica, o reservatório

simulado e sua zona de entorno. Para a bacia, foram calculadas a área total, a vazão média anual e a população residente, além da distribuição percentual das classes de uso e cobertura do solo por tipo de solo. No reservatório, foram estimadas a área inundada, profundidades máxima e média, coordenadas geográficas da barragem, o regime térmico mensal, a radiação solar global horizontal anual e sazonal, a velocidade média do vento a 50 metros de altura e o teor médio de carbono no solo. Também foi avaliada a composição do uso do solo por classe e tipo de solo na área alagada. Para a zona de entorno do reservatório que se trata do contorno da bacia hidrográfica, foram calculados o teor médio de carbono no solo e a distribuição das classes de cobertura do solo por tipo de solo, permitindo uma caracterização integrada das condições ambientais e paisagísticas da região. Esses dados são fundamentais para alimentar os campos obrigatórios do *G-res Tool* e foram extraídos por meio do editor de código (Prairie et al., 2018).

Os valores obtidos através do *Earth Engine* para Billings que serviram de entrada para os cálculos de emissão, foi necessário colocar o país Brasil, as coordenadas da localização da barragem em longitude -46,67 e latitude -23,70, zona climática temperada, ano do represamento 1925, área do reservatório 90,6 km², profundidade máxima de 13 m, profundidade média de 3 m, teor de carbono no solo 7,57 kgC/m², velocidade média anual do vento a 10 m de altura de 4,8 m/s, radiação solar média global em superfície horizontal de 4,59 kWh/m²/dia, a temperatura média de cada mês que feita a média anual foi de 17,4° C.

Os valores obtidos para Guarapiranga através do *Earth Engine* que serviram de entrada para os cálculos de emissão, foi necessário colocar o país Brasil, as coordenadas da localização da barragem de em longitude -46,73 e latitude -23,67, zona climática

temperada, ano do represamento 1928, área do reservatório 34,7 km², profundidade máxima de 13 m, profundidade média de 6,2 m, teor de carbono no solo 6,58 kgC/m², velocidade média anual do vento a 10 m de altura de 4,4 m/s, radiação solar média global em superfície horizontal de 4,64 kWh/m²/dia, a temperatura média de cada mês que feita a média anual foi de 18° C.

Análise da variação do uso e cobertura do solo

Para analisar a variação temporal do uso e cobertura do solo, foram utilizadas imagens *raster* da coleção MapBiomias cobrindo todo o território nacional. As imagens *raster* do MapBiomias foram geradas com resolução espacial de 30 metros, a partir de mosaicos anuais produzidos com dados dos sensores Landsat. Esses mosaicos, processados na plataforma *Google Earth Engine*, passaram por máscaras de nuvem e filtros estatísticos para gerar variáveis espectrais, temporais e texturais utilizadas na classificação por *Random Forest*. A classificação foi realizada por bioma e temas transversais, seguida de filtros espaciais e temporais e integração final dos mapas conforme regras de prevalência (Souza et al., 2020). As imagens foram obtidas para os anos de 1985 a 2023, em intervalos de cinco anos (exceto o último ano, 2023). Posteriormente, as imagens foram recortadas com base nos polígonos *shapefile* de cada bacia hidrográfica, utilizando a ferramenta "Recortar *raster* pela camada de máscara" no software QGIS, versão 3.40.6, assim como todas as análises utilizando QGIS, de modo a isolar apenas as áreas de interesse.

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada conforme a legenda de classes do MapBiomias, com base nas cores e valores atribuídos a cada tipo de cobertura. Utilizou-se a ferramenta R.report, no software QGIS, para extrair, para cada ano analisado, os valores de área correspondentes a cada classe de uso do solo. Em

seguida, calculamos a variação média anual a cada intervalo de cinco anos, através do cálculo de área do ano posterior menos área do ano anterior dividido pelo ano posterior menos o anterior, ou seja, a média de variação de cada ano entre os intervalos de cinco anos.

Estimativa de sequestro de carbono pela vegetação

Com base nos valores de cobertura florestal foram estimadas as taxas médias anuais de captura de carbono da vegetação presente nas bacias hidrográficas. Para isso, foi utilizada uma equação do tipo Mitscherlich, reconhecida por representar curvas de crescimento com tendência de saturação em sistemas ecológicos (Zeide, 1993). A parametrização foi realizada com base nos dados de captação de carbono em florestas secundárias da Mata Atlântica apresentados por Pyles et al. (2022) conforme a equação (Eq. 1)

$$Captura(t) = \frac{a \times (1 - e^{(-b \times t)})}{t}$$

em que $Captura(t)$ representa a taxa média de sequestro de carbono (tC/ha/ano); **a** é o valor assintótico de captura máxima; **b** é a taxa de aproximação ao platô de saturação; e **t** é o tempo, em anos, desde o início da regeneração da vegetação. Essa função permite representar o padrão sigmoide característico do acúmulo de biomassa ao longo do tempo.

O ajuste da equação Mitscherlich (monomolecular) foi realizado por meio de regressão não linear, utilizando a função `nls()` no software R. O modelo descreve a captura média anual de carbono em função da idade da floresta, segundo a expressão citada acima, em que **a** representa o valor assintótico do estoque de carbono (tC/ha) e **b** é o parâmetro de taxa de aproximação à assíntota (1/ano). Os parâmetros foram

estimados iterativamente por mínimos quadrados, minimizando a soma dos resíduos entre os valores observados e os previstos pelo modelo, a partir de valores iniciais definidos para $a=70$ e $b=0,05$. O ajuste resultante forneceu estimativas consistentes com a tendência esperada de saturação do sequestro de carbono com o avanço da idade, e os intervalos de confiança dos parâmetros foram obtidos pelo pacote `nlstools`, garantindo a avaliação da precisão do ajuste e da adequação do modelo aos dados utilizados.

A equação utilizada considera o acúmulo assintótico de carbono ao longo do tempo, dividido pela idade, e foi ajustada por regressão não linear (função `nls` no R) com base em quatro pares de dados observados. O modelo permitiu estimar os parâmetros de crescimento e gerar previsões contínuas para idades de 1 a 100 anos, com visualização gráfica (Fig. S1) do ajuste e cálculo dos intervalos de confiança via pacote `nlstools`. A calibração da equação foi realizada por meio de ajustes no software R, com base na correspondência entre os parâmetros e a evolução temporal das áreas com cobertura florestal. A equação ajustada foi então aplicada às diferentes séries temporais de cobertura, permitindo estimar a captura das áreas florestadas ao longo do período analisado.

Sabemos que a metodologia aplicada para o cálculo de absorção do carbono não é o método mais robusto possível pois utiliza valores importados de outro estudo, que não diretamente está ligado ao valor de absorção média e sim ao estoque, porém devido às limitações do projeto, de tempo, dinheiro e mão de obra, este foi o método mais preciso possível, e os valores batem com a literatura.

Identificação de áreas para restauração e Solução climática natural

Visando propor soluções climáticas naturais e áreas com potencial de restauração para mitigar as emissões de GEE dos reservatórios, foram integradas as (i)

áreas de preservação permanente (APP) do estado de São Paulo, contendo os contornos de APP de rios e nascentes, obtidos no site do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, em (“Shapefiles”, [S.d.]); (ii) o Cadastro Ambiental Rural (CAR) em (“Base de Downloads”, [S.d.]), incluindo informações de Reserva Legal, Área de Uso Restrito e Vegetação Nativa considerando apenas os polígonos com status “AT” (atendido); e (iii) as Unidades de Conservação (UC) do Brasil em (“Portal de Dados Abertos”, [S.d.]), mantendo-se apenas as áreas de proteção integral e RPPNs, sendo excluídas as UCs de uso sustentável.

Todos os *shapefiles* foram unidos para formar um polígono representando as áreas com potencial para implantação de soluções climáticas naturais. Esse polígono foi recortado com a imagem raster de uso e cobertura do solo de 2023 gerada anteriormente, identificando os trechos que deveriam estar florestados, ou seja, dentro deste polígono todas as áreas deveriam constar formação florestal de acordo com as leis ambientais do país.

Para a definição das classes de uso e cobertura do solo elegíveis à restauração, foram utilizados os critérios técnicos da legenda oficial da Coleção 9 do MapBiomias (2023), com base na compatibilidade ecológica e legal das classes com os objetivos de restauração. Foram selecionadas as seguintes classes: pastagem (código 15), silvicultura (9), outras lavouras temporárias (41), mosaico de usos (21) e outras áreas não vegetadas (25). Essas categorias representam usos antrópicos com baixa complexidade estrutural ou ecossistêmica, passíveis de conversão para vegetação nativa, especialmente em áreas legalmente protegidas, como APP, UC e áreas autodeclaradas como conservadas pelo CAR.

A classe Pastagem corresponde a áreas de pastagem plantadas vinculadas diretamente à atividade agropecuária, enquanto as pastagens naturais são caracterizadas como formações campestres ou campos alagados, podendo ou não sofrer manejo por pastejo, e, na Amazônia, incluem áreas desmatadas recentemente ainda sem uso agropecuário consolidado. A Silvicultura compreende áreas com espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, como pinus, eucalipto e araucária. As Outras Lavouras Temporárias englobam cultivos agrícolas de curta ou média duração, com ciclo vegetativo inferior a um ano e necessidade de replantio após a colheita. O Mosaico de Usos representa áreas agropecuárias onde não se pôde distinguir entre agricultura e pastagem, podendo incluir chácaras, sítios, condomínios e, no Cerrado, áreas de vegetação nativa em regeneração inicial ou antropizadas em unidades de conservação, exceto APA (área de proteção ambiental) e TI (terra indígena). Já Outras Áreas Não Vegetadas abrangem superfícies não permeáveis, como infraestrutura, urbanização ou mineração, não classificadas em categorias específicas, podendo, no Cerrado, incluir ainda solos expostos por processos erosivos ou por entressafras agrícolas (Souza et al., 2020).

Foram excluídas da proposta de restauração as classes que apresentam baixa viabilidade ecológica de restauração, uso consolidado ou que já florestadas: formação florestal (3), por se tratar de vegetação nativa já consolidada; área urbanizada (24), composta por superfícies impermeabilizadas com uso consolidado; mineração (30), por abranger áreas de extração ativa ou em recuperação específica; aquicultura (31), devido ao uso intensivo e artificial de corpos d'água; afloramento rochoso (29), por serem substratos naturais inóspitos à regeneração; café (46) e soja (39), por representarem cultivos perenes e temporários de uso estabelecido; campo alagado e área pantanosa

(11) e rio, lago e oceano (33), que correspondem a corpos hídricos ou áreas úmidas permanentes, frequentemente com função ecológica própria e não restauráveis via revegetação terrestre; e formação campestre (12), que representa vegetação herbácea natural ou seminatural, com função ecológica própria, cuja conversão não se configura como restauração, mas sim como substituição de uma formação já funcional. Essas exclusões consideraram tanto limitações ecológicas quanto a inviabilidade técnica ou legal de interferência nas referidas classes, conforme descrições do MapBiomias.

RESULTADOS

Estimativa de emissões de GEE dos reservatórios

Para a represa Billings, a área de captação foi de 584,3 km², com uma população na área de captação de 810.706 pessoas e precipitação anual de 1522 mm. As porcentagens de cobertura de uso do solo da área de captação obtidas foram de 3,2% de terras agrícolas, 0,5% de solo exposto, 0,8% de áreas úmidas, 48,8% de floresta, 5,7% de pastagem/vegetação arbustiva, 24,9% de áreas urbanizadas, 16,1% de corpos d'água. As porcentagens de cobertura do solo antes do represamento na área do reservatório foram de 3,8% de terras agrícolas, 0,4% de solo exposto, 0,7% de áreas úmidas, 55,7% de floresta, 6% de pastagem/vegetação arbustiva, 28,4% de áreas urbanizadas, 5,1% de corpos d'água (Fig. 2).

A emissão líquida de GEE estimada para a Represa Billings foi de 84.830 tCO₂e/ano, com um intervalo de confiança de 95% que varia entre 76.919 e 93.780, sendo 35.606 de CO₂ e 49.224 de CH₄. O total de emissão estimado desde a criação do reservatório é de 8.482.991 tCO₂e.

Para a represa Guarapiranga a área de captação foi estimada em 640,4 km², com uma população na área de captação de 747.278 pessoas e precipitação anual de 660 mm.

As porcentagens de cobertura de uso do solo da área de captação obtidas foram de 10% de terras agrícolas, 0,1% de solo exposto, 0,4% de áreas úmidas, 57,4% de floresta, 8% de pastagem/vegetação arbustiva, 20,8% de áreas urbanizadas, 3,4% de corpos d'água. As porcentagens de cobertura do solo antes do represamento na área do reservatório foram de 8,6% de terras agrícolas, 1,2% de áreas úmidas, 23,5% de floresta, 8,8% de pastagem/vegetação arbustiva, 56,1% de áreas urbanizadas, 1,8% de corpos d'água.

A emissão líquida de GEE de Guarapiranga foi de 21.783 tCO₂e/ano, com um intervalo de confiança de 95% que varia entre 19.581 e 24.273, sendo 10.713 de CO₂ e 11.070 de CH₄. O total de emissão estimado desde a criação do reservatório é de 2.178.337 tCO₂e.

