

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO**

ALLAN PRETTI OGURA

**A INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A
QUALIDADE DA ÁGUA: CONCENTRAÇÕES BASAIS EM RIOS E
RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO**

São Carlos, SP

2015

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**A influência do uso e ocupação do solo sobre a
qualidade da água: concentrações basais em rios e
reservatórios do estado de São Paulo**

Aluno: Allan Pretti Ogura

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

Monografia apresentada ao curso de
graduação em Engenharia Ambiental da
Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo.

São Carlos, SP
2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

O35a Ogura, Allan Pretti
A influência do uso e ocupação do solo sobre a
qualidade de água: concentrações basais em rios e
reservatórios do estado de São Paulo / Allan Pretti
Ogura; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São
Carlos, 2015.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Concentrações basais. 2. Metais. 3. Nutrientes.
4. Recursos hídricos. 5. São Paulo. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Allan Pretti Ogura

Data da Defesa: 21/10/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))

APROVADO

Maria do Carmo Calijuri

Aprovado

Valeria Guimarães Silvestre Rodrigues

Aprovado



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

*Dedico esta monografia à minha bisavó Helena,
pela determinação e personalidade únicas.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador e amigo, Professor Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, pelos conselhos, críticas, sugestões e suporte no desenvolvimento do trabalho, a quem eu dedico grande parte do meu crescimento acadêmico durante a graduação.

À Prof. Dr. Maria do Carmo Calijuri, pela orientação durante a minha iniciação científica, por todos os comentários construtivos e por auxiliar o meu amadurecimento como aluno e pesquisador.

À Prof. Valéria Guimarães, pela disponibilidade e participação na banca examinadora e pelo conhecimento transmitido nas disciplinas ministradas no curso de graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica (Processo 2011/12278-8).

À Escola de Engenharia de São Carlos, em especial aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, pelo comprometimento e auxílio na participação de congressos, na elaboração e submissão de documentos e resolução de problemas.

À Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), pela disponibilidade dos dados de qualidade da água, em especial à Marta Condé Lamparelli, pelo suporte e sugestões.

Aos demais professores, alunos e pesquisadores com os quais tive contato no curso de graduação, em eventos e congressos acadêmicos nacionais e internacionais e durante o intercâmbio na Universidade de Toronto, no Canadá, pela troca de experiências e ideias que foram fundamentais para o meu crescimento pessoal e profissional.

À minha família pelo apoio de sempre, por sempre ter acreditado em mim e pela confiança principalmente nos últimos anos, mesmo sem estar presente em São Carlos. Em especial, ao meu pai Luiz Carlos Ogura, por ser um grande exemplo em todas as esferas da minha vida.

Aos meus amigos por todas as experiências vividas, em especial à Amb010, pelo bom convívio, viagens inesquecíveis, discussões construtivas e integrações. Ao Povo, que me faz sentir em casa, pelo carinho e pela presença nos melhores momentos.

À Michelle Miyuki Kanashiro, pelo apoio incondicional em todas as etapas da minha graduação nos últimos seis anos, inclusive durante o intercâmbio no Canadá, cuja torcida e amizade foram inenarráveis.

A todas as pessoas que de alguma forma estiveram envolvidas com os meus anos de graduação, dentro e fora da universidade, nas atividades acadêmicas e extracurriculares, muito obrigado.

“A água que você toca dos rios
é a última daquela que se foi
e a primeira daquela que vem.
Assim é o tempo presente”

(Leonardo Da Vinci)

RESUMO

A Resolução CONAMA 357/2005 classifica os recursos hídricos em nível nacional e estabelece concentrações das variáveis de qualidade da água para o enquadramento de rios e reservatórios. Entretanto, os ambientes de “Classe Especial”, que podem ser considerados ambientes de referência, não apresentam limites superiores ou inferiores estabelecidos para essas concentrações. Para contribuir para a definição das características naturais esperadas em um corpo de água, as concentrações basais apresentam-se como forma de estimar as concentrações esperadas de metais, nutrientes ou outras variáveis da água em caso de impactos antrópicos mínimos ou inexistentes. Dados de monitoramento da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), obtidos entre os anos de 2005 e 2014, foram utilizados para a determinação das concentrações basais para rios e reservatórios de acordo com os Métodos da Trisseção e do BPJ (*Best Professional Judgement*). Foram analisados dados de metais e nutrientes, além de clorofila *a* e DBO_{5,20}. A partir de análises estatísticas descritivas, com *boxplots* e curvas de permanência, foi possível identificar que as formas de uso e ocupação do solo influenciaram significativamente a qualidade da água. As concentrações basais para rios e reservatórios, considerando os dois métodos, variaram da seguinte forma: 0,05-0,13 mg/L (alumínio dissolvido), 0,05-0,66 mg/L (alumínio total), 0,0025-0,0045 mg/L (cobre dissolvido), 0,0025-0,005 mg/L (cobre total), 0,11-0,65 mg/L (ferro total), 0,01-0,03 mg/L (fósforo total), 0,05-1,34 µg/L (clorofila *a*), 1,0-2,0 mg/L (DBO_{5,20}), 0,25-0,29 mg/L (nitrogênio Kjeldahl) e 0,1-0,2 mg/L (nitrato). As vantagens e limitações de cada método foram discutidas, e o método do BPJ foi considerado mais adequado para determinação das concentrações basais. Em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de Classe 1, foi possível observar que as concentrações basais resultaram mais restritivas para a maioria dos casos. Desse modo, as concentrações basais apresentam-se como alternativa para definição das características naturais de corpos hídricos de Classe Especial, de modo que determinem condições de referência para rios e reservatórios localizados no estado de São Paulo.

Palavras-chave: concentrações basais, metais, nutrientes, recursos hídricos, São Paulo.

ABSTRACT

The CONAMA Resolution 357/2005 classifies Brazilian water resources and establishes concentrations of water quality parameters for the rivers and reservoirs framework. However, reference environments do not exhibit the range of maximum and minimum values. Thus, for defining natural characteristics of water resources, background concentrations provide expected concentrations of metals, nutrients and other water quality criteria in the water in case of minimal or nonexistent anthropogenic contributions. Monitoring data from CETESB (Environmental Company of the State of São Paulo), obtained between 2005 and 2014, were used for determining background concentrations for rivers and reservoirs in accordance to the Trisection and Best Professional Judgement (BPJ). Concentrations of metals and nutrients, besides chlorophyll *a* and BOD_{5,20}, were calculated. From descriptive statistical analysis, with boxplots and retention curves, it was observed that land-use and occupation have influenced water quality significantly. Background concentrations for rivers and reservoirs, based on both methods, have ranged from: 0,05-0,13 mg/L (dissolved aluminum), 0,05-0,66 mg/L (total aluminum), 0,0025-0,0045 mg/L (dissolved copper), 0,0025-0,005 mg/L (total copper), 0,11-0,65 mg/L (total iron), 0,01-0,03 mg/L (total phosphorus), 0,05-1,34 µg/L (chlorophyll *a*), 1,0-2,0 mg/L (BOD_{5,20}), 0,25-0,29 mg/L (Kjeldahl nitrogen) e 0,1-0,2 mg/L (nitrate). Advantages and limitations for each method were discussed, and the BPJ method was considered more appropriate for determining background concentrations. Comparing to established values from CONAMA Resolution 357/2005 for water resources of Class 1, background concentrations have shown to be more restrictive for most cases. Therefore, background concentrations are an alternative for defining water resources natural characteristics of Special Class, since they determine reference conditions for rivers and reservoirs in the São Paulo state.

Key-words: background concentrations, metals, nutrients, water resources; São Paulo.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS	11
LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE TABELAS	15
1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1. Os recursos hídricos no estado de São Paulo	20
3.2. Características principais de rios e reservatórios	26
3.3. Qualidade da água	28
3.3.1. Nutrientes	28
3.3.2. Variáveis biológicas: Clorofila <i>a</i> e DBO	29
3.3.3. Metais	30
3.4. Concentrações Basais	31
4. MATERIAL E MÉTODOS	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1. Estatística descritiva	41
5.2. Concentrações basais	60
6. CONCLUSÕES	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
APÊNDICE A – Caracterização estatística das UGRHIs	82

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de Variância Multivariada
BPJ	<i>Best Professional Judgement</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cu	Cobre
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
Fe	Ferro
hab	Habitantes
N	Nitrogênio
P	Fósforo
p	Grau de correlação
SEADE	Fundação Sistema Estadual de São Paulo
SP	São Paulo
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WFD	Water Framework Directive

LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1. Classificação das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) de acordo com as formas de uso e ocupação do solo. Fonte: CETESB (2014).	22
Figura 3. 2. Representação esquemática das três principais zonas espaciais de um reservatório artificial. (Modificado de Thornton <i>et al.</i> ,1990).	27
Figura 3. 3. Representação esquemática dos Métodos da Trisseção e BPJ, conforme recomendações de Dodds <i>et al.</i> , 2006.	34
Figura 3. 4. Representação esquemática dos métodos BPJ e da Trisseção, conforme recomendações de Buck <i>et al.</i> (2000).	36
Figura 5. 1. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de alumínio dissolvido (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	43
Figura 5. 2. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de alumínio total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	43
Figura 5. 3. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de cobre dissolvido (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	44
Figura 5. 4. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de cobre total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	44
Figura 5. 5. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de ferro total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	45
Figura 5. 6. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de fósforo total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	45

Figura 5. 7. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de clorofila <i>a</i> (µg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	46
Figura 5. 8. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de DBO _{5,20} (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	46
Figura 5. 9. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	47
Figura 5. 10. <i>Boxplots</i> referentes às concentrações de nitrato (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.	47
Figura 5. 11. Curvas de permanência das concentrações de alumínio dissolvido (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	48
Figura 5. 12. Curvas de permanência das concentrações de alumínio total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	49
Figura 5. 13. Curvas de permanência das concentrações de cobre dissolvido (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	50
Figura 5. 14. Curvas de permanência das concentrações de cobre total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	51
Figura 5. 15. Curvas de permanência das concentrações de ferro total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	52
Figura 5. 16. Curvas de permanência das concentrações de fósforo total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	53

Figura 5. 17. Curvas de permanência das concentrações de clorofila <i>a</i> (µg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	54
Figura 5. 18. Curvas de permanência das concentrações de DBO _{5,20} (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	55
Figura 5. 19. Curvas de permanência das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	56
Figura 5. 20. Curvas de permanência das concentrações de nitrato (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 3. 1. Quantidade de pontos de monitoramento da CETESB por tipo de UGRHI.	22
Tabela 3. 2. Caracterização da área, população, densidade populacional e áreas florestadas das UGRHIs do estado de São Paulo.	23
Tabela 3. 3. Características físicas e químicas das zonas espaciais de um reservatório artificial. 28	
Tabela 3. 4. Padrão de Potabilidade de algumas das variáveis estudadas, conforme a Portaria 2914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011 (Brasil, 2011).	37
Tabela 5. 1. Concentrações basais obtidas pelos Métodos BPJ e da Trissecção para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila <i>a</i> , DBO _{5,20} , nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios do estado de São Paulo.	60
Tabela 5. 2. Resultados para a ANOVA (Análise de Variância Multivariada) para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila <i>a</i> , DBO _{5,20} , nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios do estado de São Paulo.	62
Tabela 5. 3. Valores das concentrações basais para os métodos da Trissecção e BPJ em lagos da região de Yungui Plateau, China, comparados aos seus valores obtidos para as UGRHIs do estado de São Paulo.	64
Tabela 5. 4. Concentrações basais para os nutrientes fósforo total e nitrato comparados com valores obtidos em pesquisas realizadas em corpos hídricos brasileiros.	65
Tabela 5. 5. Concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005 de alumínio dissolvido, cobre dissolvido, clorofila <i>a</i> , DBO _{5,20} , fósforo total e nitrato para corpos hídricos de Classe 1 comparados às concentrações basais calculadas para rios e reservatórios no estado de São Paulo pelo Método BPJ.	67
Tabela A 1. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila <i>a</i> , DBO _{5,20} , nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHIs industriais do estado de São Paulo.	82

Tabela A 2. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHIs em industrialização do estado de São Paulo.. 83

Tabela A 3. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHIs agropecuárias do estado de São Paulo..... 84

Tabela A 4. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHIs de conservação do estado de São Paulo.. 85

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos assumem importante papel no cenário global para o meio ambiente e para a sociedade devido aos seus usos múltiplos e a sua função de manutenção das comunidades biológicas. A gestão integrada de rios e reservatórios, com base no manejo adequado dos sistemas aquáticos, visa à conciliação entre as atividades humanas, os usos diversificados da água e o equilíbrio ecológico. Nos últimos anos, observa-se um relativo aumento do número de estudos ambientais que, além de caracterizar os processos que ocorrem na área investigada, apresentam propostas e destacam as melhores opções a serem feitas no contexto de gerenciamento integrado do ambiente, visando à sustentabilidade (Lindenschmidt, 2006).

No Brasil, a Lei Federal 9.433/97, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos, impulsionou a gestão dos recursos hídricos, pois incentivou a criação de sistemas estaduais que permitiram estudos mais detalhados acerca das bacias hidrográficas locais ou regionais melhorando, assim, o gerenciamento da informação e a criação de programas de monitoramento da qualidade da água. Desse modo, no ano de 2000, foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), responsável pela implantação do sistema nacional de recursos hídricos como forma de subsidiar a criação de Comitês de Bacias Hidrográficas, que são responsáveis pela gestão dos recursos hídricos em nível local, o que confere maior efetividade dos programas de manejo e monitoramento. A partir do conhecimento da água como um bem público, escasso e com valor econômico, formas de gerenciamento sustentável precisam ser desenvolvidas para garantir os usos prioritários, como o abastecimento humano e a dessedentação de animais. Para isso, medidas de controle de poluição ambiental são necessárias, como o tratamento de efluentes, para que a água esteja dentro dos padrões de qualidade exigidos.

O uso e ocupação do solo podem afetar a disponibilidade de água e trazer prejuízos à qualidade, que pode se tornar incompatível com o abastecimento público, a irrigação e a geração de energia elétrica, por exemplo. As atividades humanas, associadas às formas de uso e ocupação em uma bacia hidrográfica, estão relacionadas com as concentrações de nutrientes (e.g. fósforo e nitrogênio), metais (e.g. ferro e alumínio) e coliformes nas águas superficiais (Biggs, 2004; Mehaffey *et al.*, 2005; Miserendino *et al.*, 2008; Garmendia *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2012; Ai *et al.*, 2015). A importância relativa das fontes de poluição, pontuais ou difusas, depende da existência de efluentes domésticos e industriais ou da presença de áreas agrícolas e urbanas (Dornfeld, 2002; Lowicki, 2012). As atividades antrópicas também ocasionam impactos aos recursos hídricos em seus aspectos quantitativos, como por exemplo durante o processo de assoreamento decorrente da retirada de mata ciliar, no qual o aporte de partículas para a calha do rio o torna progressivamente mais raso e diminui a disponibilidade de água (Lemes, 2001). Devido à vulnerabilidade dos aquíferos, os recursos hídricos subterrâneos, que são menos estudados que os superficiais, também são impactados pelas atividades humanas de modo a comprometer a sua quantidade e qualidade (Carmom *et al.*, 1997).

Ainda são escassos programas que transformem os dados gerados em informações e propostas que norteiem o poder público para a tomada de decisão. É fundamental que programas de monitoramento sejam desenvolvidos em nível local, regional e nacional para definir as ações necessárias para a manutenção da qualidade da água de rios e reservatórios e também assegurar quantidade suficiente para garantia de atendimento das demandas da população conforme os usos múltiplos da água. Nesse sentido, o conhecimento das concentrações basais das variáveis da água, isto é, as concentrações que seriam esperadas em condições de nenhuma ou mínima interferência

antrópica, podem auxiliar a gestão integrada dos recursos hídricos, com vistas à melhoria das condições dos ecossistemas aquáticos e à minimização das pressões antrópicas sobre eles.

2. OBJETIVOS

O principal objetivo da presente pesquisa foi determinar as concentrações basais de dez variáveis relevantes para o estudo da qualidade da água (alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, clorofila *a*, DBO_{5,20} [Demanda Bioquímica de Oxigênio], nitrato, nitrogênio Kjeldahl e fósforo total), em rios e reservatórios das 22 UGRHIs (Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos) do estado de São Paulo, como forma de subsidiar ações de manejo e gerenciamento desses sistemas aquáticos. Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

i) Avaliação do impacto das formas de uso e ocupação do solo no estado de São Paulo sobre as variáveis estudadas com base no tipo de UGRHI (com vocação industrial, em industrialização, agropecuária ou conservação);

ii) Comparação entre dois métodos disponíveis na literatura para determinação das concentrações de referência;

iii) Análise das diferenças encontradas nas concentrações basais obtidas para rios e reservatórios e das influências dos processos esperados em sistemas lóticos e lênticos;

iv) Apresentação de possíveis sugestões e complementações à Resolução CONAMA 357/2005, que estabeleceu as condições para o enquadramento dos corpos de água no Brasil, mas não definiu os parâmetros referentes aos ambientes de referência.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Os recursos hídricos no estado de São Paulo

Com área de 248.209 km², o estado de São Paulo possui população de 41,7 milhões de habitantes, distribuída conforme um grau de urbanização de 95,94% e com crescimento a uma taxa de 1,09% ao ano. O estado apresenta nível de abastecimento de água de 99,28% e de coleta de esgoto sanitário de 91,78%, embora a porcentagem de tratamento seja inferior a 20% (Martinelli *et al.*, 2002; SEADE, 2015). Isso sugere a necessidade de projetos que ampliem a rede de distribuição de água e de tratamento de esgoto, e reforça a importância do monitoramento dos recursos hídricos. Em 2005, foi instituída a Lei Estadual (SP) nº 12.183/2005, que apresentou a cobrança pelo uso da água como forma de lhe atribuir valor econômico e incentivar o uso racional dos recursos hídricos. Desse modo, os Comitês de Bacias Hidrográficas ficaram responsáveis por essa cobrança e por investir o valor arrecadado em programas, projetos, serviços e obras de interesse público em prol da conservação dos recursos naturais.

Devido às pressões sobre o uso dos recursos hídricos no estado de São Paulo, resultantes principalmente do aumento populacional acelerado e da intensa urbanização e industrialização, desde 1974, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), a partir da operação da Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, obteve o conhecimento das condições reinantes nos principais rios e reservatórios.

As bacias hidrográficas do estado de São Paulo, de acordo com a Lei Estadual nº 9.034 de 27 de dezembro de 1994, foram divididas em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs), como ilustra a Figura 3.1. Essas unidades foram classificadas em quatro tipos conforme as formas de uso e ocupação preponderantes: industriais, em industrialização, agropecuárias e

conservação. Os principais objetivos das redes de monitoramento gerenciadas pela CETESB estão relacionados à manutenção da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. A delimitação das áreas de bacia hidrográfica conforme o uso e ocupação preponderantes auxilia a gestão dos recursos hídricos, a partir da definição de áreas prioritárias para os programas de monitoramento da qualidade da água (Mouri, 2015). Assim, as áreas que necessitem de ações prioritárias para mitigação de impactos nos recursos hídricos, são apontadas como áreas mais críticas e devem receber atenção especial. Para isso, a CETESB possui cerca de 300 pontos de amostragem para águas doces, em rios e reservatórios do estado (Tabela 3.1). Entretanto, 60% desses pontos estão situados nas UGRHIs industriais, ou seja, apresentam maior representatividade em relação ao monitoramento e recebem maior atenção dos órgãos gestores por apresentarem, geralmente, condições ambientais menos favoráveis se comparadas às UGRHIs de conservação. (Midaglia, 2010). A Tabela 3.2 apresenta, para cada uma das UGRHIs do estado de São Paulo, a área de abrangência, a população, a densidade populacional e a porcentagem de áreas florestadas.

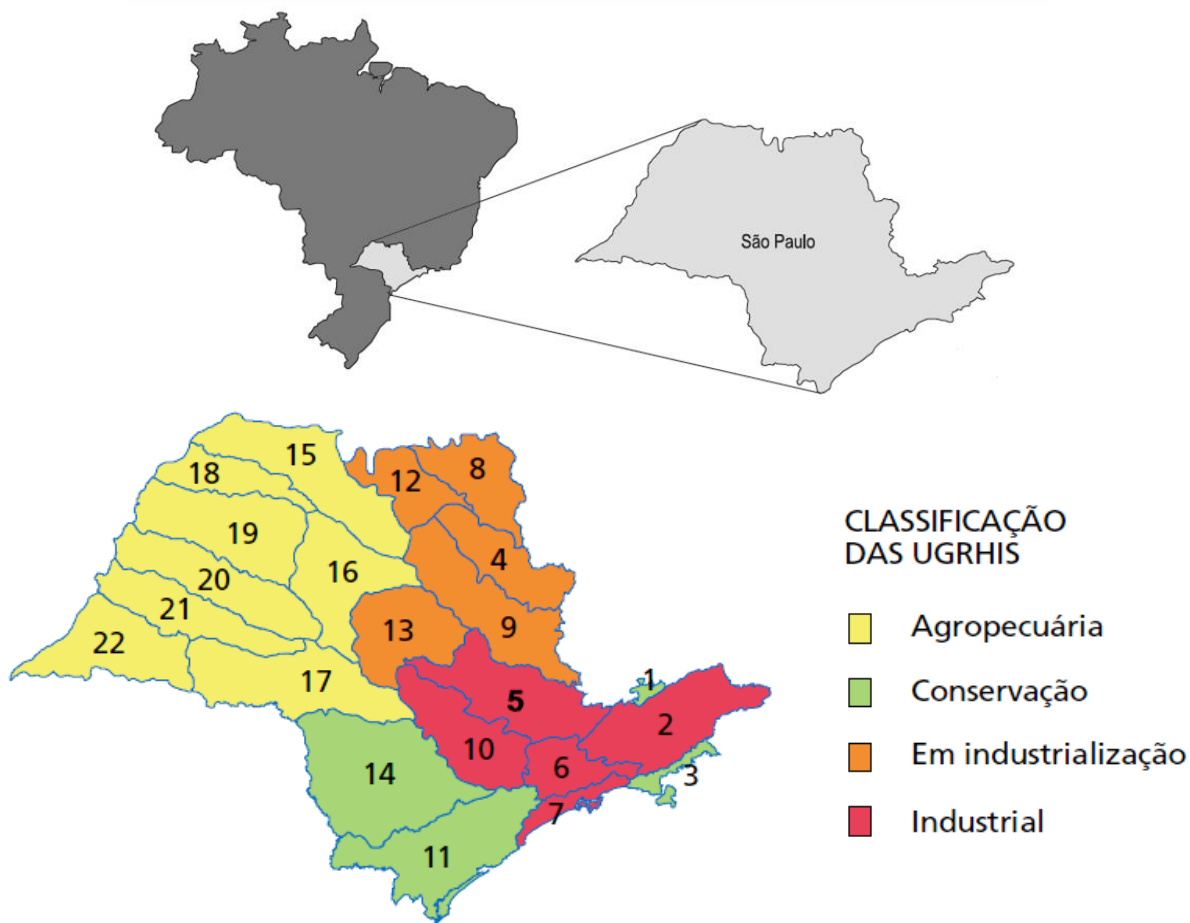


Figura 3. 1. Classificação das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) de acordo com as formas de uso e ocupação do solo. Fonte: CETESB (2014).

