

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

ADRIANA CASTILHO COSTA RIBEIRO DE DEUS

**EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA  
(SP) POR MEIO DE LONGA SÉRIE TEMPORAL E HISTÓRICO DE  
MORTANDADES DE PEIXES NA BACIA DO GUARAPIRANGA: A  
IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO AMBIENTAL**

SÃO CARLOS -SP  
2024

ADRIANA CASTILHO COSTA RIBEIRO DE DEUS

EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA  
(SP) POR MEIO DE LONGA SÉRIE TEMPORAL E HISTÓRICO DE MORTANDADES  
DE PEIXES NA BACIA DO GUARAPIRANGA: A IMPORTÂNCIA DO  
MONITORAMENTO AMBIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de Mestra em Ecologia e Recursos Naturais.

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Dalva Maria da Silva Matos

Co-orientadora: Dr.<sup>a</sup> Iara da Costa Souza

São Carlos-SP





[2024]

# UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

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

---

## Folha de Aprovação

---

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Adriana Castilho Costa Ribeiro de Deus, realizada em 14/03/2024.

### Comissão Julgadora:

Profª. Drª. Dalva Maria da Silva Matos (UFSCar)

Profª. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Hugo Henrique Lanzi Saulino (EELGCBL)

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

A meus pais, *in memoriam*, incentivadores incansáveis; a meu marido e minhas filhas, família amada que me apoia e ampara, dedico este trabalho.

## AGRADECIMENTO

Agradeço à Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), pelo vínculo, e à oportunidade de ampliar horizontes e ganhar conhecimento;

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Dalva Matos, minha orientadora, por ter me acolhido no programa, aceitando meu projeto, acompanhando as dificuldades enfrentadas durante o tempo do trabalho;

À Dr.<sup>a</sup> Iara Costa, minha co-orientadora, pelos muitos papos e direcionamentos;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) e às pessoas que nele atuam, coordenação e docentes das disciplinas que cursei ao longo do mestrado, pelo acolhimento;

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação, principalmente à Beatriz França, que sempre me ajudou;

À Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB – que autorizou minha capacitação, liberando-me para cursar as disciplinas, pelo custeio dos trabalhos de campo, pelo compromisso com a atualização técnica do corpo funcional;

A meus amigos e colegas da CETESB, que sempre estiveram prontos e dispostos a me auxiliar no que fosse necessário;

À Dr.<sup>a</sup> Marta Lamparelli, pelos conselhos, orientações e porta aberta a qualquer momento,

À Dr.<sup>a</sup>. Helena Watanabe, por me ajudar com o cálculo do IET Lamparelli, suas planilhas mágicas e a muitas conversas sobre as nuances dos índices;

À M.<sup>a</sup>. Denise Amazonas, pela revisão de texto cuidadosa e atenciosa;

Ao incrível “time do Fito”, Dr.<sup>a</sup>. Maria do Carmo Carvalho, M.<sup>a</sup>. Denise Amazonas e M.<sup>a</sup>. Luciana Lerche, que amolei vezes sem conta;

À Dr.<sup>a</sup>. Mônica Kuhlmann, pela ajuda, conselhos e orientações, ao Dr Hélio Imbimbo, pela revisão de texto e aconselhamento e aos dois pelos BOs com o Word...;

À colega Lilian Barrella Peres, que conseguiu esclarecer uma data que não se encontrava em local algum;

A meus colegas Emerson Alves e Carlos Coimbra pelo apoio incondicional nas coletas, mesmo parecendo que estávamos a -15°C;

À colega Beatriz Ruiz, por me ajudar a encontrar dados em meio a tantos produzidos pela CETESB, sempre com presteza e paciência;

Ao colega Renan Lourenço Silva, sempre aberto às impossibilidades das coletas com um sorriso;

À colega M<sup>a</sup>. Margot Terada, pela orientação em meio a tantos documentos antigos, referências e citações;

Ao Dr. Guilherme Casoni da Rocha pelas revisões nos textos;

A minha irmã, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup>. Alessandra Castilho Ferreira da Costa, pelas orientações linguísticas;

A meu marido João Alfredo e minhas filhas Paula e Júlia, pela paciência e amor;

A Deus, por tudo.

*Que é a vossa vida? Sois, simplesmente, como a neblina que aparece por algum tempo e logo se dissipa<sup>1</sup>*

*E tudo quanto fizerdes, fazei-o de todo o coração, como para o Senhor e não para homens<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Tiago 4:14

<sup>2</sup>Colossenses 3:23

## RESUMO

A ameaça aos ecossistemas aquáticos é global e tende a piorar com o agravamento das mudanças climáticas. O monitoramento e a avaliação permanente de ecossistemas aquáticos são necessários. A utilização de índices é indicada no monitoramento, pois eles sintetizam a complexidade técnica do resultado das variáveis e traduzem esses resultados em classes de qualidade. O Índice do Estado Trófico (IET) e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) foram aplicados a uma longa série de dados no monitoramento do Reservatório Guarapiranga, um reservatório urbano, localizado no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil, que sofre com ocupação urbana em seu entorno e aporte de efluentes sanitários. A avaliação da série temporal de 1978 a 2021 com esses índices mostrou piora na condição trófica e de preservação da vida aquática na área do reservatório. Os resultados mostraram que os dois índices são indicados para aplicação em uma rede básica em ambientes subtropicais, aptos a indicar locais para aprimoramento do monitoramento e sensíveis às alterações ambientais. O levantamento das mortandades de peixes atendidas pela CETESB na bacia do reservatório Guarapiranga, localizado na Região Metropolitana de São Paulo, de 1983 a 2021 indicou alterações na qualidade da bacia tanto espacial quanto temporalmente. No período avaliado foram levantadas 49 ocorrências de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga. A perda de qualidade dos ecossistemas aquáticos causada pela ocupação urbana sem planejamento ficou refletida no alto número de mortandades nas décadas de 80 e 90. Como receptor das águas da bacia, o reservatório Guarapiranga concentrou também o resultado dessa expansão na área de drenagem da bacia, apresentando intensa eutrofização, florações de cianobactérias e os efeitos da aplicação de algicidas ao longo dos anos. As informações geradas no acompanhamento das mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga mostraram que esse indicador ecológico é capaz de fornecer informações importantes em relação à alteração da qualidade da água e do meio socioambiental.

**Palavras-chave:** Ecossistema-aquático. Eutrofização. Monitoramento. Índice-do-Estado-Trófico. Índice-de-Proteção-da-Vida-Aquática. Fósforo. Clorofila. Mortandade. Peixes. Algicida. Floração-de-cianobactérias.

## ABSTRACT

The threat to aquatic ecosystems is global and will only get worse with climate change. Continuous monitoring and assessment of aquatic ecosystems is necessary. The use of indices is recommended for monitoring, as they summarize the technical complexity of the results of the variables and translate these results into quality classes. The Trophic State Index (TSI) and the Aquatic Life Protection Index (API) were applied to a long data series to monitor the Guarapiranga Reservoir, an urban reservoir in the state of São Paulo, southeastern Brazil, which suffers from urban settlement in its surroundings and the discharge of domestic wastewater. The evaluation of the time series from 1978 to 2021 with these indices showed a deterioration in the trophic status and conservation of aquatic life in the reservoir and in one of the tributaries. The results showed that the two indices are suitable for application in a baseline network in subtropical environments. They are able to indicate locations for improved monitoring and are sensitive to environmental changes. The study conducted by CETESB of fish kill occurrences in the Guarapiranga reservoir catchment in the metropolitan region of São Paulo from 1983 to 2021 showed both spatial and temporal changes in the quality of the catchment. During the period studied, 49 cases of fish kills were reported in the Guarapiranga catchment. The loss of aquatic ecosystem quality due to unplanned colonization was reflected in the high number of fish kills in the 1980s and 1990s. The Guarapiranga Reservoir, which receives water from the basin, also concentrated the result of this expansion of the basin's catchment area and over the years exhibited severe eutrophication, cyanobacteria blooms and the effects of algaecide application. The information obtained from the monitoring of fish mortality in the Guarapiranga basin has shown that this ecological indicator can provide important information on changes in water quality and the socio-ecological environment.

**Keyword:** Aquatic-ecosystem. Eutrophication. Monitoring. Trophic-State-Index. Aquatic-Life-Protection-Index. Phosphorus. Chlorophyll. Fish-kill. Fish. Algaecide. Cyanobacteria-bloom.

## **LISTA DE SIGLAS**

APRM Guarapiranga – Área de Proteção e Recuperação da Guarapiranga  
DAE – Departamento de Água e Esgoto  
CBH-Alto Tietê – Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê  
CEPA – Comissão Especial para o Planejamento das Obras de Abastecimento e Distribuição de Água da Capital  
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo  
COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos  
EMAE – Empresa Metropolitana de Águas e Energia  
HCH – Hexaclorociclohexano  
IET – Índice de Estado Trófico  
IQA – Índice de Qualidade das Águas  
IPCMA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática  
IVA – Índice de Proteção da Vida Aquática  
OD - Oxigênio dissolvido  
PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente  
RMSP - Região Metropolitana de São Paulo  
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Construção da represa pelo barramento do rio Guarapiranga (Embu Guaçu). Fonte: Souza, Edgard Egydio História da Light Primeiros 50 Anos. 2 ed. ....	13
Figura 2 - Anúncios publicados no jornal O Estado de São Paulo divulgando uso recreacional (1: Rowing/remo, 1918 e 2: Clube de campo, 1937) e comercialização de terreno no entorno (3: Terreno..., 1924).....	15
Figura 3 - Evolução das áreas urbanizadas no município de São Paulo. A: áreas urbanizadas até 1914; B: áreas urbanizadas até 1962; C: áreas urbanizadas até 2002. Modificado de: Prefeitura de São Paulo, Histórico Demográfico do Mun de São Paulo (São Paulo 2009) .....	16
Figura 4 - Localização do Reservatório Guarapiranga no Estado de São Paulo. Fonte: Google Earth.	17
Figura 5 - Artigo publicado no jornal O Estado de São Paulo relatando o problema na qualidade e de redução no abastecimento de água na região sul de São Paulo. (Algas provocam falta de água, 1989) .....	19
Figura 6 - Evolução da ocupação de uso do solo de 1985 a 2021, com progressão da mancha urbana sobre a área da bacia hidrográfica do Guarapiranga. Fonte: MapBiomas – Coleção 71 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 03.06.2023 através do link: [https://mapbiomas.org].....	20
Figura 7 - Evolução da utilização de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga. Elaborado a partir de dados de: CETESB 1983; Lamparelli et al 2000; CETESB 2004 – 2012; SABESP 2016; 2017; 2018; 2019; 2021; 2022.....	22
Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem no reservatório Guarapiranga. Fonte: Google Earth .....	26
Figura 9 - Fotografias dos pontos de amostragem no reservatório Guarapiranga. Fonte: CETESB Interáguas, 2001. ....	27

## SUMÁRIO

Capítulo I.....	13
Introdução Geral .....	13
1.1 Construção de um reservatório .....	13
1.2 A Cidade e a represa .....	14
1.3 Ecossistema Aquático do reservatório Guarapiranga.....	17
1.4 Monitoramento no Estado de São Paulo .....	24
2. Objetivos.....	28
Capítulo II.....	29
Capítulo III .....	55
Considerações Finais .....	81
3.Referências (Capítulo I) .....	83
ANEXO 1.....	89
ANEXO 2.....	91

## Capítulo I

### Introdução Geral

#### 1.1 Construção de um reservatório

No início do século 20, a cidade de São Paulo apresentou intenso crescimento com a expansão da industrialização impulsionada pela riqueza obtida na atividade cafeeira (Soares, 2021). O censo demográfico realizado em 1900 registrou o rápido crescimento da população no período de dez anos, saltando de 65.000 em 1890 para 240.000 habitantes em 1900 (Prefeitura de São Paulo, 2009). O crescimento da população e a rápida industrialização levaram a uma demanda energética que levou à construção da Represa Guarapiranga, inicialmente chamada de Represa de Santo Amaro, cuja construção começou em 1906 (Figura 1), pela Companhia “The São Paulo Tramway, Light and Power Co”, por meio do barramento do rio Guarapiranga, também conhecido como Embu-Guaçu (SABESP 2021, 25 de setembro, EMAE 2023). Além do principal afluente, os rios Lavra, Santa Rita, Embu-Mirim e outros 17 córregos de menor extensão são afluentes da represa (CETESB, 2003). Juntamente com a produção energética, o sistema Guarapiranga tinha o objetivo de regular a vazão dos rios Tietê e Pinheiros, de forma a aumentar a capacidade de geração da antiga usina Parnaíba (Zorzal-Almeida et al 2017).



Figura 1- Construção da represa pelo barramento do rio Guarapiranga (Embu Guaçu). Fonte: Souza, Edgard Egydio História da Light Primeiros 50 Anos. 2 ed.

Em 1928, por meio de um convênio firmado entre a “Light” e o Governo do Estado (Queiroz 1964) e com a implantação da estação de tratamento de água Theodoro Augusto Ramos, a represa tornou-se, na época, a principal fonte para abastecimento público do Município de São Paulo (Whately & Cunha 2006). Um novo convênio foi celebrado entre o Governo do Estado e a “Light” em 1958, em que a represa deixou de ter, para o sistema produtor de energia elétrica, a função primitiva (Queiroz 1964). O acordo autorizou o Departamento de Águas e Esgotos (DAE) a aumentar o volume de água derivado para abastecimento da população em até  $9,5\text{m}^3/\text{s}$ . Em 1962 foi criada, no DAE, a comissão especial para o planejamento das obras de abastecimento e distribuição de água da capital (CEPA). Nessa época, foi elaborado um plano de reforço para a ampliação da capacidade do Guarapiranga, com a reversão das águas de rios localizados na vertente marítima (Queiroz 1964). Campos & Matos (1971) consideraram que essa era uma obra de vulto, prevendo a captação a reversão dos rios Capivari, Monos e Juquiá para o Guarapiranga.

Documentos internos recuperados pelo Departamento de Recursos Hídricos da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) apontam que a entrada em operação da primeira fase do bombeamento ocorreu em 1970 (Peres 2024). Campos & Matos (1971) registraram a construção de uma barragem que possibilitava um reforço provisório e quase imediato para o reservatório e as plantas do artigo possuem data de 1970. A Estação de Água Bruta Capivari entrou em operação em 1978 e a plena operação com três motores do bombeamento só se deu nos anos 1980 (Peres 2024).

## **1.2 A Cidade e a represa**

Em 1937, Paranhos previu que haveria um grande número de habitações em volta da represa no futuro e que deveriam ser implementadas ações para defesa do manancial. De fato, o represamento do Guarapiranga resultou em um dos lugares mais belos e aprazíveis de São Paulo, gerando muito interesse imobiliário antes mesmo do final da construção da represa (Jorge 2020). Silva (2022) aponta que durante as primeiras décadas após o enchimento da represa, a ocupação do entorno foi principalmente do tipo agrícola e recreacional, com a presença de chácaras de recreio e clubes de iatismo (Figura 2). A ocupação teve uma alteração a partir dos anos de 1940, quando surgiram os subúrbios operários, boa parte destes atraídos pelas obras estruturais promovidas na região, como a construção das vias marginais do canal Pinheiros na década de 1960 e a consolidação do parque industrial de Santo Amaro (Silva 2022).



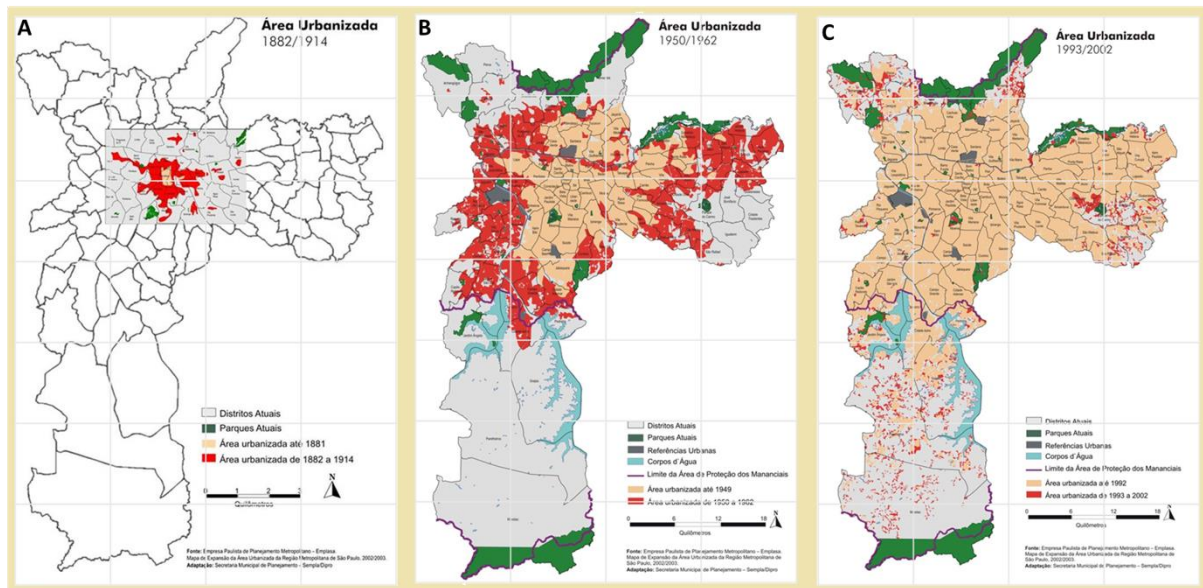


Figura 3 - Evolução das áreas urbanizadas no município de São Paulo. A: áreas urbanizadas até 1914; B: áreas urbanizadas até 1962; C: áreas urbanizadas até 2002. Modificado de: Prefeitura de São Paulo, Histórico Demográfico do Município de São Paulo (Prefeitura de São Paulo 2009)

Em 2000 o sistema Guarapiranga foi interligado ao braço Taquacetuba, do reservatório Billings, por meio de bombeamento afluente ao rio Parelheiros, de modo a complementar a vazão do reservatório, que perdia sua capacidade de abastecimento (Zorzal-Almeida et al 2017). A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) iniciou a operação do sistema de adução de água bruta do braço do Taquacetuba para o reservatório Guarapiranga, com uma licença de operação para  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  a partir de agosto de 2000 (CETESB 2001).

A bacia do Guarapiranga é uma sub-bacia da bacia do Alto Tietê e possui, total ou parcialmente inseridos na área da bacia, 40 municípios (CBH Alto Tietê 2023). A bacia do Guarapiranga tem  $631 \text{ km}^2$  de área de drenagem, possui um perímetro de 85 km, uma área de  $33,91 \text{ km}^2$  e um volume de  $194 \times 10^6 \text{ m}^3$ . As profundidades média e máxima do reservatório são, respectivamente, de 5,7m e 13,0m. Esse reservatório (Figura 3) localiza-se a  $23^\circ 43'$  latitude sul e  $46^\circ 32'$  longitude Oeste de Greenwich, a uma altitude de 740m. Apresenta quatro áreas com características distintas: Bororé, Riviera, Embu e Itapecerica da Serra, todas com áreas de urbanização intensa; núcleos de Parelheiros, Cipó e Embu-Guaçu (CETESB 2003). Ela drena uma área de quase 64.000 hectares (ha), garantindo o abastecimento de água para aproximadamente 4 milhões de pessoas da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP (SEMIL, 2023).

O reservatório Guarapiranga, principal manancial do sistema Guarapiranga, é de propriedade da Empresa Metropolitana de Águas e Energia – EMAE, e possui uma capacidade de armazenamento de 171 bilhões de litros de água, formando o terceiro maior sistema produtor da região metropolitana de São Paulo (SABESP, 2021 25 de setembro), juntamente com o reservatório Capivari e pela transposição do braço Taquacetuba, componente do reservatório Billings. A água captada no reservatório é encaminhada para a estação de tratamento de água do alto da Boa Vista. O reservatório Guarapiranga responde pela produção de 15 mil litros de água por segundo e é responsável pelo abastecimento público de grande parte da zona sul e sudoeste da Grande São Paulo (SABESP, 2021 25 de setembro).



Figura 4 - Localização do Reservatório Guarapiranga no Estado de São Paulo. Fonte: Google Earth.

Assim, ao longo do tempo, o reservatório Guarapiranga, assim como outros reservatórios artificiais, passou a ter um uso primário diferente daquele para o que foi construído, inicialmente para produção de energia e posteriormente para abastecimento público.

### 1.3 Ecossistema Aquático do reservatório Guarapiranga

De acordo com Kleerekoper (1939), o lago do rio Guarapiranga foi o primeiro ambiente lântico de clima subtropical no qual foi realizado um estudo limnológico de longo prazo. O estudo constatou que o lago é polimítico, submetido à ação dos ventos,

especialmente na parte da tarde. Kleerekoper (1939) constatou a existência de considerável número de habitações próximas às margens do reservatório, na região que atualmente fica próxima ao Parque Ecológico Guarapiranga. Essas habitações, de acordo com o autor, embora já constituíssem uma fonte de esgoto para a represa não mostraram, na época, alteração na concentração de fosfato ( $P_2O_5$ ) nas amostras avaliadas. No entanto, alterações pontuais na comunidade fitoplanctônica dos locais próximos às ocupações refletiam alterações das condições da quantidade de nutrientes disponíveis, principalmente durante os meses de maior calor (Kleerekoper 1939). O impacto deste aumento no número de habitações e a necessidade da implementação de ações para defesa do manancial já haviam sido previstas anteriormente (Paranhos 1937).

No estudo paleolimnológico realizado no reservatório, Fontana *et al* (2014) verificaram que o ambiente aquático era oligotrófico no período aproximado de 1919 a 1947. O início da eutrofização antropogênica esteve relacionado com o aumento na urbanização da bacia de drenagem a partir do meio da década de 70 causado pelo aumento explosivo na urbanização e deflorestamento da bacia por volta de 1980 (Fontana 2014). Isto causou um crescimento rápido no estado trófico, com indicadores de descargas de esgoto não tratado no reservatório (Fontana 2014). A rápida degradação da bacia do Guarapiranga trouxe a necessidade de regulamentações para a área, sendo estabelecida a legislação de proteção aos mananciais, composta pelas Leis Estaduais número 898 de 1975 (São Paulo 1975) e número 1.172 de 1976 (São Paulo 1976) e o Decreto número 9.9714 de 1977 (São Paulo 1977a).

Consequentemente, no final dos anos 80, o aporte de material orgânico causou florações de algas e cianobactérias que interferiam com o tratamento da água, e a utilização de algicidas (sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio) foi a forma de manejo escolhida (Instituto Socio Ambiental 1998, Beyruth 1996, Beyruth 1992). O emprego de sulfato de cobre para controle das florações de algas/cianobactérias se intensificou especialmente a partir de 1990 (Beyruth 1996). Em 1989, ocorrências de mortandades de peixes apontaram comprometimento da qualidade do ecossistema aquático do reservatório (CETESB 1991).

A deterioração do reservatório em decorrência de florações de cianobactérias e mortandades de peixes durante o ano de 1989 levaram à redução no fornecimento de água à população em pelo menos uma ocasião. Após mortandade de peixes que se estendeu de 24 a 30 de Junho de 1989, com constatação de ecotoxicidade aguda devido à aplicação de sulfato de cobre (CETESB 1991), a redução no abastecimento de água na região sul de São Paulo foi reportado pela mídia no dia 1º de Julho de 1989 (Figura 5).

**SÁBADO, 1 DE JULHO DE 1989**

## **Algas provocam falta de água**

Há seis dias o abastecimento de água da região sul de São Paulo foi reduzido em aproximadamente 15%, e a culpa é de uma alga microscópica conhecida como cinedra que está entupindo os filtros da Estação de Tratamento do Alto da Boa Vista. Segundo Claudio Rodrigues, assessor de divulgação da Sabesp, a água continua com a mesma qualidade e dentro dos padrões da Organização Mundial de Saúde, mas a queda na adução de 11 a 12 mil litros por segundo para 9.500 a dez mil, prejudica o abastecimento para as regiões mais altas e distantes do sistema.

Os bairros de Americanópolis, Butantã, Interlagos, Xan-

grilá, Parelheiros, Morumbi e Campo Limpo são os que mais têm sofrido com o problema.

Quando o problema foi descoberto a Sabesp passou a usar sulfato de cobre nas águas da represa para eliminar as algas. As que resistem são puxadas pelo sistema que leva a água até a Estação de Tratamento do Alto da Boa Vista, sendo atacadas pelo cloro, cal e sulfato de alumínio utilizados no processo de limpeza. Como resultado as algas morrem, e, embora microscópicas, entopem os 23 filtros — cuja frequência de limpeza passou de 25 para apenas 15 horas.

A limpeza mais frequente de filtros reduziu a capacidade de adução para todo o Sistema

Guarapiranga há seis dias e vai continuar por mais uma semana. Enquanto isso continua o tratamento da água da represa com sulfato de cobre, com o objetivo de matar as algas em seu habitat.

Quanto aos motivos dessa proliferação repentina, os técnicos da Sabesp explicam que esse microorganismo existe normalmente, mas encontrando nutrientes no esgoto de casas à beira da represa, depois de um período de bom tempo e sol forte, eles aumentam em número. No ano passado isso também ocorreu, mas então tiveram de usar desodorizador, pois a alga deixava um cheiro semelhante ao BHC depois de morta.