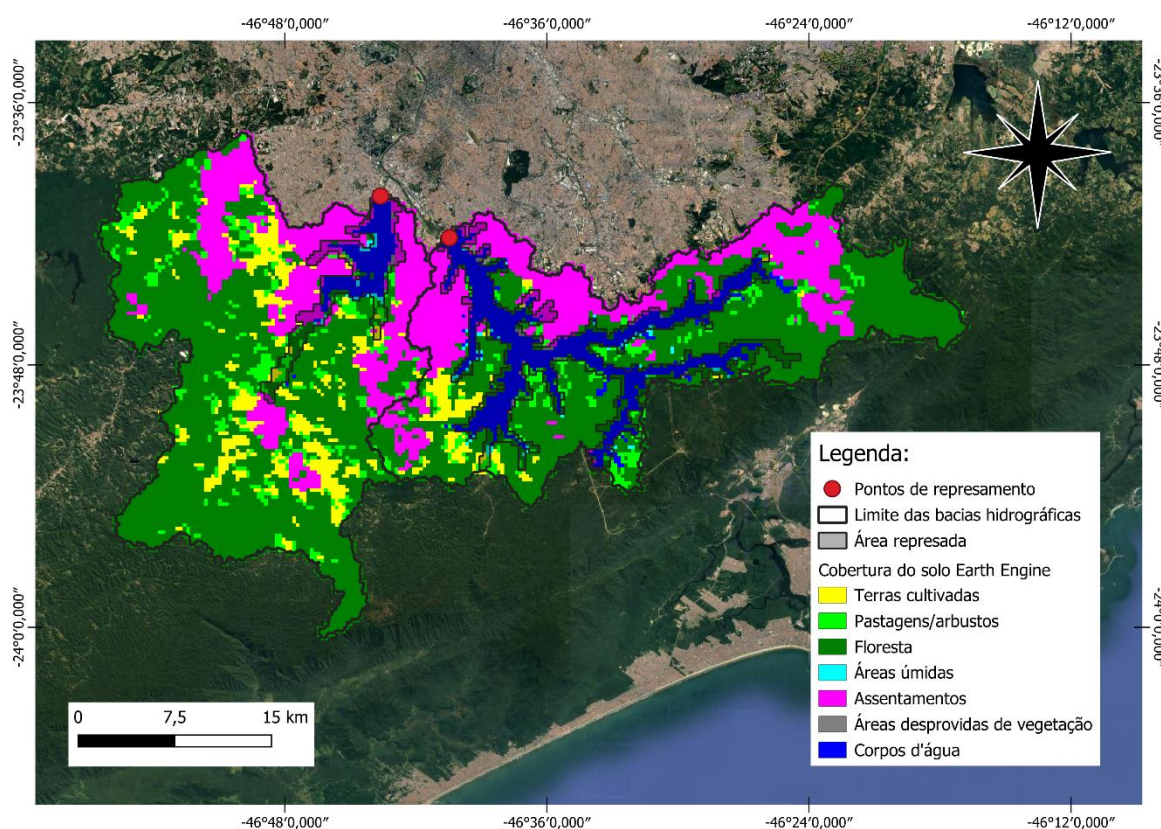


Figura 2 A imagem apresentada corresponde à visualização espacial da cobertura do solo na área das bacias hidrográficas selecionadas, com base em dados processados no

Google Earth Engine. A delimitação das bacias está representada por contornos em cinza, enquanto o ponto de represamento está indicado por um marcador vermelho. A área potencialmente inundada em decorrência do represamento é mostrada em azul escuro. A classificação da cobertura do solo segue a legenda cromática do Earth Engine, destacando-se a predominância de áreas florestadas (verde escuro), intercaladas por zonas de assentamentos humanos (rosa), pastagens e formações arbustivas (verde claro), terras cultivadas (amarelo), áreas úmidas (azul claro), superfícies desprovidas de vegetação (roxo) e corpos d'água (azul). Observa-se uma expressiva fragmentação da paisagem, sobretudo nas porções mais próximas à mancha urbana, com elevada incidência de áreas antrópicas. A representação espacial permite não apenas a caracterização do uso atual da terra, mas também subsidia a avaliação dos impactos do alagamento sobre os diferentes tipos de cobertura vegetal e solo.

Análise da variação do uso e cobertura do solo

A análise do uso e cobertura do solo (Fig. S2 à Fig. S10) para as bacias hidrográficas dos reservatórios Billings e Guarapiranga revelou uma paisagem ainda predominantemente florestada, com extensas áreas contínuas de formação florestal (representadas em verde escuro), especialmente nas porções sul e leste da região. Essa classe ocupa grande parte do território, evidenciando a maior cobertura vegetal presente e a variação ao longo das décadas (Tab. S1 e S2).

Os corpos hídricos já apresentavam extensão consolidada em 1985, com 11.448,3 hectares na bacia de Billings e 2.883,0 hectares na de Guarapiranga. Em 2023, esses valores mudaram pouco, passando para 10.854,0 ha e 2.724,1 ha, respectivamente, o que representa uma redução de 594,3 ha em Billings e 158,9 ha em Guarapiranga, evidenciando a estabilidade da área alagada desde a década de 1920.

Ao redor desses espelhos d'água, verificou-se um crescimento expressivo da área urbanizada, especialmente na bacia de Billings, que saltou de 3.336,3 ha para 8.163,3 ha, um aumento de 4.827,0 ha. Em Guarapiranga, a expansão urbana foi ainda mais marcante, passando de 3.109,7 ha para 9.213,9 ha, com um acréscimo de 6.104,2 ha, refletindo o adensamento urbano nos municípios do entorno, como São Bernardo do Campo e Santo André.

A pastagem sofreu acentuada redução nas duas bacias. Em Billings, a área caiu de 350,3 ha para apenas 93,6 ha (-256,7 ha), enquanto em Guarapiranga passou de 3.200,7 ha para 575,2 ha (-2.625,5 ha), indicando uma retração das atividades agropecuárias extensivas.

As áreas classificadas como mosaico de usos, que representam áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura, podendo incluir áreas de ocupação periurbana, como chácaras, sítios e condomínios, também apresentaram queda significativa: de 13.944,5 ha para 8.902,7 ha em Billings (-5.041,8 ha) e de 21.618,8 ha para 16.552,6 ha em Guarapiranga (-5.066,2 ha). Essa diminuição sugere um avanço da urbanização e/ou a substituição dessas áreas por usos mais definidos.

Outros usos de menor expressão também se modificaram. Em Billings, a silvicultura passou de 0 ha para 33,4 ha, enquanto a soja apareceu com 5,6 ha em 2023. A aquicultura, ausente em 1985, surgiu com 1,1 ha. Na Guarapiranga, observou-se aumento da silvicultura (de 0,1 ha para 26,2 ha), soja (de 0 ha para 31,6 ha) e café (de 0 ha para 1,0 ha). A mineração, que ocupava 17,3 ha em 1985, chegou a 109,7 ha em 2023, com acréscimo de 92,4 ha.

O uso com lavouras temporárias teve crescimento relevante em Billings, de 161,3 ha para 757,9 ha (+596,6 ha); em Guarapiranga, de 326,7 ha para 1.227,1 ha (+900,4 ha). Por outro lado, áreas de formação campestre diminuíram drasticamente: em Billings, de 22,1 ha para 0 ha, e em Guarapiranga, de 55,0 ha para 6,3 ha (-48,7 ha).

Apesar dessas transformações, a formação florestal permaneceu como cobertura predominante. Em Billings, a vegetação nativa passou de 28.671,6 ha para 29.157,6 ha (+486,0 ha), enquanto em Guarapiranga, o aumento foi de 32.111,5 ha para 33.177,1 ha (+1.065,6 ha), sugerindo estabilidade ou até recuperação em partes mais periféricas das bacias.

Os gráficos de séries temporais em escala logarítmica ($\log_{1p}(x)$ = logaritmo natural +1) ilustram a evolução das diferentes classes de uso e cobertura do solo nas bacias hidrográficas dos reservatórios Billings e Guarapiranga entre os anos de 1985 e 2023.

Na bacia Billings, observa-se uma tendência clara de expansão da área urbanizada, que passou de aproximadamente 8,2 ($\log_{1p}$) em 1985 para cerca de 9,0 em 2023, mantendo-se estável nos anos seguintes. A formação florestal cresceu ligeiramente entre 1995 ($\log_{1p} \approx 10,22$) e 2005 ($\approx 10,28$), com oscilações. A classe pastagem teve queda acentuada, saindo de cerca de 5,9 em 1990 para 4,7 em 2015, com leve recuperação em 2022 ($\approx 5,0$). Já o uso do solo por silvicultura apresentou crescimento expressivo, saindo de valores inferiores a 1,0 em 1990 para aproximadamente 3,3 em 2022.

As classes outras lavouras temporárias e soja também cresceram após 2010, outras lavouras passaram de 4,7 em 2000 para cerca de 6,5 em 2022, enquanto soja

saltou de menos de 1,5 até 2015 para aproximadamente 2,0 em 2022. Por outro lado, o mosaico de usos apresentou redução contínua, de cerca de 9,4 em 1990 para 9,1 em 2022, assim como a formação campestre, que caiu bruscamente de aproximadamente 3 para 0 entre 1985 e 1990 e manteve-se nesse patamar. A classe “outras áreas não vegetadas” oscilou entre 5 e 5,7, com discreto aumento após 2015. As áreas de campo alagado e pantanoso, aquicultura e afloramento rochoso permaneceram estáveis ao longo do período, com a aquicultura aparecendo apenas após 2015, em torno de 0,6.

Na bacia Guarapiranga, padrões semelhantes foram observados (Fig. 15). A área urbanizada apresentou crescimento contínuo, partindo de 8 em 1985 e atingindo 9,0 em 2022. A formação florestal manteve-se elevada durante todo o período, com variações entre 10,37 e 10,41, indicando estabilidade com leve tendência de alta. O uso por silvicultura cresceu de forma constante, de cerca de 1,0 em 1990 para 3,3 em 2022. Em contrapartida, a pastagem caiu de aproximadamente 8,0 em 1990 para menos de 6,5 em 2022.

O uso agrícola também cresceu de forma consistente, outras lavouras temporárias passaram de 5,4 em 1990 para cerca de 7,0 em 2022; a soja variou de 0 em 1985 a 4 em 2023; e o café, introduzido apenas em 2015, alcançou 0,6 já em 2022. A classe mosaico de usos caiu de cerca de 10,0 em 1990 para 9,7 em 2023. As áreas de mineração cresceram entre 1990 ($\approx 3,5$) e 2010 ($\approx 4,5$), mantendo-se estáveis desde então. As áreas de campo alagado e pantanoso oscilaram entre 1,5 e 1,75, e as outras áreas não vegetadas variaram discretamente, entre 6,2 e 6,5 ao longo do tempo.

Em ambas as bacias (Fig. 3), observa-se uma reconfiguração do uso do solo ao longo do tempo, marcada pela expansão de áreas urbanas, silvicultura e agricultura

recente (soja e café), em detrimento de pastagens, mosaicos de usos e formações campestres.

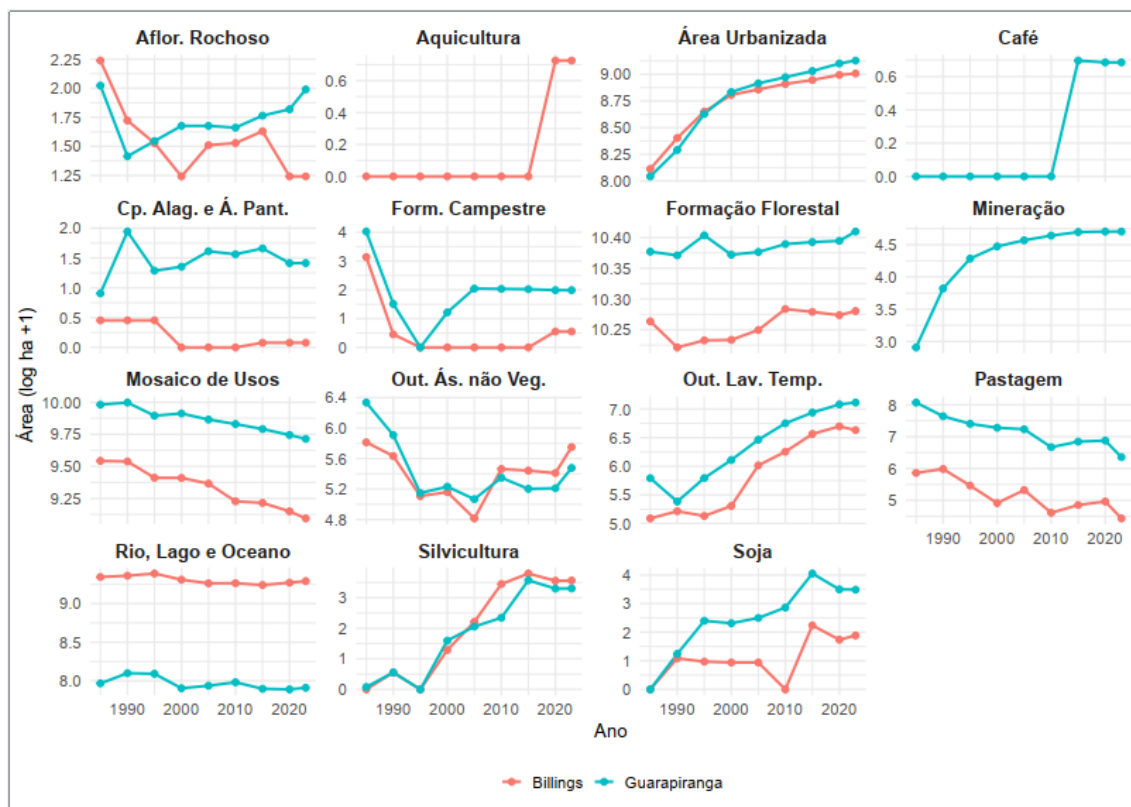


Figura 3 Distribuição temporal da área ocupada por diferentes classes de uso e cobertura do solo nas bacias hidrográficas Billings e Guarapiranga, expressa em escala logarítmica ($\log(ha + 1)$). Cada painel representa uma classe distinta de uso do solo, como “Formação Florestal”, “Área Urbanizada”, “Pastagem”, entre outras. As linhas conectando os pontos indicam a evolução da área ocupada por cada classe ao longo dos anos de 1985 a 2023. A cor vermelha representa os valores da bacia Billings, enquanto a cor azul representa os dados da bacia Guarapiranga. O eixo x mostra os anos de referência da série temporal; o eixo y apresenta a área em hectares transformada pela função $\log(ha + 1)$, utilizada para permitir melhor visualização de variações relativas entre classes com ordens de grandeza diferentes. Cada ponto representa a área registrada

para a respectiva classe em determinado ano. A legenda de cores no canto inferior direito indica a correspondência entre cor e bacia hidrográfica.