Tabela 3. 1. Quantidade de pontos de monitoramento da CETESB por tipo de UGRHI.

Tipo de UGRHI	Quantidade de pontos de monitoramento
Industrial	179
Em industrialização	61
Agropecuárias	38
Conservação	22
TOTAL	300

Fonte: (CETESB, 2014).

Tabela 3. 2. Caracterização da área, população, densidade populacional e áreas florestadas das UGRHIs do estado de São Paulo.

UGRHIs	Número	Nome	Área	População	Densidade Populacional	Áreas Florestadas
			(km ²)	(10 ³ hab)	(hab/km ²)	(%)
Industriais	2	Paraíba do Sul	14.444	1.992	138	31
	5	Piracicaba, Capivari e Jundiaí	14.178	5.038	355	7
	6	Alto Tietê	5.868	19.611	3.342	1
	7	Baixada Santista	2.818	1.668	592	74
	10	Sorocaba e Médio Tietê	11.829	1.821	154	12
	subtotal		49.137	30.130	613,2	nc
Em industrialização	4	Pardo	8.993	1.068	119	10
	8	Sapucaí-Grande	9.125	689	76	7
	9	Mogi-Guaçu	15.004	1.450	97	11
	12	Baixo Pardo-Grande	7.239	332	46	6
	13	Tietê-Jacaré	11.779	1.505	128	7
	subtotal		52.140	5.044	96,7	nc
Agropecuárias	15	Turvo-Grande	15.925	1.247	78	5
	16	Tietê-Batalha	13.149	518	39	6
	17	Médio Paranapanema	16.749	681	41	11
	18	São José dos Dourados	6.783	228	34	3
	19	Baixo Tietê	15.588	759	49	3
	20	Aguapeí	13.196	366	28	5
	21	Peixe	10.769	466	43	4
	22	Pontal do Paranapanema	12.395	483	39	8
	subtotal		104.554	4.748	45	nc
Conservação	1	Mantiqueira	675	64	95	50
	3	Litoral Norte	1.948	272	140	82
	11	Ribeira de Iguape	17.068	380	22	67
	14	Alto Paranapanema	22.689	736	33	14
	subtotal		42.380	1.452	34	nc
			248.209	41.374	167	nc

Fonte: (CETESB, 2014).

As UGRHIs da Mantiqueira, do Litoral Norte, do Ribeira do Iguaape e do Alto Paranapanema são classificadas como UGRHIs de Conservação e possuem porcentagens de vegetação relativamente elevadas em seus territórios, apresentam menores densidades populacionais e presença de áreas de preservação como parques e reservas. Por exemplo, a UGRHI 3 - Litoral Norte envolve o Parque Estadual da Serra do Mar e apresenta 82% de áreas florestadas.

As UGRHIs do Turvo-Grande, Tietê-Batalha, do Médio Paranapanema, do São José dos Dourados, do Baixo Tietê, do Aguapeí, do Peixe e do Pontal do Paranapanema são classificadas como UGRHIs agropecuárias e estão concentradas na porção centro-oeste do estado de São Paulo. Apesar de não apresentarem grandes densidades demográficas, possuem áreas florestadas restritas devido ao desenvolvimento das atividades agrícolas.

As UGRHIs do Pardo, do Sapucaí-Grande, do Mogi-Guaçu, do Baixo Pardo-Grande e do Tietê-Jacaré são consideradas UGRHIs em industrialização, uma vez que não representam as características das UGRHIs agropecuárias, devido à densidade populacional, e se encaminham para o processo de industrialização. Esse tipo de UGRHI está concentrado no centro-norte do estado, próximo à divisa com Minas Gerais.

As UGRHIs do Paraíba do Sul, do Piracicaba-Capivari-Jundiaí, do Alto Tietê, da Baixada Santista e do Sorocaba e Médio Tietê são classificadas como UGRHIs industriais, nas quais a densidade populacional atinge 3.342 hab/km² (UGRHI 6 - Alto Tietê). A população paulista (aproximadamente 41,3 milhões de habitantes) se concentra nessas UGRHIs (30,1 milhões), o equivalente a mais de 70% da população de todo o estado.

Entretanto, mesmo classificadas como áreas de conservação ambiental, algumas UGRHIs são afetadas pelas atividades antrópicas. Por exemplo, a UGRHI 11, correspondente à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguaape, sofre com os impactos causados por pesticidas (Marques *et*

al., 2007) e também com as alterações de qualidade da água provocadas pelos efluentes industriais e por atividades mineradoras (Abessa *et al.*, 2014). Além disso, os problemas da UGRHI 11 estão relacionados com a carência ou indisponibilidade de dados da região, a deficiência no tratamento de esgotos domésticos e a falta de medidas de conservação e proteção dos mananciais (Calijuri *et al.*, 2008; Cunha *et al.*, 2010). Assim, apesar da vocação desses ambientes ser de conservação, os rios e reservatórios podem não apresentar qualidade da água característica de ambientes de referência.

Por outro lado, os principais problemas das UGRHIs industriais envolvem situações críticas de escassez de água devido à elevada densidade demográfica juntamente com a relativa baixa disponibilidade hídrica e com a degradação dos mananciais, exemplificadas pela UGRHI 5 (Marcon, 2005; Román *et al.*, 2010). Por exemplo, recentemente a redução dos níveis de água dos reservatórios do sistema Cantareira gerou comprometimento no abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo, resultado das pressões urbanas, como o elevado consumo de água, a remoção da vegetação nativa e o avanço da ocupação em regiões próximas aos reservatórios (Andrade *et al.*, 2015; Anelli, 2015). Algumas pesquisas nas UGRHIs em industrialização comprovaram que a remoção de vegetação tem afetado a qualidade da água em relação a variáveis como cor, turbidez, alcalinidade e nitrogênio total (e.g. Donadio *et al.*, 2005). As UGRHIs agropecuárias apresentam problemas ambientais referentes ao desmatamento para instalação de propriedades rurais e à aceleração dos processos erosivos com consequente perda de solo, como ocorre na unidade do Pontal do Paranapanema (Leal, 2000) e de São José dos Dourados (Franco & Hernandez, 2009). Além disso, de acordo com o Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo (CETESB, 2014), o índice de chuvas no estado nos últimos anos pode ter

interferido na qualidade dos recursos hídricos, uma vez que as concentrações de metais e nutrientes aumentaram.

3.2. Características principais de rios e reservatórios

Os sistemas lóticos são caracterizados por águas correntes, como em rios e riachos, e os lênticos pela água mais estagnada, como em lagos e reservatórios (Margalef, 1983). Por apresentarem maior turbulência, ambientes lóticos são caracterizados por menores taxas de sedimentação em relação a sistemas lênticos. Enquanto os lagos são normalmente formados por processos naturais, os reservatórios são construídos para suprir as demandas hídricas e energéticas de uma população (Luzia, 2004). A construção de reservatórios artificiais gera efeitos de caráter quantitativo e qualitativo em comparação às condições originais do rio represado (Molozzi *et al.*, 2012). A vazão sanitária ou ecológica deve ser levada em conta como forma de manter um fluxo mínimo de água em um rio após a construção de um reservatório, garantindo a manutenção da vida aquática e a disponibilidade a jusante para os usos múltiplos. Em alguns casos, alterações no regime hidrológico de um rio ocasionaram extinção de espécies nativas e invasão de espécies exóticas (Craig, 2000). As modificações observadas após a construção de reservatórios ocorrem porque esses sistemas interferem no equilíbrio dinâmico até então estabelecido no ecossistema lótico e nas suas interfaces, pois alteram o balanço de energia do sistema, correspondente ao *continuum* do rio, conceito originalmente proposto por Vannote *et al.* (1980). A qualidade da água nos reservatórios depende também das características dos seus afluentes (Xin, 2015).

Os reservatórios são considerados ambientes intermediários entre rios e lagos, apresentando características singulares, e três regiões longitudinais teóricas derivadas do seu processo de construção, descritas pelo Modelo de Compartimentalização (Figura 3.2, Thornton *et*

al., 1990), com reflexos nas características físicas, químicas e biológicas da água. A construção de barragens ao longo de rios tem modificado o equilíbrio dinâmico dos rios, como a sedimentação de partículas suspensas e os processos erosivos, o que foi verificado por Xu & Milliman (2009) para o rio Yangtze, China. Os autores identificaram mudanças, principalmente, no transporte de sedimentos ao longo do rio, em especial após a instalação da barragem de Três Gargantas. O fluxo hídrico no rio Yangtze apresentou pouca variação, porém os mecanismos de erosão e assoreamento foram impactados diretamente, alterando o equilíbrio naturalmente estabelecido.

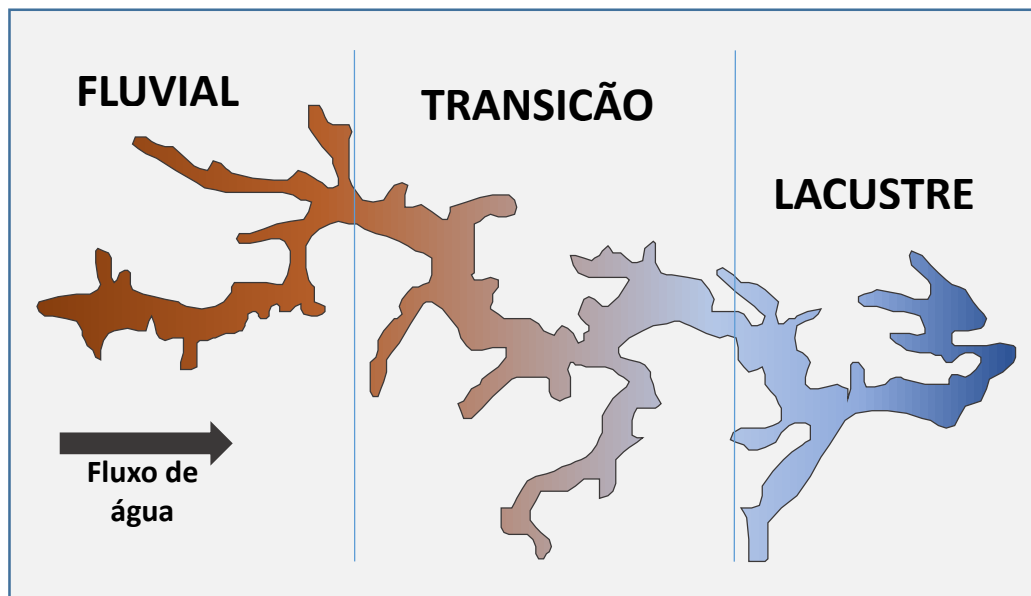


Figura 3. 2. Representação esquemática das três principais zonas espaciais de um reservatório artificial. (Modificado de Thornton *et al.*, 1990).

A Zona fluvial é a região de cabeceira, onde ocorrem processos de transporte de material em suspensão, o que resulta maior turbidez, reduzida penetração de radiação solar na coluna de água e menor produção primária. Por essa razão, a matéria orgânica nesse compartimento é de origem predominantemente alóctone. A Zona de transição caracteriza a mudança da zona de rio para a zona de lago, com aumento da importância relativa dos processos de sedimentação, favorecendo maior penetração de luz e consequente produção de matéria orgânica autóctone. A Zona lacustre, geralmente a mais larga e profunda, possui características típicas de um lago. Nessa

região, a carência de nutrientes pode limitar a produção primária, mas a maior disponibilidade de luz na coluna de água pode tornar essa zona a mais suscetível à eutrofização. As principais características físicas e químicas das zonas de um reservatório artificial estão sintetizadas na Tabela 3.3 (Thornton *et al.*, 1990). Em reservatórios, as concentrações de metais esperadas são maiores na zona fluvial e dependem das características da bacia hidrográfica na qual estão localizados (Varol, 2013).

Tabela 3. 3. Características físicas e químicas das zonas espaciais de um reservatório artificial.

Características físicas e químicas	Zonas espaciais de um reservatório artificial		
	Fluvial	Transição	Lacustre
Profundidade	Baixa	Média	Alta
Concentração de Sólidos Suspensos Totais	Alta	Média	Baixa
Fluxo de água	Grande	Menor	Pequeno
Energia predominante	Energia cinética	Energia cinética e potencial	Energia Potencial

Adaptado de Thornton *et al.* (1990).

3.3. Qualidade da água

3.3.1. Nutrientes

O fósforo nos corpos de água é decorrente das descargas de esgotos sanitários e de efluentes industriais. O fósforo total engloba as três formas diferentes na água, o fósforo orgânico dissolvido, os fosfatos e o fósforo total particulado. Por ser um dos principais nutrientes para os processos biológicos, normalmente na forma de ortofosfato, está relacionado com a eutrofização das águas naturais. Em lagos, concentrações maiores que 0,05 mg/L podem gerar aumento do estado trófico. Os esgotos sanitários brutos do Brasil apresentam concentrações de fósforo total entre 6 a 10 mg/L, o que torna necessário seu tratamento para evitar eutrofização causada pelo lançamento de

efluentes. Além disso, o fósforo é um nutriente essencial para os microrganismos que estabilizam a matéria orgânica (Santos *et al.*, 2007; Von Sperling, 2007; CETESB, 2014).

Os despejos domésticos e industriais são a principal fonte de nitrogênio nos corpos de água, que se apresenta na forma de nitrogênio Kjeldahl (nitrogênio orgânico e amoniacal), nitrato e nitrito. Além disso, excrementos de animais e fertilizantes, característicos de áreas agropecuárias, também contribuem com os níveis de nitrogênio total da água através das cargas difusas, especialmente de nitrato, conforme observações de Lassaletta *et al.* (2009) em bacias hidrográficas europeias. O nitrogênio, assim como o fósforo, também é responsável pelo processo de eutrofização dos corpos hídricos quando está em concentrações elevadas. É possível determinar, considerando a zona de autodepuração dos rios, a distância do ponto de coleta ao foco de poluição, que se apresenta mais distante quando há predominância das formas nitrito e nitrato. Em relação à saúde pública, os nitratos são causadores da doença metahemoglobinemia infantil, devido à redução a nitrito e competição com o oxigênio livre no sangue (Von Sperling, 2007; CETESB, 2014).

O processo de eutrofização artificial, causado principalmente pelas cargas de fósforo e nitrogênio, ocasiona mudanças qualitativas e quantitativas nas condições físico-químicas do meio, nas comunidades aquáticas e na produtividade do sistema. Além disso, os sistemas lânticos estão mais suscetíveis à eutrofização do que os sistemas lóticos porque apresentam condições mais favoráveis ao crescimento de algas e outros organismos fotossintetizantes (Toledo, 1983; Andreoli *et al.*, 2005; Leone, 2008).

3.3.2. Variáveis biológicas: Clorofila *a* e DBO

A clorofila *a* é um dos pigmentos responsáveis pelos processos fotossintéticos e é um indicador da biomassa algal, contribuindo para caracterizar indiretamente o estado trófico do

ambiente aquático. Ambientes lênticos tendem a apresentar maior concentração de clorofila quando comparados com os ambientes lóticos (Lamparelli, 2004). A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica para uma forma inorgânica estável, relacionada diretamente às concentrações de oxigênio dissolvido. A DBO_{5,20} é medida em um período de incubação de 5 dias a uma temperatura de 20°C. Valores elevados de DBO estão associados às cargas de matéria orgânica que consomem o oxigênio dissolvido e podem ocasionar impactos sobre as comunidades aquáticas. A carga de DBO é um parâmetro importante para determinação das eficiências de tratamento de esgoto (CETESB, 2014).

3.3.3. Metais

O alumínio apresenta-se na água de diversas formas, que são determinadas por fatores como a temperatura, o pH, a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. Apresenta baixa solubilidade em pH entre 5,5 e 6,0, mas as suas concentrações aumentam devido à acidificação da água e à presença de matéria orgânica, processos característicos de áreas em industrialização. As concentrações de alumínio em pH neutro variam entre 0,001 e 0,05 mg/L, mas em águas extremamente ácidas, as concentrações de alumínio podem ultrapassar 90 mg/L. O aumento das concentrações de alumínio está associado ao regime de chuvas, uma vez que o escoamento superficial carrega o metal aos cursos de água (Garcia *et al.*, 1996; CETESB, 2014).

O cobre é um metal que apresenta vários usos, dentre eles a fabricação de tubos, ligas e revestimentos. Ocorre naturalmente em todas as plantas e animais e é um nutriente essencial em pequenas doses (micronutriente), podendo ocasionar intoxicações em concentrações elevadas nos

seres vivos. A poluição difusa é uma das fontes de cobre na água, especialmente a oriunda das águas de escoamento urbano (Porto, 1998).

O ferro, presente majoritariamente em águas subterrâneas por causa da dissolução do minério pelo gás carbônico, apresenta baixa solubilidade e é amplamente utilizado como coagulante em processos industriais e no tratamento de água e esgoto. Pode ocasionar problemas para o abastecimento público, uma vez que confere cor e sabor à água e se deposita nas canalizações (QUINAGLIA, 2008; CETESB, 2014).

Em geral, os metais apresentam potencial toxicológico que compromete a saúde pública e estão relacionados às atividades antrópicas, principalmente em áreas industrializadas (Yabe & Oliveira, 1998). Além disso, conforme observado na região do Vale do Ribeira de Iguape, a principal contribuição de metais potencialmente tóxicos, como chumbo e cobre, é oriunda das atividades mineradoras (Corsi & Landim, 2003).

3.4. Concentrações basais

A importância do conhecimento das características intrínsecas dos sistemas aquáticos, sejam eles rios ou reservatórios, está intimamente ligada à determinação das condições essenciais à manutenção dos usos múltiplos e ao equilíbrio ecológico. A WFD (*Water Framework Directive*), por exemplo, reforça a preocupação europeia em manter a qualidade satisfatória dos sistemas aquáticos que, neste caso, é caracterizada por uma condição de referência (Baattrup-Pedersen *et al.*, 2009).

As concentrações basais das variáveis da água, também chamadas de concentrações de referência ou de *background*, são as concentrações esperadas em ecossistemas aquáticos em função da contribuição natural da bacia de drenagem e de fatores como geologia e geomorfologia,

ou seja, quando há mínima ou nenhuma influência humana. Com base na comparação entre as concentrações basais e aquelas observadas em um sistema aquático, é possível observar o quão distante um corpo de água está em relação ao que seria esperado caso não houvesse impactos de ordem antrópica.

A falta de informação a respeito das concentrações basais dificulta a adequada gestão dos recursos hídricos, uma vez que dificulta a avaliação dos reais impactos causados pelas atividades humanas e qual a sua abrangência (local ou regional) e magnitude. Nesse sentido, dentre as principais razões para o estabelecimento das concentrações de referência, é possível mencionar a necessidade de garantir a potabilidade da água, levando em consideração a interface entre a qualidade da água e a saúde pública e o conhecimento das características naturais do ambiente físico (Newall & Tiller, 2002; Schneider *et al.*, 2003; Nijboer *et al.*, 2004; Vighi *et al.*, 2006; Christ *et al.*, 2007; Weigel & Robertson, 2007).

Dentre os métodos utilizados para a determinação das concentrações basais das variáveis da água, destacam-se o Método da Trisseção (*Trisection*) e o Método do Melhor Julgamento Profissional (*Best Professional Judgment* - BPJ). O primeiro consiste no cálculo da mediana de um subgrupo dos dados disponíveis, o qual se refere ao percentil correspondente ao 1/3 inferior. Este subconjunto reúne os dados cuja probabilidade de não excedência é igual ou inferior a 33%. O método BPJ, por sua vez, consiste em escolher sistemas aquáticos mais preservados (e.g. com maiores porcentagens de vegetação nativa na respectiva bacia hidrográfica), com base no julgamento pessoal do observador, e utilizar esses corpos de água como modelos de uma condição com interferência antrópica inexistente ou negligenciável. As concentrações basais são então calculadas como a mediana das concentrações observadas nesse grupo para cada uma das variáveis estudadas.

A principal limitação do Método da Trissecção é o descarte arbitrário de 2/3 dos dados e a necessidade de informações que subsidiem a escolha do valor de concentrações basais como sendo a mediana desse terço inferior, aproximadamente 16%. Quando há maior disponibilidade de ambientes preservados, um percentil maior que 16% poderia ser adequado. Por outro lado, quando cursos de água de referência são escassos, seria mais recomendado adotar um valor de corte menor, como 5%, para que haja maior segurança e confiabilidade dos resultados. O Método do BPJ apresenta a desvantagem decorrente da necessidade de escolher corpos de água de referência, mais preservados, cuja subjetividade pode levar a discrepâncias dependendo da percepção de quem fará o julgamento.