Figura 5 - Artigo publicado no jornal O Estado de São Paulo relatando o problema na qualidade e de redução no abastecimento de água na região sul de São Paulo. (Algas provocam falta de água, 1989)

Em 1991, a bacia estava ocupada por mais de meio milhão de pessoas e a maioria não tinha infraestrutura sanitária (Lamparelli et al 2000). Além disso, o desmatamento e urbanização da área da bacia do Guarapiranga acarretaram na perda de parte importante da cobertura vegetal e comprometimento da proteção da área de mananciais (Figura 6).



com a qualidade da água fornecida. Entretanto, os testes de toxicidade não foram conclusivos (Beyruth 1992). As florações interferiam com o tratamento da água, pois para a remoção de toxinas e sabor e odor, o custo do tratamento seria muito alto devido à quantidade de carvão necessária, inviabilizando o tratamento do ponto de vista da SABESP (Beyruth 1996). Após essa ocorrência, o emprego de sulfato de cobre para controle das florações de algas/cianobactérias se intensificou, especialmente a partir de 1990 (Beyruth 1996), passando de 1,5 toneladas em 1981 para 123 em 1982 e 62 apenas no primeiro trimestre de 1983 (CETESB, 1983). De janeiro de 1990 a março de 1998 foram usados aproximadamente 1,5 toneladas de sulfato de cobre no reservatório (Lamparelli et al 2000).

Em 2011, o Ministério da Saúde vetou a utilização de algicidas em mananciais de abastecimento em função dos riscos à saúde associados às toxinas produzidas por cianobactérias (Brasil 2011). A determinação foi cumprida, mas, a eutrofização e as florações de cianobactérias no reservatório pioraram. Em 2012 os então Secretários de Estado de Meio Ambiente e o de saneamento e Recursos Hídricos acordaram a regulamentação das excepcionalidades para aplicação de algicidas nos corpos d'água superficiais no estado de São Paulo (São Paulo, 2012).

A preocupação com a utilização de sulfato de cobre decorre da persistência que ele apresenta nos ecossistemas aquáticos (Gunn et al 1989) e também porque a exposição ao excesso de cobre pode danificar as células e os órgãos dos organismos aquáticos. O cobre se torna tóxico em altas concentrações porque os íons e seus complexos podem induzir a formação de espécies reativas de oxigênio danificando biomoléculas como lipídeos, proteínas e DNA (Fedelli; Carloni; Falconi, 2010).

Em 2015 o CONAMA estabeleceu critérios para a autorização de uso de produtos ou de agentes de processos físicos, químicos ou biológicos para o controle de organismos ou contaminantes em corpos hídricos superficiais (Brasil, 2015). Desta forma, foi delegado aos órgãos ambientais a responsabilidade pela avaliação e autorização do uso de produtos inclusive no caso de controle de florações de algas/cianobactérias. Assim, desde abril de 2013, a SABESP passou a submeter os planos de aplicação de algicidas nos locais que necessitam dessa intervenção, para aprovação pela CETESB, atendendo à regulamentação das excepcionalidades (SABESP, 2020).

Embora a ação do algicida facilite, em curto prazo, o manejo do reservatório e a sua utilização como manancial, aplicações recorrentes tendem a ser pouco efetivas, pois podem favorecer linhagens resistentes de cianobactérias (García-Villada et al 2004). Isto porque a aplicação de sulfato de cobre para controlar as florações causa a disponibilização de

nutrientes (e cianotoxinas quando presentes) liberados das algas mortas, favorecendo espécies oportunistas e alterando a sequência de dominância das espécies na comunidade. Desta forma, a aplicação do algicida tem um efeito imediato, mas a médio e longo prazo tem efeito contrário ao desejado pelo tratamento (Beyruth 2000).

Diante da ocorrência de florações de cianobactérias na Represa Guarapiranga e da progressão da ocupação irregular das áreas de manancial, foi criado o Programa de Saneamento e Recuperação Ambiental da Bacia do Guarapiranga, pela Sabesp juntamente com a Prefeitura de São Paulo. Na época, o principal problema a ser enfrentado por esse programa eram os esgotos lançados in natura no reservatório e gerados pelos assentamentos irregulares (Baltrusis e Ancona 2006).

De acordo com os valores levantados, de 1981 a 2011, foram aplicados no reservatório Guarapiranga cerca de 3.160 toneladas de sulfato de cobre (CETESB 1983; Lamparelli et al 2000; CETESB 2004 – 2012), enquanto no período de 2014 a 2021, foram aplicados 3.694 toneladas de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga para controle do fitoplâncton (SABESP 2016; 2017; 2018; 2019; 2021; 2022). Assim, verifica-se uma variação na quantidade de sulfato de cobre utilizado no reservatório para controle de florações de algas/cianobactérias, com uma tendência de aumento longo dos anos (Figura 7).

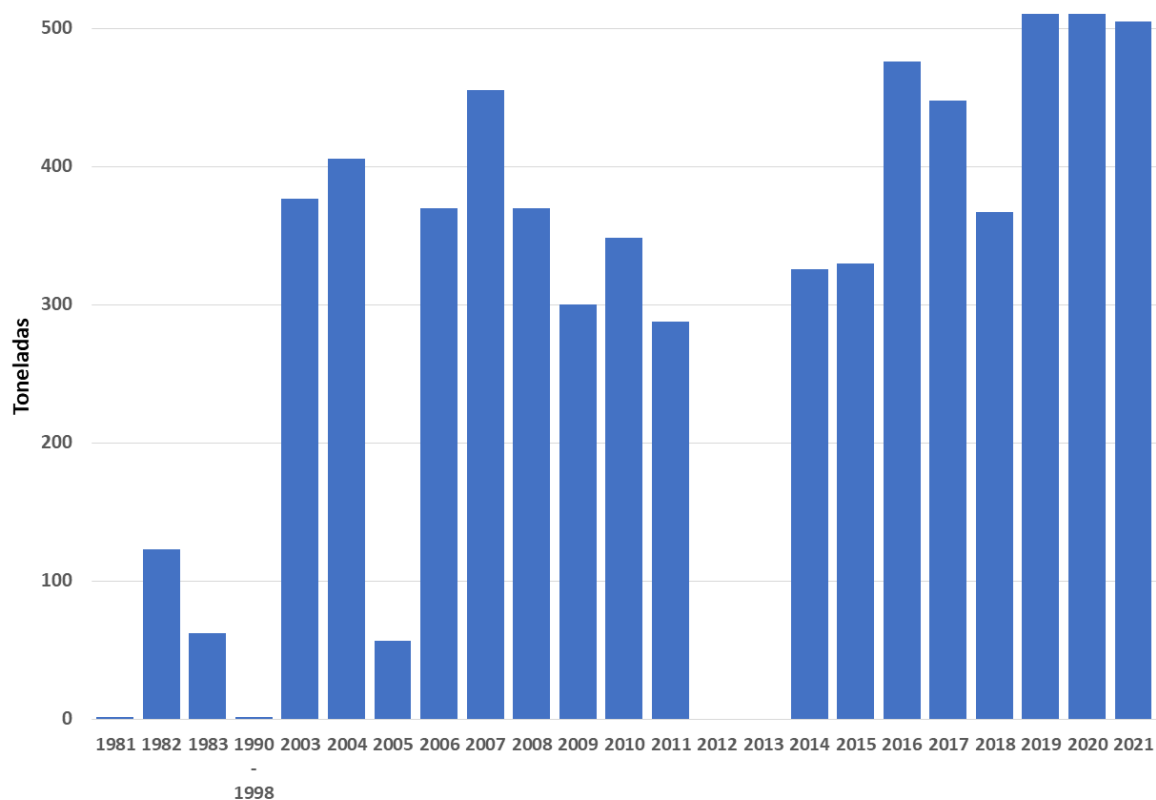


Figura 7 - Evolução da utilização de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga. Elaborado a partir

de dados de: CETESB 1983; Lamparelli et al 2000; CETESB 2004 – 2012; SABESP 2016; 2017; 2018; 2019; 2021; 2022.

Uma das principais ações previstas no PDPA Guarapiranga é o controle e diminuição da quantidade de esgotos sanitários que chegam ao reservatório (COBRAPE, 2018). Os municípios que integram a bacia do Guarapiranga têm diferentes contribuições em relação à porção da área do município e, conseqüentemente, de cobertura e tratamento de esgoto (Figura 1). A bacia do Alto Tietê apresentou em geral, em 2022, cobertura de coleta e tratamento de esgoto de 85% e 58%, respectivamente (CETESB 2022). Essa cobertura é menor, no entanto, se forem considerados apenas os municípios da área da bacia do Guarapiranga (Figura 1), obtendo-se em média, coleta e tratamento de esgoto em 51% e 78% respectivamente (CETESB 2022), resultando em cargas remanescentes que impactam os ecossistemas aquáticos da bacia.

Município	Área total (km <sup>2</sup> )	Área na bacia do Guarapiranga (km <sup>2</sup> )	Atendimento no município (%)			Corpo Receptor
			Coleta	Tratamento	Eficiência remoção carga orgânica	
Cotia	325,9	22,28	54%	47%	21,3%	Rio Cotia
Embu das Artes	70,8	40,71	72%	25%	15,7%	Rio Tietê
Embu-Guaçu	155,4	155,04	41%	99%	33,8%	Rio Embu-Guaçu
Itapecerica da Serra	151,8	145,88	52%	95%	42,8%	Rio Embu-Mirim
Juquitiba	521,6	7,81	17%	100%	9,3%	Rio São Lourenço
São Paulo	1.522,99	233,02	90%	81%	65,2%	Rio Tietê, Rio Pinheiros e Rio Tamanduateí
São Lourenço da Serra	186,71	33,07	32%	100%	24,5%	Rio São Lourenço

Figura 1: Área dos municípios que integram a bacia do Guarapiranga, total e na área da bacia (COBRAPE 2018) e atendimento sanitário nos municípios da bacia do Guarapiranga (CETESB 2022 e

Sistema Infoáguas)

#### 1.4 Monitoramento no Estado de São Paulo

O monitoramento e a avaliação permanente de ecossistemas aquáticos são necessários uma vez que o monitoramento fornece dados sobre as alterações desses ambientes em longos períodos de tempo, enquanto a avaliação desses dados indica o estado desses ecossistemas (Forio & Goethals, 2020). A avaliação do impacto humano na qualidade da água deve considerar variações no espaço e tempo dos processos biológicos, físicos e químicos de sistemas naturais (Lobato et al 2015). O ciclo hidrológico é um fator importante, que afeta diretamente a rede de drenagem dos corpos de água e pode causar carreamento de material para a coluna de água, causando aumento da turbidez e contaminação, além de afetar a vegetação e biota locais (Lobato et al 2015).

Em meio ao cenário de necessidade de monitoramento da qualidade da água e da intensificação da degradação ambiental no estado de São Paulo, o Centro Tecnológico de Saneamento Básico – CETESB foi criado em 1968, por meio do Decreto nº 50.079 (São Paulo 1968). O CETESB realizava o controle de qualidade dos mananciais que forneciam água para as estações de tratamento, assim como dos reservatórios e da rede de distribuição, após o processo de tratamento (CETESB 2018). Em 1973 a CETESB foi renomeada como Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das Águas, com o objetivo, entre outros de manter um sistema de informações e divulgar dados de interesse da engenharia sanitária e da poluição das águas (SÃO PAULO, 1973). Nesse sentido, foi criada a rede básica de amostragem, com o fim de fornecer uma visão genérica do nível de qualidade das águas das bacias hidrográficas do estado de São Paulo e também acompanhar a evolução temporal por meio do acompanhamento permanente da qualidade da água nos pontos monitorados (CETESB 1979). Em 2009, sem alteração da sigla já conhecida, o nome da agência foi alterado para Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo 2009).

O início das operações da rede básica de monitoramento se deu em dezembro de 1974 e após 1975 sofreu alterações, principalmente em relação ao número de pontos e variáveis. Em 1978 ficou estabelecida como mensal em alguns locais, e bimestral em outros (CETESB 1979). O monitoramento do reservatório Guarapiranga começou em 1978, por meio de três pontos de amostragem no reservatório, ao qual foi acrescentado mais um em 2000 (CETESB 1979 e 2001). Em 2021, a rede básica de monitoramento das águas interiores da Companhia

Ambiental do Estado de São Paulo contava com 448 pontos de amostragem distribuídos no Estado de São Paulo (CETESB 2022).

Desde 1975 a CETESB tem utilizado o Índice de Qualidade das Águas (IQA), desenvolvido para avaliar a qualidade das águas para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (CETESB, 2022). Esse índice foi adaptado e desenvolvido a partir de um estudo realizado em 1970 pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos (CETESB 2022).

O foco nas ocorrências de mortandades de peixes no estado de São Paulo começou em 1976, e inicialmente a CETESB orientava amostragens e interpretação de resultados, passando depois a realizar atendimentos das ocorrências, para determinação das possíveis causas das mortandades (CETESB 1984). Com o objetivo de uniformizar os procedimentos, foi desenvolvido um protocolo de procedimentos a serem seguidos em casos de ocorrência de mortandades de peixes (CETESB 1985a). Esse protocolo foi incorporado ao “plano de ação de emergência da CETESB”, que visava estabelecer rotinas para atendimento a acidentes ambientais diversos, treinamento dos técnicos e incorporação de um manual técnico que possibilitasse o apoio necessário à execução do atendimento (CETESB, 1985b). Em 1984 foi elaborado o primeiro relatório anual que integrou os dados de atendimento às ocorrências do ano de 1983 (CETESB 1984). Desde então, os registros de mortandades de peixes têm sido utilizados pela CETESB como indicadores ecológicos de qualidade dos ecossistemas aquáticos nas bacias hidrográficas (CETESB 2022).

Em 1998 foi criado um grupo de trabalho pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente de São Paulo, por meio da Resolução SMA-65 (São Paulo 1998). O objetivo desse grupo de trabalho era a revisão do IQA e a criação de indicadores biológicos e índices de eutrofização para utilização na rede de monitoramento de qualidade das águas do estado de São Paulo (CETESB 2006). As diligências do grupo de trabalho, compostos por grupos técnicos integrados por especialistas da CETESB, Universidades e Institutos de Pesquisa, geraram, entre outros produtos, o Índice de Proteção da Vida Aquática – IVA (CETESB, 2006).

No relatório de qualidade das águas interiores de 1998 (CETESB 1999), foram apresentados pela primeira vez o Índice de Estado Trófico (IET) e o Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA). Com isso, a análise do Grau de Eutrofização em 1998 foi realizada exclusivamente nos corpos de água em que foram medidas as concentrações de Fósforo Total e Clorofila-a (CETESB 1999).

Em 2003 o monitoramento da CETESB foi ampliado, com a inclusão dos índices de comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton, bentos) e a inserção da contagem de

células de cianobactérias, na análise das comunidades fitoplanctônicas, complementando a avaliação da qualidade do ambiente com vistas à proteção da vida aquática (CETESB, 2004). O atendimento a ocorrências de mortandades de peixes continua a ser feito pela agência ambiental e as informações coletadas são utilizadas como indicadores ecológicos nas bacias hidrográficas e apresentados no relatório de qualidade das águas interiores.

A rede de monitoramento básica começou os trabalhos no reservatório Guarapiranga em 1978, onde tem quatro pontos de monitoramento (Figura 8). Este reservatório e seus afluentes têm sido monitorados pela CETESB desde 1978 e os dados estão disponíveis publicamente por meio do Sistema Infoáguas (2023). Os pontos avaliados neste estudo são: 1) EMGU00800, localizado no Rio Embu-Guaçu, sob a ponte da estrada que liga Embu-Guaçu à Fazenda da Ilha; EMMI02900, localizado no Rio Embu-Mirim sob a ponte na estrada M'Boi Mirim (SP-214); GUAR00100, localizado no Reservatório Guarapiranga, no braço do rio Parelheiros; GUAR00900, localizado no Reservatório Guarapiranga, na área de captação da Sabesp, junto à casa de bombas. Os pontos EMMI02900, EMGU00800 e GUAR00900 são monitorados desde 1978. O ponto GUAR00100, cuja inclusão serviu à finalidade de fornecer dados prévios da qualidade da água do local em vista da transposição das águas do braço do Taquacetuba, é monitorado desde 2000. (CETESB 2001) (Figura 9).

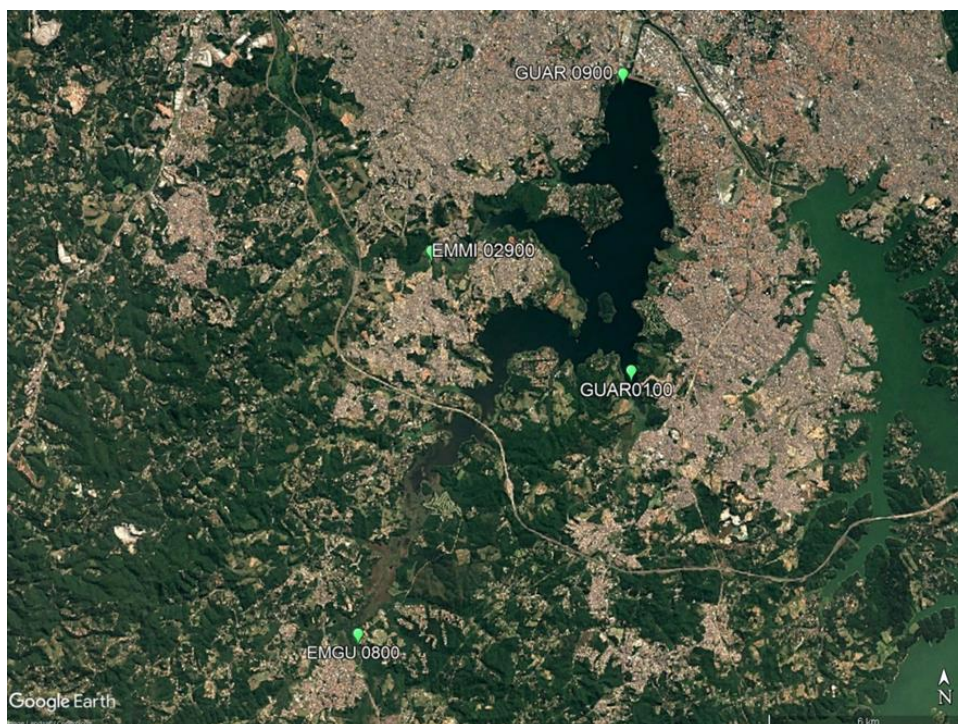


Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem no reservatório Guarapiranga. Fonte: Google Earth

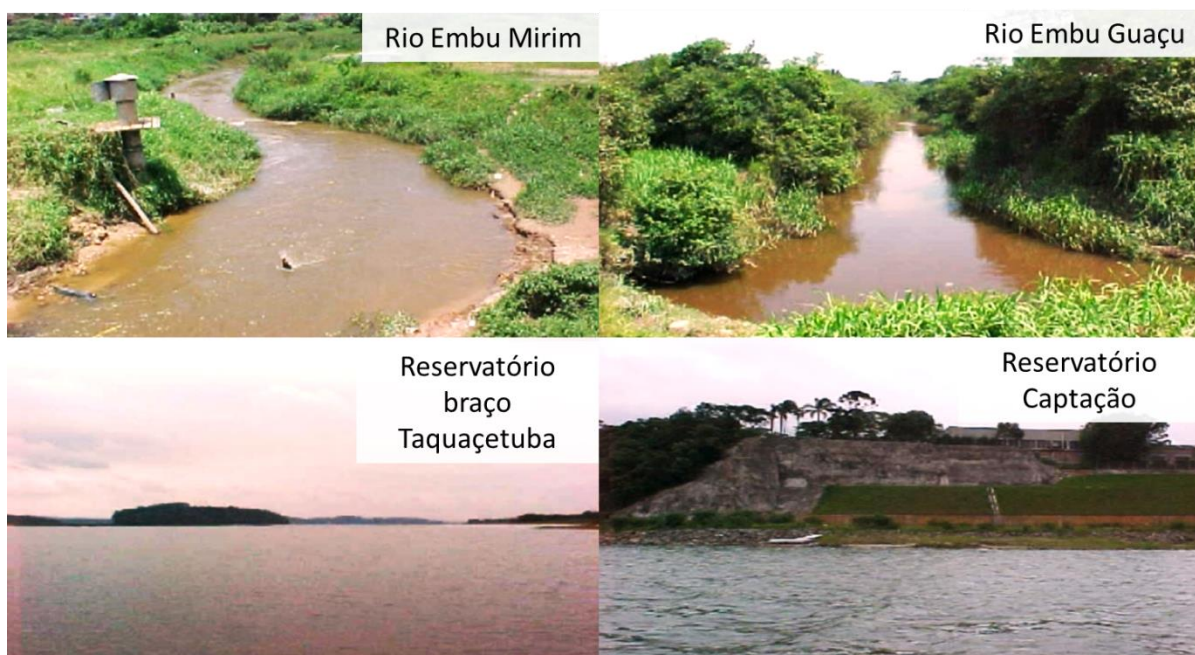


Figura 9 - Fotografias dos pontos de amostragem no reservatório Guarapiranga. Fonte: CETESBInteráguas, 2001.

As águas do reservatório Guarapiranga e do rio Embu-Guaçu estão enquadradas na classe 1 ou classe especial, enquanto o rio Embu-Mirim está enquadrado na classe 2 (São Paulo, 1977b). A maioria das variáveis avaliadas têm padrões de qualidade estipulados na legislação e dependem do enquadramento do corpo de água (Tabela 1).

Tabela 1 – Padrões de qualidade da água para as variáveis avaliadas, para as águas classes 1, 2 e 3. Fonte: Brasil 1986, Brasil, 2005, São Paulo, 2013.

<b>Resolução CONAMA 20 de 1986 – revogada pela Res CONAMA 357/2005</b>			
	Classe 1/ Especial	Classe 2	Classe 3
Fosfato Total (mg/L)		0,025	
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	200/100 mL em 80% ou mais de pelo menos e 5 amostras mensais	1000/100 mL em 80% ou mais de pelo menos e 5 amostras mensais	4000/100 mL em 80% ou mais de pelo menos e 5 amostras mensais
Cobre Total (mg/L)		0,2	
<b>Resolução CONAMA 357 de 2005 – revogou a Resolução CONAMA 20 de 1986</b>			
Fósforo Total (lêntico) (mg/L)	0,020	0,030	0,05
Fósforo Total (lótico) (mg/L)	0,1	0,1	0,15
Clorofila-a (µg/L)	10	30	60
Cobre Dissolvido (mg/L)	0,009	0,009	0,013
Coliformes	200/100 mL em 80% ou	1000/100	2500/100

termotolerantes (UFC/100mL)	mais, de pelo menos 6 amostras	mL em 80% ou mais de pelo menos e 6 amostras mensais	mL em 80% ou mais de pelo menos e 6 amostras mensais
<b>Decisão de Diretoria CETESB 112 de 2013</b>			
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	120	600	2400

As concentrações de fosfatos constatadas por Kleerekoper (1939) classificariam o reservatório Guarapiranga, quando ainda era chamado de Lago de Santo Amaro, como um ambiente ultraoligotrófico, já que os resultados das análises naquele estudo ficaram abaixo do limite de quantificação de 0,001 mg/L.

## 2. Objetivos

Este estudo tem por objetivo geral a avaliação da importância do monitoramento ambiental e a possibilidade de utilização das informações disponíveis na gestão de áreas e recursos descrevendo as alterações na qualidade do Reservatório e Bacia do Guarapiranga por meio da utilização de dados históricos de monitoramento.

Assim, no capítulo I é apresentada a análise temporal dos índices IET e IVA, utilizados como índices básicos no monitoramento de ecossistemas aquáticos, utilizando a série temporal de dados coletados do Reservatório Guarapiranga, São Paulo, Brasil, de 1978 a 2021. No capítulo II, é apresentada uma análise das ocorrências de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga, registradas pela CETESB ao longo do período compreendido entre 1983 a 2021.

## **Capítulo II**

Monitoramento de ecossistemas aquáticos subtropicais: avaliação da utilização dos Índices de Estado Trófico (IET) e de Proteção da Vida Aquática (IVA) como índices básicos por meio do monitoramento um reservatório urbano no sudeste do Brasil

## Resumo

A ameaça aos ecossistemas aquáticos é global e tende a piorar com o agravamento das mudanças climáticas. O monitoramento e a avaliação permanente de ecossistemas aquáticos são necessários uma vez que o monitoramento fornece dados sobre as alterações desses ambientes em longos períodos, enquanto a avaliação desses dados indica o estado desses ecossistemas. A utilização de índices é indicada no monitoramento, pois eles sintetizam a complexidade técnica do resultado das variáveis e traduzem esses resultados em classes de qualidade, refletindo ações implementadas e apontam caminhos para a recuperação e conservação de recursos. Índices do estado trófico do ambiente fornecem uma visão sobre como nutrientes, disponibilidade de luz e outros fatores estimulam o desenvolvimento da biomassa algal, contribuindo para o aumento do enriquecimento dos sistemas aquáticos. O Índice do Estado Trófico (IET) Lamparelli diferencia ambientes lênticos (menor produtividade fitoplanctônica) e lóticos (maiores concentrações de Fósforo e menores concentrações de Clorofila-a). O Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) reflete a qualidade da água com base no estado trófico do ambiente, determina o grau de toxicidade para a biota e ainda indica deficiência em variáveis e condições essenciais para a proteção da vida aquática. Os índices foram aplicados a uma longa série de dados no monitoramento do Reservatório Guarapiranga, um reservatório urbano, localizado no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil, que sofre com ocupação urbana em seu entorno e aporte de efluentes sanitários. A avaliação da série temporal de 1978 a 2021 com esses índices mostrou piora na condição trófica e de preservação da vida aquática no reservatório e em um dos tributários. Considerando que a avaliação conjunta dos dois índices fornece um enfoque de conservação ambiental, sua utilização em longo prazo refletiu alterações e impactos ao ambiente, mostrando ainda os locais mais conservados. Os resultados mostraram que os dois índices são adequados para aplicação em uma rede básica em ambientes subtropicais, aptos a indicar locais para aprimoramento do monitoramento e sensíveis às alterações ambientais.

Palavras-chave: Ecossistema-aquático. Reservatório. Monitoramento. Eutrofização. Floração-cianobactérias. Índice-estado-trófico. Índice-preservação-vida-aquática.