Nas bacias dos reservatórios Billings e Guarapiranga, a análise das taxas anuais de variação da área ocupada por diferentes classes de uso do solo revelou padrões distintos ao longo do período analisado (Fig. 4).

Na bacia de Billings, entre 1985 e 2023, as mudanças na taxa do uso e cobertura do solo apresentaram comportamentos variados conforme o tipo de cobertura analisado. (Tab. S3 e S4) A aquicultura esteve ausente até 2015, surgindo apenas no período mais recente (2020 a 2023), com uma expansão discreta de 0,36 hectares por ano. A silvicultura teve pequenas oscilações nas primeiras décadas, com crescimento entre 1985 e 1990 (0,15 ha/ano), queda entre 1990 e 2000, seguida de uma expansão significativa entre 2005 e 2010 (4,46 ha/ano). A partir de 2010, manteve-se estável em torno de 2,58 ha/ano, desacelerando para 0,11 ha/ano no período final. A soja apresentou crescimento contínuo e moderado, com valores baixos nas primeiras décadas e aumento mais consistente a partir de 2005, atingindo 1,67 ha/ano até 2020 e 0,30 ha/ano entre 2020 e 2023. O grupo "campo alagado e área pantanosa" teve variações mínimas, próximas de zero ao longo de todo o período. O afloramento rochoso também teve alterações discretas, com leve perda entre 1985 e 2000, seguida de uma estabilização positiva de até 0,10 ha/ano após 2010. A formação campestre apresentou uma queda significativa entre 1985 e 1990 (-4,30 ha/ano), mas foi se recuperando ao longo do tempo, chegando a uma taxa de crescimento modesta de 0,25 ha/ano no último triênio. As outras lavouras temporárias foram altamente variáveis, com perdas entre 1985 e 1990, crescimento acentuado entre 2000 e 2005 (41,66 ha/ano), estabilidade entre 2005 e 2020 e uma nova retração importante de -17,01 ha/ano entre 2020 e 2023.

As outras áreas não vegetadas registraram perdas significativas até 2000, com destaque para o período de 1990 a 1995 (-22,84 ha/ano), mantendo-se negativas até 2020 e registrando leve recuperação positiva no final do período (0,39 ha/ano). A pastagem expandiu-se no início (9,09 ha/ano entre 1985 e 1990), mas sofreu queda abrupta a partir de 1990, com leve recuperação entre 2010 e 2020 (5,55 ha/ano), voltando a cair (-19,31 ha/ano) no triênio seguinte. A área urbanizada cresceu de forma expressiva ao longo de todo o período, com taxas superiores a 224 ha/ano nas décadas de 1980 e 1990, reduzindo-se gradativamente, mas mantendo-se em crescimento, com 36,02 ha/ano entre 2020 e 2023. O grupo “rio, lago e oceano” mostrou comportamento variável, com expansão até 1995 (66,95 ha/ano), queda brusca até 2010 (chegando a -183,08 ha/ano), e recuperação expressiva no período final (71,54 ha/ano). O mosaico de usos teve perdas intensas, especialmente entre 1990 e 1995 (-330,84 ha/ano) e entre 2005 e 2010 (-302,31 ha/ano), com redução da intensidade, mas continuidade da perda até 2023. Por fim, a formação florestal sofreu desmatamento severo no período inicial (-237,60 ha/ano entre 1985 e 1990), seguido de uma recuperação progressiva até alcançar 196,19 ha/ano entre 2005 e 2010. Depois, voltou a apresentar perdas (-26,96 ha/ano entre 2010 e 2020), encerrando o período com uma nova retomada de crescimento (64,98 ha/ano entre 2020 e 2023).

Na bacia de Guarapiranga, entre 1985 e 2023, as mudanças na taxa do uso e cobertura do solo também apresentaram comportamentos variados conforme o tipo de cobertura analisado. A cultura do café esteve ausente até 2015, apresentando leve crescimento entre 2015 e 2020 (0,21 ha/ano) e uma discreta retração no triênio seguinte (-0,03 ha/ano). A soja teve variações modestas: começou com expansão gradual até 2010, atingindo 7,98 ha/ano entre 2010 e 2015, mas a partir daí sofreu retrações

consecutivas, com destaque para -4,89 ha/ano entre 2015 e 2020. A silvicultura apresentou comportamento irregular. Após um leve crescimento entre 1995 e 2000 (0,79 ha/ano), sofreu perdas acentuadas entre 2000 e 2020, especialmente entre 2010 e 2015 (-5,02 ha/ano), encerrando o período com uma queda menor (-0,25 ha/ano entre 2020 e 2023). As áreas de campo alagado e área pantanosa oscilaram ao longo do tempo, com perdas entre 1990 e 1995 (-0,67 ha/ano) e recuperação no período mais recente, chegando a 0,52 ha/ano entre 2020 e 2023. O afloramento rochoso teve comportamento estável, com variações pequenas e positivas ao longo do tempo, atingindo 0,38 ha/ano no último triênio. A mineração mostrou crescimento contínuo e gradual, passando de 5,48 ha/ano (1985–1990) para 7,00 ha/ano entre 2020 e 2023. Já a formação campestre apresentou queda significativa no início (-10,30 ha/ano entre 1985 e 1990), com relativa estabilidade nos anos seguintes, encerrando o período com uma leve redução de -0,26 ha/ano. As outras lavouras temporárias tiveram crescimento nos anos 1990 (22,12 ha/ano), com oscilações até 2015, quando começam a declinar novamente, chegando a -0,15 ha/ano no triênio final. As outras áreas não vegetadas mostraram perdas expressivas até o ano 2000 (cerca de -39 ha/ano), mas recuperaram-se parcialmente a partir de 2005, chegando a 18,69 ha/ano no período mais recente. As áreas de rios, lagos e oceanos cresceram inicialmente (81,38 ha/ano entre 1985 e 1990), mas apresentaram queda brusca a partir de 1995, com destaque para -111,79 ha/ano entre 1995 e 2000. Após estabilização, retornaram a taxas positivas a partir de 2020 (11,79 ha/ano). A área urbanizada apresentou crescimento expressivo e contínuo, com picos de até 320,33 ha/ano (1990–1995) e 254,24 ha/ano (1995–2000). A expansão manteve-se até 2023, com taxa de 84,57 ha/ano no triênio final. A pastagem sofreu perda significativa desde o início (-224,06 ha/ano entre 1985 e 1990), continuando em

queda até 2010. Houve uma breve recuperação entre 2010 e 2020, com destaque para 6,36 ha/ano (2015–2020), seguida de nova queda acentuada de -131,21 ha/ano no triênio seguinte. O mosaico de usos teve comportamento errático, com perdas severas entre 1990 e 1995 (-427,66 ha/ano), oscilações nas décadas seguintes e nova perda marcante entre 2020 e 2023 (-171,26 ha/ano). Por fim, a formação florestal teve forte retração inicial (-39,12 ha/ano entre 1985 e 1990), seguida de um crescimento notável entre 1990 e 1995 (211,93 ha/ano). No entanto, esse avanço foi revertido com uma grande perda entre 1995 e 2000 (-204,71 ha/ano). A partir de 2000, retomou-se o crescimento, com destaque para 83,32 ha/ano (2005–2010) e, mais recentemente, um novo impulso significativo de 166,21 ha/ano no período de 2020 a 2023.

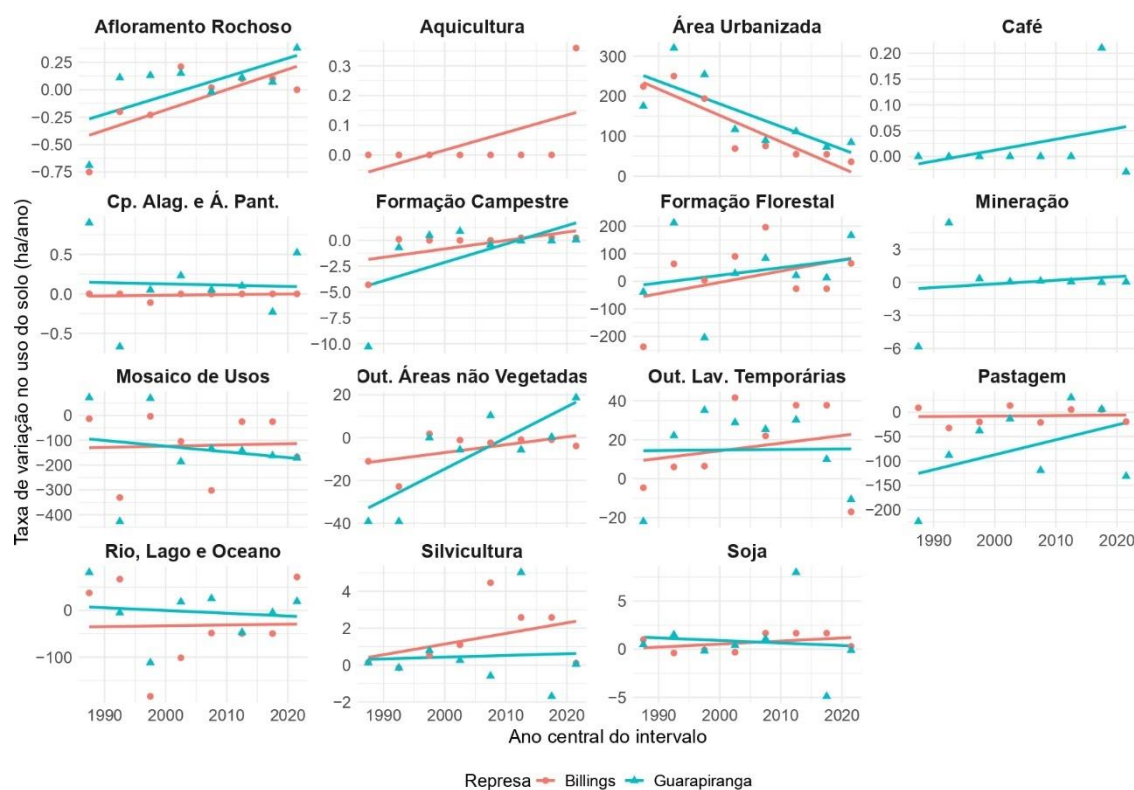


Figura 4 Taxa de variação no uso do solo (ha/ano) para diferentes classes temáticas nas bacias hidrográficas Billings e Guarapiranga, ao longo do período de 1985 a 2023. Cada

painel representa uma classe de uso do solo, com o eixo x indicando o ano central de cada intervalo analisado e o eixo y expressando a taxa de variação da área correspondente. As cores distinguem as bacias: Billings em vermelho e Guarapiranga em azul esverdeado. Os pontos representam os valores observados em cada período, enquanto as linhas correspondem às regressões lineares ajustadas para cada bacia, evidenciando a tendência temporal da variação. O gráfico permite comparar a dinâmica do uso do solo entre as bacias e identificar padrões de expansão ou retração das diferentes classes ao longo do tempo.

Estimativa de absorção de carbono pela vegetação

A análise da evolução da área de formação florestal entre os anos de 1985 e 2023 (Tab. 1) evidenciou trajetórias distintas para as bacias hidrográficas de Billings e Guarapiranga. Em Billings, a cobertura florestal partiu de 28.671,56 hectares em 1985, com variações negativas e positivas ao longo do período, totalizando 29.157,60 hectares em 2023. A maior expansão florestal ocorreu entre 2005 e 2010 (+980,94 ha), enquanto as maiores perdas ocorreram entre 1985 e 1990 (-1.188,02 ha) e 2010 e 2015 (-571,97 ha).

Na bacia de Guarapiranga, a formação florestal também apresentou oscilações. A área partiu de 32.111,54 hectares em 1985 e atingiu 33.177,08 hectares em 2023, com variações mais regulares. Destacam-se um ganho significativo entre 1990 e 1995 (+1.059,64 ha) e perdas entre 1995 e 2000 (-1.023,57 ha). O maior acréscimo recente ocorreu entre 2020 e 2023 (+498,63 ha).

Os resultados (Tab. 2) indicam que a bacia de Billings apresentou valores de absorção em diversos anos, com valores negativos entre 1990 e 1995 (-2.168,30 tonC/ano) e entre 2010 e 2015 (-571,97 tonC/ano), mas também picos de absorção

superiores a 3.000 tonC/ano entre 2005 e 2010 e de 1.134,33 tonC/ano no período final de 2020 a 2023. A bacia apresentou uma absorção média anual estimada de 49.164,98 toneladas de carbono por ano.