Desse modo, é desejável a comparação entre os métodos apresentados, como forma de avaliar suas convergências e divergências (Dodds *et al.*, 2006). A Figura 3.3 ilustra os dois métodos a partir de uma sistematização de dados disponíveis, organizados em ordem crescente conforme o aumento de tonalidade dos valores, sobre três tipos de ambiente, em conservação, agropecuário e industrial. Em geral, os corpos de referência estão presentes nos ambientes de conservação, uma vez que eles representam situações onde há menor ação antrópica. Dessa forma, o método BPJ utiliza o valor da mediana dos dados dos ambientes mais preservados, os de conservação, enquanto o método da Trissecção engloba todos os dados obtidos nos três ambientes distintos para a obtenção da mediana do terço inferior.

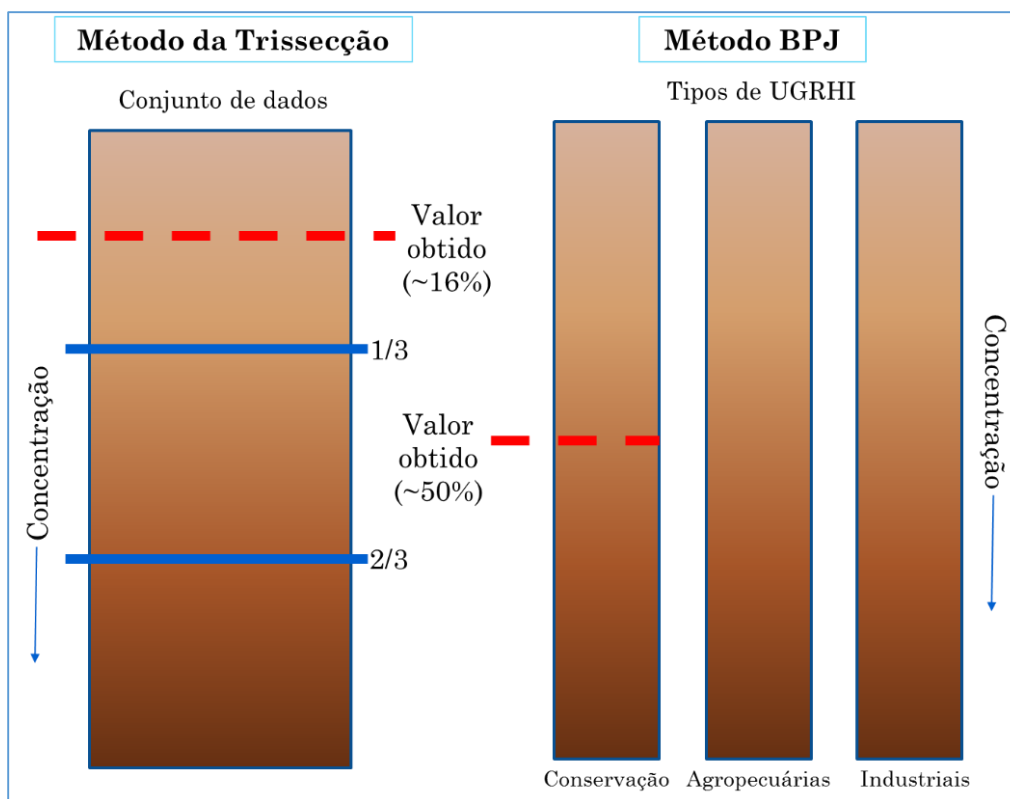


Figura 3. 3. Representação esquemática dos Métodos da Trisseção e BPJ, conforme recomendações de Dodds *et al.*, 2006.

Outras formas de determinação das condições de referência dos corpos hídricos podem ser utilizadas, como os quatro métodos que são aplicados para efetuar aproximações das características químicas e biológicas dos corpos de água descritos por Sorano *et al.* (2011), o Multimétrico, o Multivariado, a Modelagem Estatística com base na paisagem e a Paleolimnologia. O método Multimétrico consiste em analisar características da comunidade biológica, caracterizando os organismos de acordo com o nível de distúrbio. Assim, um valor representativo da diferença entre a situação de referência e o nível de impacto é utilizado para comparação. O método Multivariado também utiliza a caracterização da biota para determinar as condições de referência de um corpo de água, mas realiza análise de multivariância entre grupos de espécies. O método de Modelagem Estatística com base na paisagem não requer uma escolha prévia dos sistemas de referência e, assim, os seus procedimentos utilizam-se de todos os dados presentes, avaliando os que possuem

as melhores condições. O método da Paleolimnologia normalmente é utilizado para a caracterização de ambientes lênticos, a partir da relação entre o sedimento e a geologia regional. Para escolher qual método fornece a melhor aproximação, é necessário desenvolver a quantificação regional conforme as variações espaciais de cada corpo hídrico e entre eles. Essa variação espacial, de caráter local ou regional, pode ser determinada por modelos ou por previsões efetuadas previamente. No caso de ambientes onde há predominância de atividades antropogênicas, especialmente em lagos e área alagadas, é necessário desenvolver as aproximações das concentrações basais de modo a demonstrar as respostas do ambiente a essas atividades. Contudo, é possível afirmar que o método do *Landscape-context statistical modeling* se aproxima do método da Trissecção, uma vez que ambos não utilizam a escolha de cursos hídricos de referência, ou mais bem preservados (Dodds *et al.*, 2006; Sorano *et al.*, 2011).

De acordo com Buck *et al.* (2000), a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) estabeleceu formas de determinação das concentrações basais de nutrientes visando à integridade dos recursos hídricos, que estão diretamente relacionadas com os métodos BPJ e da Trissecção (Figura 3.4). A primeira é dada a partir da determinação de uma região que é considerada de referência para o estabelecimento de concentrações basais, obtida através da mediana dos dados, método que se assemelha ao método BPJ. A segunda forma identifica também os ambientes mais bem preservados como forma de estabelecer a referência, identificando, contudo, o 75º percentil da frequência de distribuição. A terceira forma adota um valor entre o 5º e o 25º percentil de toda a população de dados existentes, para o estabelecimento de uma concentração de referência para todo o conjunto, o que se assemelha ao método da Trissecção.

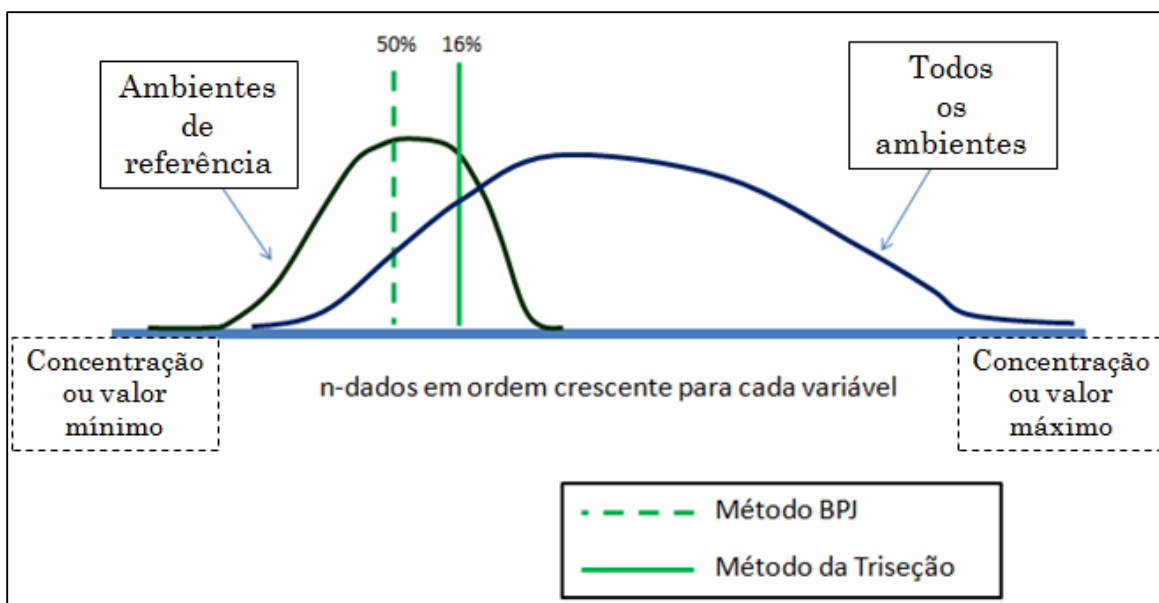


Figura 3. 4. Representação esquemática dos métodos BPJ e da Trisseção, conforme recomendações de Buck *et al.* (2000).

Admitindo-se que os sistemas que apresentam mínimo ou ausente distúrbio causado por ação antrópica são raros, é necessário que várias formas possíveis de estabelecimento de critérios sejam aplicadas de modo que haja comparação entre os valores obtidos para cada uma delas, encontrando, assim, a condição de referência que mais se adeque à realidade. Ainda que os métodos apresentados tenham sido originalmente utilizados para a determinação das concentrações de nutrientes (i.e. fósforo, nitrogênio) e clorofila *a* nos corpos de água, é possível que sejam aplicados para o cálculo das concentrações basais de metais ou outras variáveis.

Dentre os instrumentos da legislação brasileira para apoiar a gestão dos recursos hídricos, é possível citar a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005), que determina a classificação dos corpos de água e propõe diretrizes para que haja o enquadramento das águas doces e salgadas atrelado aos padrões de lançamento que foram propostos. Esta resolução foi parcialmente alterada e complementada pela Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011

(Brasil, 2011a). Dentre as classes de corpos hídricos, a que apresenta as maiores restrições é a Classe Especial, cujo uso da água está voltado para o consumo humano e comumente associado ao interesse na preservação ambiental, tanto pela manutenção da integridade ecossistêmica, quanto pela criação de unidades de conservação integral. Os rios e reservatórios de Classe Especial, portanto, devem envolver condições mais preservadas e a determinação das concentrações basais pode permitir que sejam estabelecidas medidas legais para a manutenção da condição de referência. Entretanto, como existe diferença nos processos naturais de rios e de reservatórios, além da geomorfologia do local onde estão inseridos, as concentrações de algumas variáveis, como os metais ferro e alumínio, sofrem interferência, sendo necessário que as exigências legais do enquadramento em “Classe Especial” sejam mais específicas (Kang, 2010).

Para fins de abastecimento de água, a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011 (Brasil, 2011b), estabeleceu o Padrão de Potabilidade. A Tabela 3.4 apresenta os limites propostos para algumas das variáveis estudadas. As concentrações de referência, além de possibilitarem a manutenção de ambientes preservados, podem estar relacionadas com os limites de concentrações permitidos pelo Padrão de Potabilidade. Assim, um rio de Classe Especial, por exemplo, pode apresentar condições de referência expressas pelas concentrações basais e, concomitantemente, atender aos padrões de potabilidade para que o seu uso, após tratamento de água, seja feito sem riscos à saúde humana.

Tabela 3. 4. Padrão de Potabilidade de algumas das variáveis estudadas, conforme a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011 (Brasil, 2011b).

Variável	Padrão – limite máximo (mg/L)
Alumínio Total	0,2
Cobre Total	2,0
Ferro Total	0,3
Nitrato	10,0

A determinação das concentrações basais de nutrientes e de clorofila *a* pode nortear a adoção de metas de qualidade com vistas ao controle do estado trófico de rios e reservatórios. Huo *et al.* (2011) aplicaram os métodos da Trissecção e BPJ no estudo das concentrações basais para nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a* em lagos da região de Yungui Plateau, na China. Nesse estudo, os autores sugeriram que os ambientes considerados em conservação não apresentavam as condições ideais para serem adotados como referência. Portanto, mesmo que existam ambientes considerados mais preservados, é necessário que, tanto para rios quanto para reservatórios, sejam determinadas as concentrações basais pelos dois métodos

Em síntese, a relevância da determinação das concentrações de referência em corpos de água do estado de São Paulo está associada aos seguintes fatores:

- i) Os rios e reservatórios subtropicais são menos estudados que os ambientes temperados.
- ii) São escassos ou inexistentes estudos que determinaram as concentrações de base de nutrientes e metais em corpos de água subtropicais;
- iii) A Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), ao se referir aos padrões de qualidade da água, estabeleceu, em seu Art. 13, que “*Nas águas de Classe Especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água*”. Entretanto, essas condições naturais ainda são desconhecidas na maioria dos casos. A determinação das concentrações de base para algumas variáveis da água pode contribuir, assim, para um detalhamento adicional das condições de qualidade da Classe Especial;
- iv) A determinação das concentrações basais pode auxiliar as políticas ambientais, com vistas ao planejamento e à reestruturação das atividades antrópicas, de modo a mitigar os seus

efeitos danosos ao meio ambiente, o que representa um importante passo em direção à sustentabilidade.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Na primeira etapa da pesquisa, foram realizadas análises de estatística descritiva dos dados compilados do programa de monitoramento da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), referente ao período de dez anos, entre janeiro de 2005 e dezembro de 2014. As dez variáveis de qualidade da água estudadas foram alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), nitrogênio Kjeldahl e nitrato. Essas variáveis foram escolhidas por estarem diretamente vinculadas às formas de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas, pois refletem a existência de fontes pontuais e difusas de poluição, e à saúde pública, principalmente no caso dos metais. Além disso, ao estudar as concentrações de metais em suas frações total ou dissolvida, torna-se possível avaliar se há diferença nas concentrações em ambientes lóticos e lênticos conforme os processos esperados em cada um desses sistemas.

Os dados de monitoramento para cada variável foram organizados em tabelas distintas conforme o tipo de URGHI para rios e para reservatórios. Foram avaliados os valores mínimos, valores máximos, a média, a mediana e o desvio padrão da série de dados. Foram confeccionados *boxplots* para visualizar a variância dos dados para cada tipo de UGRHI em rios e reservatórios e identificar a presença de *outliers*, ou seja, pontos de medição que destoam significativamente do conjunto de dados. Foram construídas curvas de permanência para cada variável, seguindo as recomendações de Cunha & Calijuri (2010), elaboradas separadamente para as UGRHIs

industriais, em industrialização, agrícolas e de conservação. As diferenças existentes entre os tipos de UGRHI são observadas pelo comportamento distinto dos gráficos para cada uma das UGRHIs industriais, em industrialização, agrícolas e de conservação, o que facilitou a visualização dos impactos das atividades antrópicas sobre cada variável avaliada.

As concentrações basais foram determinadas pelos Métodos da Trissecção e BPJ (Melhor Julgamento Profissional), conforme procedimentos descritos por Dodds *et al.* (2006). No caso do segundo método, o critério para a escolha dos rios e reservatórios de referência foi a localização dos pontos de amostragem em UGRHIs com vocação para conservação ambiental, uma vez que essas possuem menores densidades populacionais e maiores porcentagens de vegetação nativa.

Os dados foram tratados conforme a ANOVA (Análise de Variância Multivariada) com nível de confiança de 99% ($p < 0,01$), por meio do software Statistica 7®, para verificar se o tipo de UGRHI foi relevante do ponto de vista estatístico para a distribuição das variáveis estudadas, ou seja, se as concentrações apresentadas dependem das formas de uso e ocupação do solo. A aplicação do Método da Trissecção foi considerado adequado apenas nos casos em que $p > 0,01$, uma vez que o uso e ocupação do solo determinariam UGRHIs estatisticamente semelhantes e a aproximação matemática poderia ser feita para todo o estado de São Paulo, independente do tipo de UGRHI. Por outro lado, o Método BPJ pode ser utilizado sem o atendimento dessa condição, uma vez que há o estabelecimento de UGRHIs de referência independente de sua relação com os demais tipos de UGRHI.

Por fim, foi realizado o estudo do enquadramento das concentrações medianas para os tipos de UGRHIs em relação à Resolução CONAMA 357/2005 (2005), avaliando se as variáveis estudadas estiveram em conformidade ou não com os valores estabelecidos pela legislação, além

da proposição das concentrações basais obtidas como critério de enquadramento de corpos hídricos na Classe Especial. Os valores obtidos foram comparados com concentrações de referência determinadas para rios e reservatórios de regiões temperadas, para as quais se encontram disponíveis essas informações.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estatística descritiva

As Tabelas A1, A2, A3 e A4 (Apêndice A) apresentam, respectivamente, o número de dados disponíveis e os resultados obtidos para as UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação, para valor máximo, valor mínimo, mediana, média e desvio padrão. A mediana é mais representativa que a média, uma vez que é menos sensível aos *outliers*. Em situações nas quais o desvio padrão é pequeno, é possível identificar valores próximos entre a média e a mediana. Os espaços preenchidos por “nc” (não consta) representam que as informações não estavam disponíveis no banco de dados para a variável em questão, caso observado para os reservatórios em UGRHIs em industrialização.

Nessa análise preliminar, foi possível identificar que a quantidade de dados disponíveis para os rios de UGRHIs industriais é muito superior em relação aos outros tipos de UGRHI. Por exemplo, para o alumínio dissolvido, a CETESB dispõe de 7.034 dados para rios e 1.188 dados para reservatórios em UGRHIs industriais no período estudado. Para UGRHIs agropecuárias, alumínio dissolvido apresenta 1.539 dados para rios e 379 dados para reservatórios e, para UGRHIs de conservação, alumínio dissolvido apresenta 1.468 dados para rios e apenas 44 para reservatórios, no mesmo período avaliado. Esse padrão é semelhante para todas as variáveis, o que reforça as conclusões de Midaglia (2011) no que diz respeito à maior representatividade dos dados

referentes às UGRHIs industriais. Ao todo, considerando todas as variáveis estudadas em rios e reservatórios entre os anos de 2005 e 2014, as UGRHIs industriais apresentaram 96.862 dados, as UGRHIs em industrialização 9.379 dados, as UGRHIs agropecuárias 23.881 dados e as UGRHIs de conservação 20.980 dados.

Foram criados *boxplots* (Figuras 5.1 a 5.10) para visualizar as diferenças entre a mediana de concentrações das variáveis conforme o tipo de UGHRI e os tipos de sistema, rios ou reservatórios. Além disso, foi possível visualizar o conjunto de dados a partir da construção de curvas de permanência para cada variável, apresentadas nas Figuras 5.11 a 5.20. As UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e conservação foram representadas nas cores roxa, vermelha, amarela e verde, respectivamente. Vale ressaltar que não há curva para os reservatórios das UGRHIs em industrialização pela ausência de dados no banco de dados da CETESB.

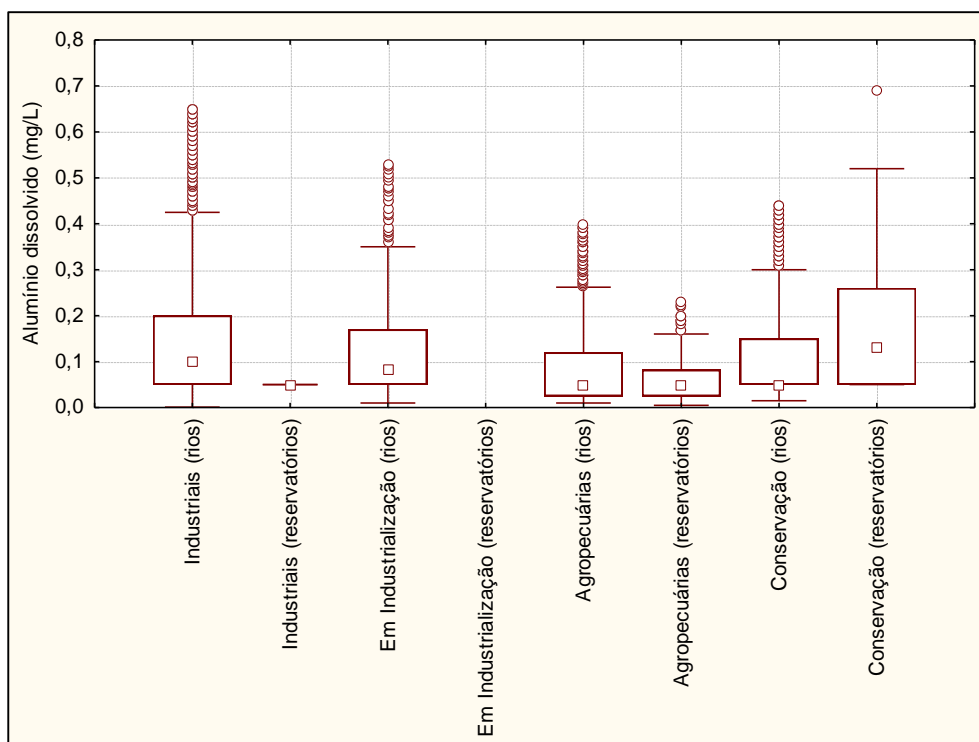


Figura 5. 1. Boxplots referentes às concentrações de alumínio dissolvido (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