### Abstract

The threat to aquatic ecosystems is global and will only get worse with climate change. Continuous monitoring and assessment of aquatic ecosystems is necessary because monitoring provides data on the changes in these environments over long periods of time, while the assessment of these data indicates the state of these ecosystems. The use of indices is recommended for monitoring, as they summarize the technical complexity of the results of multiple analyzes conducted and translate these results into quality classes that reflect the actions taken and indicate ways to recover and conserve the resources. Environmental trophic state indices provide information on how nutrients, light availability and other factors promote the development of algal biomass and contribute to increased enrichment status of aquatic systems. The Trophic State Index (TSI) of Lamparelli differentiates lentic (lower phytoplankton productivity) and lotic (higher phosphorus concentrations and lower chlorophyll-a concentrations) environments. The aquatic Life Protection Index (API) reflects water quality based on the trophic state of the environment, determines the level of toxicity to biota and also indicates deficiencies in variables and conditions essential for the protection of aquatic life. The indices were applied to a long data series to monitor the Guarapiranga Reservoir, an urban reservoir in the state of São Paulo in southeastern Brazil, which suffers from the urbanization of its surroundings and the discharge of domestic wastewater. The evaluation of the time series from 1978 to 2021 with these indices showed deterioration in the trophic status and conservation of aquatic life in the reservoir and in one of its tributaries. Considering that the joint assessment of the two indices provides an approach to environmental conservation, their long-term use reflected changes and impacts on the environment and also showed the best preserved sites. The results showed that the two indices are suitable for application in a baseline network in subtropical environments. They are able to indicate locations for better monitoring and are sensitive to environmental changes.

Key-words: Aquatic-ecosystems. Eutrophication. Monitoring. Trophic-State-Index. Aquatic-Life-Protection-Index. Phosphor. Chlorophyll. Fish-kill. Fish. Algaecide. Cyanobacteria-bloom.

Reservoir, monitoring, Cyanobacteria-bloom, trophic-state-index. aquatic-life-protection-index.

## 1. Introdução

O declínio da qualidade da água doce é um dos desafios mais críticos para a saúde humana, dada a sua dependência de água limpa, uma preocupação que deverá ser exacerbada pelas futuras alterações climáticas. Globalmente, os ecossistemas aquáticos enfrentam ameaças iminentes de vários fatores, como a superexploração, a poluição da água, as alterações no fluxo da água, a destruição do habitat e a invasão de espécies exóticas (Forio e Goethals, 2020). A Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), implementada no Fórum Mundial da Água em 2009 (UN Environment Programme, 2021), constitui uma estratégia completa e abrangente para a governação sustentável e justa dos recursos hídricos. Os princípios fundamentais da GIRH requerem monitoramento, avaliação e ajustamento contínuos das estratégias de gestão com base em novas informações e condições em mudança. Assim, o monitoramento permanente é essencial para avaliar as mudanças temporais enquanto a avaliação desses dados indica o estado desses ecossistemas (Forio e Goethals, 2020).

O desenvolvimento da civilização humana está diretamente ligado à água. O estabelecimento das primeiras comunidades sedentárias foi determinado por esse recurso e posteriormente, o abastecimento de água potável, a irrigação, a defesa contra inundações, a navegação e o progressivo aprimoramento pesqueiro foram o início do desenvolvimento tecnológico da utilização dos recursos hídricos (Yevjevich, 1992). Considerando ser um recurso que compreende 0,06% da água do planeta (Esteves, 2011), a perda da qualidade da água doce está entre os maiores problemas enfrentados pela humanidade no século 21 e será agravado no futuro pelas mudanças climáticas (Schwarzenbach et al., 2010).

Mais de um terço da água doce renovável do planeta é usada para fins agrícolas, industriais e domésticos, levando à contaminação dos corpos de água e resultando em poluição química e eutrofização (Schwarzenbach et al., 2006). O monitoramento e a avaliação permanente de ecossistemas aquáticos são necessários uma vez que o monitoramento fornece dados sobre as alterações desses ambientes em longos períodos de tempo, enquanto a avaliação desses dados indica o estado desses ecossistemas (Forio & Goethals, 2020).

A avaliação do impacto humano na qualidade da água deve considerar variações no espaço e tempo dos processos biológicos, físicos e químicos de sistemas naturais (Lobato et al 2015). O ciclo hidrológico é um fator importante, que afeta diretamente a rede de drenagem

dos corpos de água e pode causar carreamento de material para a coluna de água, causando aumento da turbidez e contaminação, além de afetar a vegetação e biota locais (Lobato et al 2015).

O desenvolvimento de uma rede de monitoramento da qualidade da água deve ser abrangente, prático e considerar variações no espaço e no tempo dos processos biológicos, físicos e químicos para compreender os impactos ambientais decorrentes de diversas atividades dependentes da água (Lobato et al., 2015, Bettencourt et al., 2021). Diversas abordagens podem ser utilizadas para detectar e avaliar os impactos das atividades humanas na qualidade da água, com destaque para análises químicas tradicionais, bioindicadores e testes de toxicidade. O uso integrado destas metodologias melhora a capacidade de compreensão dos processos de degradação em ecossistemas aquáticos (Rörig et al., 2007). Essas ferramentas facilitam a avaliação periódica de indicadores como oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), sólidos totais (ST), turbidez (TUR), nitrogênio (N) e fósforo total (PT). No entanto, a análise de indicadores individuais dificulta conclusões abrangentes sobre a qualidade da água, comprometendo potencialmente a gestão eficaz dos recursos hídricos (Uddin et al. 2021, Castro et al., 2023).

Diversos enfoques podem ser utilizados para detectar e avaliar os impactos das atividades antrópicas na qualidade da água com destaque para análises químicas tradicionais, bioindicadores e testes de toxicidade. A utilização integrada dessas metodologias melhora a habilidade de entender processos de degradação dos ecossistemas aquáticos (Rörig et al 2007). Índices de qualidade da água usam dados básicos para a identificação de alterações potenciais que afetam o uso sustentável das bacias hidrográficas.

De forma geral, índices tem o papel de sintetizar a complexidade técnica do resultado das variáveis (Zorzal-Almeida et al 2017), traduzida em classes de qualidade, refletindo os resultados de ações implementadas na bacia hidrográfica e apontando caminhos para a recuperação e conservação de seus recursos (Lobato et al 2015). Índices do estado trófico do ambiente fornecem uma visão sobre como nutrientes, disponibilidade de luz e outros fatores estimulam o desenvolvimento da biomassa algal (geralmente medida como clorofila a) e contribuem para o aumento do enriquecimento da condição dos sistemas aquático (Cunha et al 2013).

O Índice do Estado Trófico (IET) proposto por Carlson em 1977 foi modificado para o estado de São Paulo por Toledo et al. (1983), Toledo (1990) e por Lamparelli (2004). Lamparelli (2004) apontou que ambientes lóticos, quando comparados aos ambientes lênticos, apresentavam maiores concentrações de Fósforo e menores concentrações de Clorofila-a.

Ambientes com maior fluxo de água tendem a apresentar uma menor produtividade fitoplanctônica. Por outro lado, a circulação da água em ambientes lênticos é função de fatores físicos (luz, temperatura, ventos), manejo e características climáticas da região, determinando a ocorrência ou não de estratificação da coluna de água, mistura das suas diferentes camadas, liberação do fósforo eventualmente estocado nos sedimentos e seu transporte até a zona fótica (Lamparelli, 2004).

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que influenciam o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado (CETESB 1999). Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, é comum observar-se um incremento da eutrofização de corpos de água (CETESB 1999). No período de inverno, geralmente essas condições são menos favoráveis e o processo de eutrofização é menos intenso.

O Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) (Zagatto et al., 1999) é um dos índices mais completos para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos pois reflete a qualidade da água com base no estado trófico do ambiente, determina o grau de toxicidade para a biota aquática e ainda indica deficiência em parâmetros essenciais para a proteção da vida aquática (Duarte dos Santos et al 2017). O IVA difere dos índices utilizados na avaliação da água para o consumo humano ou para recreação de contato primário, pois no seu cálculo considera-se o Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), além do IET. O IPMCA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos (cádmio, cromo, cobre dissolvido, chumbo, mercúrio, níquel, zinco e surfactantes), denominados substância tóxicas (ST) e seu efeito sobre os organismos aquáticos, além de um grupo denominado de variáveis essenciais (VE), composto por pH, oxigênio dissolvido e ecotoxicidade, consideradas fundamentais para a manutenção da biota aquática. Portanto, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia (CETESB, 2021). Dentro do monitoramento realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o índice é aplicado nos corpos de água em que a legislação prevê a proteção das comunidades aquáticas, ou seja, os corpos de água enquadrados nas classes Especial, 1, 2 e 3 (CETESB 2021).

Além dos índices que utilizam dados de variáveis físicas e químicas, deve-se aprimorar o monitoramento com a incorporação de índices de comunidades biológicas como bioindicadoras da qualidade da água (Strobl & Robillard, 2008). A análise da qualidade da

água por meio de indicadores biológicos geralmente reflete um período mais longo das condições de qualidade do ecossistema aquático do que o monitoramento físico-químico tradicional (Strobl & Robillard, 2008).

### 1.1. Monitoramento no Estado de São Paulo

Desde 1975 a CETESB utiliza o Índice de Qualidade das Águas (IQA), desenvolvido para avaliar a qualidade das águas para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (CETESB, 2022). Esse índice foi adaptado e desenvolvido a partir de um estudo realizado em 1970 pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos (CETESB 2022). Em 1998 a CETESB apresentou, pela primeira vez, a avaliação da qualidade dos cursos de água em relação ao grau de trofia e de proteção da vida aquática, por meio da utilização do Índice de Estado Trófico (IET) e do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) (CETESB 1999). Finalmente, em 2003 o monitoramento da CETESB foi ampliado, com a inclusão dos índices de comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton, bentos) e a inserção da contagem de células de cianobactérias, na análise das comunidades fitoplanctônicas, complementando a avaliação da qualidade do ambiente com vistas à proteção da vida aquática (CETESB, 2004).

Utilizando a longa série temporal de dados de monitoramento do reservatório Guarapiranga, São Paulo, Brasil, de 1978 a 2021, este estudo tem como objetivo avaliar os índices de base para uma rede de monitoramento de ecossistemas aquáticos em ambientes subtropicais.

## 2. Métodos

### 2.1 Área de Estudo

A bacia do Guarapiranga (23°43' S e 46°32' W) representa 631 km<sup>2</sup> de área de drenagem e integra os municípios de São Paulo, Cotia, Embu, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, Juquitiba e São Lourenço da Serra (SEMIL, 2023). O reservatório Guarapiranga possui um perímetro de 85 km, uma área de 33,91 km<sup>2</sup> em uma altitude de 740 m, volume de 194x106 m<sup>3</sup> e profundidades média e máxima de, respectivamente, 5,7 m e 13,0 m (São Paulo 2010, Figura 1).

Uma das principais ações previstas no PDPA Guarapiranga é a diminuição da

quantidade de esgoto despejado (COBRAPE, 2018). A bacia do Alto Tietê apresentou em geral, em 2022, cobertura de coleta e tratamento de esgoto de 85% e 58%, respectivamente (CETESB 2022). Essa cobertura é menor, no entanto, se forem considerados apenas os municípios da área da bacia do Guarapiranga, obtendo-se em média, coleta e tratamento de esgoto em 51% e 78% respectivamente (CETESB 2022), resultando em cargas remanescentes que impactam os ecossistemas aquáticos da bacia.

Dados disponíveis nos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores da CETESB mostram que o reservatório Guarapiranga apresentou tempo médio de residência de quase 102 dias de 2008 a 2021 (CETESB 2008-2021).

O reservatório Guarapiranga e seus afluentes têm sido monitorados pela CETESB desde 1978 e os dados obtidos estão disponíveis publicamente por meio do Sistema Infoáguas (Sistema Infoáguas 2023). Com base nas informações obtidas na base de dados desse sistema, o presente estudo avaliou os seguintes pontos: 1) EMGU00800 (EG), localizado no Rio Embu-Guaçu, sob a ponte da estrada que liga Embu-Guaçu à Fazenda da Ilha; EMMI02900 (EM), localizado no Rio Embu-Mirim sob a ponte na estrada M'Boi Mirim (SP-214); GUAR00100 (BPa), localizado no Reservatório Guarapiranga, no braço do rio Parelheiros; GUAR00900 (Cap), localizado no Reservatório Guarapiranga, na área de captação da Sabesp, junto à casa de bombas.

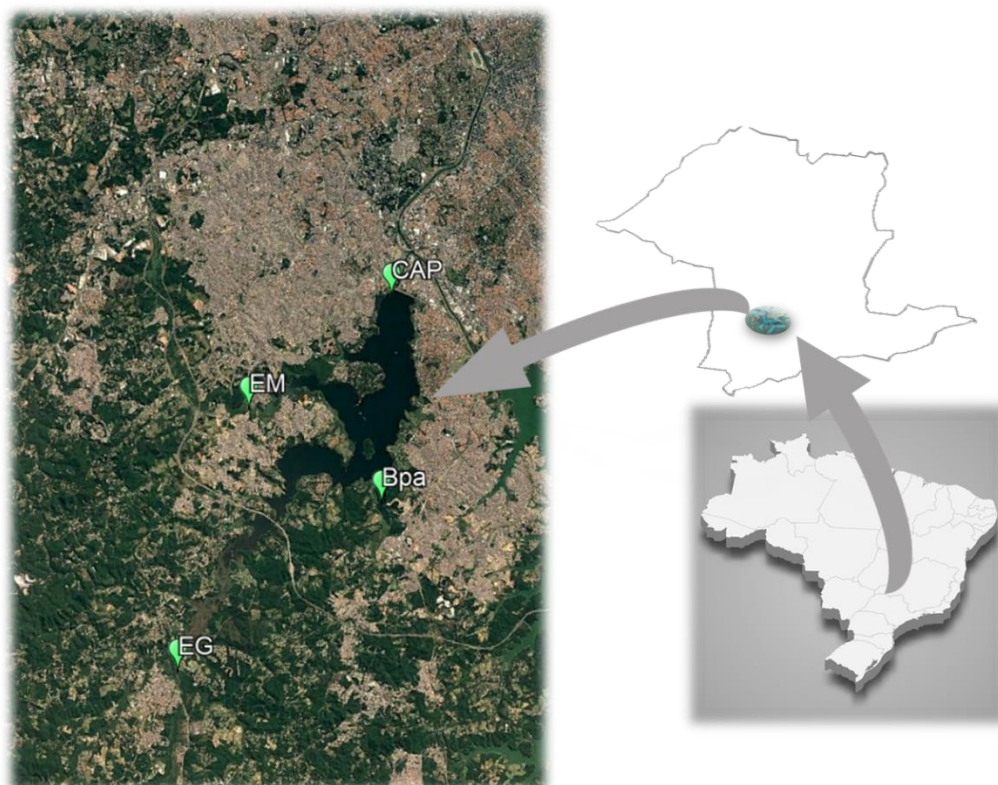


Figura 1 – Localização do reservatório Guarapiranga no estado de São Paulo. Captação da SABESP (Cap), braço do rio Parelheiros (Bpa), rio Embu Mirim (EM) e rio Embu Guaçu (EG), representam as áreas de estudo. Fonte: Google Earth.

A bacia drena uma área de quase 64 mil hectares e fornece água para cerca de 4 milhões de pessoas na região metropolitana de São Paulo (SEMIL, 2023). Com capacidade de armazenamento de 171 bilhões de litros de água, o Guarapiranga é a principal fonte do sistema Guarapiranga. (SABESP, 2021). O reservatório Guarapiranga é responsável pela produção de 15.000 litros de água por segundo e é responsável pelo abastecimento público de grande parte da zona sul e sudoeste da Grande São Paulo (SABESP, 2021).

Beyruth (1997) apontou que a qualidade da água do reservatório Guarapiranga é dependente dos fatores climáticos, da operação do reservatório e dos usos da bacia. Nesse sentido, a pluviosidade é um fator que deve ser considerado na dinâmica do reservatório e seus tributários, devido à possibilidade de carreamento de material para os corpos de água da bacia, assim como a capacidade de interferir na concentração ou diluição de contaminantes em virtude da variação no volume armazenado (Soares *et al* 2019).

Na Figura 2 é apresentada a média de chuvas mensais ao longo do período compreendido de 1978 a 2021, coletados pelas sondas do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2023) dos municípios de São Paulo, Diadema, São Bernardo do Campo, Embu, Embu Guaçu, Itapeverica da Serra e Taboão. As sondas consultadas estão listadas no Anexo 1.

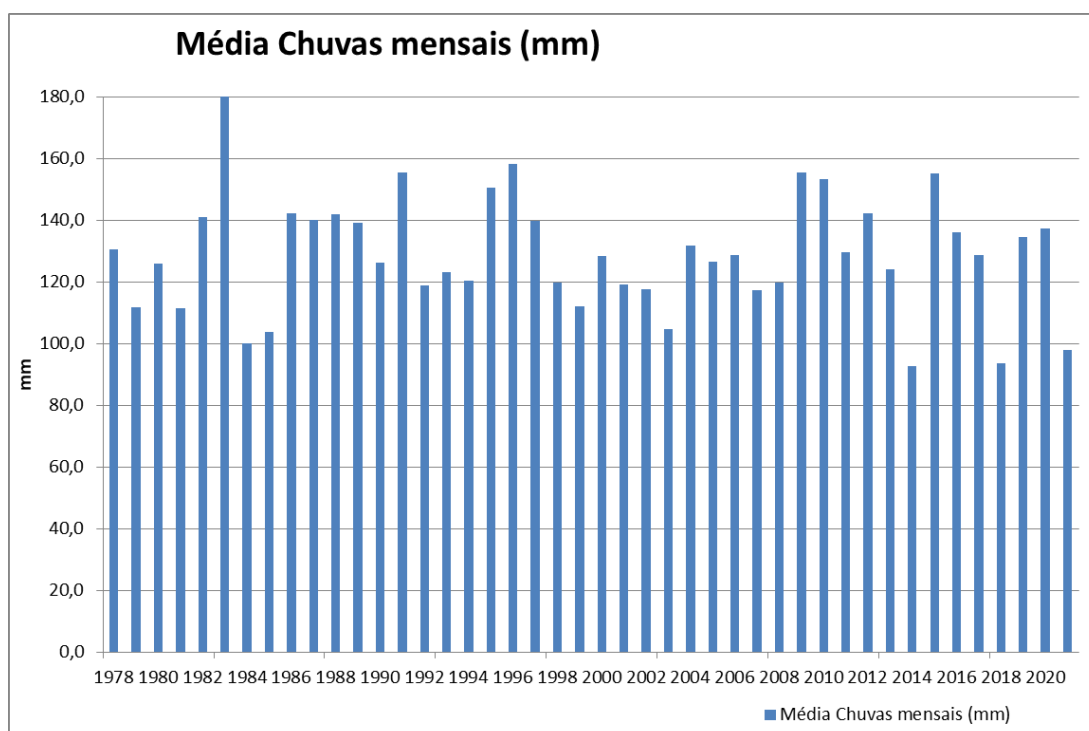


Figura 2 - Média de chuvas mensais (mm) de 1978 a 2021, nos municípios de São Paulo, Diadema, São Bernardo do Campo, Embu, Embu Guaçu, Itapeverica da Serra e Taboão, dados das Sondas do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) (DAEE 2023).

Para avaliação proposta neste estudo foram utilizados os dados disponíveis de fósforo (PT) total, clorofila-a, cobre total, cobre dissolvido, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e feofitina-a para o período de 1978 a 2021 para os pontos Cap, EM e EG e de 1999 a 2021 para o ponto Bpa.

## 2.2 Índices de qualidade

O Índice do Estado Trófico (IET), assim como o IET para fósforo total (IET-PT) e o IET para clorofila-a (IET-CL) de Lamparelli (2004) foram calculados para toda a série histórica estudada (1978 a 2021), para possibilitar a comparação dos dados. fósforo total e clorofila-a são utilizadas uma vez que os valores de transparência, no estado de São Paulo, nem sempre representam o estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados (Lamparelli 2004).

O IET-PT deve ser entendido como uma medida do potencial de eutrofização, já que o fósforo atua como o agente causador do processo. Na avaliação correspondente à clorofila-a, o IET-CL, por sua vez, deve ser considerado como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento do fitoplâncton. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo (CETESB 2021). Quando o processo de eutrofização se encontra plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo IET-CL coincidirá com o IET-PT. Porém, quando o processo é limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o IET-CL irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível de menor trofia àquele determinado pelo IET-PT. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a consequente diminuição das concentrações de clorofila-a resultará em uma redução artificial na classificação obtida no índice. A partir de 2010, o Índice do Estado Trófico (IET) utilizado no cálculo do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) pela CETESB passou a considerar o IET-PT e o IET-CL, modificados por Lamparelli (2004).

Na modificação proposta por Lamparelli (2004) foi estabelecida uma nova classe intermediária de trofia, entre as classes Eutrófica e a Hipereutrófica, denominada Supereutrófica. Essa nova classificação foi proposta, pois no sistema anterior, valores muito

diferentes de clorofila e fósforo classificavam o ambiente como eutrófico, subestimando a condição do mesmo (Lamparelli, 2004).

Foram levantados os dados do Índice de Proteção da Vida Aquática (Zagatto et al, 1999) – IVA- para o período disponível segundo os locais avaliados. O IVA tem cinco categorias de qualidade de água: Ótima, Boa, Regular, Ruim e Péssima. O resultado para essa classificação é obtido pela integração dos dados do IET Lamparelli (2004) e os resultados do Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), que é composto pelo grupo das variáveis essenciais e pelo grupo das substâncias tóxicas. A metodologia de cálculo dos índices está apresentada no Anexo.

### 2.3. Análise dos dados

Modelos de regressão linear foram utilizados para estimar a tendência de variação de cada índice para cada ponto de amostragem ao longo do período de 2011 a 2021. Foi realizada uma análise de componentes principais (PCA), considerando os índices e variáveis (clorofila-a, feoftina-a, cobre dissolvido, cobre total, coliformes termotolerantes, *E. coli* e fósforo total) e a correlação entre os grupos. A análise de variância (ANOVA) e correlação de Pearson foram utilizadas para medir a correlação entre os dados do TSI-PT e as seguintes variáveis: clorofila-a, feoftina-a, cobre dissolvido, cobre total, coliformes termotolerantes, *E. coli* e fósforo total, para o período de 1978 a 2021. Os dados foram analisados e gráficos foram produzidos no ambiente R Core Team (2020), no software Past (Hammer *et al* 2001).

## 3. Resultados e discussão

Na avaliação da série temporal, foi possível observar que as concentrações de fósforo total (1978 a 2021) e posteriormente de clorofila-a (1999 a 2021), variaram tanto em relação aos pontos de amostragem, quanto temporalmente. O aumento nas concentrações de fósforo ao longo das décadas ocorreu em todos os pontos avaliados, mas é particularmente evidente no rio Embu Mirim e na Captação da SABESP (Figura 3). Nos pontos no reservatório (Cap e Bpa), onde o tempo de retenção da água é maior, o padrão de aumento na concentração de clorofila-a mostrou a intensificação da atividade da comunidade fitoplanctônica (Figura 3).

Segundo dados apresentados nos relatórios de qualidade das águas interiores da CETESB, o reservatório Guarapiranga apresentou tempo de residência médio, de 2008 a 2021, de quase 102 dias (CETESB 2008-2021). De acordo com Straškraba e Tundisi (2013),

o tempo de retenção da água em um reservatório tem efeitos sobre a qualidade da água. Esse fato decorre da maior disponibilidade dos nutrientes com o aumento do tempo de residência, favorecendo florações de cianobactérias (Tundisi e Matsumura Tundisi 2008).

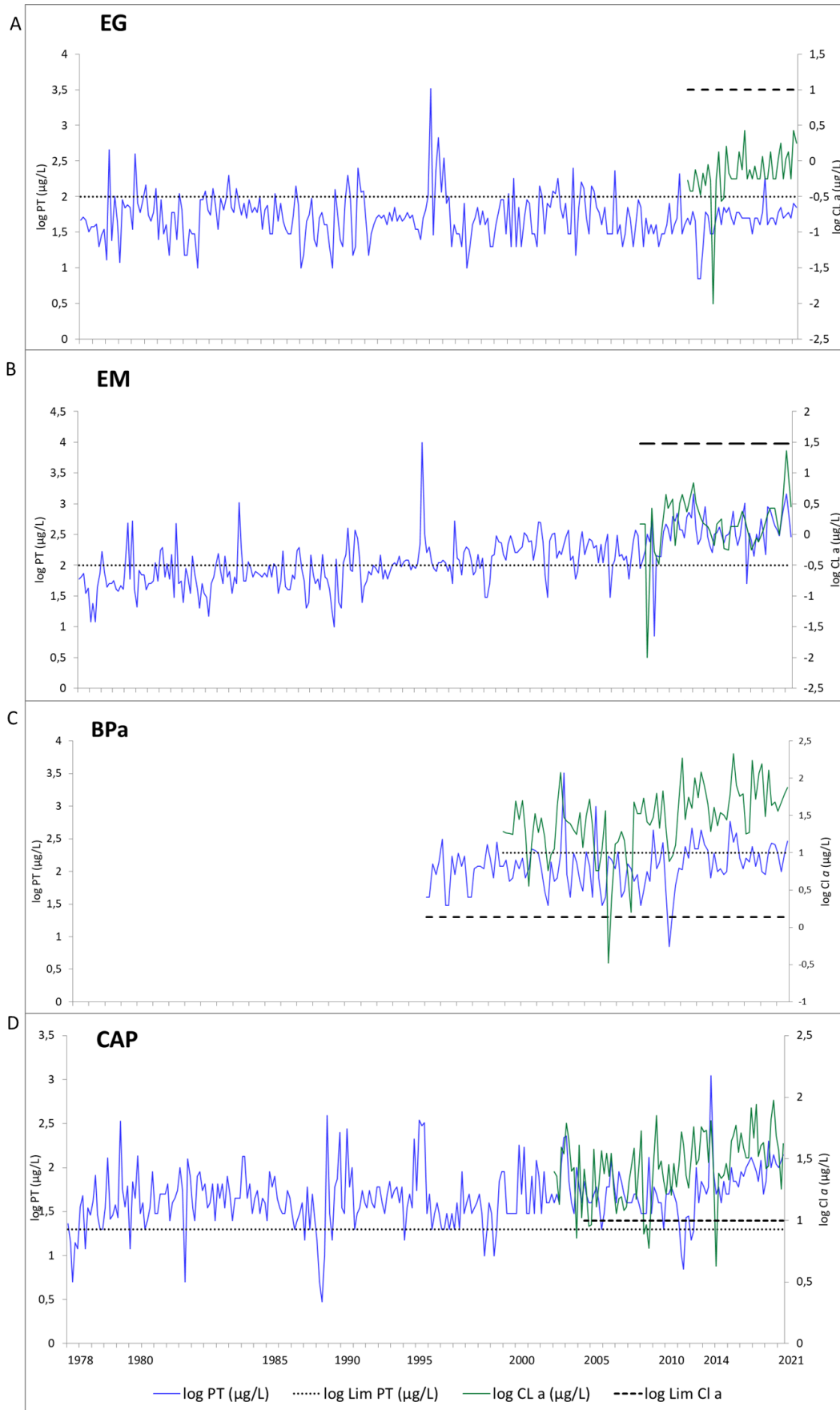


Figura 3 – Variação de concentração de fósforo total e clorofila-a nos pontos amostrados no período de 1978 a 2021 (A, B e D) e de 1999 a 2021 (C)).