Na bacia de Guarapiranga, observou-se comportamento similar em intervalos como 1995 a 2000 (−2.495,05 tonC/ano) e entre 1985 e 1990 (−356,97 tonC/ano), contrastando com períodos de elevada absorção, como 1990 a 1995 (+2.219,33 tonC/ano) e 2020 a 2023 (+2.901,46 tonC/ano). A absorção média anual estimada foi de 56.622,88 toneladas de carbono por ano.

Tabela 1 Variação do uso do solo para cobertura florestal (hectares).

Bacia	Tipo	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
Billings	Formação Florestal (hectare)	28671,56	27483,54	27799,50	27819,93	28271,34	29252,28	29117,48	28962,66	29157,60
	Variação (hectare)	28671,56	-1188,02	315,96	20,43	451,41	980,94	-134,80	-154,82	194,94
Guarapiranga	Formação (hectare)	32111,54	31915,96	32975,59	31952,02	32092,93	32509,51	32614,18	32678,45	33177,08
	Variação (hectare)	32111,54	-195,58	1059,64	-1023,57	140,91	416,58	104,68	64,27	498,63

Tabela 2 Cálculo da absorção de carbono anual de ambos os reservatórios.

	Tempo (anos)	38	33	28	23	18	13	8	3	1	
	Absorção por (tonC/hectare/ano)	1,61064	1,82514	2,09442	2,43759	2,88162	3,46499	4,24305	5,29604	5,81887	Total tonC/ano
Billings	Absorção (tonC/ano)	46179,55	-2168,3	661,75	49,80	1300,81	3398,94	-571,97	-819,93	1134,33	49164,98
Guarapiranga	Absorção (tonC/ano)	51720,12	-356,97	2219,33	-2495,1	406,04	1443,43	444,15	340,35	2901,46	56622,88

Para a bacia de Billings (Tab. 3), a emissão anual média foi estimada em 84.830 toneladas de carbono (tC/ano), enquanto a captação média foi de 49.164,98 tC/ano, resultando em um saldo negativo de 35.665,02 tC/ano. Já na bacia de Guarapiranga, o cenário foi oposto. A emissão anual média foi de 21.783 tC/ano, enquanto a captação foi estimada em 56.622,88 tC/ano, resultando em um saldo positivo de 34.839,88 tC/ano.

Tabela 3 Valores de emissão, captação e saldo (tC/ano) estimadas para as represas Billings e Guarapiranga.

Represa	Emissão	Captação	Saldo
Billings	84.830	49.164,98	-35.665,02
Guarapiranga	21.783	56.622,88	34.839,88

Identificação de áreas para restauração

A análise do uso e cobertura do solo nas bacias hidrográficas (Fig. 5), revela um padrão marcado pela fragmentação florestal e pela presença de usos antrópicos, como pastagens, agricultura e áreas urbanizadas. As formações florestais remanescentes concentram-se na parte sul das bacias hidrográficas, enquanto parte da paisagem apresenta cobertura convertida, especialmente nas porções norte das bacias. Nessas regiões, onde a vegetação nativa foi substituída por usos de maior impacto, concentram-se as áreas identificados como potenciais para restauração ecológica, sobrepostos ao uso atual do solo. A presença dessas áreas representa oportunidades estratégicas para reconversão do uso do solo, com potencial de aumento da captação de carbono e de recuperação de processos ecológicos essenciais.

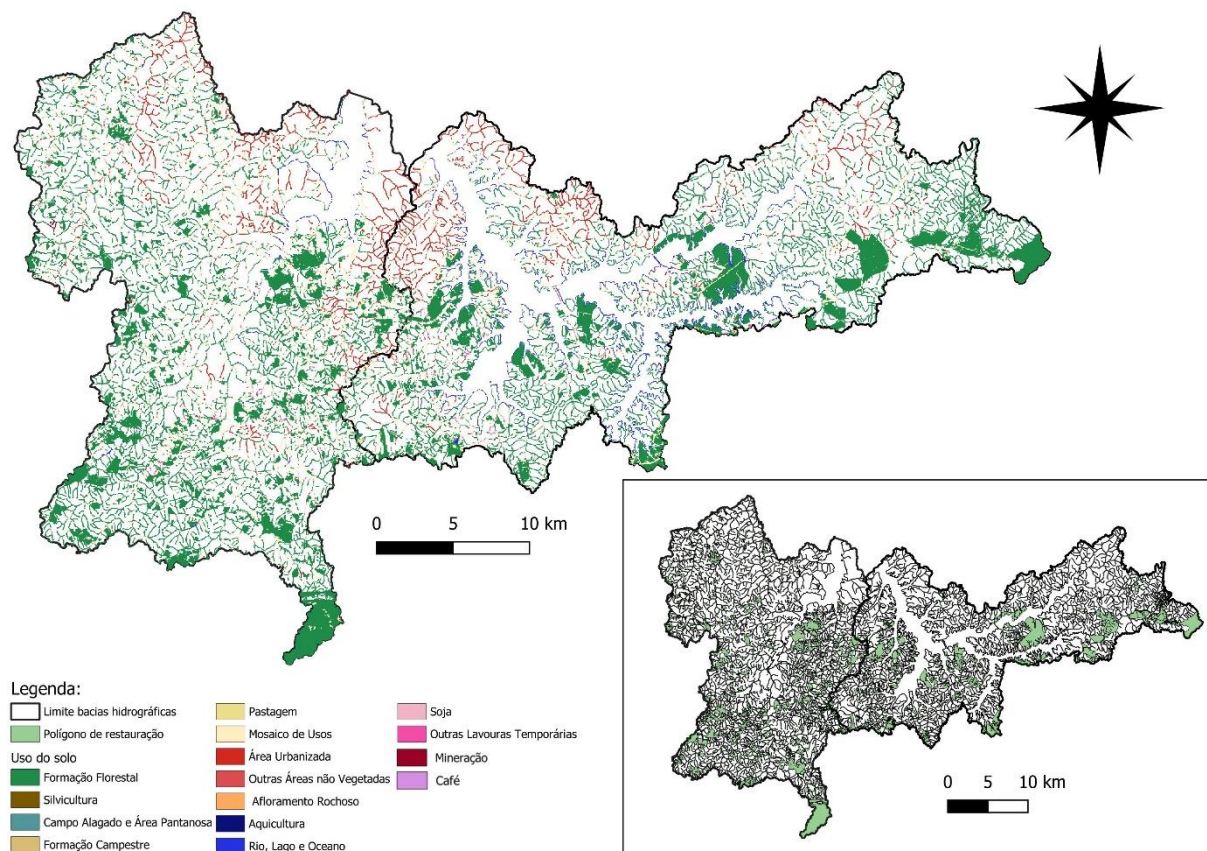


Figura 5 Mapa recortado de uso e cobertura do solo no ano de 2023, com base em dados do MapBiomas (*raster*), recortado pelo shapefile gerado pelo autor contendo áreas selecionadas como prioritárias para restauração ecológica. O mapa principal (acima) apresenta as classes de uso do solo dentro dos limites definidos pelo shapefile vetorial (abaixo à direita), incluindo formações florestais, áreas agrícolas, silvicultura, áreas urbanas, corpos hídricos, entre outros. As áreas em verde claro (abaixo a direita) representam o polígono de restauração, delimitado a partir de critérios estabelecidos neste estudo para identificar fragmentos com alto potencial de recomposição da vegetação nativa.

A análise das áreas selecionadas para restauração indicou um total de 2.285,05 hectares passíveis de intervenção na bacia hidrográfica de Billings e 3.592,21 hectares na bacia de Guarapiranga. As maiores extensões identificadas concentram-se nas classes

mosaico de usos (2.048,76 ha em Billings e 3.322,59 ha em Guarapiranga), pastagem (14,19 ha e 42,79 ha, respectivamente) e outras áreas não vegetadas. Também foram incluídas áreas com uso atual como silvicultura, outras lavouras temporárias, afloramentos rochosos e pequenos trechos de aquicultura, soja e campo alagado, desde que compatíveis com critérios ecológicos de elegibilidade em campo (Tab. 4). Esses resultados (Tab. 4) refletem a predominância de áreas antrópicas e fragmentadas no interior das bacias, oferecendo potencial relevante para ações de restauração ecológica voltadas à recuperação da vegetação nativa e ao aumento da captação de carbono.

Tabela 4 Área por tipo de uso do solo nas bacias hidrográficas de Billings e Guarapiranga (em hectares), com destaque para áreas passíveis de restauração. Os valores representam a soma total da área ocupada por cada tipo de uso do solo em cada bacia. As células destacadas em verde indicam as categorias de uso consideradas com potencial de restauração florestal, totalizadas na última linha (“Soma restauração”). A cor branca indica usos não incluídos no cálculo de restauração, como corpos d’água, áreas urbanizadas ou vegetação nativa já estabelecida. A última linha apresenta o somatório das áreas com potencial de restauração em cada bacia, totalizando 2.285,1 ha em Billings e 3.592,2 ha em Guarapiranga.

Tipo	Billings	Guarapiranga
Formação Campestre	0,0	0,6
Café	0,0	1,0
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,0	1,0
Mineração	0,0	21,8
Afloramento Rochoso	0,7	3,0

Soja	0,7	3,5
Aquicultura	0,7	0,0
Silvicultura	4,4	3,6
Pastagem	14,2	42,8
Outras Áreas não Vegetadas	67,9	36,6
Outras Lavouras Temporárias	150,6	186,3
Rio, Lago e Oceano	1170,1	176,4
Área Urbanizada	1238,7	1232,6
Mosaico de Usos	2047,9	3322,9
Formação Florestal	10711,7	12419,8
Soma restauração	2285,1	3592,2

O gráfico apresenta a projeção do carbono acumulado ao longo de 100 anos nas bacias hidrográficas de Billings e Guarapiranga, considerando três cenários: emissões anuais, captação sem reflorestamento e captação com reflorestamento.

Na bacia de Billings, observa-se que as emissões acumuladas (linha vermelha) superam amplamente os valores de captação, tanto com quanto sem reflorestamento. Ao final de 100 anos, a emissão totaliza aproximadamente 8,5 milhões de toneladas de carbono (tC), enquanto a captação sem reflorestamento acumula cerca de 2,5 milhões tC e, com reflorestamento, cerca de 3 milhões tC. A captação com reflorestamento (linha azul) apresenta crescimento constante e mais elevado do que a captação sem intervenção (linha verde), indicando ganho adicional de carbono sequestrado ao longo

do tempo. Ainda assim, o desbalanço entre emissão e captação permanece elevado ao final do período.

Na bacia de Guarapiranga, o comportamento é inverso. A captação com reflorestamento acumula a maior quantidade de carbono, alcançando aproximadamente 3,3 milhões tC após 100 anos, ultrapassando significativamente os valores de emissão, que somam cerca de 2,2 milhões tC. A curva da captação sem reflorestamento também se mantém acima da linha de emissão ao longo de todo o período, com acúmulo de cerca de 2,7 milhões tC. Isso demonstra um potencial mais efetivo de neutralização das emissões nesta bacia, sobretudo com a adoção de estratégias de restauração florestal.

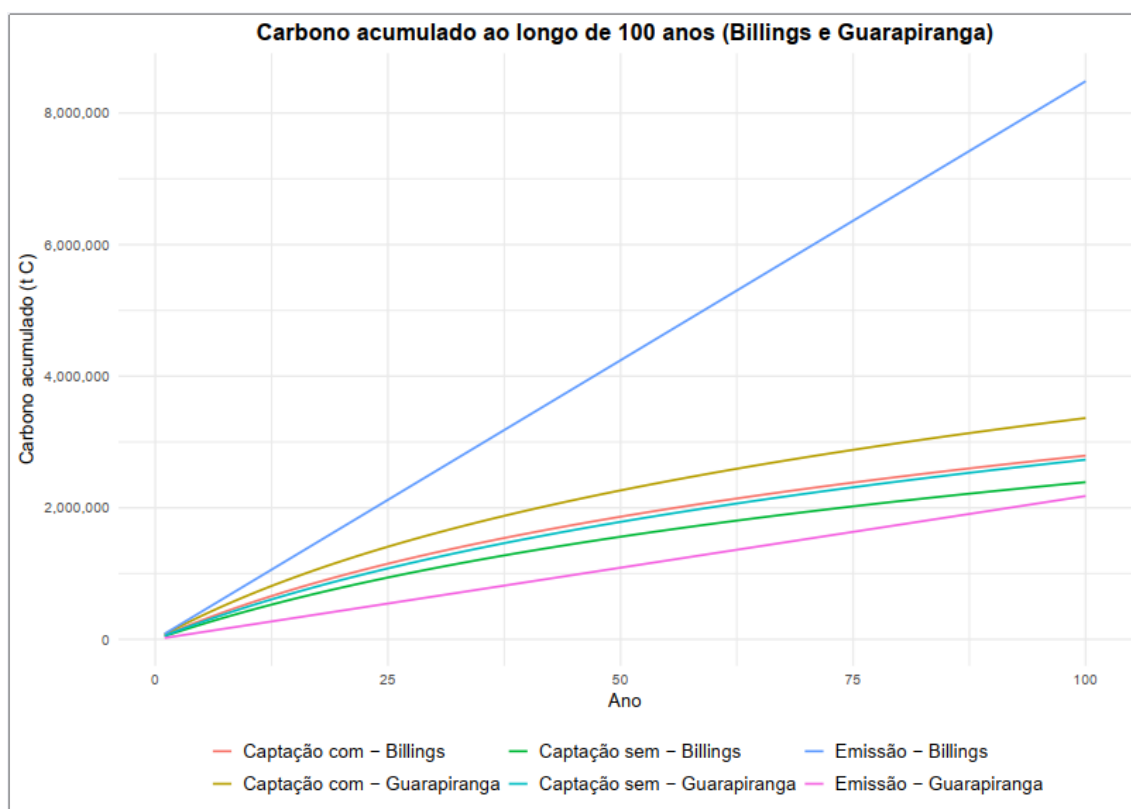


Figura 6 Gráfico de linhas representando o carbono acumulado (tC) ao longo de 100 anos nas bacias hidrográficas Billings e Guarapiranga. O eixo x indica o tempo (anos) e o eixo y representa o carbono acumulado em toneladas de carbono (tC). As linhas

coloridas distinguem os diferentes cenários: captação com intervenção (vermelho para Billings e dourado para Guarapiranga), captação sem intervenção (verde para Billings e azul claro para Guarapiranga) e emissão estimada (azul escuro para Billings e rosa para Guarapiranga).