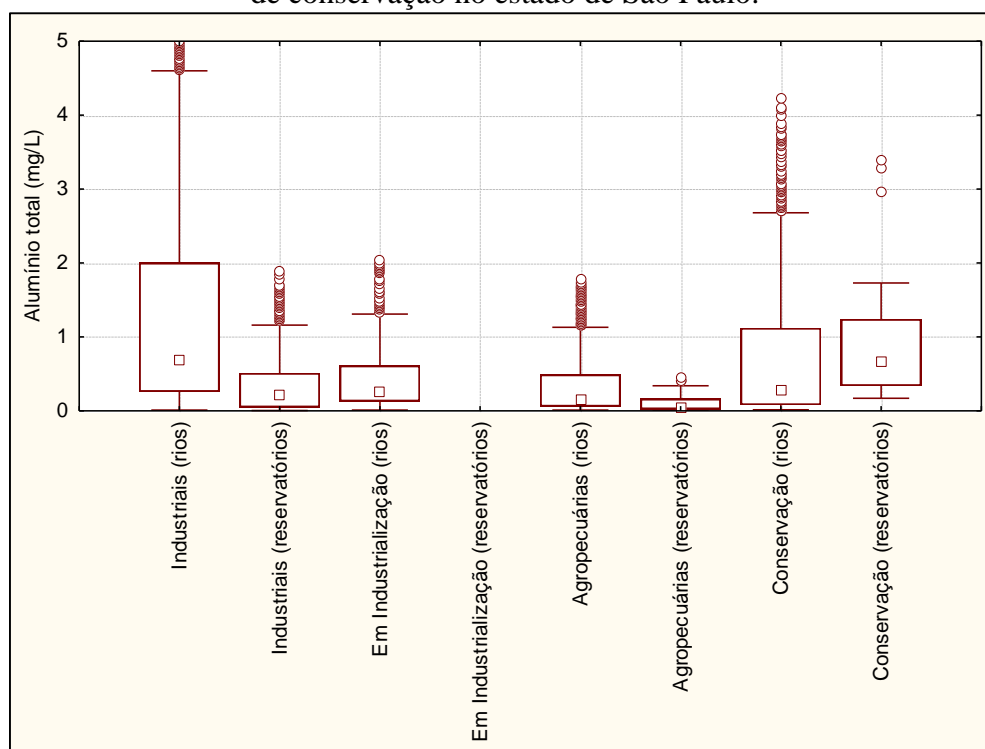


Figura 5. 2. Boxplots referentes às concentrações de alumínio total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

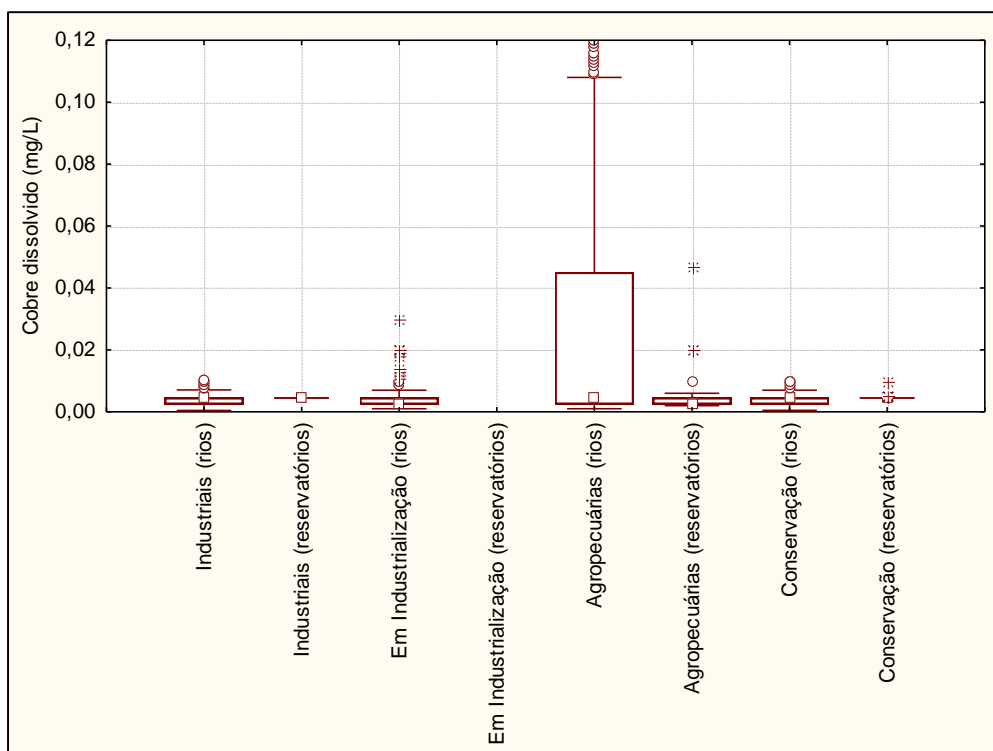


Figura 5. 3. *Boxplots* referentes às concentrações de cobre dissolvido (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

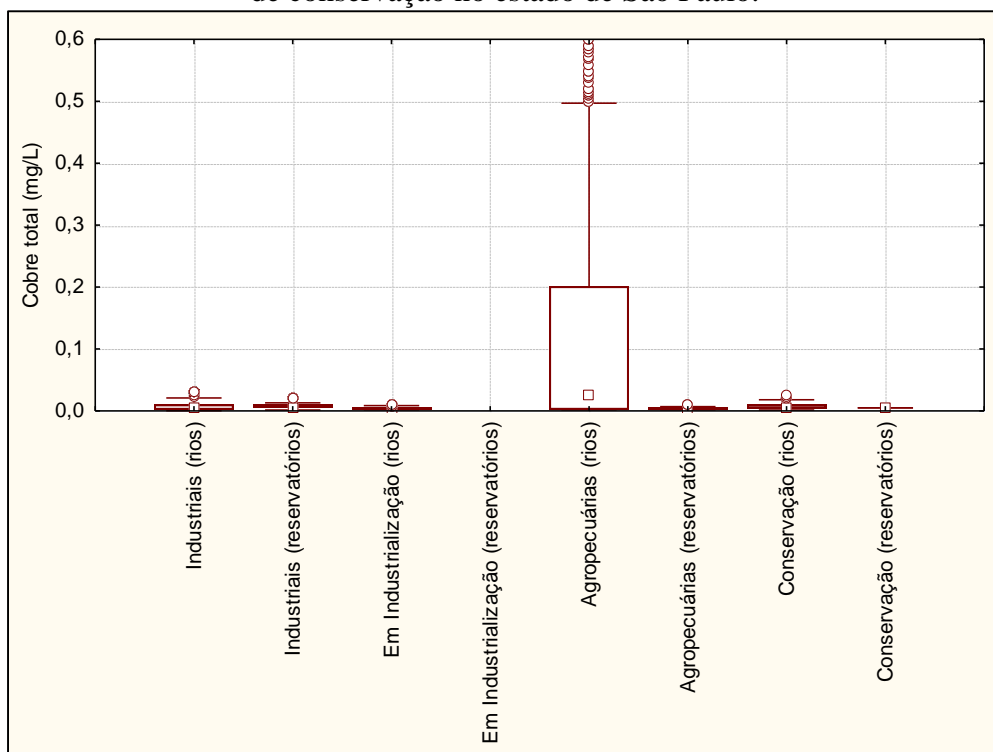


Figura 5. 4. *Boxplots* referentes às concentrações de cobre total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

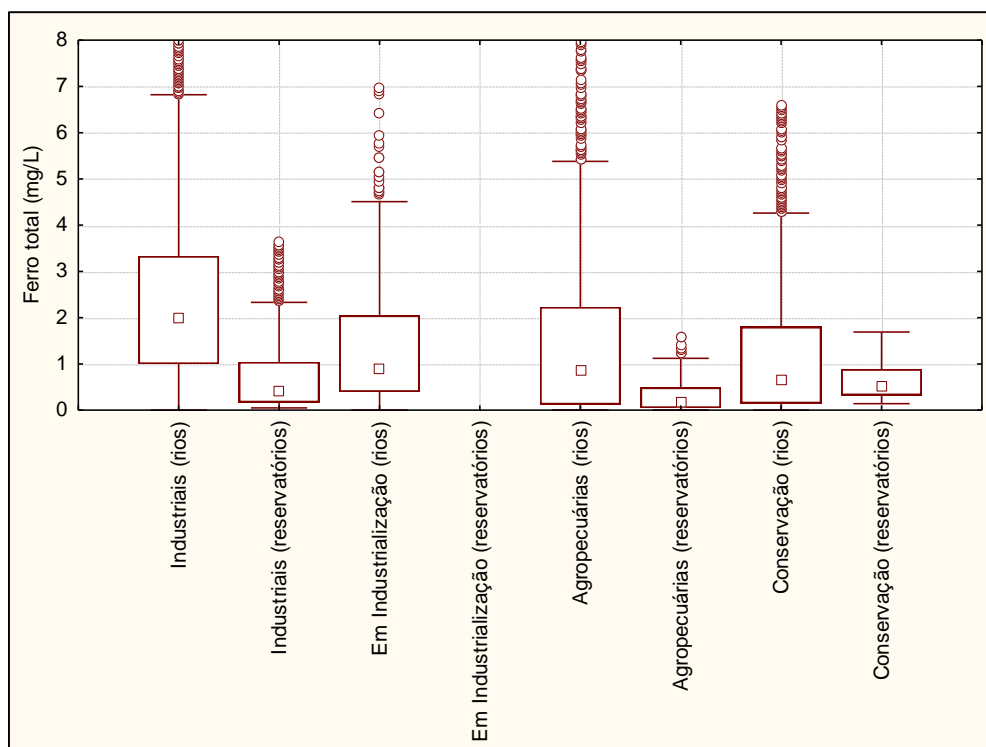


Figura 5. 5. Boxplots referentes às concentrações de ferro total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

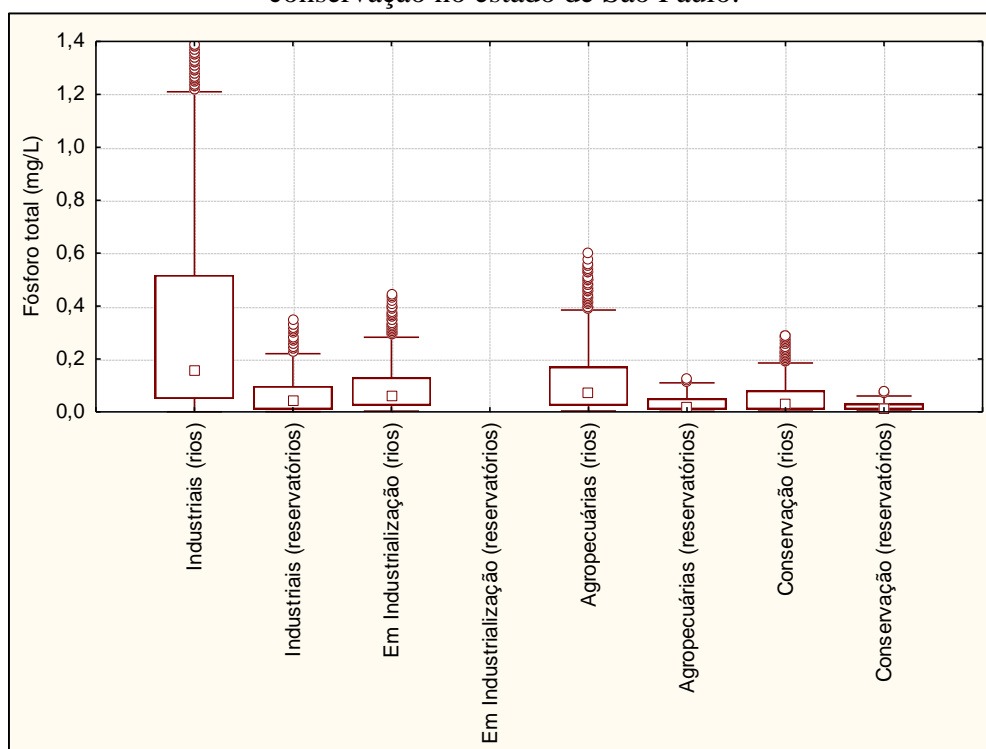


Figura 5. 6. Boxplots referentes às concentrações de fósforo total (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

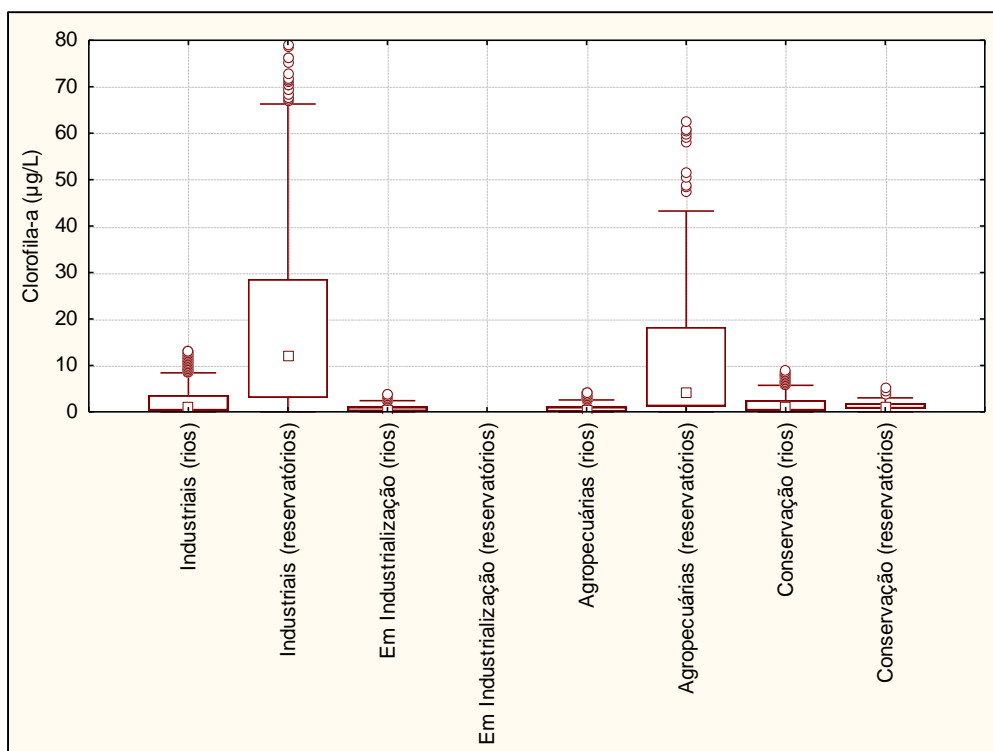


Figura 5. 7. *Boxplots* referentes às concentrações de clorofila *a* (µg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

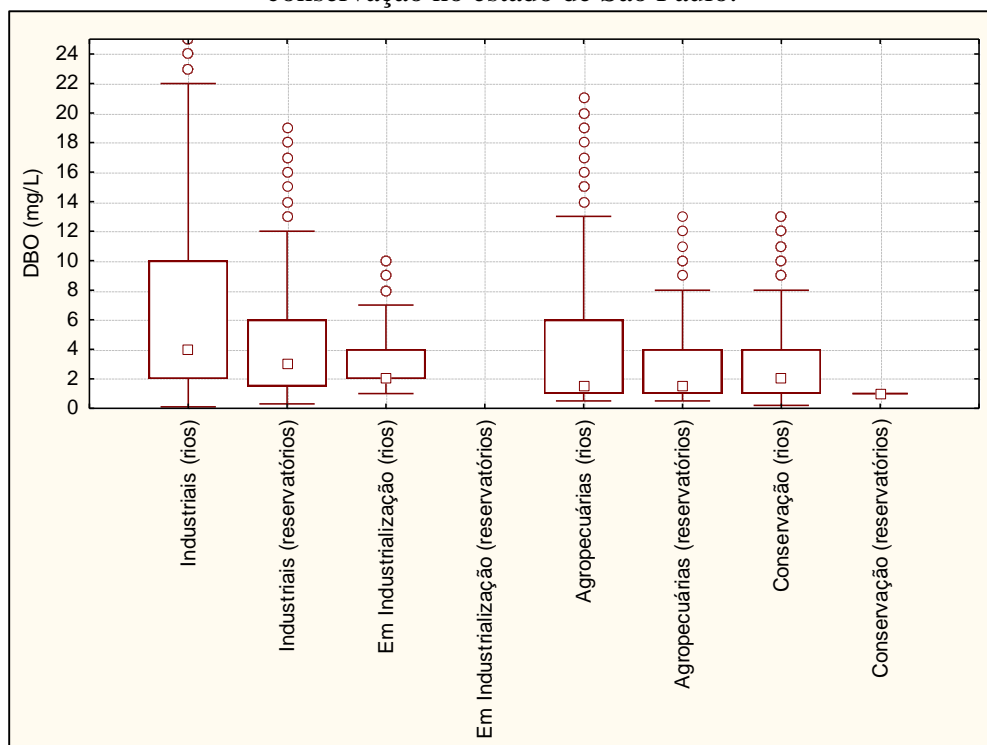


Figura 5. 8. *Boxplots* referentes às concentrações de DBO_{5,20} (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

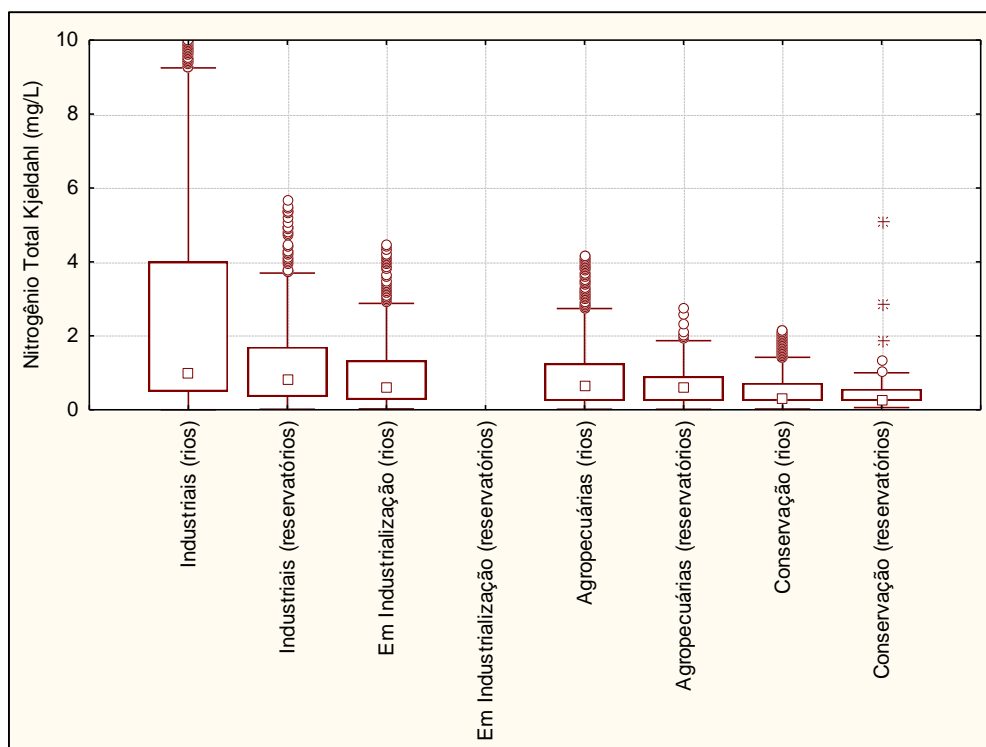


Figura 5. 9. Boxplots referentes às concentrações de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.