Os resultados confirmam a avaliação da deterioração do estado trófico do reservatório Guarapiranga feita por Zorzal Almeida et al. (2017), sendo a melhor qualidade da água encontrada próximo ao rio Embu Guaçu. As concentrações de fosfato encontradas por Kleerekoper (1939) classificariam o reservatório de Guarapiranga, quando era denominado Lago de Santo Amaro, como ambiente ultraoligotrófico, uma vez que os resultados das análises daquele estudo ficaram abaixo do limite de quantificação de 0,001 mg/L. Cerca de 40 anos depois desta amostragem, em 1978, uma nova amostragem no ponto de captação (Cap), mostrou que o reservatório apresentou concentrações de fosfatos que variaram de 0,023 a 0,082 mg/L (Sistema Infoáguas, 2023). Nesta situação, o reservatório apresentou características de ambiente mesotrófico, mas chegou a atingir a condição eutrófica de acordo com a classificação do IET-PT (Figura 4).

Esta condição de eutrofização do reservatório em geral ficou cada vez mais frequente ao longo do período de 2012 a 2021. Este resultado de eutrofização do Guarapiranga pode ter sido decorrente das condições da água do braço do Taquacetuba no Reservatório Billings, revertida por meio do braço do rio Parelheiros – Bpa (CETESB 2013, 2014, 2019, 2021, Figura 4). A condição do braço do Parelheiros (Bpa), que chegou à classificação hipereutrófica, reflete a severa eutrofização do reservatório, ao mesmo tempo em que o “achatamento” artificial do IET nesse local aponta a utilização de algicidas para controle da atividade da comunidade fitoplanctônica (Figura 4).

As alterações de uso e ocupação do solo na área de entorno e de uso do próprio reservatório no período entre o estudo de Kleerekoper (1939) e o início do monitoramento em 1978 mostram profundo impacto na qualidade da água do local. Se antes de 1940 a fonte de fósforo era as águas de drenagem natural das terras e campos que rodeavam o lago estudado, nas décadas que se sucederam, diversas fontes contribuíram com nutrientes para o reservatório.

A qualidade de dois rios contribuintes do reservatório, Embu Guaçu (EG) e Embu Mirim (EM), mostrou sinais de impacto antrópico desde o início do monitoramento, mas não na mesma proporção. A concentração de fosfatos no monitoramento de 1978, que classificou os rios principalmente como mesotróficos ao longo do ano pelo IET-PT (Figura 4), chegou a 0,166 mg/L no rio Embu Mirim, quando o rio apresentou característica eutrófica (IET-PT).

O rio Embu Mirim (EM) apresentou queda progressiva na qualidade da água ao longo dos anos, o que é evidenciado pela piora na condição do IET (Figura 4). Essa queda na qualidade dos rios Embu Guaçu e Embu Mirim foi gradual ao longo dos anos, mas foi mais pronunciada no rio Embu Mirim, cuja bacia tem sido mais sujeita ao impacto da ocupação

urbana do que a bacia do rio Embu Guaçu (Semensatto *et al* 2021).

Esse resultado reflete o impacto ao qual o rio Embu Mirim está sujeito, principalmente devido ao aporte de matéria orgânica proveniente de efluentes sanitários não tratados, evidentes nas altas concentrações de *Escherichia coli* registradas (CETESB, 2022).

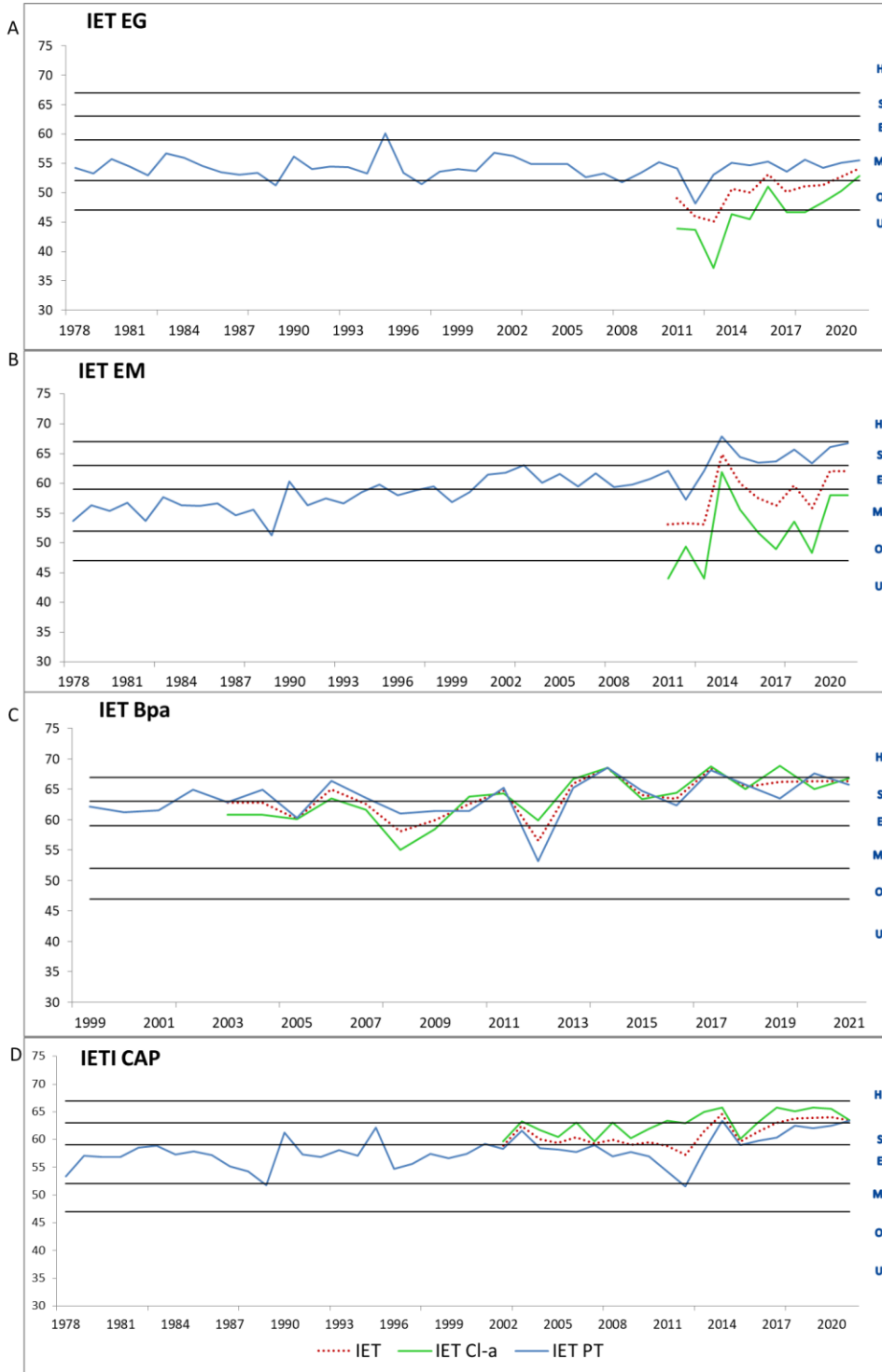


Figura 4 – Evolução da avaliação da condição trófica anual de acordo com o índice IET anual (A, B, C e D). As linhas nos gráficos de IET representam as categorias de classificação dos ambientes:

hipereutrífico (H), supereutrífico (S), eutrífico (E), Mesotrífico (M), oligotrífico (O), ultraoligotrífico (U).

Os resultados encontrados no monitoramento têm mostrado que em anos com baixa pluviosidade, a qualidade da água piora, muitas vezes devido ao aporte de efluentes sanitários (CETESB 2007). O período de estiagem, historicamente considerado de abril a setembro, apresentou-se mais severo em 2014 e novamente em 2021, sendo o volume anual de chuvas em 2014 (1.055 mm) 26% inferior à média dos 19 anos anteriores, (CETESB 2015); já o ano de 2021 apresentou um volume de chuvas de 1.067 mm, 23% inferior à média dos 26 anos anteriores (CETESB 2022). Desse modo, é possível inferir que a variação encontrada no IET e IVA dos pontos do reservatório (Cap e Bpa) e no rio Embu Mirim neste período esteja relacionada com a estiagem observada neste período (Figura 2).

Seguindo a classificação de Zagatto (1999), a avaliação dos pontos pelas médias anuais do IVA mostrou que o comprometimento das condições do rio Embu Mirim é muito severo, principalmente em anos de baixa pluviosidade (Figura 5). O rio Embu Guaçu manteve condição consistentemente “boa”, alternando condições de melhora e piora eventualmente, de acordo com a classificação de Zagatto et al, 1999. O resultado do rio Embu Guaçu mostrou que esse ambiente apresentou boas condições e mesmo em condições de baixa pluviosidade, mostrou resiliência (Figura 5).

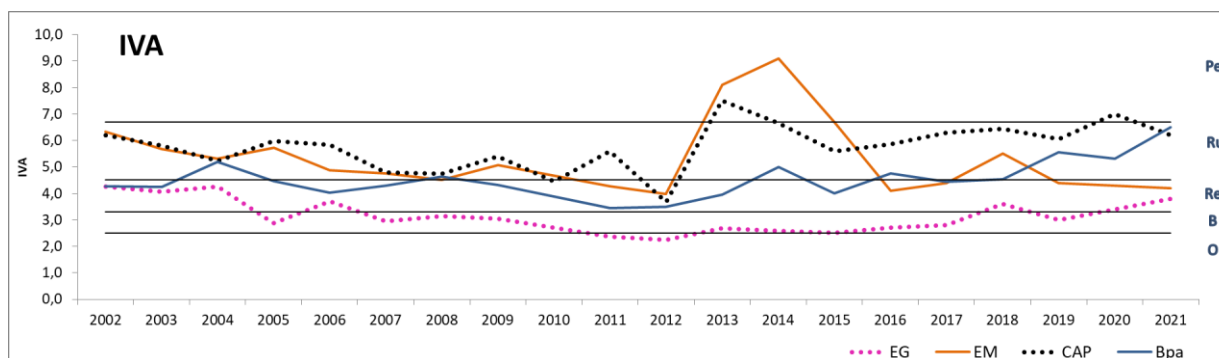


Figura 5- Evolução da avaliação da qualidade dos rios Embu Guaçu (EG), Embu Mirim (EM), braço do rio Parelheiros (Bpa) e captação da SABESP (Cap) de 2002 a 2021 de acordo com o índice IVA. As linhas no gráfico representam as categorias de classificação dos ambientes: ótima (O), boa (B), regular (Re), ruim (Ru), péssima (Pe) (Zagatto et al, 1999)

No corpo central do reservatório, o braço do rio Parelheiros apresentou condição predominantemente “regular”, alternando pioras eventuais, quando atingiu a condição “ruim”. A partir de 2018, a piora na qualidade dessa área levou à classificação do local como “ruim”.

(Figura 5). Tal condição é consequência da transposição das águas do Reservatório Billings bem como pelas cargas geradas nos formadores (CETESB 2006, 2019). O ponto localizado junto à captação da SABESP apresentou uma condição consistentemente “ruim”, consequência das elevadas concentrações de cobre relacionadas ao uso de algicidas utilizados para controle das florações de algas/cianobactérias (CETESB 2006, 2013). A queda na qualidade do ambiente evidenciada pelo IVA salienta o peso ecológico da utilização de algicidas para o ecossistema (CETESB, 2006, 2013, 2018).

A análise de regressão linear dos pontos avaliados, com os dados trimestrais do IET e do IET PT entre 2011 e 2021 indicaram tendência ao aumento nas concentrações de fósforo e à eutrofização nos pontos do reservatório - braço do Parelheiros e Captação da SABESP (Figura 6). As curvas de regressão obtidas com os dados do IET-CL para esse período não indicaram uma tendência clara (Figura 6). As análises de regressão com os dados do IVA também indicaram piora nas condições dos pontos do reservatório - braço do Parelheiros e da Captação da SABESP (Figura 6). Também houve uma indicação de melhoria nas condições do rio Embu Mirim ao longo da série temporal com os dados do IVA (Figura 6, Tabela 2). A indicação de melhoria nas condições rio Embu Mirim em relação à preservação da vida aquática a partir de 2015 provavelmente tem relação com a piora na qualidade desse rio decorrente da estiagem registrada entre 2013 e 2014 (Figura 2).

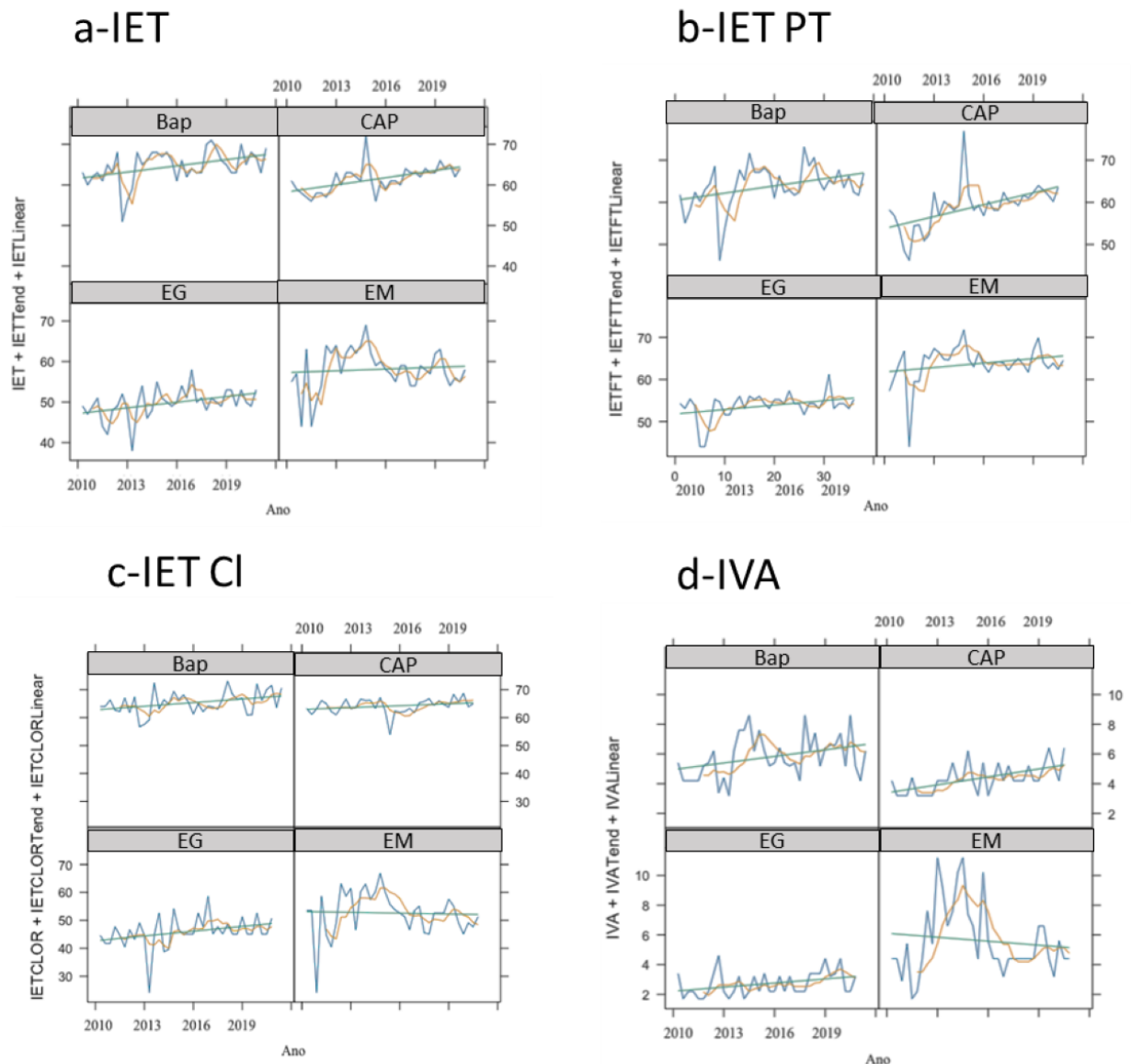


Figura 6 – Evolução do índice (linha azul), a linha de tendência e da regressão linear (linha verde) para os dados de IET (a-), IET-PT (b-), IET-CL(c-) e IVA (d-), gerados para os pontos EG (A), EM (B), Bap (C) e Cap (D) do Reservatório Guarapiranga, município de São Paulo, durante o período de 2011 a 2021.

A análise de variância realizada com os dados dos índices IET e IVA mostrou diferenças significativas entre as áreas estudadas, exceto para a análise realizada com os dados do IVA entre o rio Embu Mirim e o braço do rio Parelheiros em diferentes períodos (Tabela 2). Esse resultado reflete o comportamento similar do IVA apresentado pelo rio Embu Mirim e o braço do rio Parelheiros, ao longo do tempo, consequência dos impactos semelhantes que as duas áreas enfrentam em decorrência de contribuições advindas de efluentes sanitários e do estresse causado pela estiagem.

O resultado obtido na ANOVA realizada com os dados de IET-PT e as variáveis: clorofila-a, feoftina-a, cobre dissolvido, cobre total, coliformes termotolerantes, *E. coli* e fósforo total no período de 1978 a 2021, indicou a ocorrência de diferença significativa. O teste de Tukey apontou diferença estatística significativa entre o IET-PT, coliformes termotolerantes, *E. coli* e fósforo Total com cobre dissolvido. Também houve diferença significativa entre *E. coli* e cobre Total, coliformes termotolerantes e fósforo total. Os resultados apontam um quadro de utilização de sulfato de cobre com alta concentração de matéria orgânica.

Tabela 2: Resultados dos testes estatísticos aplicados aos resultados do IET e às variáveis. Foram utilizados os softwares R (2020) e Past (Hammer et al 2001).

Testes estatísticos				
IET				
Regressão Linear				
IET em função das áreas	Multiple R-squared: 0.6907	F: 78.15	p-value: < 2.2e-16	Diferença significativa: todas as áreas diferem entre si
IET em função da data de amostragem e áreas	Multiple R-squared: 0.6907	F-statistic: 78.15	p-value: < 2.2e-16	Diferença significativa entre as datas e áreas de amostragem
ANOVA seguida pelo teste de TUKEY				
IET entre as áreas	Soma dos Quadrados: 4479	F: 89.16	P: <2e-16	Diferença significativa
	TUKEY	EM-EG	P: 0.0000000	Significativa
		Cap-EG	P: 0.0000000	Significativa
		Bap-EG	P: 0.0000000	Significativa
		Cap-EM	P: 0.0041645	Significativa
		Bap-EM	P: 0.0000000	Significativa
Cap-EM	P: 0.0063660	Significativa		
IET em função da data de amostragem e áreas	Soma dos Quadrados: 4576.3	F: 100.8806	p-value: < 2.2e-16	Diferença significativa
IVA em função das áreas e data de amostragem	Soma dos Quadrados: 222.6	F: 31.91	p-value: < 8.36e-16	Diferença significativa
	Tukey	Cap-EG	P: 0.0000825	Significativa
		EM-EG	P: 0.0000000	Significativa
		Bap-EG	P: 0.0000000	Significativa
		EM-Cap	P: 0.0034184	Significativa
		Bap-Cap	P: 0.0003907	Significativa
Bap-EM	P: 0.9432811	Não significativa		
Variáveis				
ANOVA seguida pelo teste de Tukey				
Análise de variância de IET PT e variáveis - Clorofila-a, Feoftina-a, Cobre dissolvido, Cobre total, Coliformes termotolerantes, <i>E. coli</i> e P total de 1978 a 2021	Soma dos Quadrados: 912,516	F: 21,25	P: 3,7E-20	Diferença significativa
	Tukey	IET PT – Cobre diss	P: 0	Significativa
		Cobre diss -Cobre total	P: 1,34E-05	Significativa
		Cobre diss- Col term	P: 0	Significativa
		Cobre diss- P total	P: 0	Significativa

	IET PT- <i>E.coli</i>	P: 0,008375	Significativa
	Cobre diss- <i>E.coli</i>	P: 7,28E-03	Significativa
	Col term - <i>E.coli</i>	P: 0,04605	Significativa
	<i>E.coli</i> - P total	P: 0,008375	Significativa

A análise de correlação de Pearson entre IET-PT e as diferentes variáveis para toda a série temporal (1978 a 2021) encontrou forte correlação entre o IET-PT e coliformes termotolerantes (0,758); cobre dissolvido e *E. coli* (0,763); coliformes termotolerantes e fósforo total (0,850) e fósforo total e *E. coli* (0,838) e uma correlação moderada entre cobre dissolvido e fósforo total (0,550). Esse resultado indica a associação entre o sulfato de cobre à contaminação microbiológica bem como uma correlação entre *E. coli* e coliformes termotolerantes com o fósforo total relaciona a fonte de nutrientes à contaminação oriunda de esgotos.

A análise de componentes principais de correlação (PCA) foi utilizada para verificar a ordenação dos pontos de coleta em relação ao gradiente ambiental, representado pelo conjunto de valores dos resultados dos índices (IET-CL, IET-PT, IET, IVA) e das variáveis cobre total e dissolvido, clorofila-a, feofitina-a, coliformes termotolerantes e *E. coli* no período de 2011 a 2021 (Figura 6). O resultado explicou 81% da correlação, considerando os componentes 1 (64%) e 2 (17%). Enquanto o componente 1 se mostrou fortemente correlacionado com o IET e IET-PT, o componente 2 apresentou correlação com cobre dissolvido e total e feofitina.

Os resultados obtidos indicaram que os dados agruparam os ambientes mais eutrofizados, assim como os que são impactados pela utilização de sulfato de cobre para controle de floração de algas/cianobactérias. A aproximação do rio Embu Mirim aos pontos do reservatório reflete a condição mais impactada do local, apresentando as piores classificações com base no IET-PT e no IVA, além de maior presença de *E. coli*.

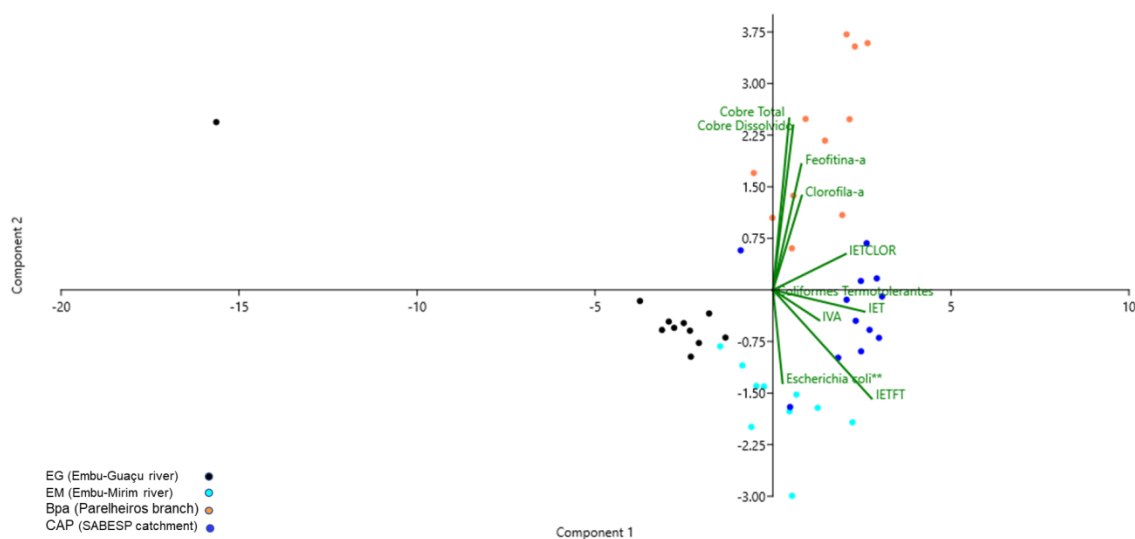


Figura 6: Resultado da Análise de Componentes Principais de Correlação – PCA- com o resultado dos índices (IET, IET PT, IET CL e IVA) e variáveis (cobre total e dissolvido, clorofila-a, feofitina-a, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*) de 2011 a 2021 realizado com o software Past (Hammer et al 2001).

#### 4. Considerações Finais

Os índices avaliados neste estudo refletiram tanto a contribuição que os ambientes monitorados receberam quanto as diferentes pressões antrópicas que cada local sofreu ao longo do tempo. A degradação da qualidade da água na área de estudo foi constante nos locais do reservatório e do Rio Embu Mirim por mais de quatro décadas, como mostram as análises dos índices IET e IVA. O grau variável de degradação nas áreas ao redor do reservatório teve impacto nos resultados de qualidade da água em longo prazo.