Na bacia Billings, a emissão anual (Fig. 7) se mantém constante em torno de 84.830 tC/ano e supera as taxas de captação ao longo de todo o período de 100 anos. Mesmo com o reflorestamento, a captação inicia em patamar elevado, mas diminui gradualmente e não chega a compensar as emissões. Já na bacia Guarapiranga, a captação com reflorestamento inicia acima da taxa de emissão (21.783 tC/ano) e cruza a linha de equilíbrio por volta do ano 65, mantendo-se superior até o fim. No cenário sem reflorestamento, o cruzamento ocorre por volta do ano 45, indicando que ambas as estratégias seriam eficazes para reverter o saldo de carbono ao longo do tempo.

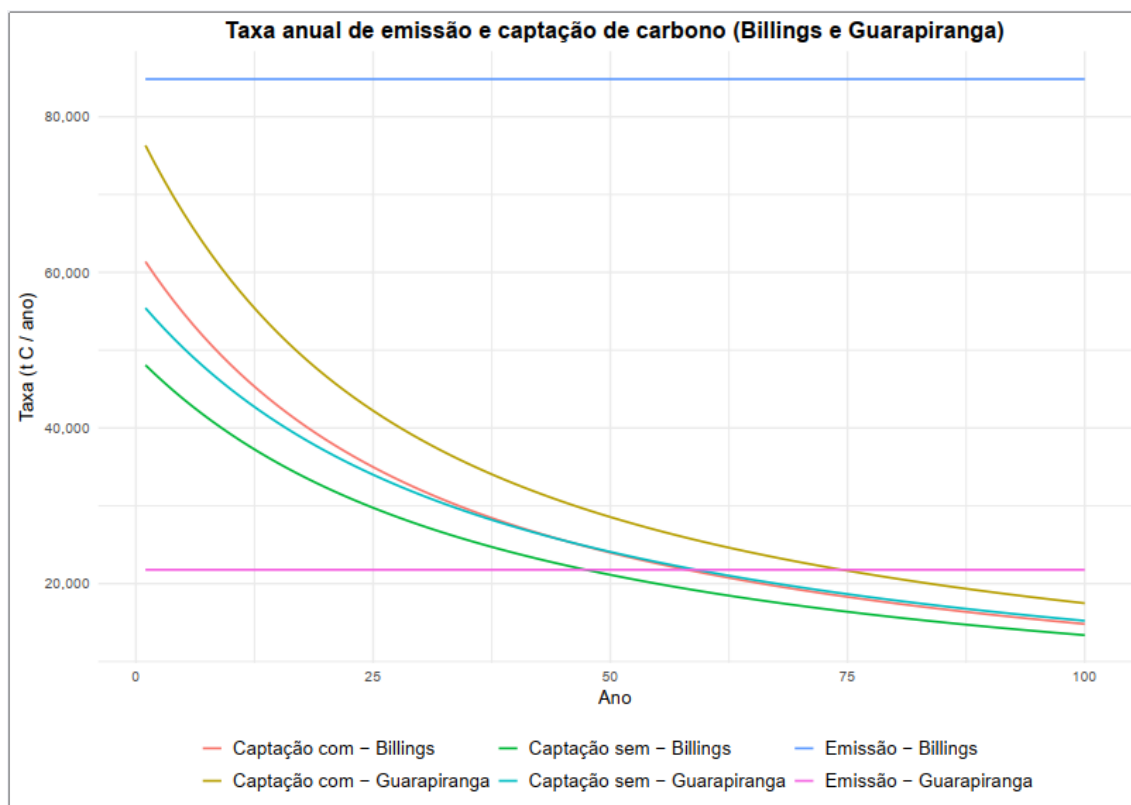


Figura 7 Gráfico de linhas representando a taxa anual de emissão e captação de carbono (tC/ano) ao longo de 100 anos nas bacias hidrográficas Billings e Guarapiranga. O eixo x indica o tempo (anos) e o eixo y representa a taxa anual de carbono. As linhas correspondem aos diferentes cenários: captação com intervenção (vermelho para Billings e dourado para Guarapiranga), captação sem intervenção (verde para Billings e azul claro para Guarapiranga) e emissão anual estimada (azul escuro para Billings e rosa para Guarapiranga).

DISCUSSÃO

A análise das emissões líquidas de gases de efeito estufa (GEE) dos reservatórios Billings e Guarapiranga revelou resultados preocupantes, situando-se ambos acima da média global identificada no banco de dados do G-res Tool. Sendo que este valor para Billings e Guarapiranga, ambas estão acima da média global de emissão de reservatórios no banco de dados do g-res que compõe 4.786 reservatórios, e também na emissão difusiva de CH₄ se mostra acima da média de emissão com o total de 6.053 reservatórios. Esses achados são particularmente relevantes, uma vez que evidenciam o impacto significativo das atividades humanas e dos processos naturais que ocorrem nas bacias hidrográficas estudadas. Em Billings, a emissão anual líquida, tendo predominância em metano (CH₄), reflete um cenário crítico e superior ao esperado em termos de impacto climático, corroborando estudos anteriores que destacam a importância do CH₄ nas emissões de reservatórios (Deemer et al., 2016; Prairie et al., 2021).

Em Guarapiranga, embora o volume total de emissões estimado (21.783 tCO₂e/ano) seja inferior ao observado em outras bacias, a expressiva participação do metano (CH₄) no balanço de gases de efeito estufa exige atenção redobrada. Essa

predominância do CH_4 é coerente com o que se observa em reservatórios tropicais, nos quais a combinação de altas temperaturas, alta carga orgânica e condições anóxicas nos sedimentos favorece a metanogênese (Filonchyk et al., 2024; Prairie et al., 2018). Diferente do CO_2 , cujas emissões em reservatórios muitas vezes refletem apenas uma mudança de local de liberação (por exemplo, da respiração do solo para a superfície da água), o CH_4 gerado nesses ambientes decorre de processos novos e específicos do sistema represado, como a decomposição anóxica de matéria orgânica submersa, configurando, portanto, uma fonte líquida adicional de gases de efeito estufa à atmosfera (Prairie et al., 2018).

O potencial de aquecimento global do CH_4 é 23 vezes superior ao do CO_2 , o que, mesmo em menores quantidades absolutas, representa uma contribuição significativa ao forçamento radiativo (Filonchyk et al., 2024). Essa realidade se intensifica em reservatórios rasos, com baixa renovação hídrica, nos quais os processos de ebulição e difusão contribuem para a liberação direta do metano à atmosfera, muitas vezes antes que ele seja oxidado na coluna d'água (Prairie et al., 2018). Esses processos evidenciam a importância de considerar o histórico de uso do solo anterior ao represamento, o alagamento de áreas florestais ou com solos ricos em matéria orgânica tende a gerar maiores emissões de GEE, diferentemente de áreas previamente úmidas ou degradadas.

A análise do impacto climático dos reservatórios deve, portanto, considerar não apenas as emissões brutas, mas o saldo líquido entre o que era emitido anteriormente no ambiente terrestre e o que passa a ser liberado após o represamento (Prairie et al., 2018). Em reservatórios antigos, como os da Europa, esse impacto pode declinar com o tempo, já em sistemas tropicais e mais recentes, como Guarapiranga, o pico de emissões pode ser mais persistente devido ao constante aporte de material orgânico urbano e agrícola.

Comparativamente, embora o setor energético global seja o maior responsável por emissões de GEE (38,1%) (Filonchyk et al., 2024; Lamb et al., 2021), reservatórios tropicais podem ter densidades de emissão por área superiores outras fontes, especialmente quando considerados em escalas locais e regionais (Prairie et al., 2018). Essa constatação reforça a necessidade de incorporar reservatórios artificiais nos inventários nacionais e nas estratégias de mitigação, particularmente em países tropicais com uso intensivo de hidrelétricas.

Embora frequentemente promovida como uma fonte de energia limpa e renovável, a geração de eletricidade a partir de reservatórios hidrelétricos apresenta significativa contribuição para as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Estimativas globais indicam que os reservatórios são responsáveis por aproximadamente 0,38 Pg CO₂eq por ano, dos quais 68,4% são atribuídos a usinas hidrelétricas, com uma intensidade de carbono mediana de 63,0 kg CO₂eq/MWh valor inferior ao de fontes fósseis, mas superior ao de outras fontes renováveis, como solar, eólica e nuclear (Li; He, 2022). Essa intensidade varia amplamente em função da profundidade e do nível trófico dos reservatórios, sendo os sistemas rasos e eutrofizados os principais emissores de metano (CH₄), gás com elevado potencial de aquecimento global. Mais de 70% do impacto climático desses reservatórios decorre das emissões de CH₄, sobretudo em regiões tropicais (Li; He, 2022). Resultados semelhantes já haviam sido apontados por (Rosa; Schaeffer, [S.d.]), que demonstraram que, dependendo do volume de biomassa alagada e das condições de decomposição, as emissões de CH₄ de hidrelétricas tropicais podem, em certos contextos, rivalizar com as emissões de CO₂ de termoeletricas movidas a combustíveis fósseis. Projeções recentes indicam que, com a adição de reservatórios planejados ou em construção, a intensidade de carbono pode aumentar

para 131,5 kg CO₂eq/MWh, ultrapassando a meta da Agenda 2030 das Nações Unidas, que estabelece um teto de 80 kg CO₂eq/MWh para energia de baixo carbono (Li; He, 2022). Tais evidências reforçam a necessidade de estratégias de mitigação como remoção de lodo, controle de nutrientes e um planejamento mais criterioso na implantação de novas barragens, de modo a compatibilizar a expansão hidrelétrica com os objetivos climáticos globais (Li; He, 2022).

A variação temporal do uso e cobertura do solo nas bacias demonstrou uma clara tendência de expansão urbana, especialmente pronunciada nas áreas próximas ao reservatório Billings. Tal expansão urbana está frequentemente associada ao aumento das pressões antrópicas, intensificando os processos de degradação ambiental e elevando potencialmente as emissões de GEE locais (Flammini et al., 2022). Por outro lado, a análise revelou também uma importante presença de áreas florestadas que, embora fragmentadas, ainda desempenham papel essencial no sequestro de carbono e na manutenção da biodiversidade regional. As taxas anuais de variação da cobertura vegetal indicam um comportamento dinâmico, com períodos alternados de regeneração e perda florestal. Esses padrões ressaltam a importância de políticas efetivas de conservação e restauração, especialmente considerando que áreas florestadas maduras têm maior capacidade de absorção de carbono (Pyles et al., 2022).

Scherer e Pfister (2016) reavaliaram a pegada de carbono biogênico da energia hidrelétrica em escala global, aplicando modelos estatísticos a dados de aproximadamente 1.500 usinas, responsáveis por 43% da geração mundial em 2009. Os autores estimaram uma média de 273 kg CO₂e/MWh, o que resulta em emissões anuais de até 970 milhões de toneladas de CO₂ equivalente, considerando a alocação das emissões entre os diferentes usos dos reservatórios. As emissões variam amplamente

entre usinas, sendo mais elevadas em regiões tropicais e em reservatórios com alta razão área/energia. Apesar de inferiores às de fontes fósseis sem captura de carbono, os resultados indicam que a hidreletricidade tem impacto climático maior do que o anteriormente estimado, exigindo avaliações caso a caso (Scherer; Pfister, 2016).

No contexto da estimativa do balanço de carbono, os resultados são contrastantes entre as bacias. Billings apresentou saldo negativo significativo, indicando que a situação atual de absorção não é suficiente para neutralizar as emissões. Já Guarapiranga demonstrou saldo positivo, destacando um cenário mais favorável onde as ações de manejo e restauração podem ser mais eficazes na compensação das emissões totais.

As projeções futuras de carbono acumulado confirmam o potencial expressivo das estratégias de restauração, especialmente em Guarapiranga, onde o reflorestamento poderia resultar em uma neutralização efetiva das emissões no longo prazo. Em Billings, porém, fica evidente a necessidade de intervenções mais amplas e integradas, incluindo estratégias de redução de emissões diretas associadas às atividades urbanas e industriais.