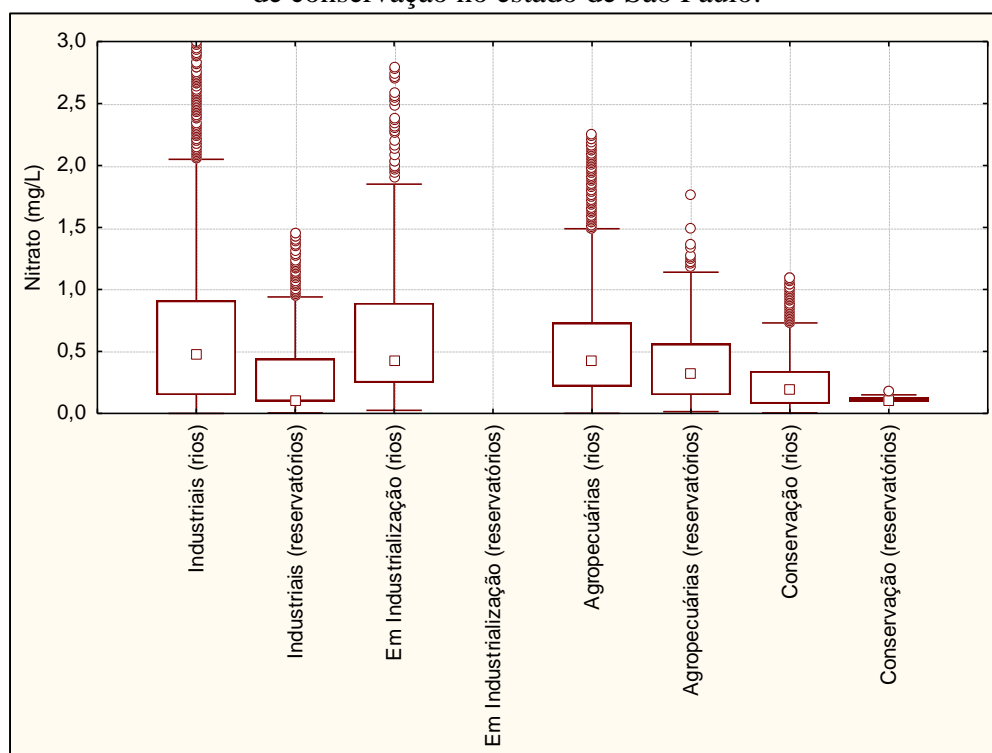
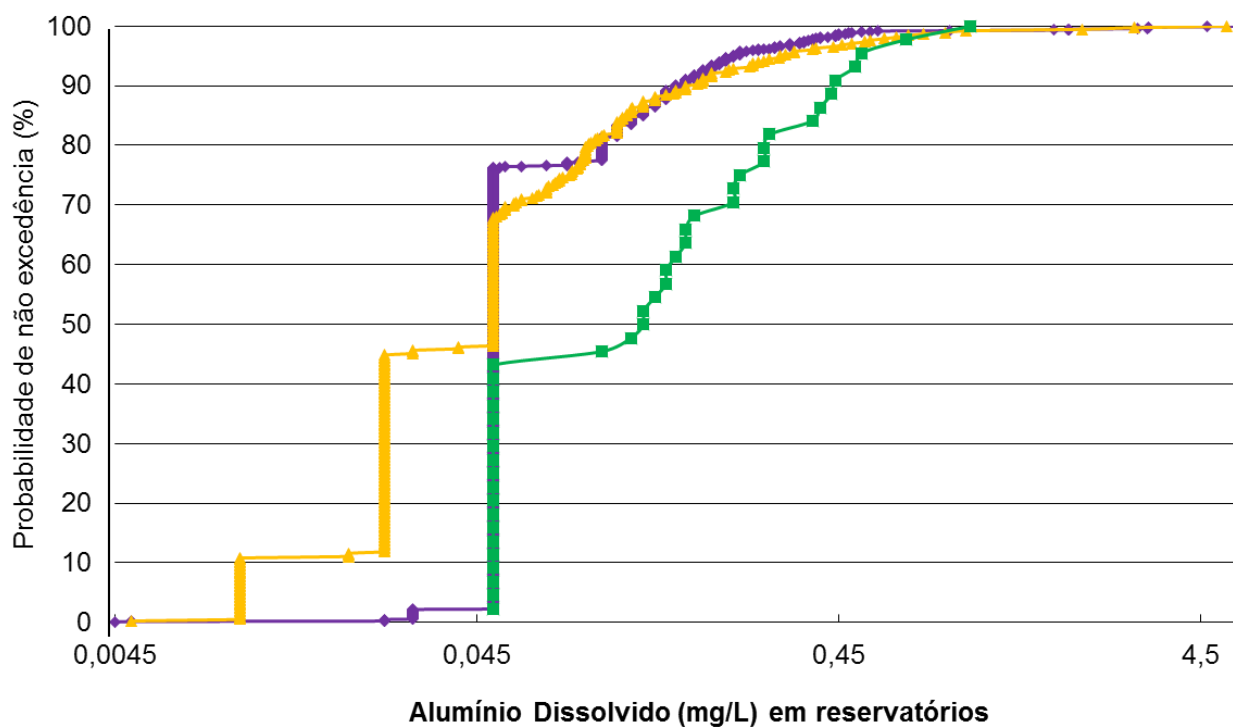
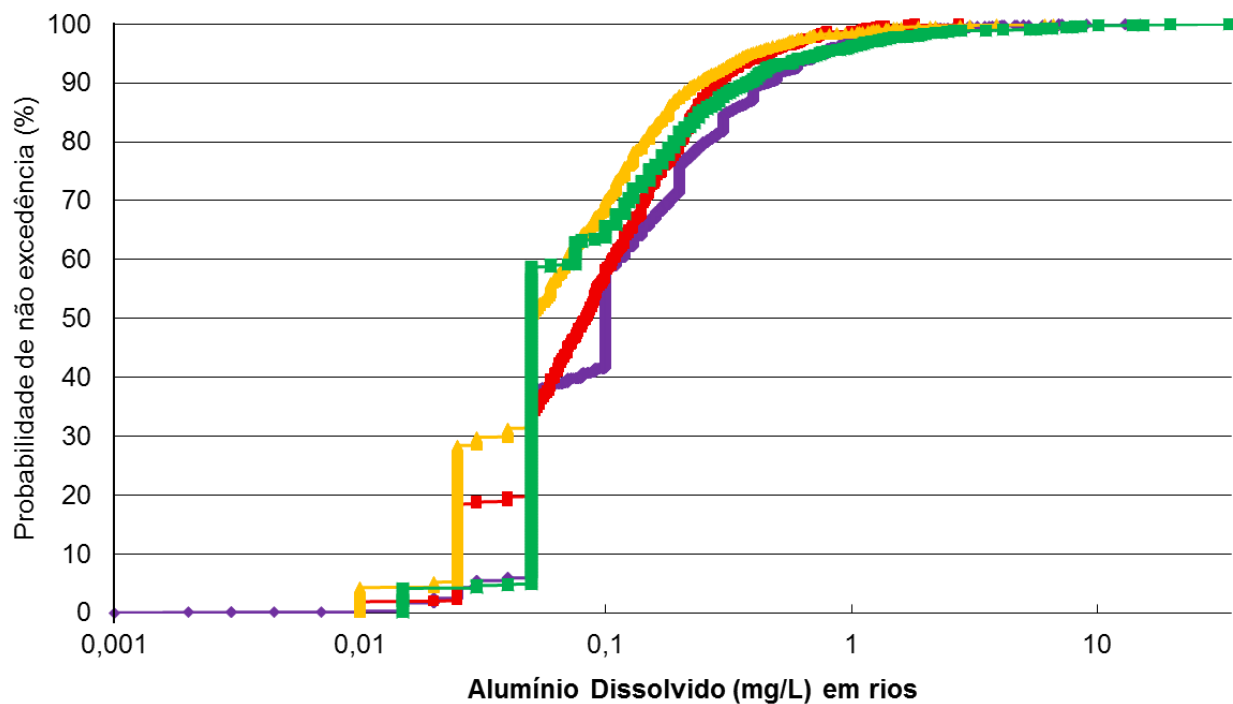


Figura 5. 10. Boxplots referentes às concentrações de nitrato (mg/L) obtidas pela CETESB para rios e reservatórios em UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação no estado de São Paulo.



◆ Industriais
 ■ Em Industrialização
 ▲ Agropecuárias
 ■ Conservação

Figura 5. 11. Curvas de permanência das concentrações de alumínio dissolvido (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

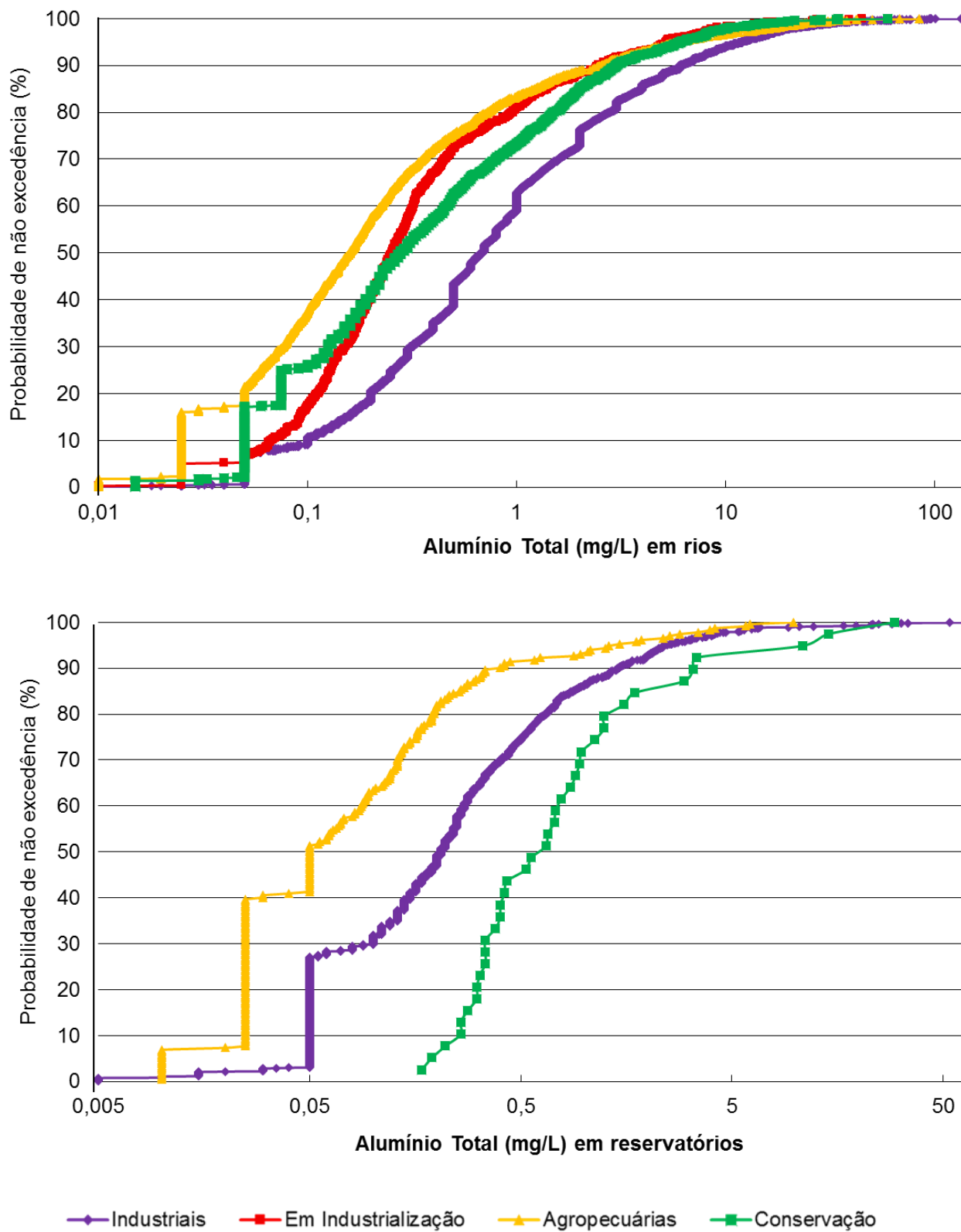
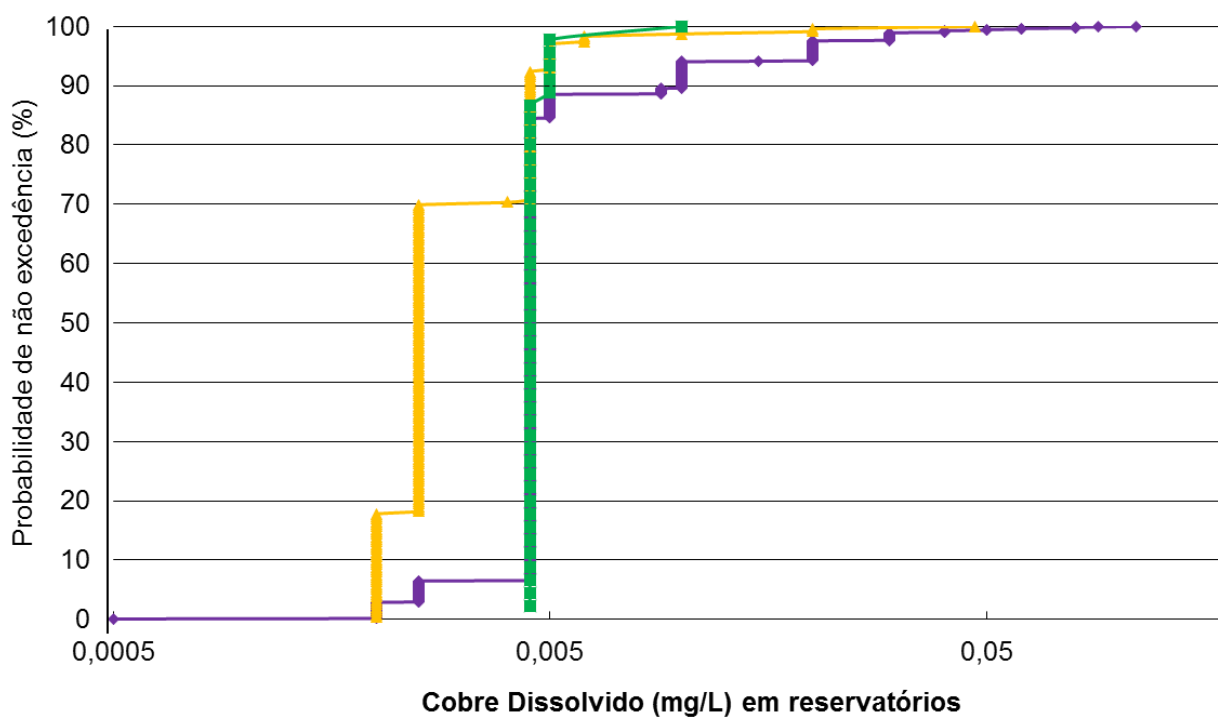
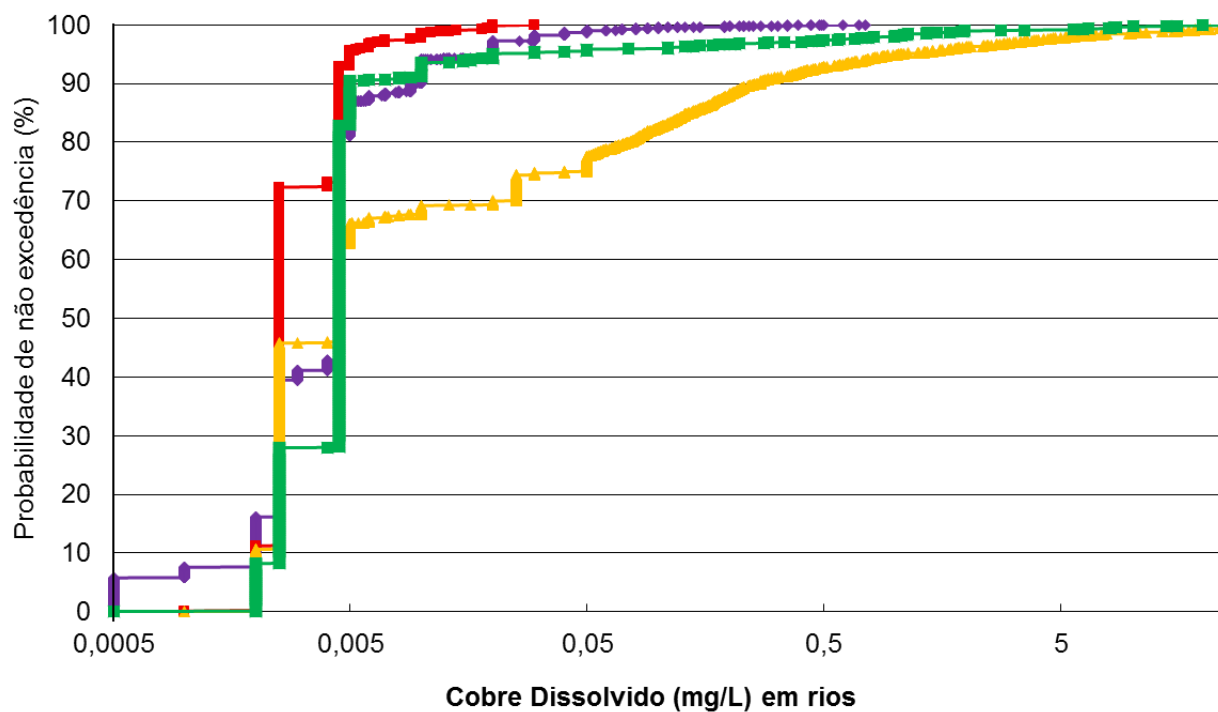


Figura 5. 12. Curvas de permanência das concentrações de alumínio total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.



◆ Industriais
 ■ Em Industrialização
 ▲ Agropecuárias
 ■ Conservação

Figura 5. 13. Curvas de permanência das concentrações de cobre dissolvido (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

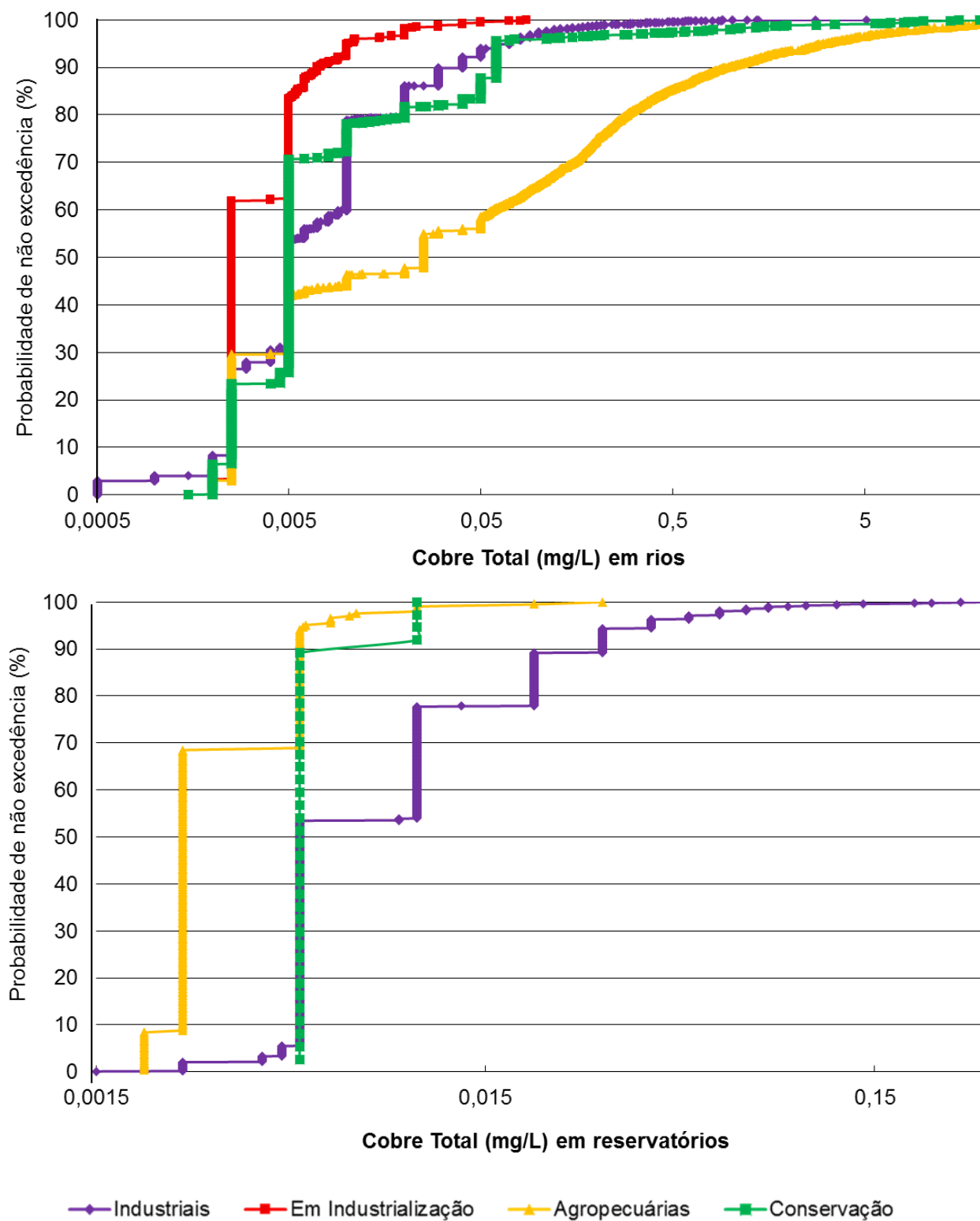


Figura 5. 14. Curvas de permanência das concentrações de cobre total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

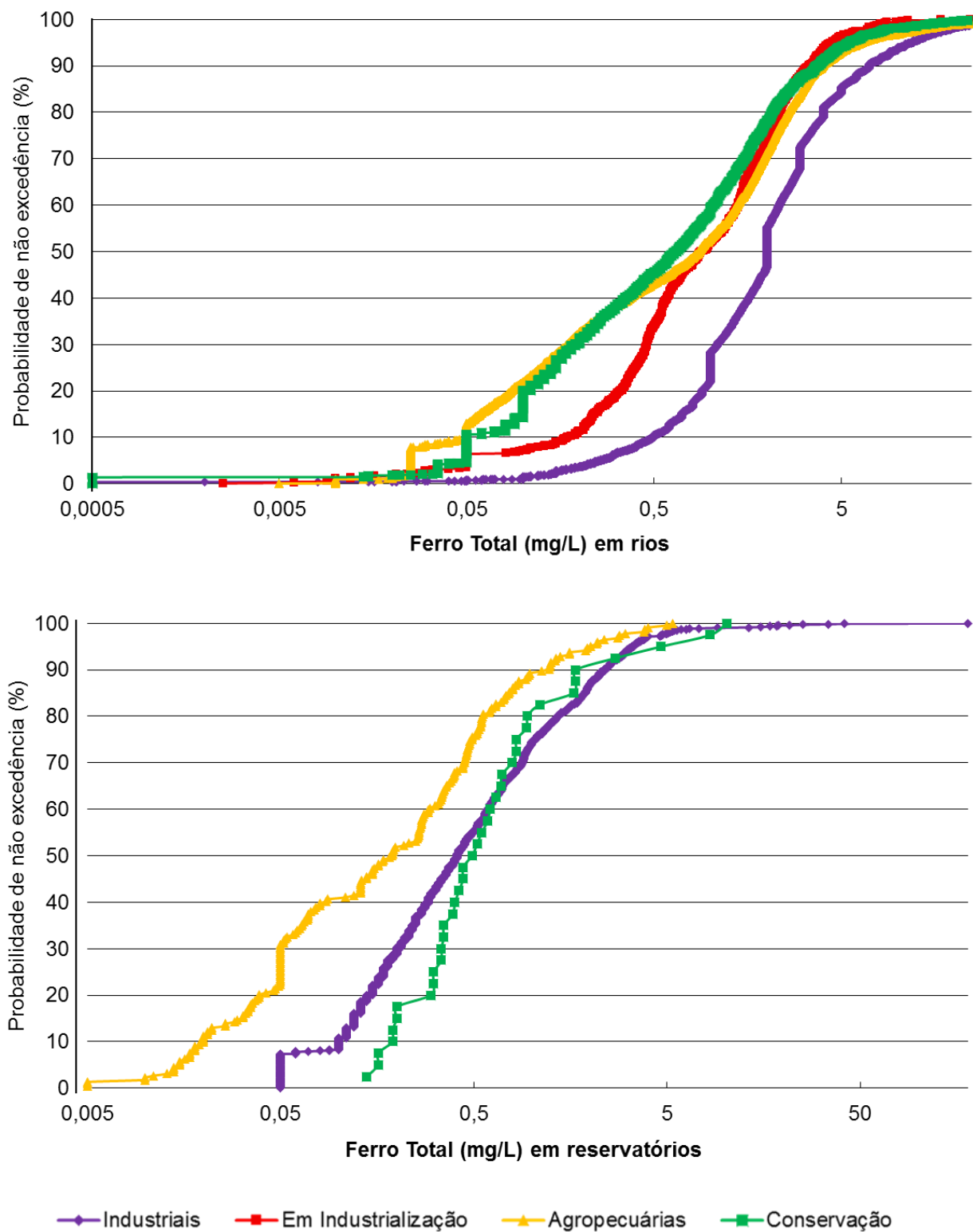


Figura 5. 15. Curvas de permanência das concentrações de ferro total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