A melhoria da qualidade do rio Embu Guaçu, localizado na Área de Proteção Ambiental Capivari Monos, que o protege parcialmente da expansão urbana, também foi captada pelos índices, assim como os diversos fatores de estresse que o afetam. Os resultados dos índices para o Rio Embu Mirim, que está rodeado por um ambiente urbano e exposto às pressões e poluição causadas pelas mudanças neste ambiente, levam inevitavelmente à perda de qualidade do ecossistema aquático. Na parte central do reservatório, os índices mostraram os efeitos do aumento da poluição orgânica proveniente do esgoto sanitário e da deterioração do ambiente aquático. Também foram identificadas pelos índices as ocorrências de florações de cianobactérias como consequência da eutrofização do ecossistema aquático, combatidas há

décadas com o uso de algicidas para possibilitar o tratamento da água para abastecimento da população.

A deterioração da qualidade do reservatório apontada pelo IVA está, em parte, relacionada com a aplicação de algicidas. A avaliação dos índices IET e IVA mostra a deterioração desse ambiente, agravada pelo desvio de água de Taquacetuba para Guarapiranga. A deterioração da qualidade da água no reservatório, reflectida no IVA, indica que a proteção da comunidade aquática está comprometida em termos de ecotoxicidade.

Os resultados mostram que os índices IET e IVA avaliados neste estudo refletem a qualidade do meio ambiente e os impactos a que estão expostos, tanto no curto como no longo prazo, especialmente aqueles sob intensa pressão humana. Como o foco destes índices está na informação sobre o estado de conservação do ambiente e não apenas na qualidade da água como recurso para tratamento e consumo, a sua aplicação no monitoramento ambiental proporciona uma resposta integradora para o ecossistema aquático. A integridade do ecossistema é crítica para manter a qualidade da água. O estudo mostrou que a introdução de índices que indicam os locais de perda de qualidade da água e as causas prováveis é uma boa abordagem para monitorar o ambiente de interesse.

Avaliar a viabilidade do ambiente aquático em termos da toxicidade proporcionada pelo IVA é particularmente importante dado o grande número de fatores de estresse presentes em praticamente todos os habitats aquáticos atualmente. O ecossistema aquático em ambientes antrópicos é severamente afetado por potenciais fontes de toxicidade à comunidade, e a utilização de um índice que possa avaliar não só a presença, mas também a intensidade desta toxicidade é essencial para o monitoramento dessas águas.

A modificação e degradação do habitat é uma das principais causas da perda de biodiversidade. O monitoramento do ambiente aquático é uma ferramenta essencial para identificar os fatores de estresse, tanto numa fase inicial (primeiros sinais de mudança) como para tomar medidas corretivas sobre os fatores de estresse estabelecidos. Ao longo do tempo, o monitoramento envolve muitas vezes a expansão dos locais de amostragem e, o mais importante, a incorporação do monitoramento de comunidades biológicas em locais selecionados, conforme indicado pelos índices de base, IET e IVA. Desta forma, os dados da série temporal mostraram que o uso combinado do Índice de Estado Trófico de Lamparelli (IET 2004) e do Índice de Proteção à Vida Aquática (Zagallo et al., 1999) são apropriados, em termos de facilidade, precisão e eficiência, para o desenvolvimento de uma rede básica de monitoramento em águas subtropicais.

## 5. Referências Bibliográficas

- Bettencourt P., Fulgêncio C., Grade M. & Wasserman J. C. 2021 A comparison between the European and the Brazilian models for management and diagnosis of river basins. *Water Policy* 23, 58–76. <https://doi.org/10.2166/wp.2021.204>.
- Beyruth Z., Caleffi S., Zanardi E., Cardoso E. & Rocha A. A. (1997). Water quality of Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil, 1991–1992, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26:2, 675-683, DOI:10.1080/03680770.1995.11900801
- Castro, R.M.; Marcionilio, S. M. L. de O.; Morais, W. A.; Alves, W. dos S.; Oliveira, L. D.; Teixeira, M. B.; Oliveira, D. M. da S. 2023. Spatiotemporal analysis of water quality indicators in a watershed in Brazilian Cerrado. *Water Science And Technology-Water Supply*, 23, 1161-1176. <https://doi.org/10.2166/ws.2023.061>.
- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecological Engineering*, 60, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- CETESB. (1999). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 1998. São Paulo, 1999. 371 p. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-1999.zip>
- CETESB. (2004). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2003. São Paulo, 2004. V.1: 273 p. + anexos. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio\\_anual\\_aguas\\_int\\_2003.zip](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio_anual_aguas_int_2003.zip)
- CETESB. (2006). Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo. 146 p. + anexos. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/03.zip>
- CETESB. (2007). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006 / CETESB. - - São Paulo : CETESB, 2007. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio\\_2006.zip](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio_2006.zip)
- CETESB. (2013) Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012 [recurso eletrônico] / CETESB. - - São Paulo : CETESB, 2013. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-2012-substituido-em-060513.zip>
- CETESB. (2014) Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013 [recurso eletrônico] / CETESB. - - São Paulo : CETESB, 2014. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-2013-parte1.pdf>
- CETESB. (2015) Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2014 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2015. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb\\_QualidadeAguasSuperficiais2014\\_ParteI\\_vers%C3%A3o2015\\_Web.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2014_ParteI_vers%C3%A3o2015_Web.pdf)

CETESB. (2018). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2017 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2018. (Série Relatórios).  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>

CETESB. (2019). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2018 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2019. (Série Relatórios).  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>

CETESB. (2021). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2020 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2021. (Série Relatórios).  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>

CETESB. (2022). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2021 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2022. (Série Relatórios).  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>

CETESB. (2008-2021). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB. (Série Relatórios, ISSN 0103-4103). Publicado anteriormente como: Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo; Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo; Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo.  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

COBRAPE. 2018. PLANO DE DESENVOLVIMENTO E PROTEÇÃO AMBIENTAL (PDPA) DA APRM GUARAPIRANGA. Elaboração e Revisão dos Planos de Desenvolvimento e Proteção Ambiental das Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Região Metropolitana de São Paulo. P R O G R A M A M A N A N C I A I  
[Shttps://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento\\_reuniao-ga\\_pdpa-3.pdf](https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento_reuniao-ga_pdpa-3.pdf). [s.l: s.n.]. Disponível em:  
 <[https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento\\_reuniao-ga\\_pdpa-3.pdf](https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento_reuniao-ga_pdpa-3.pdf)>.

Cunha, D. G. F., Calijuri, M. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecological Engineering*, 60, 126–134.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

DAEE. (2023, 30 de julho). Departamento de Águas e Energia Elétrica. CTH Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos. Portal do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Hidrologia. Banco de Dados Hidrológicos. <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>

Duarte-dos-Santos, A. K., Cutrim, M. V. J., Ferreira, F. S., Luvizotto-Santos, R., Azevedo-Cutrim, A. C. G., Araújo, B. O., Oliveira, A. L. L., Furtado, J. A., & Diniz, S. C. D.. (2017). Aquatic life protection index of an urban river Bacanga basin in northern Brazil, São Luís - MA. *Brazilian Journal of Biology*, 77(3), 602–615. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01016>

Forio, M. A. E., & Goethals, P. L. M. (2020). An Integrated Approach of Multi-Community Monitoring and Assessment of Aquatic Ecosystems to Support Sustainable Development. *Sustainability*, 12(14), 5603. <https://doi.org/10.3390/su12145603>

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.

Kleerekoper, C.J. (1939). Estudo Limnológico da Represa de Santo Amaro em São Paulo. *Bol. Fac. Phil. Sci. Letras das USP VII*, 2:11-151. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2318-5988.v2i0p11-151>

Lamparelli, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo - Avaliação dos Métodos de Monitoramento. São Paulo (BR). (2004). Tese de Doutorado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/publico/TeseLamparelli2004.pdf>

Lobato, T.C., Hauser-Davis, R.A., Oliveira, T.F., Silveira, A.M., Silva, H.A.N., Tavares, M.R.M. and Saraiva, A.C.F. (2015). Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of Hydrology*, vol. 522, pp. 674-683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.021>

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rörig, L.R., Tundisi, J.G., Schettini, C.A.F., Pereira-Filho, J., Menezes, J.T., Almeida, T.C.M. Urban, S.R., Radetski, C.M., Sperb, R.C., Stramosk, C.A., Macedo, R.S., Castro-Silva, M.A. and Perez, J.A. (2007). From a water resource to a point pollution source: the daily journey of a coastal urban stream. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 67, no. 4, pp. 597-609. PMID:18278310. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400003> .

São Paulo. (2010). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. Cobrape – Companhia Brasileira de projetos e Empreendimentos. Atualização do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga. São Paulo.

SABESP. (2021, 25 de setembro). Água – Mananciais - Guarapiranga. Sabesp » Água » De onde vem? 2021. <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=31>

Semensatto D, Labuto G, Zorzal-Almeida S, McRae DV. (2021). Spatio-temporal changes in water quality in the Guarapiranga reservoir (São Paulo, Brazil): insights from a long-term monitoring data series. *Environ Monit Assess.* 2021 Jun 3;193(7):380. doi: 10.1007/s10661-021-09167-y. PMID: 34081214.

SEMIL. (2023, 11 de abril). Sistema Integrado de Gestão Ambiental - Guarapiranga Sustentável. <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=7756>

Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313(5790), 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>

Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2010). Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 109–136. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342>

Sistema Infoáguas. (2023, 24 de agosto). Qualidade das Águas Superficiais. <https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br/>

Soares, R. D. B.; Crua, R. W. L. da; Silva, C. E. da. (2019). A influência da precipitação na variabilidade da qualidade da água do rio Parnaíba / The influence of precipitation on the water quality variability of the Parnaíba River. *Brazilian Journal of Development*, [S. l.], v. 5, n. 9, p. 16645–16674. <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/3463/3622>

Straškraba, M. e Tundisi, José Galizia. (2013). Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC/IIE.

Strobl, R. O., & Robillard, P. (2008). Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 87(4), 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.001>

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. *Limnologia*. (2008). São Paulo: Oficina de Textos, 632p.

Yevjevich V. (1992) Water and Civilization, *Water International*, 17:4, 163-171, DOI: 10.1080/02508069208686135

Zagatto, P.A.; Lorenzetti, M. L.; Lamparelli, M. C.; Salvador, M. E. P.; Menegon, Jr. N.; Bertoletti, E. (1999). Aperfeiçoamento de um índice de Qualidade de Águas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11(2): 111-126.

Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Lamparelli, M.C., Faustino, S.B., Ferragut, C. and Bicudo, C.E.M. (2017). Avaliação do índice de estado trófico e sua aplicação na Represa Guarapiranga em longa série temporal. In: BICUDO, C.E.M. and BICUDO, D.C. (orgs.). 100 anos da Represa Guarapiranga: lições e desafios. CRV, Curitiba.

Uddin, Md. G., Nash, S., and Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122(107218), 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

UN Environment Programme. (2021). Progress on Integrated Water Resources Management. GLOBAL INDICATOR 6.5.1 UPDATES AND ACCELERATION NEEDS . In UNWater (p. 110). [https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/09/SDG6\\_Indicator\\_Report\\_651\\_Progress-on-Integrated-Water-Resources-Management\\_2021\\_EN.pdf](https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/09/SDG6_Indicator_Report_651_Progress-on-Integrated-Water-Resources-Management_2021_EN.pdf)

### **Capítulo III**

Monitorando mortandades de peixes na Bacia do Guarapiranga, São Paulo: análise de um indicador ecológico da bacia ao longo de 39 anos

## Resumo

A morte em massa de peixes é uma resposta aguda dos organismos aos agentes estressores a que estão expostos. Essa resposta é representativa da ictiofauna do ambiente em relação às pressões e indica uma limitação do meio em prover as condições necessárias à manutenção da vida aquática. Desta forma, a mortandade de peixes é um indicador ecológico que responde à poluição, alteração do habitat e outras pressões em nível de população. O levantamento das mortandades de peixes atendidas pela CETESB na bacia do reservatório Guarapiranga, localizado na Região Metropolitana de São Paulo, de 1983 a 2021 indicou alterações na qualidade da bacia tanto espacial quanto temporalmente. No período avaliado foram levantadas 47 ocorrências de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga. A perda de qualidade dos ecossistemas aquáticos causada pela ocupação urbana sem planejamento ficou refletida no alto número de mortandades nas décadas de 80 e 90. Como receptor das águas da bacia, o reservatório Guarapiranga concentrou também o resultado dessa expansão na área de drenagem da bacia, apresentando intensa eutrofização e florações de cianobactérias. Nesse período inicial prevaleceu a contaminação por substâncias tóxicas decorrentes de efluentes industriais, o que se alterou com a introdução e amadurecimento da Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA e do licenciamento ambiental, quando as fontes de contaminação de substâncias tóxicas que resultaram em mortandades passam a ser difusas ou irregulares. A partir dos anos 2000 as ocorrências apresentam uma leve tendência de diminuição, indicando resultado positivo nas ações de urbanização e leis de proteção do manancial. No entanto, a eutrofização do reservatório voltou a crescer e novas mortandades resultantes da utilização de algicidas para controle de florações de cianobactérias ocorreram em 2014 e 2020, indicando a importância da continuidade do controle da área do manancial. As informações geradas no acompanhamento das mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga mostraram que esse indicador ecológico é capaz de fornecer informações importantes em relação à alteração da qualidade da água e do meio socioambiental.

Palavras-chave: Mortandade-de-peixe. Bacia-do-Guarapiranga. Expansão-urbana. Ecossistema-aquático. Reservatório. Monitoramento. Eutrofização. Floração-cianobactérias. Contaminação.

### Abstract

Mass mortality of fish is an acute reaction of organisms to the stressors to which they are exposed. This response is representative of the ichthyofauna in the environment in relation to stressors and indicates a limitation of the environment in providing the conditions necessary for the maintenance of aquatic life. In this way, fish kill is an ecological indicator that responds to pollution, habitat changes and other stresses on populations. The study on mass fish mortality in the Guarapiranga reservoir catchment in the São Paulo metropolitan region, carried out by CETESB between 1983 and 2021, has shown that the quality of the catchment has changed both spatially and temporally. During the period studied, 47 fish kills were recorded in the Guarapiranga catchment. The loss of aquatic ecosystem quality due to unplanned urban settlement was reflected in the high number of mortalities in the 1980s and 1990s. The Guarapiranga Reservoir, which receives the waters of the catchment, also focused on the result of this expansion of the catchment and showed severe eutrophication and cyanobacteria blooms. During this initial period, pollution from toxic substances from industrial effluents was prevalent. This changed with the introduction and maturation of the National Environmental Policy – “PNMA” and environmental licenses, when the sources of pollution from toxic substances that caused fatalities became diffuse or irregular. Since the 2000s, incidents have declined slightly, indicating a positive result of urbanization measures and laws to protect water sources. However, eutrophication of the reservoir has increased again and new fish kills occurred in 2014 and 2020 due to the use of algacides to control cyanobacteria blooms, demonstrating the importance of continuous monitoring of the catchment area. The information obtained from monitoring fish mortality in the Guarapiranga basin has shown that this ecological indicator can provide important information in relation to changes in water quality and the socio-ecological environment.

**Key-words:** Fish-kill. Guarapiranga-catchment. Reservoir. Urban-expansion. Aquatic-ecosystem. Monitoring. Eutrophication. Cyanobacteria-bloom. Contamination.

## 1. Introdução

A América do Sul com um histórico de colonização e exploração, seguida por um rápido processo de desenvolvimento, apresenta passivos ambientais e impactos atuais, mas ainda não mostrou resultados para a recuperação e conservação dos ambientes afetados (Barletta 2010; Costa e Barletta 2016). Nesse continente megadiverso, os ambientes aquáticos e os peixes neotropicais de água doce em particular têm sido submetidos a impactos antropogênicos, de múltiplas fontes, em ação crescente e sinérgica (Costa 2016; Pelicice et al 2021). Os peixes são bioindicadores essenciais da integridade ecológica do ecossistema aquático em escalas que vão dos micro-habitats à bacia hidrográfica. Essa capacidade de ampla distribuição dos organismos da ictiofauna torna esse bioindicador uma ferramenta especialmente útil no monitoramento quanto à poluição e gestão de corpos de água (Okwuosa, 2019).

Uma causa de alteração pode ser definida como um estressor que ocorre com intensidade, duração e frequência de exposição que resulta em uma mudança detectável na integridade do ecossistema. Estabelecer relação entre fatores ambientais e efeitos ecológicos é essencial para a tomada de decisões no estabelecimento de medidas corretivas e ações de políticas ambientais (Meyer e Barclay 1990; Adams 2003).

O estresse de origem antrópica a que os ecossistemas aquáticos têm sido submetidos nas últimas décadas vem crescendo ininterruptamente e gerando fontes de estresse aos organismos, que variam tanto espacial quanto temporalmente (Adams & Greeley 2000). Os estressores antrópicos se juntam aos naturais, sujeitando os organismos aquáticos a variações nos fatores físico-químicos, alterações na disponibilidade, dos alimentos e integridade do habitat, além dos impactos da eutrofização (Adams & Greeley 2000).

A vulnerabilidade dos ecossistemas de água doce, expostos a vários fatores de estresse antropogênico que geralmente interagem simultaneamente de forma aditiva, é aumentada por estarem inseridos em áreas que funcionam como “receptores” de resíduos, sedimentos e poluentes carregados para a água, além da alteração e remoção de habitats. A poluição traz um risco elevado para os organismos, que ficam diretamente expostos a contaminantes que se concentram na água. Muitas espécies de água doce têm capacidade limitada de fuga em face de mudanças nas condições ambientais, o que aumenta as probabilidades de extinções locais (Williams-Subiza, & Epele, 2021; Alahuhta et al., 2019).

Alterações do habitat de ecossistemas de água doce estão frequentemente relacionadas com a alteração do curso, represamento, canalização e controle do nível dos rios, levando à perda ou alteração das ligações hidrológicas, degradação da zona ribeirinha pelo uso da terra ao longo do curso do corpo de água e eventos de seca. As mudanças no habitat físico têm

efeitos profundos nos padrões de biodiversidade em águas doces, já que as condições hidrológicas determinam o estabelecimento, o crescimento, a reprodução, a dispersão e a extinção de muitos dos organismos de água doce (Alahuhta et al., 2019).

A ocorrência de perturbações no ecossistema é refletida na comunidade, indicando essas alterações e possibilitando uma abordagem de avaliação dessas reações (Okwuosa, 2019). A morte em massa de organismos aquáticos é uma resposta aguda, que ocorre mundialmente em todos os tipos de ambientes aquáticos e é percebida como um dos principais motivos de preocupação relativos à qualidade da água e saúde do ecossistema, pois indica um ponto extremo de pressão no ambiente aquático (Godinho *et al* 2019; Hoyer *et al.* 2009; La e Cooke 2010; Thronson e Quigg, 2008).

Uma mortandade ou mortalidade em massa de peixes é caracterizada pela morte repentina e inesperada de peixes silvestres ou cultivados, em uma área e período definidos (Meyer e Barclay, 1990; Thronson e Quigg, 2008). A quantidade de peixes atingida em cada ocorrência pode variar de vários indivíduos a milhões de peixes mortos dependendo do ambiente envolvido e causas do evento, implicando em perdas econômicas, sociais e ecológicas (La e Cooke 2010).

Mortes em massa de peixes estão normalmente associadas às alterações da qualidade da água, embora nem sempre seja possível identificar suas causas, e o seu registro consiste em um bom indicador da suscetibilidade do corpo hídrico em relação a fontes de poluição ou outros agentes estressores (Godinho et al 2019). Embora a morte de peixes possa ocorrer devido a ações humanas diretas, os estudos identificam frequentemente vários fatores como causas prováveis para mortandade de peixes, incluindo a combinação de fatores de estresses naturais e antrópicos. Apesar disso, os mecanismos subjacentes a diversas ocorrências de mortes de peixes permanecem desconhecidos (Godinho et al 2019).

Em geral, as mortandades de peixes têm sido ligadas com maior frequência à baixa concentração de oxigênio dissolvido na água (hipóxia ou anóxia) e proliferação de algas (cianobactérias potencialmente tóxicas em ambientes de água doce, dinoflagelados em ambientes marinhos). Outras causas também verificadas são mudanças rápidas na temperatura da água (estresse térmico), toxicidade de amônia (NH<sub>3</sub>) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), doenças infecciosas (bactérias, parasitas, fungos e viroses), acidificação, doença das bolhas de gás, superpopulação de peixes, operação de barragens e estresse devido a atividades de desova (Agostinho et al 2021; Hoyer et al., 2009; La e Cooke, 2011; Kibria 2011; Munoz et al., 1994; Thronson e Quigg, 2008).

O presente estudo tem por objetivo fazer uma análise das ocorrências de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga atendidas pela CETESB de 1983 a 2021, fazendo um paralelo com as alterações ocorridas na bacia nesse período.

## 2. Métodos

### 2.1. Área de Estudo

A bacia do Guarapiranga está localizada no sudeste do estado de São Paulo (23°43' S e 46°32' W) representa 631 km<sup>2</sup> de área de drenagem, integrando os municípios de São Paulo, Cotia, Embu, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, Juquitiba e São Lourenço da Serra (SIGAM/SEMIL, 11 abril 2023). A bacia do Guarapiranga (Figura 1) é uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Alto Tietê e está totalmente inserida na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).

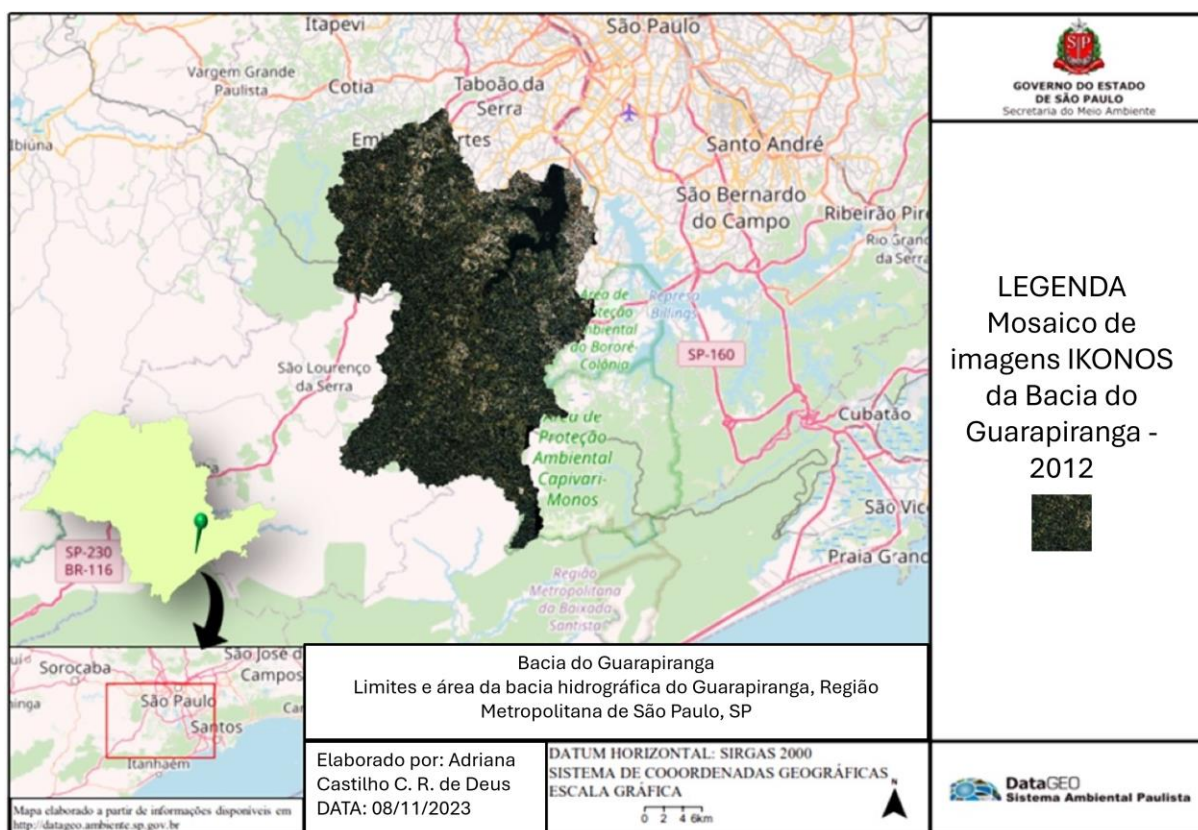


Figura 1 – Localização da bacia do reservatório Guarapiranga, no Estado de São Paulo. Modificado de DataGEO.

Desde 1928, com a implantação da Estação de Tratamento de Água Alto da Boa Vista, o

reservatório Guarapiranga é uma das principais fontes para abastecimento público do Município de São Paulo (Whately & Cunha 2006). Por volta de 1970, a população na bacia do Guarapiranga aumentou rapidamente, muitas das moradias eram de baixo padrão e o esgoto não tratado dessas ocupações era lançado no reservatório (Whately e Cunha 2006). A rápida degradação da qualidade da Região Metropolitana de São Paulo levou ao estabelecimento de áreas de proteção aos mananciais já na década de 70, estando a bacia do Guarapiranga entre as áreas estabelecidas (São Paulo, 1975 e São Paulo, 1977). Embora os municípios de Embu e Itapeverica da Serra estejam completamente inseridos em área de proteção aos mananciais desde 1975, no período entre 1980 e 1985, a expansão de ocupação do solo foi maior nesses municípios, bem como no município de São Paulo, na região de Parelheiros (CETESB, 2003).