Esses resultados reforçam a necessidade urgente de integrar políticas públicas, gestão territorial eficiente e estratégias climáticas naturais no planejamento ambiental regional. Considerando a relevância estratégica dos reservatórios estudados para o abastecimento hídrico e a sustentabilidade da Região Metropolitana de São Paulo, é fundamental investir em ações de conservação e restauração ecológica que possam efetivamente mitigar os impactos das mudanças climáticas e promover maior equilíbrio ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, Clayton Alcarde; STAPE, Jose Luiz; SENTELHAS, Paulo Cesar. Köppen's climate classification map for Brazil. *[S.d.]*.
- ANDERSON, Christa M. *et al.* Natural climate solutions are not enough. **Science**, v. 363, n. 6430, p. 933–934, mar. 2019.
- BARROS, Nathan *et al.* Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. **Nature Geoscience**, v. 4, n. 9, p. 593–596, set. 2011.
- Base de Downloads.** Disponível em:
<<https://consultapublica.car.gov.br/publico/estados/downloads>>. Acesso em: 17 jun. 2025.
- BERTASSOLI, Dailson J. *et al.* How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. **Science Advances**, v. 7, n. 26, p. eabe1470, 25 jun. 2021.
- COHEN-SHACHAM, Emmanuelle *et al.* Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. **Environmental Science & Policy**, v. 98, p. 20–29, ago. 2019.
- DEEMER, Bridget R. *et al.* Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. **BioScience**, v. 66, n. 11, p. 949–964, 1 nov. 2016.
- DOS SANTOS, Marco Aurelio *et al.* Pre-existing greenhouse gas emissions from Brazilian hydropower reservoirs. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 4, p. 541–553, out. 2019.
- FILONCHYK, Mikalai *et al.* Greenhouse gases emissions and global climate change: Examining the influence of CO₂, CH₄, and N₂O. **Science of The Total Environment**, v. 935, p. 173359, jul. 2024.
- FLAMMINI, Alessandro *et al.* Emissions of greenhouse gases from energy use in agriculture, forestry and fisheries: 1970–2019. **Earth System Science Data**, v. 14, n. 2, p. 811–821, 22 fev. 2022.
- GRISCOM, Bronson W. *et al.* Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 31 out. 2017.
- GRISCOM, Bronson W. *et al.* National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, p. 20190126, 16 mar. 2020.
- JAGER, Henriette I. *et al.* Understanding How Reservoir Operations Influence Methane Emissions: A Conceptual Model. **Water**, v. 15, n. 23, p. 4112, 27 nov. 2023.
- LAFORTEZZA, Raffaele *et al.* Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. **Environmental Research**, v. 165, p. 431–441, ago. 2018.

LAMB, William F. *et al.* A review of trends and drivers of greenhouse gas emissions by sector from 1990 to 2018. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 7, p. 073005, 1 jul. 2021.

LI, Mingxu; HE, Nianpeng. Carbon intensity of global existing and future hydropower reservoirs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 162, p. 112433, jul. 2022.

LINKHORST, Annika. **Greenhouse gas emission from tropical reservoirs: Spatial and temporal dynamics (PhD thesis)**. [S.l.]: Acta Universitatis Upsaliensis, 2019. v. 2051

MANDER, Ülo *et al.* Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. **Biogeochemistry**, v. 167, n. 4, p. 523–543, 8 dez. 2023.

NESSHÖVER, Carsten *et al.* The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. **Science of The Total Environment**, v. 579, p. 1215–1227, fev. 2017.

Portal de Dados Abertos. Disponível em: <<https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/unidadesdeconservacao>>. Acesso em: 17 jun. 2025.

PRAIRIE, Yves T. *et al.* Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs: What Does the Atmosphere See? **Ecosystems**, v. 21, n. 5, p. 1058–1071, ago. 2018.

PRAIRIE, Yves T. *et al.* A new modelling framework to assess biogenic GHG emissions from reservoirs: The G-res tool. **Environmental Modelling & Software**, v. 143, p. 105117, set. 2021.

PYLES, Marcela Venelli *et al.* Human impacts as the main driver of tropical forest carbon. **Science Advances**, v. 8, n. 24, p. eabl7968, 17 jun. 2022.

RAUPP, I.; COSTA, F. Hydropower expansion planning in Brazil - Environmental improvements. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 152, p. 111623, dez. 2021.

RODRIGUEZ, Maricela; CASPER, Peter. Greenhouse gas emissions from a semi-arid tropical reservoir in northeastern Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 7, p. 1901–1912, out. 2018.

ROSA, Luiz Pingueili; SCHAEFFER, Roberto. The case of emissions from dams. [S.d.].

SANTOS, Marco Aurélio Dos. A Review of Greenhouse Gas Emissions by Hydropower Reservoirs. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 11, n. 09, p. 203–215, 2023.

SCHERER, Laura; PFISTER, Stephan. Hydropower's Biogenic Carbon Footprint. **PLOS ONE**, v. 11, n. 9, p. e0161947, 14 set. 2016.

Shapefiles. CBH-AT, [S.d.]. Disponível em: <<https://comiteat.sp.gov.br/abacia/shapefiles/>>. Acesso em: 30 jun. 2025

SOTERRONI, Aline C. *et al.* Nature-based solutions are critical for putting Brazil on track towards net-zero emissions by 2050. **Global Change Biology**, v. 29, n. 24, p. 7085–7101, dez. 2023.

SOUZA, Carlos M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.

VELASCO, Erik *et al.* Does urban vegetation enhance carbon sequestration? **Landscape and Urban Planning**, v. 148, p. 99–107, abr. 2016.

VIVIANE MOSCHINI-CARLOS, Marcelo Pompêo. **Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas**. [S.l.]: Instituto de Biociências - USP, 2020.

ZEIDE, Boris. Analysis of Growth Equations. **Forest Science**, v. 39, n. 3, p. 594–616, 1 ago. 1993.

CONCLUSÃO GERAL

Este estudo evidenciou que os reservatórios Billings e Guarapiranga, localizados na Região Metropolitana de São Paulo, apresentam dinâmicas contrastantes em relação ao balanço de emissões de gases de efeito estufa (GEE). Enquanto Billings registrou um saldo líquido negativo, com emissões superiores à capacidade de sequestro de carbono pela vegetação das bacias, Guarapiranga demonstrou potencial para alcançar e manter o balanço neutro, especialmente com a adoção de estratégias de restauração florestal.

As soluções climáticas naturais (SCN) mostraram-se ferramentas promissoras para mitigar as emissões líquidas de reservatórios tropicais, principalmente em áreas com fragmentação florestal e passivos ambientais identificados. A integração entre sensoriamento remoto, modelagem espacial e dados empíricos possibilitou identificar 5.877,26 hectares com potencial de restauração ecológica nas duas bacias, reforçando o papel estratégico da vegetação secundária na compensação de emissões.

Apesar das limitações associadas à modelagem indireta e à ausência de medições em campo, os resultados apresentados contribuem para ampliar o conhecimento sobre o impacto climático dos reservatórios tropicais e sobre o potencial das SCN como mecanismos efetivos de mitigação. A inclusão das emissões de reservatórios nos inventários de GEE e o fortalecimento de políticas públicas voltadas à restauração florestal são medidas fundamentais para compatibilizar a segurança hídrica com os compromissos climáticos assumidos pelo Brasil.

MATERIAL SUPLEMENTAR

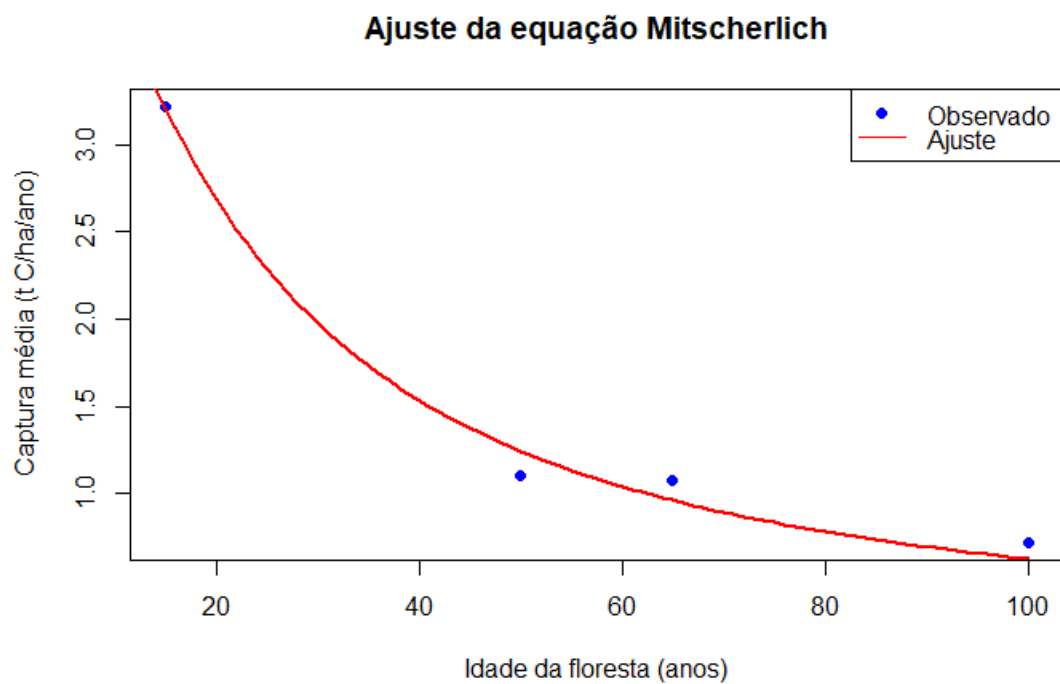


Figura S1 Gráfico da curva de incremento da Captura média (t C/ha/ano) em função da idade da floresta (em anos). Os pontos representam os valores observados e a linha representa a equação 1 ajustada.

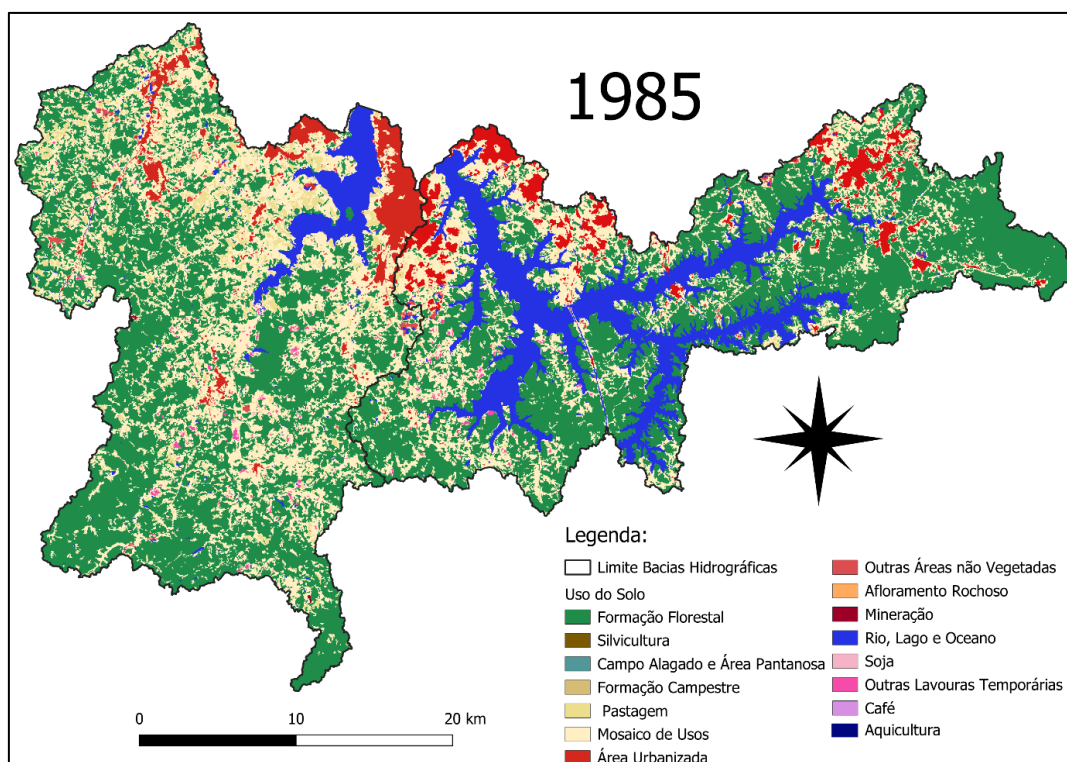


Figura S2 Legenda de todas ao final.

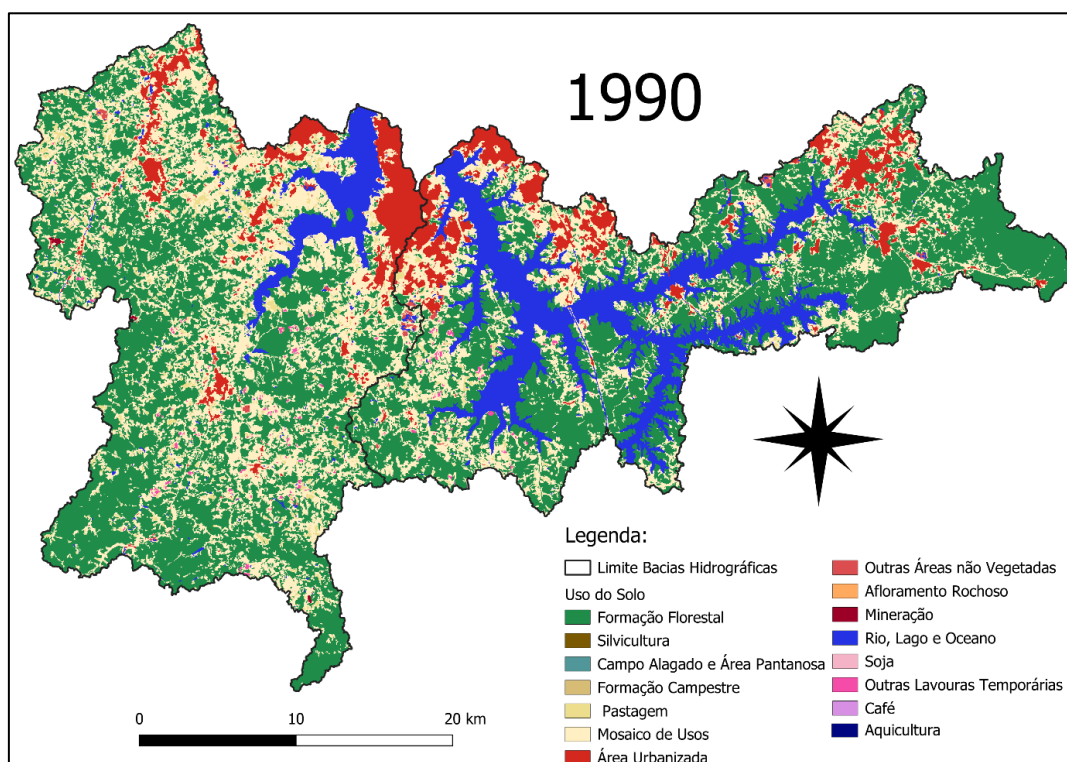


Figura S3 Legenda de todas ao final.