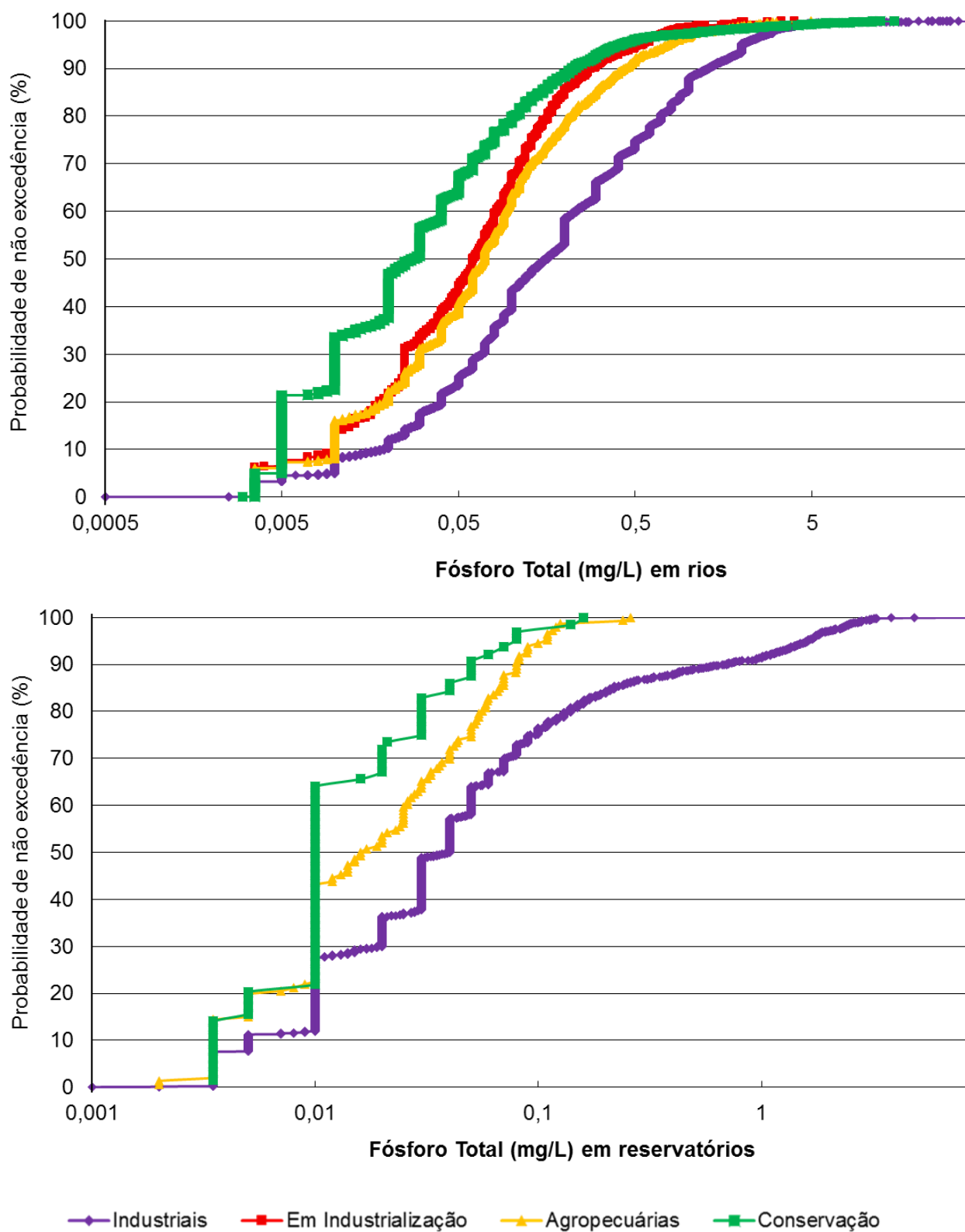


Figura 5. 16. Curvas de permanência das concentrações de fósforo total (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

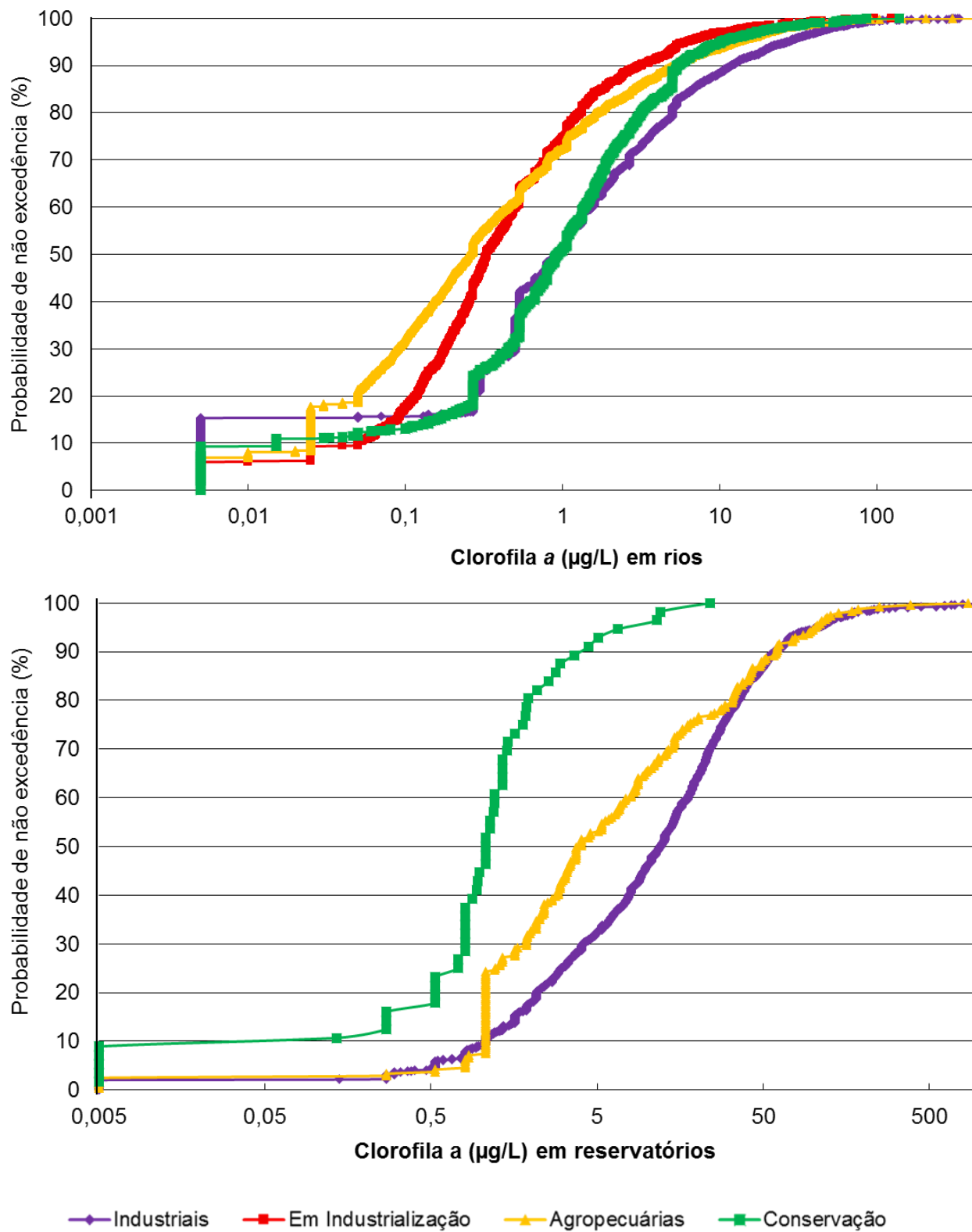


Figura 5. 17. Curvas de permanência das concentrações de clorofila *a* (µg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

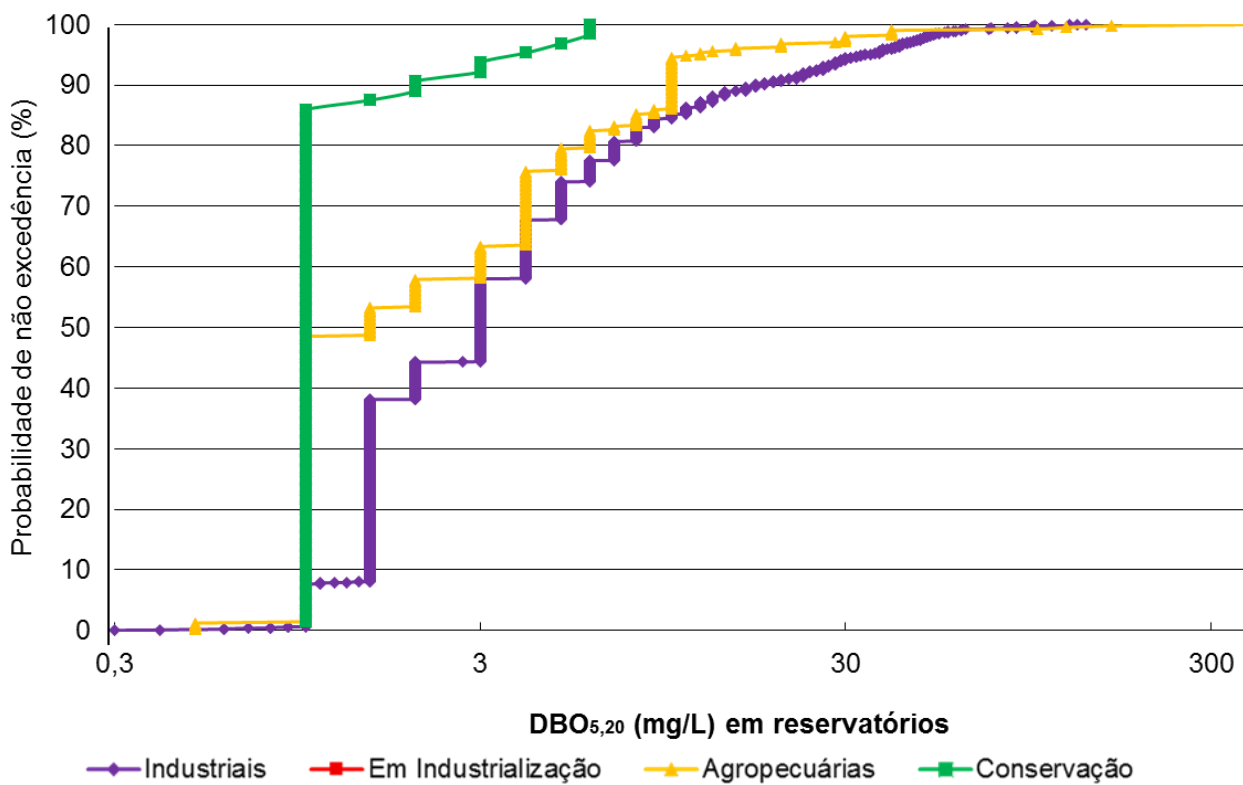
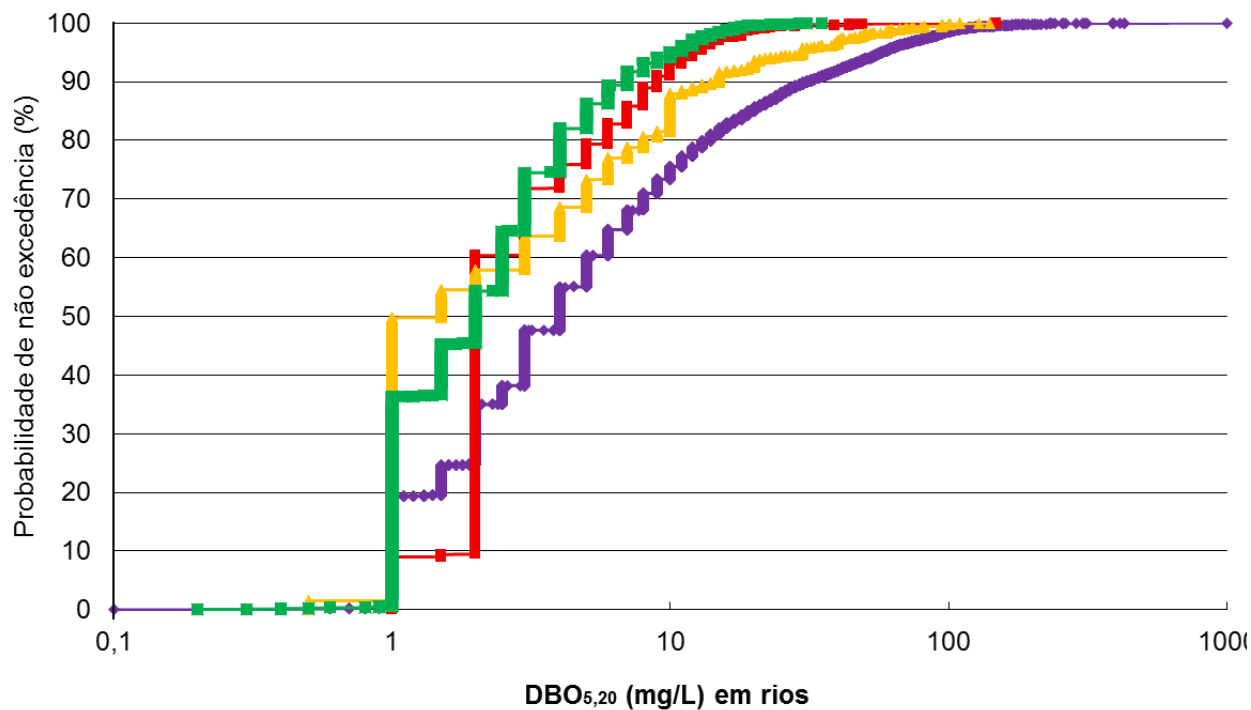


Figura 5. 18. Curvas de permanência das concentrações de $DBO_{5,20}$ (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHIs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

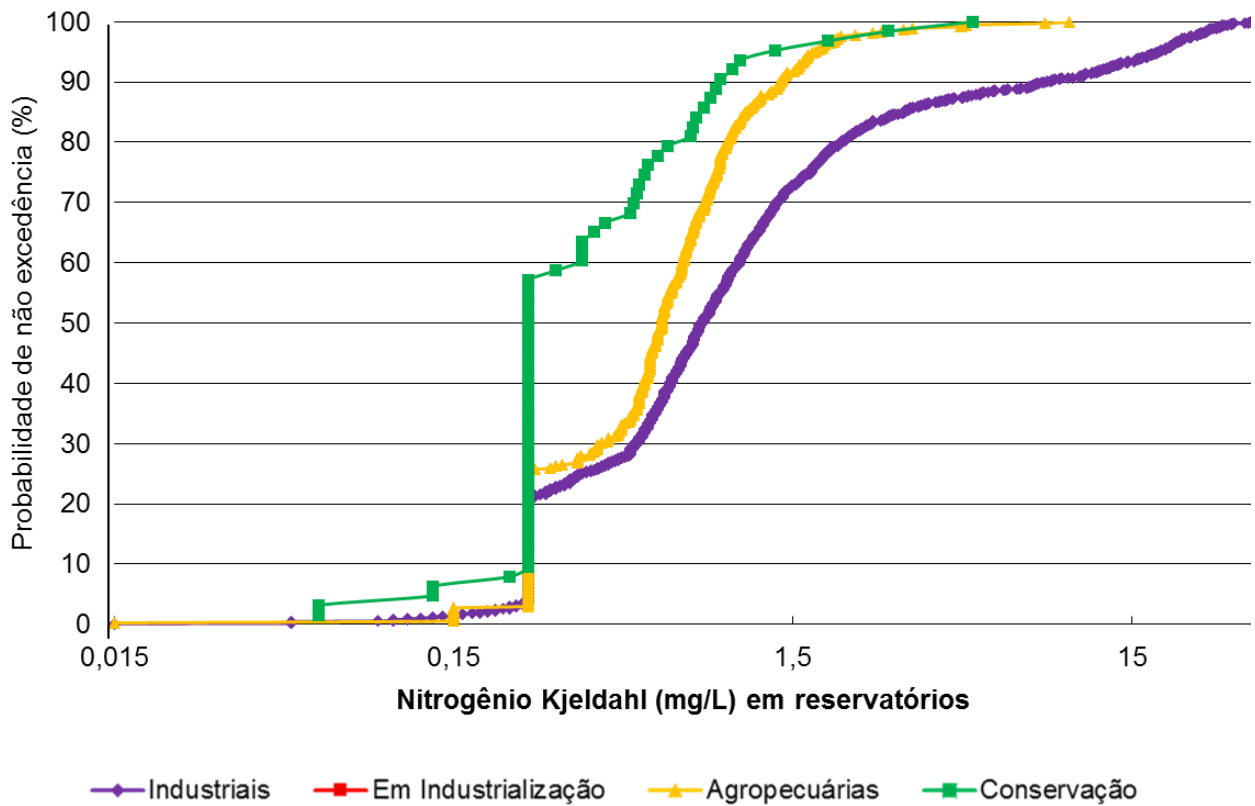
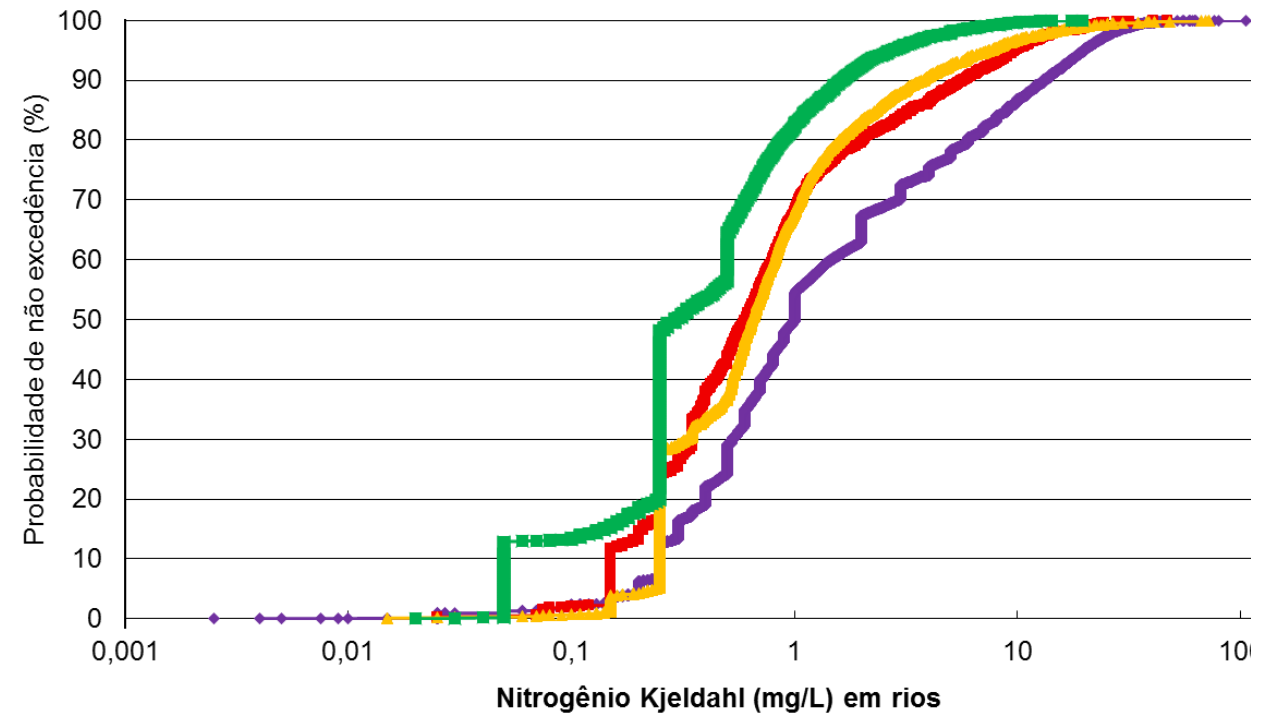


Figura 5. 19. Curvas de permanência das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

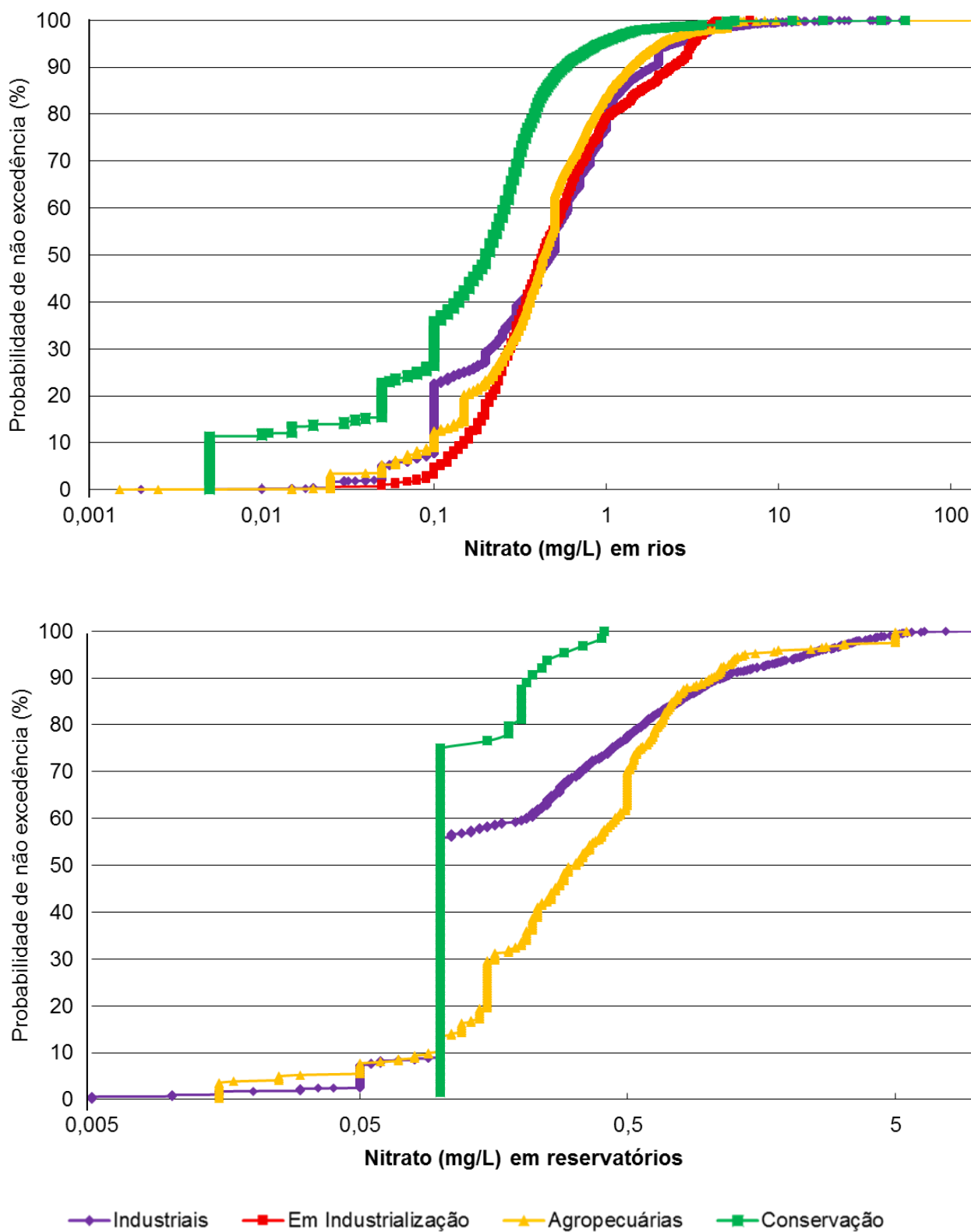


Figura 5. 20. Curvas de permanência das concentrações de nitrato (mg/L) em rios e reservatórios nas UGRHs industriais, em industrialização, agropecuárias e de conservação.