Levantamento feito pelo Instituto Socioambiental com imagens de satélite constatou crescimento de 52,62% em áreas urbanizadas da bacia do Guarapiranga (Instituto Socioambiental 1998). Parte desse crescimento ocorreu em áreas que ainda estavam preservadas durante a década de 80, nos municípios de Cotia, Itapeverica da Serra, Embu, Juquitiba e Embu-Guaçu (Instituto Socioambiental 1998). No final dos anos 80, a expansão urbana na bacia trouxe impactos à qualidade da água do reservatório, resultando em maior aporte de carga orgânica que causaram florações de algas e cianobactérias (Instituto Socioambiental 1998). As florações interferiam com o tratamento da água, (Beyruth 1996) e a utilização de algicidas (sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio) foi a forma de manejo escolhida (Beyruth 1992). O emprego de sulfato de cobre para controle das florações de algas/cianobactérias se intensificou especialmente a partir de 1990 (Beyruth 1996). Em 1989, ocorrências de mortandades de peixes apontaram comprometimento da qualidade do ecossistema aquático do reservatório (CETESB 1991).

No contexto da deterioração do reservatório Guarapiranga, o Governo do Estado de São Paulo e a Prefeitura do Município de São Paulo formaram uma parceria e conceberam o Programa Guarapiranga, cujo objetivo era recuperar a qualidade da água da bacia do e melhorar a condição de vida dos moradores da região (Baltrusis & Ancona 2006). O foco do programa, inicialmente foi a construção de infraestrutura nos assentamentos irregulares, controle das fontes difusas, implantação de áreas de lazer, acompanhamento social e programas de educação ambiental (Baltrusis & Ancona 2006). Renomeado como programa mananciais, engloba as bacias dos reservatórios Guarapiranga e Billings, tendo por objetivo contribuir para a despoluição desses mananciais e para a proteção ambiental das áreas de influência dessas bacias hidrográficas (Secretaria de Habitação, 2023).

No início de 2006, foi estabelecida a área de proteção e recuperação da Guarapiranga – a

APRM Guarapiranga, (São Paulo 2006), focada nas particularidades desta bacia hidrográfica. Apesar do estabelecimento da APRM Guarapiranga, o avanço da expansão da mancha urbana sem planejamento continua dentro da área de proteção. Esse avanço é contínuo ao longo da planície fluvial da bacia do baixo rio Cotia, tendo consequências negativas, como por exemplo, toda a carga de sedimentos erodidos das encostas que atinge as planícies fluviais, decorrente dos diversos usos da terra (Leite, 2013).

## 2.2. Ocorrências de mortandades de peixes atendidas pela CETESB na Bacia do Guarapiranga

Desde 1976 as mortandades de peixes no estado de São Paulo passaram a ser alvo de ação da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Inicialmente a CETESB orientava amostragens e interpretação de resultados, passando a realizar atendimentos das ocorrências, para determinação das possíveis causas das mortandades (CETESB 1994). Em 1984 foi desenvolvido um protocolo de procedimentos a serem seguidos em casos de ocorrência de mortandades de peixes (CETESB 1985a), denominado “rotina de ação de emergência para casos de mortandade de peixes – RAE”. A RAE foi incorporada ao “Plano de ação de emergência da CETESB”, que visava estabelecer rotinas para atendimento a acidentes ambientais diversos, treinamento dos técnicos e incorporação de um Manual Técnico que possibilitasse o apoio necessário à execução do atendimento (CETESB, 1985b).

A integração dos dados de atendimentos às ocorrências de mortandades de peixes no estado de São Paulo teve início em 1984, com a elaboração do primeiro relatório anual com os dados de atendimento às ocorrências do ano de 1983 (CETESB 1984). Os registros de mortandades de peixes são utilizados pela CETESB como indicadores ecológicos de qualidade dos ecossistemas aquáticos nas bacias hidrográficas (CETESB 2022).

Para a elaboração deste estudo foram levantados os dados das ocorrências de mortandades de peixes atendidas pela CETESB a partir de 1983. Os registros relativos a eventos na bacia do Guarapiranga foram compilados e avaliados em relação à localização e causa das mortandades, que foram identificadas sempre que possível. O levantamento das mortandades foi feito a partir dos relatórios anuais com a totalização dos atendimentos de ocorrências de mortandades de peixes no estado de São Paulo pela CETESB (CETESB 1984-1997), nos relatórios de atividade da Divisão de Análises Hidrobiológicas (CETESB 1996-2004) e nos relatórios de qualidade das águas do estado de São Paulo (CETESB, 2006-2022).

As ocorrências levantadas foram categorizadas em classes, de acordo com as causas das

mesmas, evolução temporal e locais de ocorrência na bacia.

### 3. Resultados e Discussão

Foram levantadas 47 ocorrências de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga desde o início do monitoramento das ocorrências em 1983 até 2021 (Tabela 1). As causas das mortandades foram identificadas em aproximadamente 75% das ocorrências, ficando indeterminadas em 25% dos atendimentos realizados.

Tabela 1- Atendimentos a mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga realizados pela CETESB, por município. OD: oxigênio dissolvido. Fonte: CETESB (1984-1997, 1996-2004, 2006-2022).

Nome do Município	Ano	Causa	Local	Tipo de ambiente
Cotia	1985	Infestação por fungos ( <i>Saprolegnia sp.</i> ), parasitas ( <i>Ichthyophthirius multifiliis</i> ) e sanguessugas	Lagos que contribuem para o rio Cotia	Lêntico
	1988	Provável contaminação por desinfetante	Lagos em propriedade particular	Lêntico
	1989	Contaminação por despejo de efluente industrial	Lagos	Lêntico
	1991	Despejo de substância tóxica	Lago de propriedade particular e rio Cotia	Lêntico
	2004	Queda de OD e contaminação por ácidos/metais	Tanques de criação de peixes	Lêntico
Itapecerica da Serra	1985	Queda na concentração de OD devido à alteração brusca de temperatura	Sítio	Lêntico
	1986	Queda na concentração de OD devido à contaminação por caminhões limpa-fossa	Rio Embu Mirim e Lagoa do Rio Poço Fundo	Lótico
	1988	Contaminação por pesticidas carbamatos e fosforados	Lago em propriedade particular	Lêntico
	1993	Contaminação por pesticida organoclorado	Lago em propriedade particular	Lêntico
	1994	Queda na concentração de OD em decorrência de contaminação por óleos e graxas de vazamentos industriais	Ribeirão Ponte Alta, próx estrada do Mosteiro	Lótico
	1994	Queda na concentração de OD devido ao aporte de matéria orgânica sanitária por fontes difusas	Lago de sítio na sub bacia do rio Embu Mirim	Lêntico
	2012	Indeterminada	Rio Embu Mirim	
	2019	Contaminação por vazamento de óleo diesel em decorrência de acidente ferroviário	Córrego da sub-bacia do Rio São Lourenço	Lótico
Embu Guaçu	1985	Indeterminada	Sítio Lago da Nascente	Lêntico
	1985	Queda na concentração de OD devido à eutrofização e superpopulação de peixes	Lago de chácara	Lêntico
	1996	Indeterminada	Rio Embu-Guaçu	
	2003	Indeterminada	Rio Cipó, próximo à confluência com o Rio	Lótico

Nome do Município	Ano	Causa	Local	Tipo de ambiente
			Embu-Guaçú	
	2004	Queda na concentração de OD devido à queda de temperatura	Lago de propriedade particular	Lêntico
	2005	Indeterminada	Rio Cipó, próximo à confluência com o Rio Embu-Guaçú	Lótico
	2021	Contaminação por substância tóxica não identificada, decorrente de descarte pontual irregular	Rio Embu-Guaçu	Lótico
<b>Embu</b>	1990	Queda na concentração de OD e contaminação por efluente de indústria de galvanoplastia	Rio Embu Mirim	Lótico
	1992	Provável contaminação por despejo de efluente de indústria de papel e celulose	Rio Embu Mirim	Lótico
	1993	Contaminação por efluente industrial com alto teor de soda	Rio Embu Mirim	Lótico
	1993	Contaminação por solvente industrial	Rio Embu Mirim	Lótico
	1995	Provável contaminação por despejo irregular de efluentes industriais levando a queda de OD	Rio Embu Mirim	Lótico
	2007	Baixas concentrações de OD causadas por contaminação por matéria orgânica de origem sanitária por fontes difusas	Lago de propriedade particular	Lêntico
	2009	Queda na concentração de oxigênio devido a lançamento de chorume, proveniente de material orgânico localizadas em um pátio de compostagem da empresa a montante das áreas atingidas	Lagos em propriedade particular	Lêntico
<b>São Paulo</b>	1988	Indeterminada	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Provável despejo de efluente industrial	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Indeterminada	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Toxicidade aguda por aplicação de sulfato de cobre	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Queda na concentração de OD devido à eutrofização	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Queda na concentração de OD devido à eutrofização	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1989	Toxicidade aguda na captação da SABESP devido à aplicação de sulfato de cobre	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1990	Provável contaminação por sulfato de alumínio utilizado pela SABESP	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1991	Provável contaminação por substâncias tóxicas	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1991	Indeterminada	Lago de Interlagos	Lêntico
	1995	Queda na concentração de OD por decomposição de matéria orgânica	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	1996	Provável queda na concentração de OD em decorrência de eutrofização e floração de cianobactérias ( <i>Microcystis sp</i> )	Lagoa na estrada da Cumbica	Lêntico
	2000	Queda na concentração de OD em decorrência da diminuição do nível de água do rio	Rio Parelheiros	Lótico
	2002	Indeterminada	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	2004	Indeterminada	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	2007	Provável falta de OD devido à elevada carga orgânica e alta eutrofização	Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	2014	Provável contaminação por algicidas na água do reservatório devido à floração de cianobactérias	Praia do Sol, Reservatório Guarapiranga	Lêntico
	2020	Queda da concentração de OD no período noturno em consequência da eutrofização e floração de cianobactérias, agravado pela	Bairro Chácara Vista Alegre, Reservatório	Lêntico

Nome do Município	Ano	Causa	Local	Tipo de ambiente
		provável aplicação de algicida sulfato de cobre	Guarapiranga	
	2020	Queda da concentração de OD no período noturno em consequência da eutrofização e floração de cianobactérias, agravado pela provável aplicação de algicida sulfato de cobre	Praia perto do Parque municipal “9 de Julho”, Reservatório Guarapiranga	Lêntico
<b>São Lourenço da Serra</b>	2009	Floração de algas (dinoflagelados) em decorrência do excesso de matéria orgânica	Lago em propriedade particular	Lêntico

De acordo com as informações disponíveis, a demora na comunicação e acionamento da agência ambiental para atendimento foram responsáveis pelos eventos com causa indeterminada, impossibilitando a investigação dos agentes estressores e possíveis causas dos eventos. Os atendimentos foram mais numerosos e frequentes no período das décadas de 80 e 90, diminuindo a partir dos anos 2000 e variaram com o tempo e o local de ocorrência (Tabela 1, Figura 1). Em alguns anos da série histórica avaliada não foram registradas ocorrências na bacia do Guarapiranga (Figura 1).

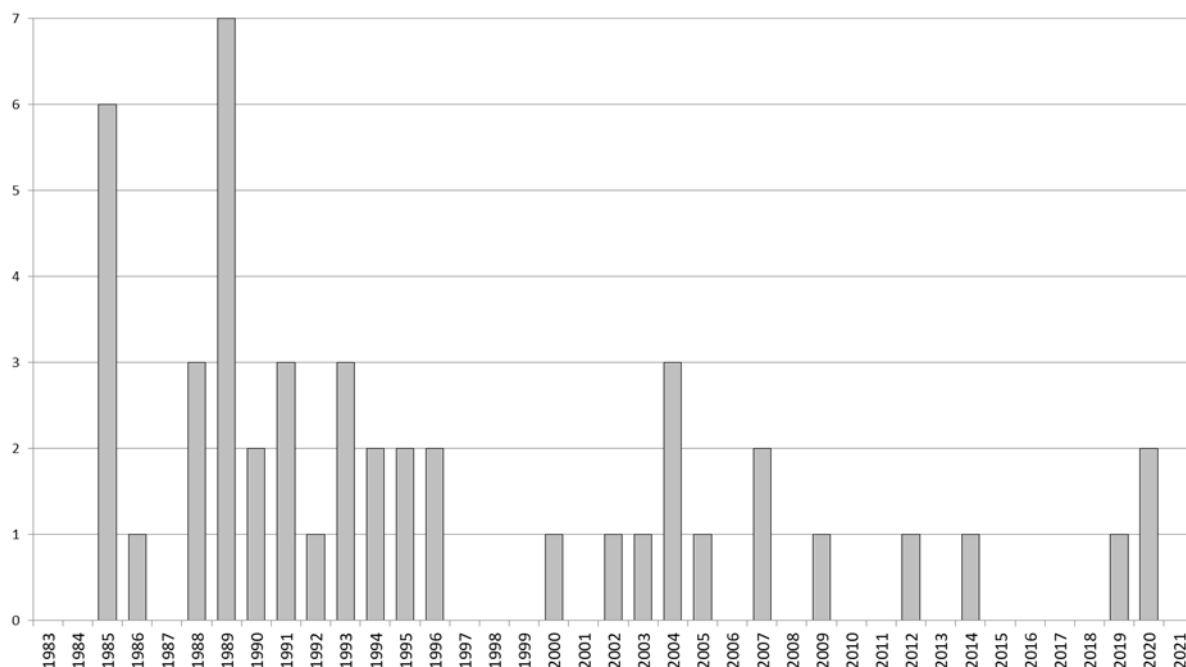


Figura 1: Ocorrências de mortalidades de peixes na bacia do Guarapiranga atendidas pela CETESB de 1983 a 2021. Elaborado com dados de CETESB (1984-1997, 1996-2004, 2006-2022).

No período de 1989 a 2003 houve um aumento da ordem de 19% nas áreas urbanas na bacia do Guarapiranga, sendo que mais da metade deste crescimento aconteceu em áreas com severas restrições à ocupação, incluindo-se Áreas de Preservação Permanente (APPs), protegidas pela legislação federal e estadual (Borelli 2006). Houve também um aumento de 52,62% nas áreas urbanizadas nos municípios de Embu, Cotia e Itapecerica da Serra (a oeste do município de São Paulo) e em Jujutiba e Embu-Guaçu (ao sul do município de São Paulo), de 1989 e 1996, sendo que a maioria das novas invasões ocorreu em áreas que ainda estavam preservadas na década de 80 (Instituto Socioambiental 1998).

A expansão urbana influenciou a dinâmica dos rios e na qualidade da água dos municípios e do reservatório Guarapiranga. O rio Embu Mirim tem suas nascentes no município de Itapecerica da Serra, recebe contribuições dos municípios de Embu, Itapecerica da Serra e Cotia até desaguar no reservatório Guarapiranga (Marcondes et al 2022). Sua sub-bacia tem grande potencial de transferência de sedimentos, tanto pela declividade como pela densidade de drenagem sendo determinante tanto o processo de assoreamento como para a qualidade da água do reservatório Guarapiranga (de Queiroz *et al* 2015).

O uso e ocupação da planície fluvial do Sistema Baixo rio Cotia, marcado principalmente pela expansão de áreas urbanas, atividades hortifrutigranjeiras e instalações industriais, reflete na dinâmica da planície e no canal principal do rio. No período de 40 anos (1962-2002), apenas em um trecho do baixo rio Cotia houve uma perda de dois quilômetros em sua extensão total devido a retificações para construção de infraestrutura ou empreendimentos imobiliários e comerciais (Leite 2013).

As alterações em toda a bacia do Guarapiranga nesse período refletiram na qualidade do reservatório. O grande número de ocorrências de mortandades de peixes em 1989 (Gráfico 1), foi associado a florações de cianobactérias, sendo um sinal de alerta para a queda na qualidade da água do reservatório (Whately & Cunha 2006). Além das ocorrências no reservatório, as áreas mais sujeitas à expansão e ocupação urbana apresentaram as maiores densidades de eventos de mortandades de peixes (Figura 2).

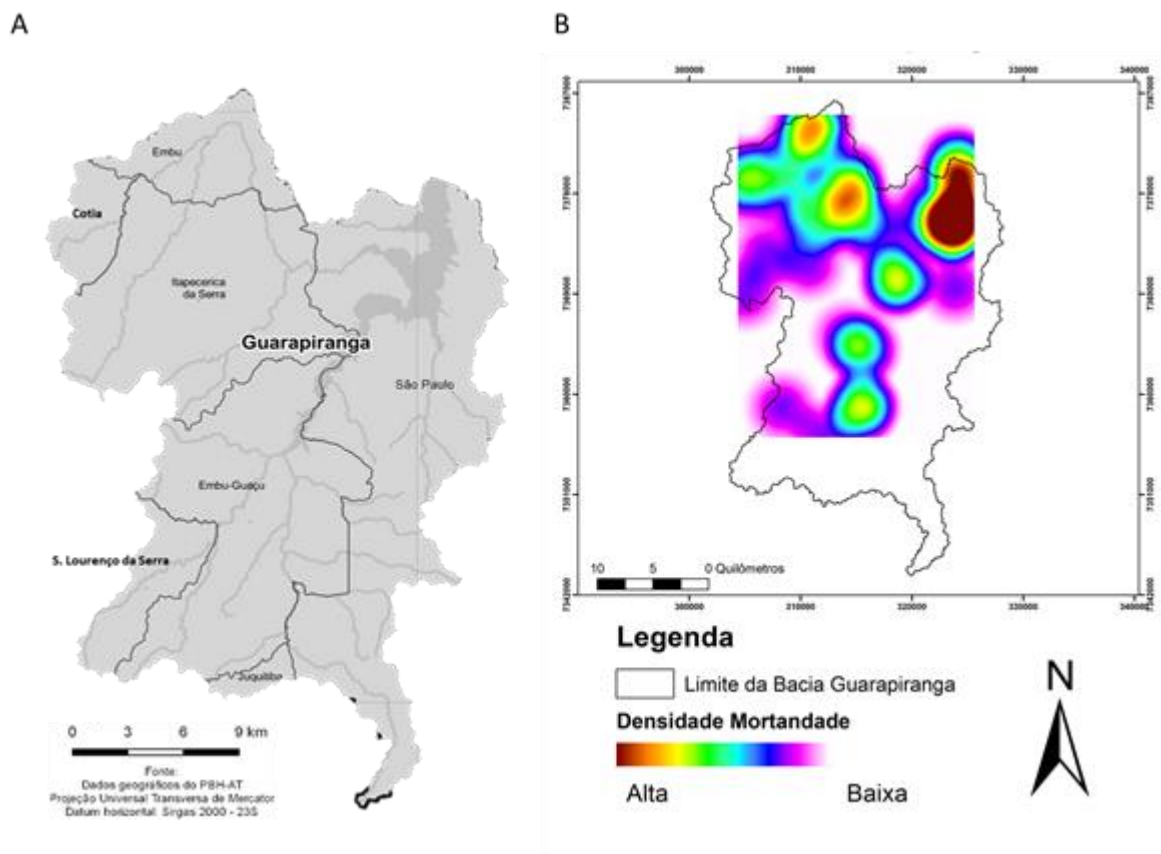


Figura 2: Mortandades de peixes atendidas pela CETESB de 1983 a 2021 na bacia do Guarapiranga. A: Municípios da bacia do Guarapiranga, Fonte: Modificado de CBH Alto Tietê; B: Gráfico de densidade de mortandades de peixes na bacia por período. Elaborado por Letícia C. de Assis com dados de CETESB (1984-1997, 1996-2004, 2006-2022).

As 47 ocorrências levantadas foram categorizadas em classes, de acordo com as causas identificadas, considerando as interações entre os estressores, além da classe “indeterminada”, em que não foi possível a identificação da causa da mortandade (Tabela 2).

Tabela 2- Causas identificadas de mortandades de peixes atendidas pela CETESB de 1983 a 2021 na bacia do Guarapiranga, São Paulo. CETESB (1984-1997, 1996-2004, 2006-2022).

1. Concentração de oxigênio dissolvido:
a. Queda na concentração de oxigênio dissolvido em decorrência da contaminação por esgoto sanitário;
b. Queda na concentração de oxigênio dissolvido em decorrência de eutrofização e/ou floração de algas e/ou cianobactérias/
c. Queda na concentração de oxigênio dissolvido associada à utilização de algicidas;
d. Queda na concentração de oxigênio dissolvido em decorrência de desestratificação da coluna de água;
e. Queda na concentração de oxigênio dissolvido em decorrência da redução do nível do corpo de água;
f. Queda na concentração de oxigênio dissolvido associado à contaminação por substâncias tóxicas;
2. Contaminação por substâncias tóxicas;
3. Doenças, parasitas.
4. Indeterminada

De acordo com Adams (2003), a elevada variabilidade dos fatores ambientais combinada com interações cumulativas entre os diferentes estressores nos ecossistemas aquáticos dificulta o estabelecimento de nexos causais definitivos em muitas ocorrências. Nas mortandades levantadas na bacia do Guarapiranga houve, na grande maioria dos casos, interação entre diferentes estressores, mas alguns fatores limitantes podem ser determinantes para a morte do organismo em uma situação aguda.

A morte dos peixes em eventos ligados à baixa concentração de oxigênio dissolvido na água chegou a 52% das mortandades atendidas no período avaliado (Figura 2 e 3). A causa isolada mais frequente das ocorrências atendidas na bacia do Guarapiranga foi a contaminação por substâncias tóxicas (24% das ocorrências).

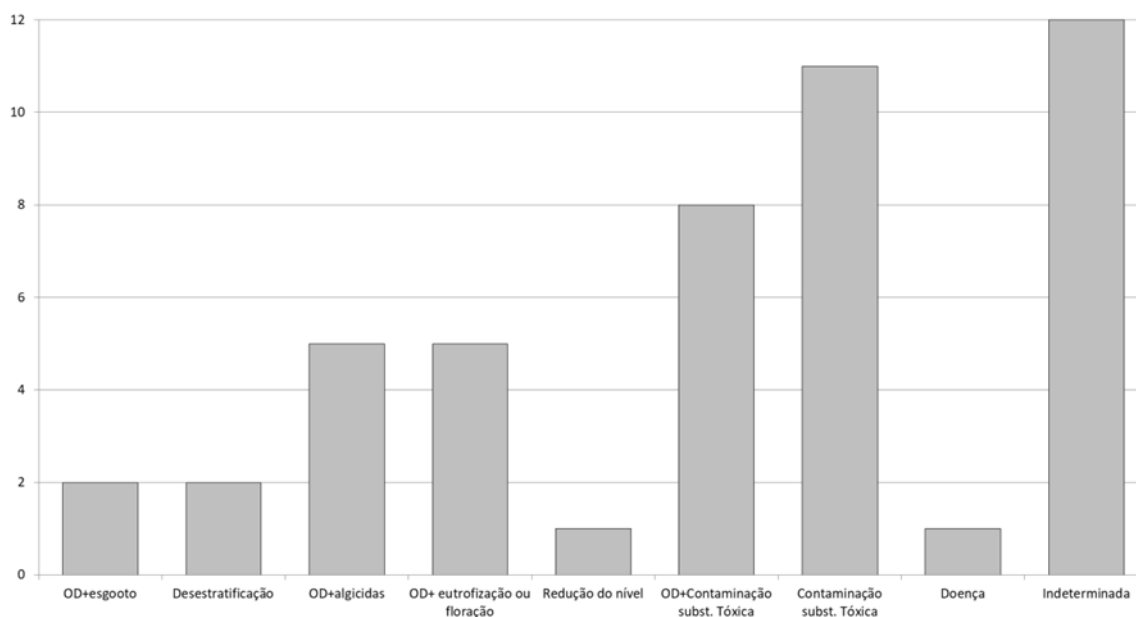


Figura 3: Causas das mortandades de peixes identificadas nos atendimentos feitos pela CETESB na bacia do Guarapiranga de 1983 a 2021.

As causas das mortandades variaram tanto espacial quanto temporalmente, com a presença de intensa interação e sinergia entre agentes estressores (Figura 4). A bacia do Guarapiranga está sujeita à ação antrópica e por causa disso, está frequentemente exposta a múltiplos fatores de estresse e exposição a poluentes (Young et al 2016), o que aumenta a vulnerabilidade do ecossistema aquático (Williams-Subiza, & Epele, 2021). Cada evento de mortandade pode ter diferentes causas, interações entre fatores ambientais ou situações circunstanciais, como o nível da água ou a abundância, composição e localização da assembleia de peixes nas proximidades (Agostinho et al 2021). Tanto os eventos de morte de peixes por interação entre hipóxia e contaminação como os resultantes da contaminação por substâncias tóxicas se concentraram nas áreas de maior ocupação urbana, correspondente aos municípios de Itapeperica da Serra, Embu e o próprio reservatório Guarapiranga (Figura 4).