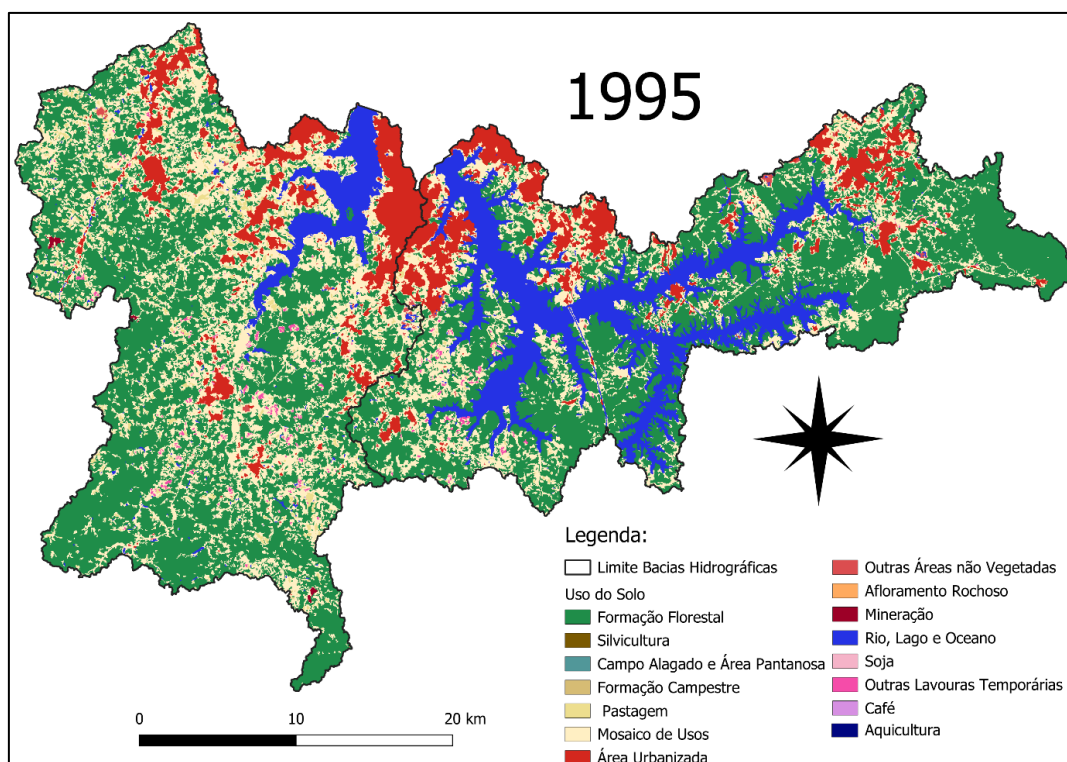


Figura S4 Legenda de todas ao final.

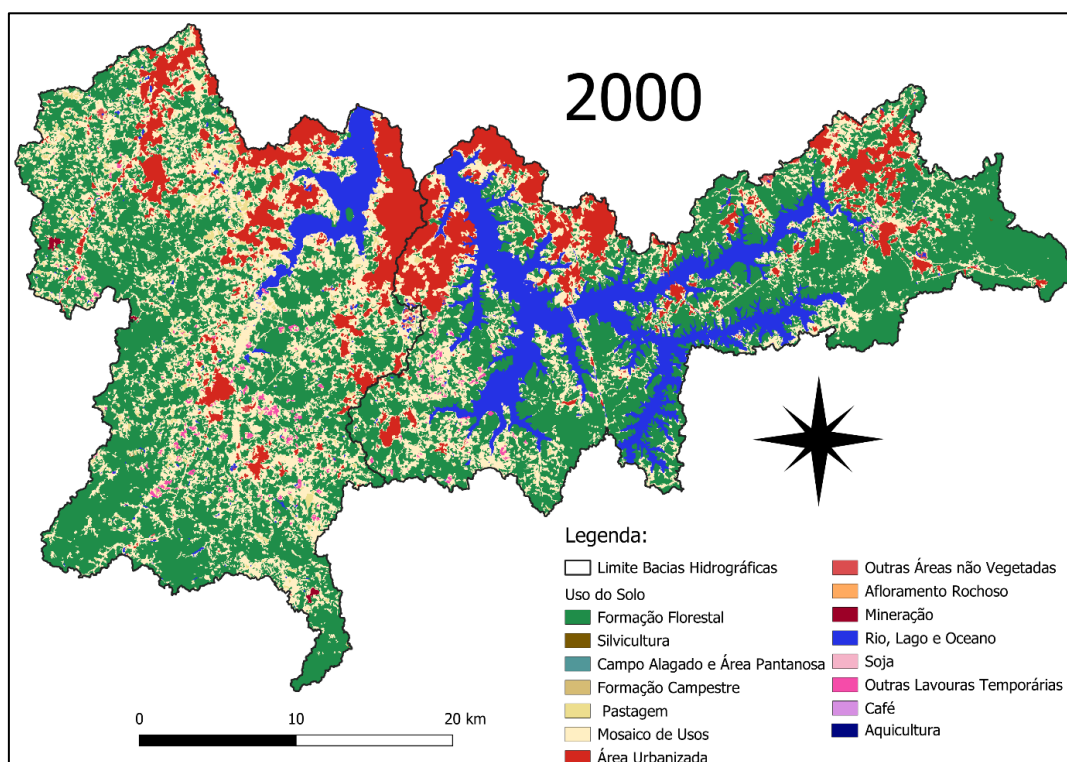


Figura S5 Legenda de todas ao final.

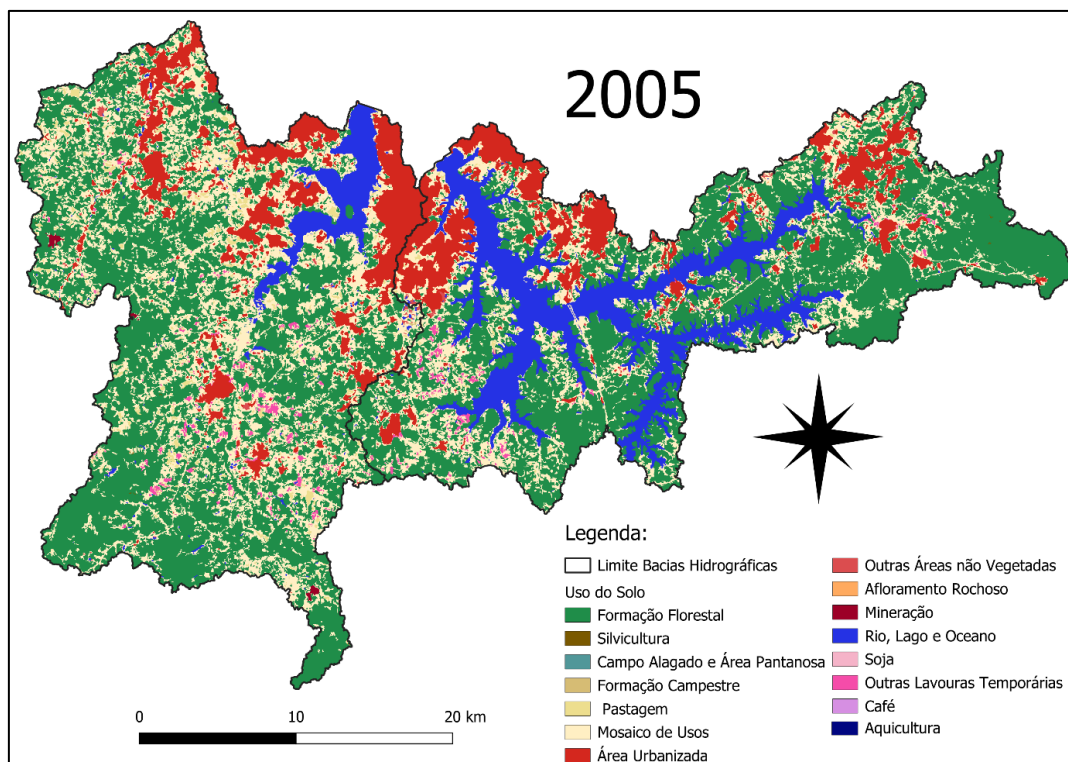


Figura S6 Legenda de todas ao final.

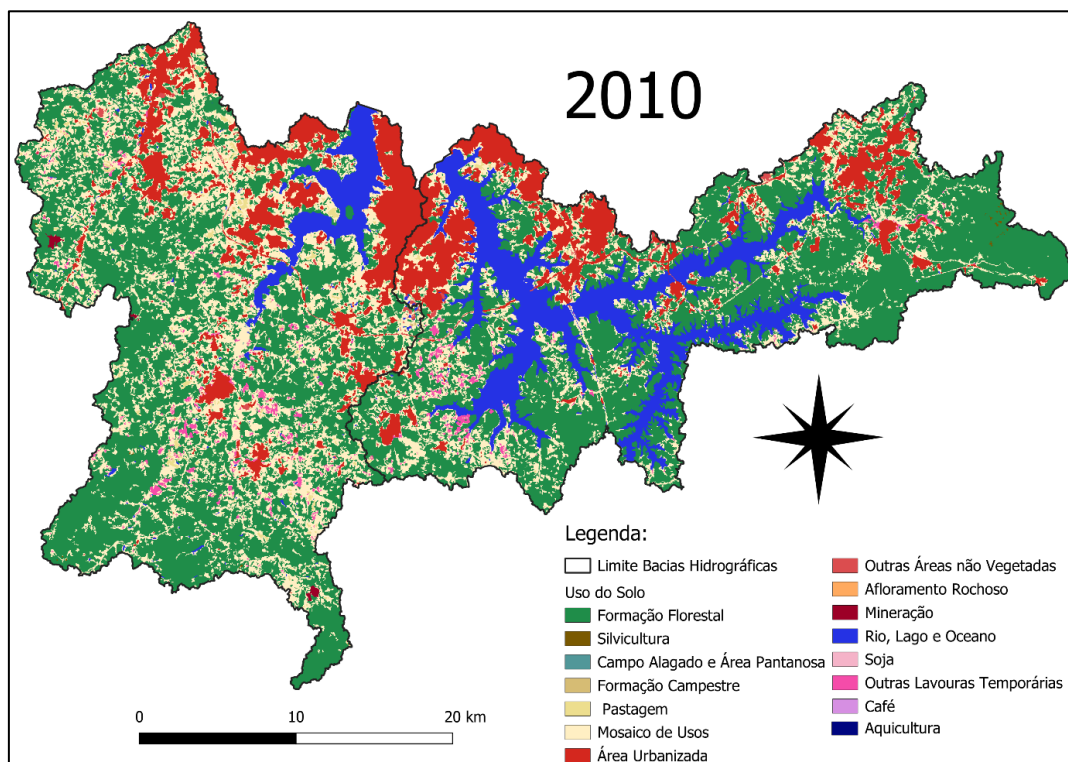


Figura S7 Legenda de todas ao final.

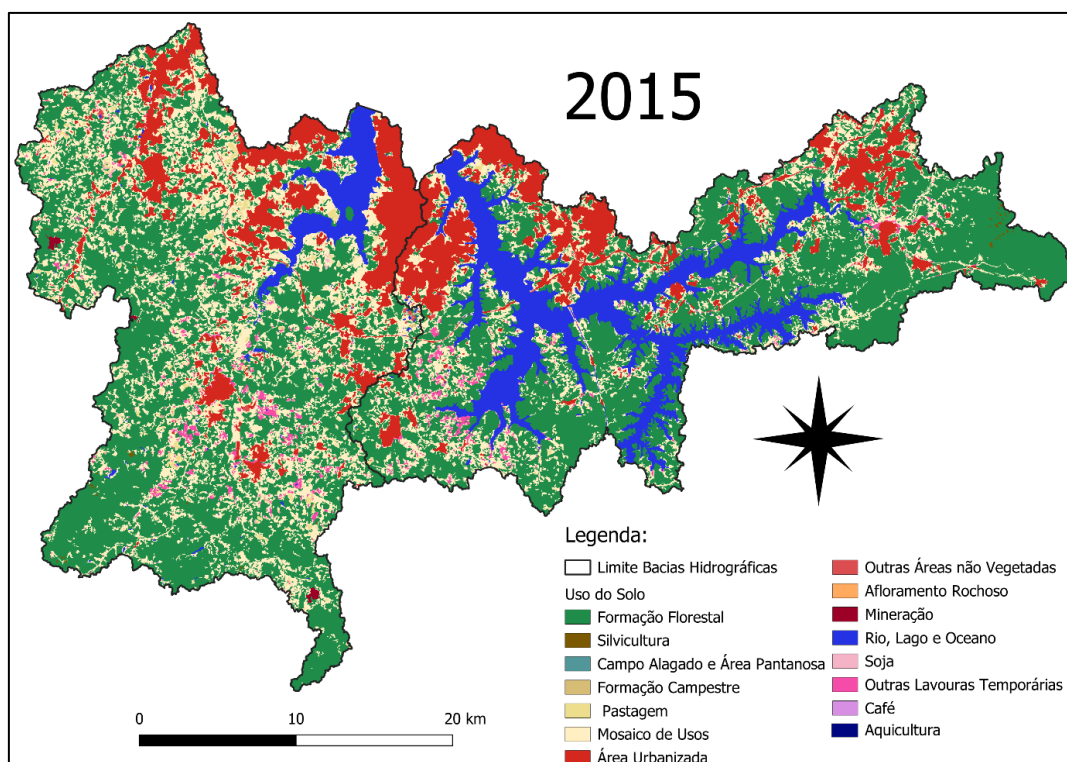


Figura S8 Legenda de todas ao final.