Para o alumínio dissolvido e alumínio total, a concentração mediana foi maior para as UGRHIs industriais em rios (0,1 mg/L e 0,69 mg/L, respectivamente), enquanto a maior mediana para reservatórios foi observada em UGRHIs de conservação (0,13 mg/L e 0,66 mg/L, respectivamente), o que também pode ser observado pelas curvas de permanência para as duas variáveis.

Para o cobre dissolvido em rios, as UGRHIs industriais apresentaram maior mediana (0,005 mg/L) enquanto para cobre total em rios, as UGRHIs agropecuárias apresentaram maior mediana de concentrações (0,025 mg/L) em relação aos demais tipos de UGRHI, que pode ser atribuído à contribuição difusa de cobre. Já em reservatórios, as concentrações de cobre dissolvido e de cobre total foram maiores em UGRHIs industriais (0,005 mg/L para as duas variáveis).

As concentrações de ferro total foram maiores para as UGRHIs industriais em rios (2 mg/L). Por outro lado, em reservatórios, a maior mediana das concentrações foi observada em UGRHIs de conservação (0,51 mg/L). Para todos os tipos de UGRHI, a concentração de ferro total em rios foi maior que a concentração de ferro total em reservatórios, o que atende aos processos esperados de sedimentação e precipitação que ocorrem em sistemas lênticos.

A escolha da localização dos pontos de monitoramento das medições tem influências nas concentrações metais, que dependem da zona do reservatório, fluvial ou lacustre (Varol, 2013). Além disso, o período no qual as análises foram feitas também interfere nas medições, conforme observado por Conceição *et al.* (2015) na Bacia do Alto Sorocaba, pertencente à UGRHI 10, com vocação industrial. Os autores observaram que as concentrações de alumínio dissolvido, alumínio total e ferro total foram significativamente maiores em períodos chuvosos em relação àquelas obtidas em períodos secos.

As concentrações de fósforo total foram significativamente maiores em rios de UGRHIs industriais (0,16 mg/L), devido à contribuição de efluentes domésticos e industriais na qualidade da água de rios. Os reservatórios de UGRHIs industriais também apresentaram maior mediana de concentrações (0,04 mg/L). Porém, como os reservatórios são destinados ao consumo, torna-se necessário reduzir as concentrações de fósforo total para assegurar que a qualidade da água não seja deteriorada, uma vez que um ambiente lântico não eutrofizado apresenta geralmente concentrações menores que 0,02 mg/L (Von Sperling, 2007).

Para a clorofila *a*, foi possível observar maiores concentrações nos reservatórios de UGRHIs industriais e agropecuárias (12,0 µg/L e 4,0 µg/L, respectivamente). Nos rios, as maiores medianas de concentrações foram encontradas nas UGRHIs de conservação e industriais (0,94 µg/L e 0,89 µg/L, respectivamente). Como a clorofila *a* indica a presença de biomassa algal, espera-se que a concentração seja maior em reservatórios em relação aos rios, o que foi observado para as medianas de concentrações em todos os tipos de UGRHI.

A DBO_{5,20} foi significativamente maior nas UGRHIs industriais (4 mg/L) em relação aos demais tipos, uma vez que está diretamente ligada à poluição dos corpos hídricos por matéria orgânica. As concentrações de DBO_{5,20} em reservatórios de UGRHIs agropecuárias foram de 1,5 mg/L. As UGRHIs em conservação apresentam, em geral, concentrações menores de DBO_{5,20} (2 mg/L e 1 mg/L para rios e reservatórios, respectivamente) em relação às outras formas de uso e ocupação.

O nitrogênio Kjeldahl também foi consideravelmente maior em UGRHIs industriais (1 mg/L e 0,81 mg/L para rios e reservatórios, respectivamente) e, como é um nutriente, está associado aos processos de eutrofização nos corpos hídricos. O nitrato em reservatórios apresentou mediana maior para as UGRHIs agropecuárias (0,32 mg/L) que os demais tipos de uso e ocupação.

5.2. Concentrações basais

Para os rios do estado de São Paulo, foram obtidas as concentrações basais de alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato (Tabela 5.1). Em suma, com exceção da clorofila *a* em reservatórios, o Método BPJ apresentou valores iguais ou superiores ao Método da Trissecção.

Tabela 5. 1. Concentrações basais obtidas pelos Métodos BPJ e da Trissecção para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios do estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Sistema	BPJ	Trissecção
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	0,05	0,05
		Reservatórios	0,13	0,05
Alumínio Total	mg/L	Rios	0,28	0,1
		Reservatórios	0,66	0,05
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	0,0045	0,0025
		Reservatórios	0,0045	0,0025
Cobre Total	mg/L	Rios	0,005	0,0025
		Reservatórios	0,005	0,005
Ferro Total	mg/L	Rios	0,65	0,46
		Reservatórios	0,51	0,11
Fósforo Total	mg/L	Rios	0,03	0,02
		Reservatórios	0,01	0,01
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	0,94	0,05
		Reservatórios	1,07	1,34
DBO _{5,20}	mg/L	Rios	2	1
		Reservatórios	1	1
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	0,29	0,25
		Reservatórios	0,25	0,25
Nitrato	mg/L	Rios	0,2	0,1
		Reservatórios	0,1	0,1

Para o alumínio dissolvido, a concentração basal obtida para rios foi a mesma para os dois métodos aplicados (0,05 mg/L) e, para reservatórios, a concentração basal pelo Método BPJ (0,13 mg/L) foi maior que a concentração basal pelo Método da Trissecção (0,05 mg/L). Para alumínio total, a concentração basal obtida para rios e reservatórios foi maior para o Método BPJ (0,28 mg/L

e 0,66 mg/L, respectivamente) em relação às aquelas obtidas pelo Método da Trissecção (0,1 mg/L e 0,05 mg/L, respectivamente). Para cobre dissolvido, as concentrações basais para para o Método BPJ (0,0045 mg/L para rios e reservatórios) apresentaram valor superior às concentrações basais obtidas pelo Método da Trissecção (0,0025 mg/L para rios e reservatórios). Para cobre total, a concentração basal pelo Método BPJ (0,05 mg/L) foi maior que a concentração basal pelo Método da Trissecção (0,0025 mg/L) para rios, enquanto os valores pelos dois métodos foram os mesmos para reservatórios (0,005 mg/L). Para ferro total, as concentrações basais pelo Método BPJ (0,65 mg/L e 0,46 mg/L para rios e reservatórios, respectivamente) foram maiores que as concentrações basais pelo Método da Trissecção (0,51 mg/L e 0,11 mg/L para rios e reservatórios, respectivamente).

Em reservatórios, as concentrações basais de fósforo total foram as mesmas pelos dois métodos (0,01 mg/L). Em rios, a concentração basal de fósforo pelo Método BPJ (0,03 mg/L) foi maior que a obtida pelo Método da Trissecção (0,02 mg/L). Para a clorofila *a*, a concentração basal em rios pelo Método BPJ (0,94 µg/L) foi maior que aquela obtida pelo Método da Trissecção (0,05 µg/L). Por outro lado, para reservatórios, a concentração basal pelo Método da Trissecção (1,34 µg/L) foi maior que a obtida pelo Método BPJ (1,07 µg/L). Para DBO_{5,20}, a concentração basal em rios pelo Método BPJ (2 mg/L) foi maior que a obtida pelo Método da Trissecção (1 mg/L), enquanto os dois métodos apresentaram concentrações basais iguais em reservatórios (1 mg/L). Para nitrogênio Kjeldahl, a concentração basal em rios pelo Método BPJ (0,29 mg/L) foi maior que a obtida pelo Método da Trissecção (0,25 mg/L), enquanto os dois métodos apresentaram concentrações basais iguais em reservatórios (0,25 mg/L). Para nitrato, a concentração basal em rios pelo Método BPJ (0,2 mg/L) foi maior que a obtida pelo Método da Trissecção (0,1 mg/L), enquanto os dois métodos apresentaram concentrações basais iguais em reservatórios (0,1 mg/L).

Em relação à ANOVA, apenas as variáveis alumínio dissolvido, ferro total e clorofila *a*, exclusivamente para reservatórios, apresentaram $p > 0,01$ (0,181, 0,182 e 0,038, respectivamente), o que indicou que o uso e ocupação do solo interferiram significativamente na maioria das variáveis analisadas, tanto para rios como para reservatórios (Tabela 5.2). Isso sugere que o Método da Trissecção é menos recomendado para os dados avaliados, uma vez que as UGRHIs são estatisticamente diferentes. Portanto, o Método BPJ apresenta-se como o mais recomendado para a determinação de concentrações basais para o estado de São Paulo.

Tabela 5. 2. Resultados para a ANOVA (Análise de Variância Multivariada) para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios do estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Sistema	p
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	0,181
Alumínio Total	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	< 0,01
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	< 0,01
Cobre Total	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	< 0,01
Ferro Total	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	0,182
Fósforo Total	mg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	< 0,01
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	< 0,01
		Reservatórios	0,038
DBO _{5,20}	mg/L	Rios	<0,01
		Reservatórios	<0,01
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	<0,01
		Reservatórios	<0,01
Nitrato	mg/L	Rios	<0,01
		Reservatórios	<0,01

Os métodos da Trissecção e BPJ foram aplicados no estudo das concentrações basais para nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a* em lagos da região de Yungui Plateau, na China (Huo *et al.*, 2011), e comparados com as concentrações basais determinadas para o estado de São Paulo (Tabela 5.3). Nos lagos chineses, o valor de clorofila *a* encontrado para o método da Trissecção (1,59 µg/L) foi menor que o encontrado pelo BPJ (2,20 µg/L), ainda que ambientes lóticos tendem a apresentar maior concentração de fósforo e menor concentração de clorofila *a* quando comparados com os ambientes lênticos (Lamparelli, 2004). Para o nitrogênio Kjeldahl, as concentrações obtidas para reservatórios conforme ambos os métodos no estado de São Paulo (0,25 mg/L) foram maiores que as concentrações obtidas para os métodos aplicados na região de Yungui Plateau (0,21 mg/L e 0,175 mg/L para o Método da Trissecção e BPJ, respectivamente). As concentrações basais para fósforo total em ambos os ambientes para os dois métodos estudados foram as mesmas em São Paulo e na região de Yungui Plateau (0,1 mg/L). Pelos dois métodos as concentrações basais de clorofila *a* foram maiores na região de Yungui Plateau (1,59 µg/L e 2,20 µg/L para o Método da Trissecção e BPJ, respectivamente) em relação ao estado de São Paulo (1,07 µg/L e 1,34 µg/L para o Método da Trissecção e BPJ, respectivamente). As divergências nos valores obtidos pelo estudo dos lagos da China com as determinadas a partir das UGRHIs do estado de São Paulo podem ser oriundas principalmente das diferenças referentes ao ciclo hidrológico, que interferem na quantidade de água disponível e a sazonalidade do ciclo hídrico, e também da presença de fontes de poluição pontuais e difusas relacionadas às formas de uso e ocupação do solo.

Tabela 5. 3. Valores das concentrações basais para os métodos da Trissecção e BPJ em lagos da região de Yungui Plateau, China, comparados aos seus valores obtidos para as UGRHIs do estado de São Paulo.

Variável	Yungui Plateau, China Huo <i>et al.</i> (2011)		São Paulo, Brasil	
	Método da Trissecção	Método BPJ	Método da Trissecção	Método BPJ
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	0,21	0,175	0,25	0,25
Fósforo Total (mg/L)	0,01	0,01	0,01	0,01
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	1,59	2,20	1,07	1,34

De acordo com o Método BPJ, as concentrações basais de alumínio dissolvido e alumínio total em rios (0,05 mg/L e 0,28 mg/L, respectivamente) foram menores que as concentrações basais para essas variáveis em reservatórios (0,13 mg/L e 0,66 mg/L). Para cobre dissolvido e cobre total, as concentrações basais foram as mesmas para rios e reservatórios (0,0045 mg/L e 0,005 mg/L, respectivamente). O ferro total apresentou valor de concentração basal para rios (0,65 mg/L) maior que o valor obtido para reservatórios (0,51 mg/L). Mesmo que as concentrações de metais esperadas em reservatórios sejam menores que aquelas esperadas em rios, os valores das concentrações basais para alumínio dissolvido e alumínio total foram maiores em reservatórios.

Para o fósforo total, a concentração basal obtida pelo Método BPJ foi maior em rios (0,03 mg/L) do que em reservatórios (0,01 mg/L). A concentração basal de clorofila *a* foi similar em reservatórios (1,07 µg/L) e rios (0,94 µg/L). Para a DBO_{5,20}, a concentração basal em rios (2 mg/L) foi maior que a obtida para reservatórios (1 mg/L). As concentrações basais de nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios (0,29 mg/L e 0,2 mg/L, respectivamente) foram maiores do que as calculadas em reservatórios (0,25 mg/L e 0,1 mg/L, respectivamente).

As concentrações basais de fósforo e nitrato foram comparados com concentrações calculadas em pesquisas realizadas outros corpos hídricos brasileiros (Tabela 5.4). Os valores presentes na literatura para fósforo total na região Centro-Oeste do Brasil (0,015 mg/L e 0,006 mg/L) (Fonseca *et al.*, 2014) apresentaram-se mais restritivos do que os valores obtidos para o estado de São Paulo (0,03 mg/L e 0,04 mg/L). Para o nitrato, a concentração basal calculada para o estado de São Paulo foi significativamente maior quando comparada aos demais valores presentes na literatura (0,014 mg/L, 0,040 mg/L, 0,022 mg/L e 0,087 mg/L para diferentes regiões do Brasil, Tabela 5.4). Em geral, as concentrações basais obtidas em locais diferentes forneceram valores distintos, o que confere a importância de determinar concentrações de referência em nível regional, uma vez que a geomorfologia, a hidrologia e o clima possuem papel fundamental na determinação dos parâmetros de qualidade da água (Biggs *et al.*, 2004; Fonseca & Mendonça-Galvão, 2014; Fonseca *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2011; Cunha *et al.*, 2011;).

Tabela 5. 4. Concentrações basais para os nutrientes fósforo total e nitrato comparados com valores obtidos em pesquisas realizadas em corpos hídricos brasileiros.

	Concentrações basais obtidas	Fonseca & Mendonça- Galvão (2014)	Fonseca <i>et al.</i> (2014)	Silva <i>et al.</i> (2011)	Cunha <i>et al.</i> (2011)	Biggs <i>et al.</i> (2004)
Estado/ Região	São Paulo	Centro- Oeste	Centro- Oeste	Centro- Oeste	São Paulo	Norte
Fósforo total (mg/L)	0,03	0,015	0,006	-	0,04	-
Nitrato (mg/L)	0,2	0,014	0,040	0,022	-	0,087

(Adaptado de Fonseca *et al.*, 2014).

Foi possível comparar as concentrações basais com aquelas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de Classe 1, que se caracterizam por estarem aptos ao consumo humano após tratamento simplificado.

Para o cobre dissolvido, a concentração máxima estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de Classe 1 é de 0,009 mg/L, superior ao encontrado para as concentrações basais calculadas pelo Método BPJ (0,0045 mg/L para rios e reservatórios). Para corpos hídricos de Classe 1, os valores máximos de clorofila *a* e DBO_{5,20} conforme a Resolução CONAMA 357/2005 são de 10 µg/L e 3 mg/L, respectivamente, superiores às concentrações basais calculadas (0,94-1,07 µg/L para clorofila *a* e 1-2 mg/L para DBO_{5,20}). Para o nitrato, a concentração máxima estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 (10,0 mg/L) é maior do que as concentrações basais obtidas para rios e reservatórios (0,2 mg/L e 0,1 mg/L respectivamente).

A concentração máxima de fósforo total para os rios de Classe 1 é estabelecida de acordo com o tipo de ambiente aquático, lântico (0,02 mg/L), intermediário (0,025 mg/L) ou lótico (0,1 mg/L). Como o fósforo apresenta tais determinações conforme o tipo de ambiente, foi possível estabelecer um parâmetro mais específico em relação às concentrações basais quando comparado com as demais variáveis para a Resolução CONAMA 357/2005. Tanto em ambientes lânticos quanto em ambientes lóticos, as concentrações basais apresentaram-se inferiores ao estabelecido pela legislação (0,01 mg/L para rios e reservatórios, o que as caracteriza como mais restritivas que os corpos hídricos de Classe 1.

Para o alumínio dissolvido, a concentração máxima para Classe 1 é de 0,1 mg/L. Para rios, a concentração basal obtida para rios (0,05 mg/L) foi menor do que o estabelecido pela legislação. Por outro lado, a concentração basal de alumínio em reservatórios foi maior (0,13 mg/L). Como nas águas de Classe Especial “deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água”, as concentrações basais podem indicar possíveis limites máximos que seriam admitidos de forma a garantir a manutenção dessas condições naturais. A concentração basal para alumínio dissolvido

em reservatórios, em especial, resultou maior do que o esperado. Concentrações elevadas de alumínio nas UGRHs em conservação, que interferem diretamente nas concentrações basais obtidas para esse metal pelo Método BPJ, podem ser associadas pela contribuição natural de alumínio, de acordo com a geologia predominante na região. Como exemplo, é possível citar a região do Vale do Ribeira do Iguape, que apresenta elevadas concentrações naturais de metais na água, devido às características da bacia hidrográfica, com formações rochosas e de solo características (Guimarães, 2007; Lopes Jr., 2007).

Portanto, em geral, as concentrações basais estabelecidas para as variáveis avaliadas apresentaram-se em condições mais restritivas que os padrões presentes na legislação para corpos hídricos de Classe 1 (Tabela 5.5). Tais condições caracterizam os ambientes mais preservados, estimados pelas concentrações de referência, sendo que estas podem contribuir para eventuais complementações à resolução supracitada para definição mais clara de cursos de água Classe Especial.

Tabela 5. 5. Concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005 de alumínio dissolvido, cobre dissolvido, clorofila *a*, DBO_{5,20}, fósforo total e nitrato para corpos hídricos de Classe 1 comparados às concentrações basais calculadas para rios e reservatórios no estado de São Paulo pelo Método BPJ.

Variáveis	Concentração máxima estabelecida		Concentração basal calculada	
	Rios	Reservatórios	Rios	Reservatórios
Alumínio dissolvido (mg/L)	0,1		0,05	0,13
Cobre dissolvido (mg/L)	0,009		0,0045	0,0045
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	10		0,94	1,07
DBO_{5,20} (mg/L)	3		2	1
Fósforo Total (mg/L)	0,1	0,02	0,01	0,01
Nitrato (mg/L)	10,0		0,2	0,1

6. CONCLUSÕES

A partir das análises estatísticas foi possível identificar que as formas de uso e ocupação tiveram influência sobre concentrações das variáveis estudadas nos corpos hídricos do estado de São Paulo. Apesar de cada variável ter apresentado diferenças na correlação entre os tipos de UGRHI, as UGRHIs industriais, em geral, apresentaram as piores condições referentes à qualidade da água, o que era esperado devido às pressões sobre os recursos hídricos oriundas de regiões com maior densidade demográfica. Por outro lado, as UGRHIs de conservação apresentaram condições melhores e, portanto, podem ser utilizadas como ambientes de referência dentro do estado.