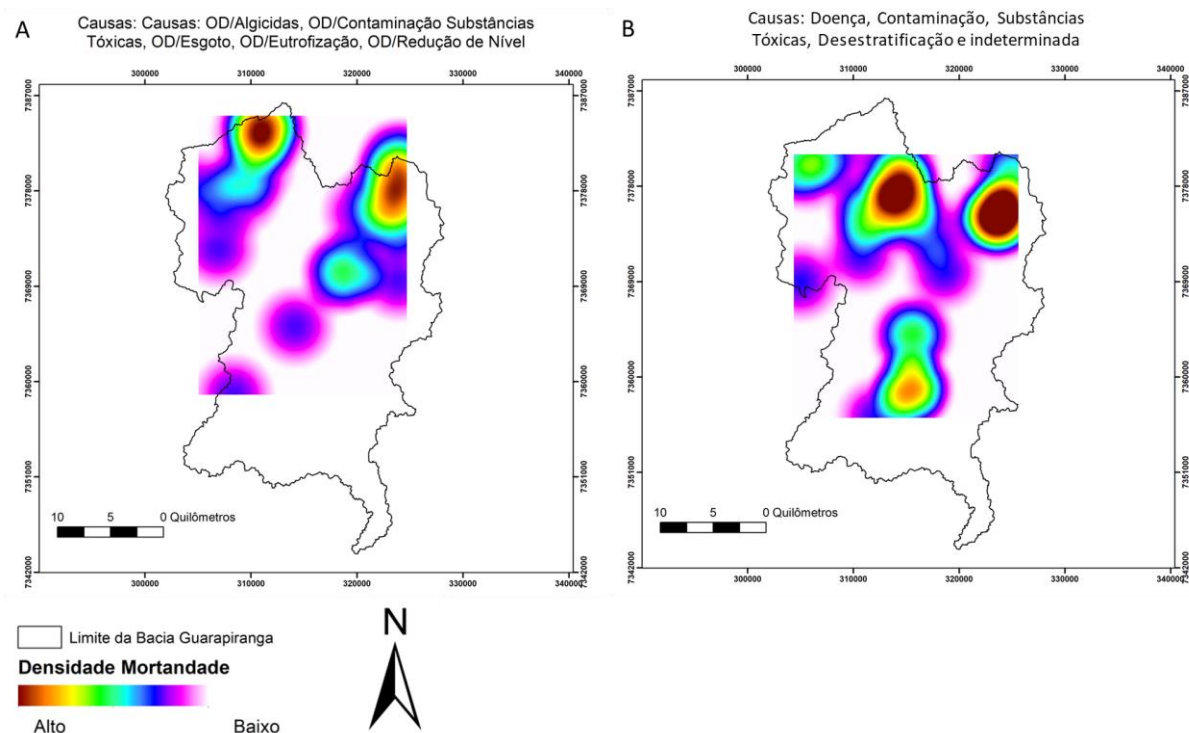


Figura 4: Gráficos de densidade de causas de ocorrências de mortandades de peixes na Bacia do Guarapiranga. (A) Mortandades de peixes com interação da queda da concentração de OD na água na causa da ocorrência, Fonte: Modificado de CBH Alto Tietê; (B) Mortandades de peixes causadas por contaminação por substâncias tóxicas, desestratificação e causas indeterminadas. Gráficos elaborados por Letícia C. de Assis com dados de CETESB (1984-1997, 1996-2004, 2006-2022).

### 3.1. Queda na concentração de oxigênio dissolvido na água

De acordo com Pollock et al (2007) a concentração de oxigênio dissolvido (OD) que seja baixa o suficiente para impactar negativamente o comportamento ou a fisiologia de um organismo é denominada hipóxia e pode ser definida com base em diferentes critérios, como concentração de oxigênio dissolvido, nível de saturação ou mesmo qualquer nível de oxigênio dissolvido suficiente para impactar negativamente o comportamento ou a fisiologia de um organismo aquático (Pollock et al., 2007).

Embora a baixa concentração de OD possa estar ligada a fenômenos naturais, incluindo sazonalidade (fotoperíodo e temperatura), estratificação vertical ou fluxo, atualmente é mais associada com o aporte antropogênico de nutrientes e matéria orgânica no ambiente (Goldberg 1995, Pollock 2007). Foram levantados dois casos de mortandade causados por queda de OD decorrente de desestratificação da coluna de água por alteração súbita da temperatura ambiental (Figura 3). Nesses casos, a matéria orgânica em excesso no local levou

ao consumo do oxigênio e conseqüente quadro de hipóxia.

A variação de OD pode ser um fenômeno natural, mas a queda na concentração de OD causada pela eutrofização e poluição orgânica é um dos maiores problemas de poluição da água (Barton *et al* 1996). Os eventos de eutrofização e/ou floração de algas e cianobactérias estiveram presentes principalmente no reservatório Guarapiranga e lagos próximos a ele. No entanto, outros ambientes lênticos da bacia nos municípios de Embu-Guaçu, Itapeperica da Serra e São Lourenço da Serra também apresentaram esse quadro, com queda de OD e com morte de peixes (Figura 3).

A utilização de algicidas para controle de florações de cianobactérias é um procedimento frequente, sendo que o sulfato de cobre é um algicida muito utilizado pela eficácia e baixo preço (Hanson & Stefan 1984). A ação do sulfato de cobre, no entanto, tem conseqüências negativas ao ambiente, além do objetivo primário de debelar florações de cianobactérias, é tóxico a diversos organismos aquáticos, se acumula nos sedimentos e é muito persistente nos ecossistemas aquáticos (Gunn *et al* 1989). Em curto prazo observa-se a queda na concentração de OD, devido à decomposição das algas mortas e podem ocorrer mortes de peixes devido ao esgotamento do oxigênio e/ou toxicidade do cobre (Hanson & Stefan 1984). A morte dos peixes também pode ocorrer devido ao dano causado pelo cobre ao epitélio branquial (Cerqueira & Fernandes 2002), sem que haja tempo hábil para restauração do tecido.

Embora as mortandades decorrentes da aplicação de algicidas representem menos de 9% do total registrado na bacia de 1983 a 2021, elas se somam à discussão da qualidade da água do reservatório, inclusive para consumo humano.

### 3.2. Contaminação por substâncias tóxicas e queda de OD por contaminação

Devido à vida nos ambientes aquáticos, incluindo o hábito alimentar, os peixes são particularmente vulneráveis e fortemente expostos à poluição, porque não conseguem escapar aos efeitos prejudiciais dos poluentes (Okwuosa, 2019). Uma queda moderada na concentração OD é suficiente para aumentar a ameaça de contaminantes à vida aquática (Barton e Taylor 1996). A ocorrência crescente de hipóxia nas águas, combinada com os efeitos cumulativos de múltiplos estressores químicos, mostra o efeito sinérgico desses estressores e sugere que os efeitos interativos da hipóxia e da contaminação química são uma área que requer investigação, particularmente como é afetada a desregulação endócrina e a reprodução e, portanto, a dinâmica da população (Pollock *et al.*, 2007).

Nas décadas de 70 e 80, as periferias das zonas leste, noroeste e sul do bairro de Santo Amaro, município de São Paulo, mantiveram o crescimento populacional muito acima ao dos

bairros centrais, Entre 1991 e 2000, a taxa média anual de crescimento da população de São Paulo ficou abaixo de 0,9%, mas a periferia cresceu a níveis bastante superiores à média da cidade (Campos et al 2004). Parte dessa ocupação ocorreu na forma de ocupações irregulares, sem estabelecimento de infraestrutura ou observação das áreas de mananciais, gerando degradação ao meio (Valetta 2006). Por outro lado, após a estruturação do Programa Guarapiranga e da Lei da APRM Guarapiranga (São Paulo 2006), os municípios revisaram seus planos diretores e regramento dos espaços, promovendo a compatibilização com a legislação (de Sousa et al 2014).

A Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA (Brasil 1981) trouxe os conceitos de poluidor e recursos ambientais, introduzindo também o licenciamento ambiental no cenário. A evolução no licenciamento e fiscalização das atividades industriais da bacia do Guarapiranga é refletida na diminuição nos eventos de vazamentos de efluentes industriais com mortandades decorrentes.

O período com maior número de ocorrências coincidiu com o de expansão da área urbana na bacia sem planejamento e a principal causa das mortandades foi a contaminação por substâncias tóxicas. A ocorrência de contaminação de corpos de água por substâncias tóxicas tem maiores chances de ocorrer com o aumento da malha rodoviária e instalação de parque industrial. A expansão da malha rodoviária pode trazer acidentes, em que há vazamento de produtos transportados e óleo combustível (Setor de Atendimento a Emergências 2023). O transporte de cargas se concentra no modal rodoviário em São Paulo, onde chega a responder por quase 80% da circulação de bens atualmente (SEMIL 2023). A ocupação da área por indústrias mostrou a importância de tratamento e destinação adequada aos efluentes, assim como a drenagem industrial tem grande potencial para provocar dano ambiental (Santana 2022).

### 3.3. Doenças, parasitas

A presença de estresse ambiental, incluindo poluição, tem o potencial de tornar os peixes mais susceptíveis a doenças (Vethaak 1996). No ambiente natural, os peixes estão expostos aos agentes infecciosos, raramente sendo atingidos por um único agente patogênico por vez. A ocorrência de infecções concomitantes é uma característica comum de populações em ambientes naturais (Chapman et al 2021). Entre os agentes estressores presentes, a eutrofização, junto com a contaminação ambiental, aumenta o potencial de infecções bacterianas (Hoffman 1976).

Foi constatado um evento de mortandade decorrente de infestação por fungos

(*Saprolegnia* sp), protozoários parasitas (*Ichthyophthirius multifiliis*) e sanguessugas em 1985 no município de Cotia. A *Saprolegnia* sp é um fungo ectoparasita que pode ser um invasor primário, mas geralmente ocorre após estresses causados por alterações ambientais, contaminações ou outras infecções e doenças (Hoffman 1976). Graves invasões de peixes por ectoparasitas como *Ichthyophthirius multifiliis* são uma porta de entrada para bactérias patógenos (Hoffman 1976).

A maioria das espécies de sanguessugas comuns são geralmente classificadas como moderadamente tolerante ou tolerante ao enriquecimento orgânico e à poluição (Cortelezzi et al 2018). Além de causar danos diretos aos tecidos nos locais de fixação e alimentação, as sanguessugas de peixes também podem ser vetores de hemoflagelados e vírus e as feridas abertas são vulneráveis a infecções secundárias (Danner & Russel 2017). Os fatores de estresse ambientais ligados à expansão urbana no município provavelmente tiveram influência sobre a qualidade do ecossistema aquático.

#### 3.4. Coleta e tratamento de esgoto na bacia

A bacia hidrográfica do Alto Tietê possui, total ou parcialmente inseridos na área da bacia, 40 municípios (CBH Alto Tietê 2023). A bacia do Alto Tietê apresentou em geral, em 2022, cobertura de coleta e tratamento de esgoto de 85% e 58%, respectivamente (CETESB 2023). Essa cobertura é diferente, no entanto, se forem considerados apenas os municípios da área da bacia do Guarapiranga, onde as médias ponderadas, com base nas respectivas populações, de coleta e tratamento de esgoto são de 87% e 70%, respectivamente, sendo a carga poluidora remanescente de 264.464 kg DBO/dia (CETESB 2023). Embora esses resultados não sejam específicos das contribuições à bacia do Guarapiranga, indicam que a resolução da falta de infraestrutura de coleta e tratamento de esgoto na região ainda não foi atingida

#### 4. Considerações Finais

A morte em massa de peixes e outros organismos aquáticos é uma resposta extrema, em relação à qualidade da água e saúde do ecossistema e indica um limite na capacidade do ambiente prover as condições necessárias à manutenção da vida aquática e à integridade do ecossistema. Essa resposta é um indicador ecológico agudo da ictiofauna, como bioindicadora, às condições do ambiente. O monitoramento desse indicador fornece um leque de informações sobre o ambiente, já que a investigação das causas de uma mortandade exige a

avaliação integrada de dados sobre a qualidade o ambiente.

A identificação das causas de um evento de mortandade de organismos aquáticos é muitas vezes difícil devido à grande interação entre as diversas fontes de estresse presentes no ambiente e a necessidade de se realizar um diagnóstico amplo, com celeridade. A qualidade do ecossistema tem influência direta sobre as condições de saúde dos organismos e a capacidade dos mesmos em reagir a diferentes alterações, tanto naturais quanto exógenas.

A interação entre estressores nos eventos de mortandades na bacia do Guarapiranga foi ubíqua ao longo do levantamento, sendo a concentração de oxigênio dissolvido o principal fator limitante determinante para as ocorrências de mortandades na bacia, principalmente no efeito aditivo em eventos de contaminação do ambiente aquático.

A perda de qualidade dos ecossistemas aquáticos causada pela ocupação urbana ficou refletida no alto número de mortandades nas décadas de 80 e 90, com a concentração de eventos no reservatório em 1989. Como receptor das águas da bacia, o reservatório Guarapiranga concentrou também o resultado do crescimento urbano desordenado na área de drenagem da bacia, apresentando intensa eutrofização e florações de cianobactérias.

Nesse período também foi possível ver a prevalência da contaminação por substâncias tóxicas com origem em efluentes industriais. Esse cenário muda com consolidação da Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA e do estabelecimento do licenciamento ambiental e de maior efetividade na regulação e nas exigências referentes à qualidade dos efluentes líquidos lançados por fontes pontuais.

Os resultados mostraram que número e frequência de mortandades nas bacias apresentaram uma leve tendência de diminuição até os anos 2000, o que indica que ações de urbanização tiveram um resultado positivo na qualidade dos corpos de água da bacia. Entretanto, a eutrofização do reservatório voltou a crescer, resultando na queda da qualidade da água, na crescente concentração de algicidas para controle de florações de cianobactérias e em novas ocorrências de mortandades de peixes em até 2020. Uma das fontes de aporte de matéria orgânica para o reservatório é o esgoto sanitário, uma vez que a cobertura de coleta e tratamento na bacia não cresce na mesma medida da ocupação e não atende aos planos de preservação do manancial.

Além dos impactos discutidos, é preciso considerar que as alterações climáticas terão cada vez mais peso na qualidade do ecossistema aquático, tendo grande probabilidade de facilitar a ocorrência de mortandades de peixes no futuro, acarretando em novos problemas ambientais e sociais. Considerando que o histórico dos dados refletiu as alterações socioambientais da ocupação urbana e as alterações na qualidade da água do reservatório, é

essencial uma abordagem multidisciplinar na busca de soluções para a recuperação dos ecossistemas aquáticos e principalmente dos mananciais. O monitoramento das mortalidades de peixes da bacia do Guarapiranga de 1983 a 2021 mostrou que esse é um indicador ecológico sensível a alterações na comunidade ictífica e com importância regional muito alta. Esses dados devem ser considerados em conjunto com o monitoramento tradicional para a avaliação de alterações pontuais e tendências na qualidade do ecossistema aquático.

## 5. Referências Bibliográficas

- Adams, S. M., & Greeley, M. S. (2000). Ecotoxicological indicators of water quality: Using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 123(1/4), 103–115. <https://doi.org/10.1023/a:1005217622959>
- Adams, S. Marshall. (2003). Establishing causality between environmental stressors and effects on aquatic ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment: HERA*, 9(1), 17–35. <https://doi.org/10.1080/713609850>
- Agostinho, A. A., Alves, D. C., Gomes, L. C., Dias, R. M., Petrere Jr, M., & Pelicice, F. M.. (2021). Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), e210037. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0037>
- Alahuhta, J., Erős, T., Kärnä, O.-M., Soininen, J., Wang, J., & Heino, J. (2019). Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional, and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2), 263–273. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0071>
- Baltrusis, N., & Ancona, A. L.. (2006). Recuperação Ambiental e Saúde Pública: o programa Guarapiranga. *Saúde E Sociedade*, 15(1), 9–21. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902006000100003>
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: A continental overview with emphasis on Neotropical systems. *J Fish Biol.* 2010; 76(9):2118–76. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>
- Barton, B.A., and Taylor, B.R. 1996. Oxygen requirements of fishes in northern Alberta rivers with a general review of the adverse effects of low dissolved oxygen. *Water Qual. Res. J. Can.* 31: 361–409
- Beyruth, Z et al. (1992). Toxic algae in freshwaters of Sao Paulo state. *Algae and Environment: a General Approach*. Tradução. Sao Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia.
- Beyruth, Z. (1996). Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BORELLI, E. A bacia do Guarapiranga: ocupação em áreas de mananciais e a legislação ambiental. *Política e Trabalho. Revista de Ciências Sociais.* v. 25, p. 189-202, out. 2006.
- Brasil. (1981) LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Publicado no DOU em 2.9.81
- Campos, C. M., Gama, L. H., Sacchetta, V., & Rolnik, R. (2004). São Paulo, novo século: uma nova geografia? . In São Paulo: Metropole Em trânsito: Percursos Urbanos E culturais. essay, Senac São Paulo Editora.
- CBH Alto Tietê. (2023, 10 de novembro). Áreas de Mananciais. Guarapiranga. CBH-AT. <https://comiteat.sp.gov.br/areas-de-mananciais/>

Cerqueira, C. C. C., & Fernandes, M. N. (2002). Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameter responses in the tropical fish *Prochilodus scrofa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52(2), 83–91. <https://doi.org/10.1006/eesa.2002.2164>

CETESB. (1984). Atendimento a situações de emergência: mortandade de peixes - Relatório Anual 1983. São Paulo: CETESB

CETESB. (1985a). Rotina de ação de emergência para casos de mortandade de peixes. São Paulo: CETESB

CETESB. (1985b). Plano de ação de emergência. São Paulo: CETESB

CETESB. (1991). Mortandade de peixes no Estado de São Paulo - Relatório Anual 1989. São Paulo: CETESB

CETESB. (1994). Mortandade de peixes no Estado de São Paulo - Relatório Anual 1992. São Paulo: CETESB

CETESB. (2003). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2002. São Paulo, 2003. V.1: 279 p. + anexos. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio\\_anual\\_aguas\\_int\\_2003.zip](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio_anual_aguas_int_2003.zip)

CETESB. (2022). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2021 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2022. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>

CETESB. (2023). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2022 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2022. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2023/09/Relatorio-de-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2022.pdf>

CETESB 1984-1997. Mortandade de peixes no Estado de São Paulo - Relatório Anual. Publicado anteriormente como: Atendimento a situações de emergência: mortandade de peixes / Apoio a situações de emergência em casos de mortandade de peixes: relatório anual. São Paulo: CETESB.

CETESB. (1996 - 2004). Divisão de Análises Hidrobiológicas - Relatório de Atividades. São Paulo: CETESB

CETESB 2006-2022 Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB. (Série Relatórios, ISSN 0103-4103). Publicado anteriormente como: Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo; Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo; Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

Chapman, J. M., Kelly, L. A., Teffer, A. K., Miller, K. M., & Cooke, S. J. (2021, August). Disease ecology of wild fish: opportunities and challenges for linking infection metrics with behaviour, condition, and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(8), 995–1007. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0315>

Cortelezzi, A., Gullo, B. S., Simoy, M. V., Cepeda, R. E., Marinelli, C. B., Rodrigues Capítulo, A., & Berkunsky, I. (2018). Assessing the sensitivity of leeches as indicators of water quality. *Science of the Total Environment*, 624(2018), 1244–1249.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.236>

Costa MF, Barletta M. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. *J Fish Biol.* 2016; 89(1):4–11.  
<https://doi.org/10.1111/jfb.12970>

Danner, G. R., & Russel, D. (2017). Fish health issues from the Archives of Maine IF&W. “Fish leeches”. <https://www.maine.gov/ifw/docs/Fish%20Health%20Issues-ebook.pdf> Fish leeches. Maine Inland Fisheries and Wildlife; © Copyright 2017.

DataGEO - Sistema Ambiental Paulista. 2012. Bacia do Guarapiranga - Mosaico de imagens IKONOS. Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo – IDEIA – SP. [https:// datageo.ambiente.sp.gov.br/](https://datageo.ambiente.sp.gov.br/)

de Queiroz, W., Oliveira, A. M. S., Rossi, M., Saad, A. R., & Andrade, M. R. M. (2015). ANÁLISE GEOAMBIENTAL DA BACIA DO GUARAPIRANGA, REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, PARA UMA AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E ASSOREAMENTO DO RESERVATÓRIO CORRESPONDENTE PAULO: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E ASSOREAMENTO DO RESERVATÓRIO. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 16(1).  
<https://doi.org/10.20502/rbg.v16i1.605>

de Sousa Mendes Vitale Celina Maria Rodrigues Pinto Maria Isabel Sandoval Eugênio Barreiros Gustavo Morasco Mariana Prata Magalhães, A. A. T. B. A. G. C. B. D. A. V. R. C. K. P. R. da R. J. S. P. (2014). DAS POLÍTICAS AMBIENTAIS E URBANAS ÀS INTERVENÇÕES: CONFLITOS, DESAFIOS E POSSIBILIDADES PARA ÁREAS PROTEGIDAS. 293 p. <https://adelpha-api.mackenzie.br/server/api/core/bitstreams/0a66aa10-1de1-43fa-b083-bfa65bb86c61/content>

Godinho, F. N., Segurado, P., Franco, A., Pinheiro, P., Pádua, J., Rivaes, R., & Ramos, P. (2019). Factors related to fish kill events in Mediterranean reservoirs. *Water Research*, 158, 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.027>

Goldberg, E.D. 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Mar. Pollut. Bull.* 31: 152–158.

Gunn AM, Hunt DTE, Winnard DA (1989) The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms. *Hydrobiologia* 188:487–496

Hanson, M. J., & Stefan, H. G. (1984). Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota. *Journal of the American Water Resources Association*, 20(6), 889–900. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x>

Hoffman, G. L. (1976). Fish Diseases and Parasites in Relation to the Environment. *Fish Pathology*, 10(2), 123–128. <https://doi.org/10.3147/jsfp.10.123>

Hoyer, M.V., Watson, D.J., Willis, D.J., Canfield, J.R., 2009. Fish kills in Florida's canals, creeks/rivers, and ponds/lakes. *J. Aquat. Plant Manag.* 47, 53e56.

Instituto Socioambiental - ISA. (1998). Diagnóstico socioambiental participativo preliminar da bacia do Guarapiranga.

<https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/26D00013.pdf>

Kibria, G. (2011). Global fish kills: Causes and consequences. *Science & Technology Article* 21. <http://www.sydneybashi-bangla.com/> February 2011. 2p.

La, V. T., e Cooke, S. J. (2010, December 15). Advancing the Science and Practice of Fish Kill Investigations. *Reviews in Fisheries Science*, 19(1), 21–33.

<https://doi.org/10.1080/10641262.2010.531793>

LEITE, R. Aspectos geomorfológicos da planície fluvial do baixo rio Cotia, SP. XX f. Dissertação (mestrado) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

Marcondes, M. A., Nicodemo, S. V. O., Ding, U. da S., Gonçalves, E. O. R., Abelhão, A. M. M., Meusburger, A., de Mello, R. L., & dos Santos, R. palma T. (2022, September 23). Rio Embu Mirim: As faces do Principal Contribuinte do Reservatório Guarapiranga - Região Metropolitana de São Paulo - SP. [https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU\\_IV](https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU_IV). [https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU\\_IV-SRRU0091-1-20220719-235503.pdf](https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU_IV-SRRU0091-1-20220719-235503.pdf)

Meyer, F. P., and L. A. Barclay. Field manual for the investigation of fish kills, pp. 1–120. In: *Resource Publication 177*. Washington D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service (1990).

Muñoz, M. J., Castaño, A., Blazquez, T., Vega, M., Carbonell, G., Ortiz, J. A., Carballo, M., & Tarazona, J. V. (1994). Toxicity identification evaluations for the investigation of fish kills: a case study. *Chemosphere*, 29(1), 55–61. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90089-2](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90089-2)

Okwuosa, O. B. (2019, May 31). Role Of Fish as Bioindicators: A Review - IRE Journals. IRE Journals. <https://www.irejournals.com/paper-details/1703057>

Pelicice, F. M., Bialecki, A., Camelier, P., Carvalho, F. R., García-Berthou, E., Pompeu, P. S., Mello, F. T. de ., & Pavanelli, C. S.. (2021). Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), e210134. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0134>

Pollock MS, Clarke LMJ, Dubé MG. The effects of hypoxia on fishes: from ecological relevance to physiological effects. *Environ Rev.* 2007; 15:1–14. <https://doi.org/10.1139/a06-006>

Santana, J.A. (2022). Proposta metodológica para prevenção de vazamento de efluentes em indústria química a partir de estudo de caso. Repositorio USP. Retrieved December 21, 2023, from <https://repositorio.usp.br/directbitstream/4706d45e-3f82-4382-8de2-8853b809a11b/JairodeAraujoSantana%20PQI22.pdf>

São Paulo. (1975). Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 898, de 18 de dezembro de 1975.

São Paulo. (1977). Secretaria Geral Parlamentar. Departamento de Documentação e Informação. Decreto nº 9.714, de 19 de abril de 1977.

São Paulo (2006) Lei Estadual 12.233 de 16 de janeiro de 2006. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 17 de janeiro de 2006.

Secretaria de Habitação. (2023). Programa Mananciais. [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/habitacao/secretaria\\_executiva\\_do\\_programa\\_mananciais/noticias/index.php?p=332560](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/habitacao/secretaria_executiva_do_programa_mananciais/noticias/index.php?p=332560)

SEMIL. 2023. GOVERNO DE SÃO PAULO DÁ LARGADA NA ESTRUTURAÇÃO DO NOVO PLANO DE LOGÍSTICA E INVESTIMENTOS. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. <https://semil.sp.gov.br/2023/04/governo-de-sao-paulo-da-largada-na-estruturacao-do-novo-plano-de-logistica-e-investimentos/>.

Setor de Atendimento a Emergências. (2023, November 28). Emergências Químicas. CETESB - Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo. <https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/>

SIGAM/SEMIL. (11 abr. 2023). Sistema Integrado de Gestão Ambiental Guarapiranga Sustentável. Disponível em: <<https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=7756>>.

Thronson, A., e Quigg, A. (2008). Fifty-Five Years of Fish Kills in Coastal Texas. *Estuaries and Coasts*, 31(4), 802–813. <http://www.jstor.org/stable/40663477>

Valletta, R. M. (2006). Asentamientos urbanos construídos espontaneamente y la cuestión ambiental: plan de reordenamiento físico de la cuenca del Guarapiranga, Programa Guarapiranga, São Paulo. *PosFAUUSP*, (19), 74-91. <https://doi.org/10.11606/issn.2317-2762.v0i19p74-91>

Vethaak, D. (1996). Fish diseases and environmental quality, *Veterinary Quarterly*, 18:sup3, 130-131, DOI: 10.1080/01652176.1996.9694713

Whately, M. & Cunha, P. M. (2006). Guarapiranga 2005: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. ISA, Instituto Socioambiental, São Paulo.

Williams-Subiza, E. A., & Epele, L. B. (2021). Drivers of biodiversity loss in freshwater environments: A bibliometric analysis of the recent literature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(9), 2469–2480. <https://doi.org/10.1002/aqc.3627>

Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47(1), 333–358.

### 3. Considerações Finais

A avaliação da qualidade da água por meio dos índices IET e IVA do reservatório Guarapiranga e dos tributários com a utilização da longa série temporal da CETESB, ao longo de mais de quatro décadas evidenciou que houve piora na qualidade da água em áreas identificadas por ocupação urbana intensa e desordenada.

A diferença no nível de comprometimento das áreas de entorno do reservatório teve influência nos resultados de qualidade da água em longo prazo.