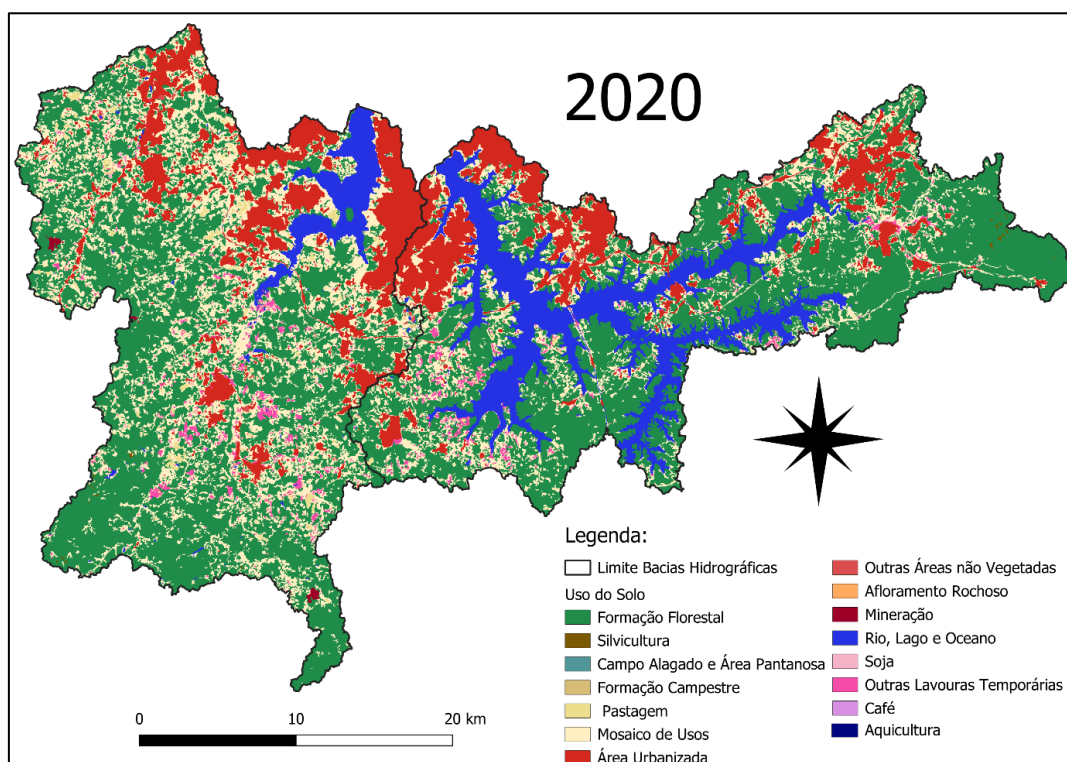


Figura S9 Legenda de todas ao final.

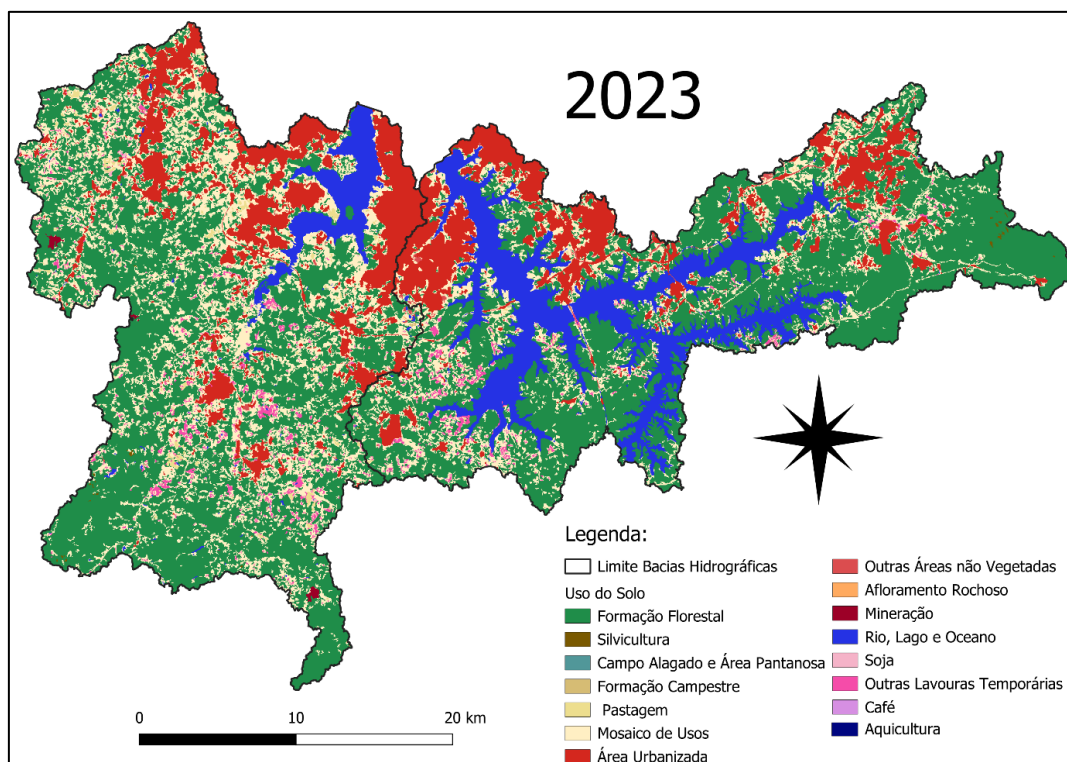


Figura S2 à Figura S10. Mapa de uso e cobertura do solo no ano de 1985 ao ano de 2023, nas bacias hidrográficas delimitadas por contorno preto. As diferentes classes de uso do solo estão representadas por cores distintas conforme as legendas. A formação florestal (verde escuro) predomina nas porções sul e oeste da área, enquanto áreas urbanizadas (vermelho vivo) concentram-se principalmente nas margens dos corpos hídricos (azul), representando os reservatórios e rios da região. A classe de pastagem (bege) apresenta ampla distribuição, fragmentando a vegetação nativa. Outras classes mapeadas incluem silvicultura (verde oliva), campo alagado e área pantanosa (azul claro), formação campestre (amarelo), mosaico de usos (rosa), áreas não vegetadas (salmão), afloramento rochoso (laranja), mineração (roxo), soja (verde claro), outras lavouras temporárias (marrom claro), café (marrom escuro) e aquicultura (azul escuro). As escalas gráficas indicam distância em quilômetros, e as rosas dos ventos orientam a localização espacial do mapa.

Tabela S1 Variação uso do solo Billings ao longo dos anos (hectares)

Tipo	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
Aquicultura	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
Silvicultura	0,0	0,7	0,0	2,6	8,1	30,4	43,3	34,0	34,3
Soja	0,0	2,0	1,6	1,6	1,6	0,0	8,4	4,7	5,6
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,6	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Afloramento Rochoso	8,4	4,6	3,6	2,5	3,5	3,6	4,1	2,5	2,5
Formação Campestre	22,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
Outras Lavouras Temporárias	161,3	138,1	168,4	200,8	409,1	519,0	707,7	809,0	757,9
Outras Áreas não Vegetadas	333,7	278,5	164,3	173,0	122,3	234,7	229,9	222,8	313,3
Pastagem	350,3	395,8	234,5	135,0	203,8	99,3	127,0	141,9	83,9
Área Urbanizada	3336,3	4458,4	5709,7	6679,7	7025,2	7403,0	7677,6	8055,2	8163,3
Rio, Lago e Oceano	11448,3	11635,8	11970,5	11055,1	10548,2	10562,4	10315,0	10639,3	10854,0
Mosaico de Usos	13944,5	13878,5	12224,3	12206,7	11683,8	10172,3	10046,5	9405,0	8902,7
Formação Florestal	28671,6	27483,5	27799,5	27819,9	28271,3	29252,3	29117,5	28962,7	29157,6

Tabela S2 Variação uso do solo Guarapiranga ao longo dos anos (hectares)

Tipo	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
Café	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	1,0
Soja	0,0	2,5	10,0	9,1	11,1	16,5	56,4	32,0	31,6
Silvicultura	0,1	0,7	0,0	3,9	6,8	9,4	34,5	26,1	26,2
Campo Alagado e Área Pantanosa	1,5	6,0	2,6	2,9	4,0	3,8	4,3	3,1	4,7
Afloramento Rochoso	6,6	3,1	3,7	4,3	4,3	4,3	4,8	5,2	6,3
Mineração	17,3	44,7	71,6	86,6	95,4	102,7	108,5	109,3	109,3
Formação Campestre	55,0	3,5	0,0	2,4	6,7	6,6	6,6	6,3	6,3
Outras Lavouras Temporárias	326,7	216,7	327,3	449,2	640,8	853,4	1029,6	1188,3	1227,1
Outras Áreas não Vegetadas	563,0	367,1	171,1	186,1	157,7	209,3	180,8	182,1	238,2
Rio, Lago e Oceano	2883,0	3289,9	3264,8	2705,9	2797,2	2924,1	2688,6	2666,6	2724,1
Área Urbanizada	3109,7	3986,0	5587,6	6858,8	7443,8	7883,2	8351,4	8960,2	9213,9
Pastagem	3200,7	2080,4	1640,6	1450,1	1382,4	787,0	937,0	968,8	575,2

Mosaico de Usos	21618,8	21977,3	19839,0	20182,5	19250,5	18584,0	17877,2	17066,4	16552,6
Formação Florestal	32111,5	31916,0	32975,6	31952,0	32092,9	32509,5	32614,2	32678,5	33177,1

Tabela S3 Taxa de variação uso do solo Guarapiranga ao longo dos anos (hectares)

Tipo	1985 to 1990	1990 to 1995	1995 to 2000	2000 to 2005	2005 to 2010	2010 to 2015	2015 to 2020	2020 to 2023
Aquicultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36
Silvicultura	0,15	-0,15	0,53	1,10	4,46	2,58	2,58	0,11
Soja	0,39	-0,07	-0,02	0,00	-0,31	1,67	1,67	0,30
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,00	0,00	-0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Afloramento Rochoso	-0,75	-0,20	-0,23	0,21	0,02	0,10	0,10	0,00
Formação Campestre	-4,30	-0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Outras Lavouras Temporárias	-4,64	6,05	6,48	41,66	21,99	37,74	37,74	-17,01
Outras Áreas não Vegetadas	-11,04	-22,84	1,76	-10,14	22,48	-0,97	-0,97	30,19
Pastagem	9,09	-32,26	-19,89	13,75	-20,91	5,55	5,55	-19,31
Área Urbanizada	224,41	250,27	194,00	69,10	75,55	54,92	54,92	36,02
Rio, Lago e Oceano	37,49	66,95	-183,08	-101,39	2,84	-49,47	-49,47	71,54
Mosaico de Usos	-13,19	-330,84	-3,53	-104,58	-302,31	-25,16	-25,16	-167,43
Formação Florestal	-237,60	63,19	4,09	90,28	196,19	-26,96	-26,96	64,98

Tabela S4 Taxa de variação uso do solo Guarapiranga ao longo dos anos (hectares)

Tipo	1985 to 1990	1990 to 1995	1995 to 2000	2000 to 2005	2005 to 2010	2010 to 2015	2015 to 2020	2020 to 2023
Café	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	-0,03
Soja	0,49	1,51	-0,18	0,41	1,07	7,98	-4,89	-0,11
Silvicultura	0,13	-0,15	0,79	0,57	0,52	5,02	-1,69	0,05
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,90	-0,67	0,05	0,23	-0,05	0,10	-0,23	0,52
Afloramento Rochoso	-0,69	0,11	0,13	0,00	-0,02	0,11	0,07	0,38
Mineração	5,48	5,38	3,02	1,75	1,46	1,16	0,15	0,03
Formação Campestre	-10,30	-0,70	0,48	0,87	-0,02	-0,02	-0,05	0,00
Outras Lavouras Temporárias	-22,00	22,12	24,38	38,33	42,51	35,23	31,74	12,95
Outras Áreas não Vegetadas	-39,18	-39,20	3,00	-5,67	10,31	-5,69	0,26	18,69
Rio, Lago e Oceano	81,38	-5,02	-111,79	18,26	25,39	-47,10	-4,41	19,18
Área Urbanizada	175,25	320,33	254,24	116,99	87,89	93,63	121,78	84,57
Pastagem	-224,06	-87,97	-38,08	-13,54	-119,09	30,00	6,36	-131,21
Mosaico de Usos	71,71	-427,66	68,69	-186,39	-133,30	-141,37	-162,15	-171,26
Formação Florestal	-39,12	211,93	-204,71	28,18	83,32	20,94	12,85	166,21