Apesar disso, a escolha de ambientes mais bem preservados, requisito do Método BPJ, apresenta subjetividade. Mesmo que as UGRHIs de conservação tenham apresentado qualidade da água melhor em relação às demais formas de uso e ocupação, ainda é subjetiva a escolha dos cursos de água de referência cujos dados são incorporados no cálculo por este método. Em alguns casos, as UGRHIs em conservação não apresentaram as condições mais satisfatórias e a quantidade de dados disponíveis para elas é significativamente menor em comparação às UGRHIs industriais. Em comparação ao método da Trissecção, no entanto, levando-se em conta que as UGRHIs foram consideradas estatisticamente diferentes em relação às variáveis da água analisadas, o Método BPJ parece ser mais adequado.

As concentrações de referência também devem ser adotadas separadamente para rios e reservatórios, pois as características diferenciadas de cada um desses sistemas interferem nos principais processos que neles ocorrem, como precipitação, reações de óxido-redução, sedimentação, processos biológicos, entre outros. As concentrações basais para cada variável, obtidas para sistemas lóticos e lênticos, foram diferentes, com exceção das concentrações de cobre dissolvido e cobre total. As concentrações basais apresentam-se como alternativa para subsidiar a

definição das características dos corpos hídricos de Classe Especial à luz da Resolução CONAMA 357/2005, como forma de garantir que as condições da qualidade da água estejam satisfatórias e garantam o abastecimento humano e a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, objetivos precípuos de ambientes enquadrados em tal classe.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABESSA, D. M. S. ; MORAIS, L. G. ; PERINA, F. C. ; DAVANSO, M. B. ; MARTINS, L. M. P. ; GUIMARÃES, V. ; SIGOLO, J. B. (2014) - Sediment Geochemistry and Climatic Influences in a River Influenced by Former Mining Activities: the Case of Ribeira de Iguape River, SP-PR, Brazil. *Open Journal of Water Pollution and Treatment*, v. 2014, p. 43-53.

AI, L. ; SHI, Z. H. ; YIN, W. ; HUANG, X. (2015) - Spatial and seasonal patterns in stream water contamination across mountains watersheds : Linkage with landscape characteristics. *Journal of Hydrology*, v. 523, p. 398-408.

ANDREOLI, C.V. (2003) - Mananciais de abastecimento: planejamento e gestão. Curitiba: SANEPAR, FINEP, p. 494.

ANDRADE, M. R. M. ; SAAS, A. R. ; DALMAS, F. B. ; RIBEIRO, T. F. B. ; MESQUITA, R. N. ; CASADO, F. C. (2015) - Land use at the margins of the Atibainha Reservoir, Cantareira Water System (SP): Conflict with the current legislation. *Pesquisas em Geociências*, v. 42, p. 73-88.

ANELLI, R. L. S. (2015) - Uma nova cidade para as águas. *Estudos Avançados*, Instituto de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, v. 29, p. 69-84.

BAATTRUP-PEDERSEN, A.; KRISTENSEN, E.A.; JORGENSEN, J.; SKRIVER, J.; KRONVANG, B.; ANDERSEN, H.E.; HOFFMAN, C.C.; LARSEN, L.M.K. (2009) - Can a priori defined reference criteria be used to select reference sites in Danish streams? Implications for implementing the Water Framework Directive. *Journal of Environment Monitoring*, v.11, p. 344-352.

BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L.A. (2004) - Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry*, v. 68, p. 227-257.

BRASIL (2004) - Portaria 518, de 25 de março de 2004. Dispõe sobre as normas de Qualidade de Água para Consumo Humano. Disponível em: <http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>. Acesso: 28/04/2011.

BRASIL (2005) - Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso: 03/05/2011.

BRASIL (2011a) - Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução CONAMA 357/2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso 03/08/2015.

BRASIL (2011b) - Portaria 2914, de 12 de dezembro de 2011. Controle e vigilância da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso: 20/06/2012.

BUCK, S.; DODDS, W.K.; FISHER, J.; HART, D.; PARKER, A.; STEVENSON, J.; WATSON, V.; WELCH, E. (2000) - Nutrient criteria technical guidance manual: Rivers and streams. Unites States Environmental Protection Agency, USEPA, p. 94-97.

CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F.; QUEIROZ, L.A.; MOCCELLIN, J.; MIWA, A.C.P. (2008) - Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 20, p. 131-138.

CARMON, N.; SHARMI, U.; MEIRON-PISTINER, S. (1997) - Water-sensitive urban planning: protecting groundwater. *Journal of Environmental and Management*, v.40, p. 413-434.

CETESB (2014) - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatórios de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SP). Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br. Acesso: 22/06/2011.

CHRIST, M.; HANSEN, E.; VESELKA, W. (2007) - A framework for rivers and streams nutrient criteria in West Virginia. Report prepared by West Virginia Rivers Coalition. Virginia, April.

CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; GODOY, L. H.; FERNANDES, A. M.; PEDRAZZI, F. J. M. (2015) - Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da Bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis*, v. 21, p 23-34.

CORSI, A. C.; LANDIM, P. M. B. (2003) - Chumbo, zinco e cobre em sedimentos de corrente nos Ribeirões Grande, Perau e Canoas, e Córrego Barrinha no município de Adrianópolis (Vale do Ribeira, PR). *Geociências*, UNESP, v. 22, p. 49-61.

CRAIG, J. F. (2000) - Large dams and freshwater fish biodiversity. Contributing paper prepared for Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration. World Commission on Dams, p.59.

CUNHA, D. G. F.; BOTTINO, F.; CALIJURI, M. C. (2010) - Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, p. 35-45.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. (2010) - Análise Probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos - estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, p. 337-346.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. (2011) - Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. *Environmental Management*, v. 48, p. 945-956.

DODDS, W.K.; CARNEY, E.; Angelo, R.T. (2006) - Determining Ecoregional Reference Conditions for Nutrients, Secchi Depth and Chlorophyll a in Kansas Lakes and Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, v.22, p.151-159.

DODDS, W.K.; OAKES, R.M. (2004) - A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 2, p.333-341.

DODDS, W.K.; WELCH, E.B. (2000) - Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, p.186-196.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A., DE PAULA, R.C. (2005) - Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, v. 25, p. 115-125.

DORNFELD, C.B. (2002) - Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). 203p.

FONSECA, B. M.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C.; ABREU, L. M.; FERNANDES, A. C. M. (2014) - Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in the Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, p. 19-33.

FONSECA, B. M.; MENDONÇA-GALVÃO, L. (2014) - Pristine aquatic systems in a Long Term Ecological Research (LTER) site of the Brazilian Cerrado. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, p. 8683-8695.

FRANCO, R.A.M.; HERNANDEZ, F.B.T. (2009) - *Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 6, p. 772-780.

GARCIA, S.C.; GIODA, A.; NASCIMENTO, D.B. (1996) - O problema da contaminação na determinação de traços de alumínio. *Química Nova*, 20(4), p. 407-411.

GARMENDIA, E.; MARIEL, P.; TAMAYO, I.; AIZPURU, I.; ZABALETA, A. (2012) - Assessing the effect of alternative land uses in the provision of water resources: Evidence and policy implications from southern Europe. *Land Use Policy*, v. 29, p. 761-770.

GUIMARÃES, V. (2007) - Resíduos de mineração e metalurgia: Efeitos poluidores em sedimentos e em espécie biomonitora Rio Ribeira de Iguape, SP. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

HUO, S.; ZAN, F.; CHEN, Q.; XI, B.; SU, J.; JI, D.; XU, Q. (2011) - Determining reference conditions for nutrients, chlorophyll a and Secchi depth in Yungui Plateau ecoregion lakes, China. *Water and Environment Journal, Promoting Sustainable Solutions*.

KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M., KIM, J. H. (2010) - Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, v. 44, p. 4143-4157.

LAMPARELLI, M. C. (2004) - Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento. Tese de Doutorado em Ciências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LASSALETA, L.; GARCÍA-GÓMEZ, H.; GIMENO, B. S.; ROVIRA, J. V. (2009) - Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981-20005). *Science of The Total Environment*. V. 407, I. 23, p. 6034-6043.

LEAL, A.C. (2000) - *Gestão das Águas no Pontal do Paranapanema - São Paulo*. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

LEMES, M.J.L. (2001) - Avaliação de Metais e Elementos-Traço em águas e sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo. 215p.

LEONE, A.; RIPA, M.N.; BOCCIA, L.; LO PORTO, A. - Phosphorus export from agricultural land: a simple approach. *Biosystems Engineering*, v.101, p. 270-280, 2008.

LINDENSCHMIDT, K.E. (2006) - The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. *Ecological Modelling* 190: p. 72-86.

LOPES JR., I. (2007) - Atlas Geoquímico do Vale do Ribeira, FAPESP, CPRM-SGB, 77p.

LOWICKI, D. (2012) - Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of Nitrate Vulnerable Zones. *Ecological Indicators* 23 (2012), p. 27-33.

LUZIA, A.P. (2004) - Limnologia e grau de trofia dos reservatórios em cascata do Rio Tietê (médio e baixo Tietê, São Paulo). 2004. 101 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MALM, O. (1998) - Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, v. 77, p. 73-78.

MARCON, G. (2005) - Avaliação da Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo nas Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Tese (Doutorado). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo (USP). 274p.

MARGALEF, R. (1983) - “Limnologia”. *Omega*, Barcelona, 951p.

- MARQUES, M.N., COTRIM, M.B., PIRES, M.A.F., BELTRAME-FILHO, O. (2007) - Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1171-1178.
- MARTINELLI, L.A. SILVA, A.M., CAMARGO, P.B., MORETTI, L.R., TOMAZELLI, A.C., SILVA, D.M.L., FISCHER, E.G., SONODA, K.C., SALOMÃO, M.S.M.B. (2002) - Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, v. 2, p. 1-18.
- MEHAFFEY, M.H.; NASH, M.S.; WADE, T.G.; EBERT, D.W.; JONES, K.B. and RAGER, A. (2005) - Linking land cover and water quality in New York city's water supply watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.107, p. 29-44.
- MIDAGLIA, C. L. V. (2011) - Proposta de Implantação do Índice de Abrangência Espacial de Monitoramento (IAEM) por meio da análise da evolução da rede de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo. Tese de Doutorado apresentada ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo.
- MISERENDINO, M.L.; BRAND, C.; DI PRINZIO, C.Y. (2008) - Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air & Soil Pollution*, v. 194, p. 91-110.
- MISRA, A. K. (2011) - Impact of Urbanization on the Hydrology of Ganga Basin (India). *Water Resources Management* 25: p. 705-719.

MOLOZZI, J.; FEIO, M.J.; SALAS, F.; MARQUES, J.C.; CALLISTO, M. (2012) - Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, v. 23, p. 155-165.

MOURI, G. (2015) - Assessment of land cover relocation incorporating the effects of human activity in typical urban and rural catchments for the design of management policies. *Environmental Science & Policy*, v. 50, p. 74-87.

MUHAR, S.; SCHWARZ, M.; SCHMUTZ, S.; JUNGWIRTH, M. (2000) - Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Áustria. *Hydrobiologia*, v. 422, p. 343-358.

NEWALL, P.; TILLER, D. (2002) - Derivation of nutrient guidelines for streams in Victoria, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 74, p. 85-103.

NIJBOER, R.C.; JOHNSON, R.K.; VERDONSCHOT, P.F.M.; SOMMERHAUSER, M.; BUFFAGNI, A. (2004) - Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, v. 516, p. 91-105.

PORTO, M. F. A. (1998) - Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas. *Drenagem Urbana: gerenciamento, simulação, controle*. Porto Alegre. Ed. UFRGS/ABRH, p. 387-428.

QUINAGLIA, G. A. (2006) - Caracterização dos níveis basais de concentração de metais nos sedimentos do sistema estuarino da Baixada Santista. Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Química da Universidade de São Paulo.

ROMÁN, R.M.S., FOLEGATTI, M.V., GONZÁLEZ, A.M.G.O. (2010) - Water Resources Assessment at Piracicaba, Capivari and Jundiaí River Basins: A Dynamic Systems Approach. *Water Resources Management*, v. 24, p. 761-773.

SANTOS, M. L. S.; MUNIZ, K.; FEITOSA, F. A. N.; NETO, B. B. (2007) - Estudo das formas de fósforo nas águas da plataforma continental do Amazonas. *Química Nova*, São Paulo, v. 30, p. 569-573.

SCHNEIDER, P.; NEITZEL, P.L.; SCHAFFRATH, M.; SCHLUMPRECHT, H. (2003) - Physico-chemical assessment of the reference status in German surface waters: A contribution to the establishment of the EC Water Framework Directive 2000/60/EG in Germany. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, v. 31, p. 49-63.

SEADE (2015) - Perfil do Estado de São Paulo. Disponível em: http://www.seade.gov.br/produtos/perfil_estado. Acesso: 15/06/2012.

SILVA, J. S. O; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D.; KRUSCHE, A. V.; FERREIRA, L. G. (2011) - Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry*, v. 105, p. 75-88.

SORANO, P. A.; WAGNER, T.; MARTIN, S.L.; McLEAN, C.; NOVITSKI, L.N.; PROVENCE, C.D.; ROBER, A.R. (2011) - Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. *Lake and Reservoir Management*, v. 27, p. 138-148.

STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P., HAWKINS, C.P.; JOHNSON, R.K., NORRIS, R.H. (2006) - Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecology Applied*, v. 16, p. 1267-1276.

THORNTON, K. W., PAYNE, F. E., KIMMEL, B. L. (1990) - *Reservoir Limnology: Ecological Perspective*. Canadá, 2a.edição.

TOLEDO JR., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. (1983) - A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, ABES, 34p.

TRAIN, S., JATI, S., RODRIGUES, L.C. & PIVATO, B.M. (2005). Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. In: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (eds.) *Biocenoses em reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais*. RIMA, São Carlos. p. 73-85.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. (1980) - The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 37, p. 130-137.

VAROL, M. (2013) - Dissolved heavy metal concentrations of the Kralkizi, Dicle and Batman dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. *Chemosphere*, v. 93, p. 954-962.

VIGHI, M.; FINIZIO, A.; VILLA, S. (2006) - The Evolution of the Environmental Quality Concept: From the US EPA Red Book to the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Pollution Research*, v.13, p. 9-14.

VON SPERLING, M. (2007) - Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, v.7, p. 23-53.

WEIGEL, B.M.; ROBERTSON, D.M. (2007) - Identifying Biotic Integrity and Water Chemistry Relations in Nonwadeable Rivers of Wisconsin: Toward the Development of Nutrient Criteria. *Environmental Management*, v. 40, p. 691-708.

XIN, X. K.; LI, K.F.; FINLAYSON, B.; YIN, W. (2015) - Evaluation, prediction, and protection of water quality in Danjiangkou Reservoir, China. *Water Science and Engineering*, v. 8, p. 30-39.

XU, K.; MILLIMAN, J.D. (2009) - Seasonal variations of sediment discharge from the Yangtze River before and after impoundment of the Three Gorges Dam. *Geomorphology*, v. 104, p. 276-283.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. (1998) - Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Química Nova*, v. 21, p.551-556.

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. (2012) - Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A cases study of the Dongjiang watershed, China. *Ecological Indicators*, v. 23, p.166-175.

APÊNDICE A – Caracterização estatística das UGRHIs

Tabela A 1. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHIs industriais do estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Sistema	Número de dados	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio Padrão
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	7034	0,0010	15,00	0,100	0,220	0,560
		Reservatórios	1188	0,0045	6,00	0,050	0,100	0,310
Alumínio Total	mg/L	Rios	7678	0,0100	178,00	0,690	2,730	7,850
		Reservatórios	1213	0,0100	65,80	0,210	0,810	3,380
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	6705	0,0005	0,75	0,005	0,007	0,025
		Reservatórios	1108	0,0005	0,11	0,005	0,006	0,008
Cobre Total	mg/L	Rios	6002	0,0005	5,10	0,005	0,020	0,097
		Reservatórios	969	0,0015	0,29	0,005	0,010	0,020
Ferro Total	mg/L	Rios	6194	0,0005	376,00	2,000	3,600	9,200
		Reservatórios	1023	0,0500	180,00	0,410	1,210	6,100
Fósforo Total	mg/L	Rios	11483	0,0005	65,00	0,160	0,530	1,620
		Reservatórios	1607	0,0010	9,50	0,040	0,230	0,600
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	3527	0,0000	336,80	0,890	5,800	19,800
		Reservatórios	1064	0,0100	1804,30	12,030	31,600	97,030
DBO 5,20	mg/L	Rios	12247	0,1000	1000,00	4,000	12,200	26,100
		Reservatórios	1606	0,3000	136,00	3,000	7,240	13,300
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	11488	0,0000	122,00	1,000	4,100	7,200
		Reservatórios	1610	0,0200	34,90	0,810	2,800	5,600
Nitrato	mg/L	Rios	11512	0,0000	52,00	0,480	0,810	1,640
		Reservatórios	1604	0,0100	10,40	0,100	0,480	0,910

Tabela A 2. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHs em industrialização do estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Sistema	Número de dados	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio Padrão
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	803	0,0100	3,00	0,0830	0,150	0,210
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Alumínio Total	mg/L	Rios	734	0,0100	45,00	0,2600	1,150	3,390
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	759	0,0010	0,03	0,0025	0,003	0,002
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Cobre Total	mg/L	Rios	703	0,0020	0,09	0,0025	0,005	0,010
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Ferro Total	mg/L	Rios	744	0,0025	24,30	0,9000	1,510	1,880
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Fósforo Total	mg/L	Rios	1263	0,0030	4,00	0,0600	0,130	0,270
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	1110	0,0100	124,30	0,3300	1,810	7,050
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
DBO 5,20	mg/L	Rios	1347	1,0000	148,00	2,0000	4,200	7,120
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	1271	0,0300	47,20	0,6100	2,020	4,100
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Nitrato	mg/L	Rios	645	0,0250	6,80	0,4300	0,830	1,000
		Reservatórios	nc	nc	nc	nc	nc	nc

Tabela A 3. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHs agropecuárias do estado de São Paulo.

Variável	Unidade	Sistema	Número de dados	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio Padrão
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	1539	0,0100	7,00	0,0500	0,130	0,320
		Reservatórios	379	0,0050	5,00	0,0500	0,100	0,340
Alumínio Total	mg/L	Rios	1653	0,0100	85,10	0,1600	1,400	5,340
		Reservatórios	232	0,0100	9,77	0,0500	0,310	1,000
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	2196	0,0010	85,10	0,0045	0,570	3,870
		Reservatórios	236	0,0020	0,05	0,0025	0,003	0,003
Cobre Total	mg/L	Rios	2806	0,0020	85,10	0,0250	0,820	4,160
		Reservatórios	203	0,0020	0,03	0,0025	0,004	0,003
Ferro Total	mg/L	Rios	2452	0,0050	85,10	0,8700	2,000	4,700
		Reservatórios	224	0,0100	5,36	0,1900	0,470	0,800
Fósforo Total	mg/L	Rios	1235	0,0035	4,96	0,0700	0,190	0,400
		Reservatórios	146	0,0020	0,26	0,0200	0,030	0,040
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	2448	0,0050	495,40	0,2600	2,820	14,700
		Reservatórios	239	0,0100	855,36	4,0100	24,020	68,210
DBO 5,20	mg/L	Rios	2230	0,5000	140,00	1,5000	6,360	12,900
		Reservatórios	404	0,5000	420,00	1,5000	5,900	24,000
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	2270	0,0200	72,40	0,6500	1,800	4,630
		Reservatórios	366	0,0200	9,80	0,6200	0,770	0,840
Nitrato	mg/L	Rios	2261	0,0015	150,00	0,4300	0,730	3,270
		Reservatórios	362	0,0200	5,47	0,3200	0,550	0,870

Tabela A 4. Caracterização estatística, apresentando número de dados, valores máximos e mínimos, mediana, média e desvio padrão para alumínio dissolvido, alumínio total, cobre dissolvido, cobre total, ferro total, fósforo total, clorofila *a*, DBO_{5,20}, nitrogênio Kjeldahl e nitrato para rios e reservatórios das UGRHs de conservação do estado de São Paulo..

Variável	Unidade	Sistema	Número de dados	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio Padrão
Alumínio Dissolvido	mg/L	Rios	1468	0,0150	34,00	0,0500	0,270	1,360
		Reservatórios	44	0,0500	1,00	0,1300	0,190	0,200
Alumínio Total	mg/L	Rios	1619	0,0200	64,60	0,2800	1,360	3,700
		Reservatórios	39	0,1700	29,40	0,6600	2,170	5,250
Cobre Dissolvido	mg/L	Rios	1349	0,0005	34,40	0,0045	0,140	1,370
		Reservatórios	45	0,0045	0,01	0,0045	0,005	0,001
Cobre Total	mg/L	Rios	1498	0,0015	34,40	0,0050	0,150	1,330
		Reservatórios	37	0,0050	0,01	0,0050	0,006	0,002
Ferro Total	mg/L	Rios	1619	0,0005	45,80	0,6500	1,560	3,090
		Reservatórios	40	0,1400	10,20	0,5100	1,170	2,060
Fósforo Total	mg/L	Rios	3020	0,0030	14,60	0,0300	0,170	0,820
		Reservatórios	64	0,0035	0,16	0,0100	0,020	0,030
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Rios	1361	0,0000	139,00	0,9400	3,000	8,240
		Reservatórios	56	0,0100	23,90	1,0700	2,110	3,760
DBO_{5,20}	mg/L	Rios	2611	0,2000	35,00	2,0000	3,100	3,400
		Reservatórios	64	1,0000	6,00	1,0000	1,370	1,100
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	Rios	2997	0,0200	19,50	0,3000	0,750	1,340
		Reservatórios	63	0,0600	5,10	0,2500	0,540	0,730
Nitrato	mg/L	Rios	2922	0,0100	54,00	0,2000	0,350	1,410
		Reservatórios	64	0,1000	0,41	0,1000	0,140	0,070