A qualidade da água do rio Embu Guaçu é a melhor entre os quatro pontos avaliados graças à localização da sua nascente, na Área de Proteção Ambiental Capivari Monos, e por receber água revertida do rio Capivari, exatamente com o objetivo de melhorar a qualidade da água do reservatório. Embora o rio Embu Mirim esteja em área protegida, a maior parte do seu curso está sujeito à ocupação urbana e consequente perda da qualidade do ecossistema aquático. A perda de qualidade dos ecossistemas aquáticos foi causada pela ocupação urbana também ficou refletida no alto número de mortandades de peixes nas décadas de 80 e 90. Como receptor das águas da bacia, o reservatório Guarapiranga concentrou o resultado do desenvolvimento urbano sem planejamento na área de drenagem da bacia, apresentando intensa eutrofização e florações de cianobactérias.

A diminuição na qualidade da água do reservatório Guarapiranga indicada pelo IVA está, em parte, relacionada com a aplicação de algicida. A avaliação dos índices IET e IVA aponta o comprometimento desse ambiente, agravada pela própria reversão da água do braço do rio Taquacetuba para o reservatório Guarapiranga, que tem o objetivo de melhorar a vazão de água deste último. A piora na qualidade da água no reservatório refletida pelo IVA demonstra que a proteção da comunidade aquática está comprometida em relação à ecotoxicidade.

A interação entre estressores nos eventos de mortandades de peixes na bacia do Guarapiranga foi ubíqua ao longo do levantamento, assim como a posição da concentração de oxigênio dissolvido como principal fator limitante determinante para essas ocorrências na bacia, principalmente no efeito aditivo em eventos de contaminação do ambiente aquático. Os resultados mostraram que número e frequência de mortandades nas bacias apresentam nos últimos anos uma leve tendência de diminuição, o que indica que as ações de urbanização tem tido resultado positivo na qualidade dos corpos de água da bacia.

Entretanto, a eutrofização do reservatório voltou a crescer e novos eventos de mortes em massa de peixes resultantes da utilização de algicidas para controle de florações de cianobactérias ocorreram. Considerando os dados de coleta e tratamento de esgoto, os corpos hídricos da bacia e, o reservatório como último receptor, tem atualmente um aporte de matéria orgânica de origem sanitária crescente e as ações previstas para proteção dos mananciais não são suficientes para o controle da matéria orgânica que chega ao reservatório.

O período em que as ações do PDPA no controle de aporte de fontes de esgoto sanitário aos corpos de água da bacia do Guarapiranga estiveram em efetivação, mostrou que o reservatório respondeu positivamente, com diminuição da eutrofização e das mortandades de peixes. A proteção de área de mananciais e o investimento contínuo em coleta e tratamento de esgotos sanitários são essenciais para a manutenção da qualidade do ambiente aquático. É preciso considerar também que as alterações climáticas terão cada vez mais peso na qualidade desse ambiente, tendo grande probabilidade de facilitar a ocorrência de mortandades de peixes no futuro, acarretando em novos problemas ambientais e sociais.

Finalmente, o estudo apresentado mostra a importância do monitoramento ambiental e a possibilidade de utilizar as informações obtidas não só para alimentar dados, mas para embasar tomadores de decisões na adoção de ações corretivas, educativas e para a aplicação de recursos na recuperação e conservação de ambientes essenciais.

#### 4. Referências

ALGAS provocam falta de água. (1989). O Estado de São Paulo, São Paulo, p. 16, 1º de julho de 1989. Disponível em: Acervo “O Estado de São Paulo”.

Baltrusis, N.; Ancona, A. L. (2006). Recuperação Ambiental e Saúde Pública: o programa Guarapiranga. Saúde e Sociedade, v. 15, nº 1, p. 9–21, jan.

Beyruth, Z et al. (1992). Toxic algae in freshwaters of sao paulo state. Algae and Environment: a General Approach. Tradução. Sao Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia.

Beyruth, Z. (1996). Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Beyruth, Z. (2000). Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacteria growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. Hydrobiologia 424:51-65.

Brasil. (1986). Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 de julho de 1986.

Brasil. (2005). Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março de 2005. [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcdaltrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcdaltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)

Brasil. (2011). Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 14 de dezembro de 2011. [https://bvsm.sau.gov.br/bvs/sau/legis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](https://bvsm.sau.gov.br/bvs/sau/legis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)

Brasil. (2015). Resolução CONAMA nº 467, de 16 de julho de 2015. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 de julho de 2015. [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2015/res\\_conama\\_467\\_2015\\_disp%C3%B5e\\_crit%C3%A9rios\\_autoriza%C3%A7%C3%A3o\\_uso\\_produtos\\_agentes\\_processos\\_f%C3%ADsicos\\_qu%C3%ADmicos\\_biol%C3%B3gicos\\_controle\\_organismos\\_contaminantes\\_corpos\\_h%C3%ADricos\\_superficiais.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2015/res_conama_467_2015_disp%C3%B5e_crit%C3%A9rios_autoriza%C3%A7%C3%A3o_uso_produtos_agentes_processos_f%C3%ADsicos_qu%C3%ADmicos_biol%C3%B3gicos_controle_organismos_contaminantes_corpos_h%C3%ADricos_superficiais.pdf)

Campos, C. M., Gama, L. H., Sacchetta, V., & Rolnik, R. (2004). São Paulo, novo século: uma nova geografia? . In São Paulo: Metropole Em trânsito: Percursos Urbanos E culturais. essay, Senac São Paulo Editora.

Campos, J.O. & de Matos, W.D. (1971). Barragem da reversão preliminar do Rio Capivari. Revista do DAE, São Paulo. Repartição de Aguas e Esgoto de São Paulo – Secretaria de Viação e Obras Públicas. Ed nº 83, nº 466, pg 35-42.

CBH Alto Tietê. (2023, 10 de novembro). Caracterização Geral. <https://comiteat.sp.gov.br/abacia/caracterizacao-geral/>

CETESB. (1979). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 1978. São Paulo, 1979. 244 p. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-1978.pdf>

CETESB. (1983). Controle das Fontes de Poluição Localizadas nas Áreas de Proteção de Mananciais. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental de Camboriú (SC). Resumos. Camboriú, ABES, 1983. 12p.

CETESB. (1984). Atendimento a situações de emergência: mortandade de peixes - Relatório Anual 1983. São Paulo: CETESB

CETESB. (1985a). Rotina de ação de emergência para casos de mortandade de peixes. São Paulo: CETESB

CETESB. (1985b). Plano de ação de emergência. São Paulo: CETESB

CETESB. (1991). Mortandade de peixes no Estado de São Paulo - Relatório Anual 1989. São Paulo: CETESB

CETESB. (1999). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 1998. São Paulo, 1999. 371 p. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio-aguas-superficiais-1999.zip>

CETESB. (2001). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2000. São Paulo, 2001. V.1: 214 p.; v.2: Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas. 138 p. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/volume12.zip>

CETESB. (2003). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2002. São Paulo, 2003. V.1: 279 p. + anexos. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio\\_anual\\_aguas\\_int\\_2003.zip](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/relatorio_anual_aguas_int_2003.zip)

CETESB. (2004). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2003. São Paulo, 2004. V.1: 273 p. + anexos. (Série Relatórios). [https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/real\\_aguas\\_int\\_2004.zip](https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/real_aguas_int_2004.zip)

CETESB. (2006). Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo. 146 p. + anexos. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/03.zip>

CETESB. (2018). CETESB 50 anos de histórias & estórias [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2018. <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/03/Livro-CETESB-50-Anos.pdf>

CETESB. (2022). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2021 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2022. (Série Relatórios).  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>

CETESB. (2004-2012). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB. (Série Relatórios, ISSN 0103-4103). Publicado anteriormente como: Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo; Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo; Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo.  
<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

COBRAPE. 2018. PLANO DE DESENVOLVIMENTO E PROTEÇÃO AMBIENTAL (PDPA) DA APRM GUARAPIRANGA. Elaboração e Revisão dos Planos de Desenvolvimento e Proteção Ambiental das Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Região Metropolitana de São Paulo. P R O G R A M A M A N A N C I A I  
[Shttps://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento\\_reuniao-ga\\_pdpa-3.pdf](https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento_reuniao-ga_pdpa-3.pdf). [s.l.: s.n.]. Disponível em:  
 <[https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento\\_reuniao-ga\\_pdpa-3.pdf](https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/CT-APRM-AJ-SL/10601/documento_reuniao-ga_pdpa-3.pdf)>.

CLUB de campo de São Paulo. (1937). O Estado de São Paulo, São Paulo, p. 1, 16 de outubro de 1937. Disponível em: Acervo “O Estado de São Paulo”.

DAEE. (2023, 30 de julho). Departamento de Águas e Energia Elétrica. CTH Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos. Portal do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Hidrologia. Banco de Dados Hidrológicos. <http://www.hidrologia.dae.gov.br/>

EMAE. (2023, 21 de setembro). Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A. Histórico. <http://emae.com.br/historico/>

Fedeli, D.; Carloni, M.; Falconi, G. (2010). Oxidative damage in trout erythrocyte in response to “in vitro” copper exposure. *Marine environmental research*, v. 69, n. 3, p. 172–177. DOI: 10.1016/j.marenvres.2009.10.001

Fontana L., Albuquerque A.L. S., Brenner M., Bonotto D. M., Sabaris T. P.P., Pires M.A.F., Cotrim, M. E. B. & Bicudo, D. C. (2014). The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology* 51:29-43. DOI:10.1007/s10933-013-9753-3

Forio, M. A. E., & Goethals, P. L. M. (2020). An Integrated Approach of Multi-Community Monitoring and Assessment of Aquatic Ecosystems to Support Sustainable Development. *Sustainability*, 12(14), 5603. <https://doi.org/10.3390/su12145603>

García-Villada, L., Rico, M., Altamirano, M., Sánchez-Martín, L., López-Rodas, V., & Costas, E. (2004). Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algicide. *Water Research*, 38(8), 2207–2213. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.036>

Gunn, A.M., Hunt, D.T.E. and Winnard, D.A. (1989). The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms. *Hydrobiologia*. 188/189 : 487-495. DOI:10.1007/BF00027816

Instituto Sócio Ambiental. (1998). Diagnóstico socioambiental participativo preliminar da bacia do Guarapiranga.

Jorge, J. (2020). MORAR NO EXTREMO SUL DE SÃO PAULO: SOCIEDADE E NATUREZA NA REGIÃO DA GUARAPIRANGA EM MEADOS DO SÉCULO 20. Cadernos Cedes. <https://doi.org/10.1590/cc232267>

Kleerekoper, C.J. (1939). Estudo Limnológico da Represa de Santo Amaro em São Paulo. Bol. Fac. Phil. Sci. Letras das USP VII, 2:11-151. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2318-5988.v2i0p11-151>

Lamparelli M. C., Carvalho M. C., and Ribeiro de Souza R. C. (2000). Water and sediment quality as a response to nutrients and metals (Al, Fe and Cu) in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil, SIL Proceedings, 1922-2010, 27:5, 3199-3205. DOI: 10.1080/03680770.1998.11898269  
Luna, F. V.; Klein, H. S. (2019). História Econômica e Social do Estado de São Paulo 1850-1950 . São Paulo: Imprensa Oficial, 528p.

Lobato, T.C., Hauser-Davis, R.A., Oliveira, T.F., Silveira, A.M., Silva, H.A.N., Tavares, M.R.M. and Saraiva, A.C.F. (2015). Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. Journal of Hydrology, vol. 522, pp. 674-683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.021>

Paranhos, H. (1937). Saneamento do Lago de Santo Amaro. Boletim da Repartição de Águas e Esgotos, 1(2), 177–193. [http://www.revistadae.com.br/artigos/artigo\\_edicao\\_2\\_n\\_1338.pdf](http://www.revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_2_n_1338.pdf)  
>

PERES, L.B. 16 jan. 2024. Transposição do Rio Capivari para o Reservatório Guarapiranga. Destinatário: Adriana Castilho Costa Ribeiro de Deus. São Paulo: mensagem eletrônica.

Prefeitura de São Paulo. 2009. Histórico Demográfico do Município de São Paulo. Censo de 1900. 2009. [http://smul.prefeitura.sp.gov.br/historico\\_demografico/1900.php](http://smul.prefeitura.sp.gov.br/historico_demografico/1900.php)

Projeto MapBiomias. (2021). Coleção 71 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. <https://mapbiomas.org/>

Queiroz, V.O.S. (1964). Abastecimento de água na Cidade de São Paulo. Revista do DAE, São Paulo. Repartição de Aguas e Esgoto de São Paulo – Secretaria de Viação e Obras Públicas. Ed nº 52, pg 29-48.

ROWING. Associação Athetoca S. Paulo. (1918). O Estado de São Paulo, São Paulo, p. 4, 30 de junho de 1918. Disponível em: Acervo “O Estado de São Paulo”.

SABESP. (2016). 1º Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2016.

SABESP. (2017). Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2017.

SABESP. (2018). Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2018.

SABESP. (2019). Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2019.

SABESP. (2020). Nota Técnica. Aplicação Emergencial de Algicidas em Reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2020

SABESP. (2021). Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 33/10688/14. 2020.

SABESP. (2021, 25 de setembro). Água – Mananciais - Guarapiranga. Sabesp » Água » De onde vem?. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.  
<https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=31>

SABESP. (2022). Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água para Atendimento do Plano de Aplicação de Algicidas para a Represa Guarapiranga. Processo CETESB nº 080347/2021-09. 2022.

São Paulo. (1968) Decreto nº 50.079 de 24 de julho de 1968. Dispõe sobre a constituição do Centro Tecnológico de Saneamento Básico, prevista na Lei estadual n. 10.107, de 8 de maio de 1968, e dá outras providências. Publicado no DOE em 25 de julho de 1968.

São Paulo. (1973) Lei nº 118 de junho de 1973. Autoriza a constituição de uma sociedade por ações, sob a denominação de CETESB - Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das Águas, e dá providências correlatas. Publicada no DOE em 29 de junho de 1973.

São Paulo. (1975). Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 898, de 18 de dezembro de 1975.

São Paulo. (1976). Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 1.172, de 17 de novembro de 1976.

São Paulo. (1977a). Secretaria Geral Parlamentar. Departamento de Documentação e Informação. Decreto nº 9.714, de 19 de abril de 1977.

São Paulo. (1977b). Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento. Departamento de Águas e Energia Elétrica. Decreto nº 10755, de 22 de novembro de 1977.

São Paulo. (1998). Resolução SMA-65 de 13 de Agosto de 1998. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 14 ago.

São Paulo. (2009). Lei nº 13.542 de 8 maio de 2009. Novas atribuições da CETESB. Publicado no D.O.E. de 09 de maio de 2009.

São Paulo. (2012). Resolução Conjunta Secretaria do Meio Ambiente/Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos SMA/SSRH nº 4 de 22 de Novembro. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 23 nov. 2012.

São Paulo. CETESB. (2013). Decisão de Diretoria, n.122, de 9 de abril de 2013. Dispõe sobre o estabelecimento dos valores limites do parâmetro *Escherichia coli* (E.coli), para avaliação da qualidade dos corpos de águas do território do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2013. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 12 de abril de 2013.

SEMIL. (2023, 11 de abril). Sistema Integrado de Gestão Ambiental - Guarapiranga Sustentável. <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=7756>

Silva, J. C. da. (2022). Dinâmica de ocupação humana das áreas de proteção aos mananciais da Região Metropolitana de São Paulo: Análise da Bacia Hidrográfica do Rio Embu-Mirim São Paulo (Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo. Recuperado de [https://repositorio.usp.br/directbitstream/695778b9-4dc3-498b-ae01-0c75476d02ba/2022\\_JessicaCristinaDaSilva\\_TGI.pdf](https://repositorio.usp.br/directbitstream/695778b9-4dc3-498b-ae01-0c75476d02ba/2022_JessicaCristinaDaSilva_TGI.pdf)

Sistema Infoáguas. (2023, 24 de agosto). Qualidade das Águas Superficiais. <https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br/>

Soares, R. S. (2021). Industrialização, urbanização e eletrificação de São Paulo: indicadores de um mesmo processo (1880-1930). *URBANA: Revista Eletrônica do Centro Interdisciplinar de Estudos sobre a Cidade*, Campinas, SP, v. 12, p. e020017,. DOI: 10.20396/urbana.v12i0.8664317.

TERRENO na beira d'água da represa de Santo Amaro. (1924). *O Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 11, 27 de março de 1924. Disponível em: Acervo "O Estado de São Paulo".

Whately, M. & Cunha, P. M. (2006). *Guarapiranga 2005: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga*. ISA, Instituto Socioambiental, São Paulo.

Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Lamparelli, M.C., Faustino, S.B., Ferragut, C. and Bicudo, C.E.M. (2017). Avaliação do índice de estado trófico e sua aplicação na Represa Guarapiranga em longa série temporal. In: BICUDO, C.E.M. and BICUDO, D.C. (orgs.). *100 anos da Represa Guarapiranga: lições e desafios*. CRV, Curitiba.

## ANEXO 1

Figura 1– Lista de Sondas Automáticas de dados pluviométricos do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE 2023). Fonte: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>

E3-003	E3-071	E3-158
E3-004	E3-073	E3-161
E3-006	E3-077	E3-162
E3-007	E3-078	E3-238
E3-010	E3-079	E3-240
E3-014	E3-081	E3-243
E3-016	E3-080	E3-244
E3-022	E3-082	E3-246
E3-028	E3-090	E3-248
E3-030	E3-091	E3-249
E3-033	E3-096	E3-251
E3-035	E3-100	E3-253
E3-036	E3-109	E3-254
E3-048	E3-136	E3-257
E3-052	E3-142	E3-259
E3-057	E3-145	E3-262
E3-058	E3-146	E3-264
E3-067	E3-146	
E3-068	E3-150	

### **Referência Bibliográfica**

DAEE. (2023, 30 de julho). Departamento de Águas e Energia Elétrica. CTH Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos. Portal do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Hidrologia. Banco de Dados Hidrológicos. <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>

## ANEXO 2

### Cálculo dos Índices

#### A. IET

O IET Lamparelli (Lamparelli 2004) estabeleceu cálculos distintos para ambientes lóticos e lênticos, sendo aplicadas as equações de acordo com o local avaliado e as equações (Figura 2) para o cálculo do IET Lamparelli são diferentes para cada tipo de ambiente.

Figura 2: Equações para o cálculo do IET Lamparelli para rios e reservatórios. PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em  $\mu\text{g L}^{-1}$ ; CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g L}^{-1}$ ; ln: logaritmo natural.

<b>IET Lamparelli</b>	
<b>Rios</b>	
$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20$	
$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20$	
<b>Reservatórios</b>	
$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$	
$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2))$	

O resultado dos valores mensais apresentados nas tabelas do IET será a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices relativos ao

fósforo total e a clorofila a, segundo a equação:  $IET = [ IET ( PT ) + IET ( CL ) ] / 2$

Na interpretação dos resultados, os pontos são classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual. Assim, para cada ponto, são utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila a para cálculo do IET(PT) e IET(CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila a.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios são diferentes (Figura 3) e consideram as condições diferentes de cada ambiente.

Figura 3: Classificação do Estado Trófico para rios e reservatórios segundo o IET de Carlson modificado por Lamparelli (2004).

Classificação Estado Trófico – IET Lamparelli				
IET RIOS				
Estado Trófico	Critério	Secchi – S (m)	P Total – P (µg/L)	Clorofila a (µg/L)
Ultraoligotrófico	$IET < 47$		$P \leq 13$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$		$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$		$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$		$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Superutrófico	$63 < IET \leq 67$		$296 < P \leq 640$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$		$P > 640$	$CL > 7,46$
IET RESERVATÓRIOS				
Estado Trófico	Critério	Secchi – S (m)	P Total – P (µg/L)	Clorofila a (µg/L)
Ultraoligotrófico	$IET < 47$	$S \leq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \leq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \leq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \leq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Superutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \leq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$S < 0,6$	$P > 233$	$CL > 69,05$

## B. IVA

No cálculo do IVA, além das variáveis do IET, incluem-se também as variáveis essenciais para a vida aquática como o Oxigênio Dissolvido, pH e Toxicidade, assim como as Substâncias Tóxicas. Dentro do monitoramento da CETESB, o índice é aplicado nos corpos de água em que a legislação prevê a proteção das comunidades aquáticas.

Considerando a Lei 997/76, aprovado pelo Decreto Estadual 8468/76 (São Paulo, 1976) e a Resolução CONAMA 357 de 2005 (Brasil 2005), isso engloba os corpos de água enquadrados nas classes Especial, 1, 2 e 3 (CETESB 2021).

O IVA é calculado de acordo com a equação:  $IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET$ , onde IPMCA é a sigla correspondente ao Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática.

O Índice do Estado Trófico utilizado no cálculo do IVA, é composto pela média dos Índices do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e para a clorofila a – IET(Cl), modificados por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos e lênticos (CETESB 2021).

#### B.1. Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática - IPMCA

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis: Variáveis essenciais (VE) e Substâncias tóxicas. As variáveis essenciais que compõem esse grupo são: o oxigênio dissolvido, o pH e a toxicidade. As substâncias tóxicas que compõem esse grupo são: cádmio, cromo, cobre dissolvido, chumbo, mercúrio, níquel, zinco e surfactantes.

Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3 (tabela 5) e que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, e padrões preconizados pelas legislações americana (United States Environmental Agency – USEPA, 1991) e francesa (France Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática (CETESB, 2018).

Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

- Nível A: Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357/2005 para águas classes 1 e 2 (BRASIL, 2005). (ponderação 1). A exceção é o Oxigênio Dissolvido (OD) para classe 1 cujo valor é  $\geq 6,0$  mg/L O<sub>2</sub>.
- Nível B: Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo (ponderação 2).
- Nível C: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

Os dois grupos de variáveis recebem um valor no índice de acordo com suas respectivas ponderações (Figura 4), e os três níveis de qualidade serão integrados em uma

equação.

Figura 4 – Variáveis e componentes do IPCMA e suas ponderações, de acordo com os três níveis de qualidade (CETESB 2021)

Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	OD (mg/L)	A	□ 5,0	1
		B	3,0 a < 5,0	2
		C	< 3,0	3
	pH (Sörensen)	A	6,0 a 9,0	1
		B	5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5	2
		C	< 5,0 e > 9,5	3
Toxicidade	A	Não Tóxico	1	
	B	Efeito Crônico	2	
	C	Efeito Agudo	3	
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A	□ 0,001	1
		B	> 0,001 a 0,005	2
		C	> 0,005	3
	Cromo (mg/L)	A	□ 0,05	1
		B	> 0,05 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A	≤ 0,009	1
		B	> 0,009 a 0,05	2
C		> 0,05	3	
Chumbo Total (mg/L)	A	□ 0,01	1	
	B	> 0,01 a 0,08	2	
	C	> 0,08	3	
Mercúrio (mg/L)	A	□ 0,0002	1	
	B	> 0,0002 a 0,001	2	
	C	> 0,001	3	
Níquel (mg/L)	A	□ 0,025	1	
	B	> 0,025 a 0,160	2	
	C	> 0,160	3	
Surfactantes* (mg/L)	A	□ 0,5	1	
	B	> 0,5 a 1,0	2	
	C	> 1,0	3	
Zinco (mg/L)	A	□ 0,18	1	
	B	> 0,18 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	

### B.1.1. Cálculo do IPCMA

O IPCMA é calculado por meio da seguinte equação:  $IPCMA = VE \times ST$ , em que VE é o valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais e ST é o valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade (Figura 5), classificando as águas para proteção da vida aquática, conforme pode ser visto na figura a seguir:

Figura 5 – Faixas de variação do IPMCA

Categoria	Valores
Boa	1
Regular	2
Ruim	3 e 4
Péssima	$\geq 6$

### B.2. Cálculo do IVA – Índice de Proteção da Vida Aquática

O IVA deverá ser calculado a partir dos valores do IPMCA e das ponderações (Figura 6) das classes do IET, segundo a equação:  $IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET$ .

Figura 6 – Ponderações para o IET no cálculo do IVA

Categorias de Estado Trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1

Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

A partir do resultado obtido, a classificação do IVA é feita em cinco classes de qualidade de proteção à vida aquática (Figura 7).

Figura 7 – Categorias de classificação de qualidade do IVA

Categorias	Ponderação
Ótima	$IVA \leq 2,5$
Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
Péssima	$6,8 \leq IVA$

## Referências Bibliográficas

Brasil. (2005). Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março de 2005. [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfda\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)

CETESB. (2018). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2017 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2018. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>

CETESB. (2021). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2020 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2021. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>

CETESB. (2022). Qualidade das Águas Interiores no estado de São Paulo 2021 [recurso eletrônico] / CETESB; São Paulo: CETESB, 2022. (Série Relatórios). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>

CODE PERMANENT: Environnement et Nuisances. Editions Legislatives et Administratives. 1986. Paris, França. Vol 1 e 2. 1784p.

Lamparelli, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo - avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo (BR). (2004). Tese de Doutorado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/publico/TeseLamparelli2004.pdf>

Lamparelli M. C., Carvalho M. C., and Ribeiro de Souza R. C. (2000). Water and sediment quality as a response to nutrients and metals (Al, Fe and Cu) in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil, SIL Proceedings, 1922-2010, 27:5, 3199-3205. DOI: 10.1080/03680770.1998.11898269.

São Paulo. (1976). Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Publicado no DOU em 9 de setembro de 1976.

São Paulo. (1976). Lei nº 997, de 31 maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. Poder Executivo, 01/06/1976.

UNITED STATES Environmental Protection Agency (USEPA). (1991). Water Quality Criteria Summary (Poster). Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division. Ecological Risk Assessment Branch (WH-550-D) Washington, DC.

Zagatto, P.A.; Lorenzetti, M. L.; Lamparelli, M. C.; Salvador, M. E. P.; Menegon, Jr. N.; Bertolotti, E. (1999). Aperfeiçoamento de um índice de Qualidade de Águas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11(2): 111-126.

