**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Avaliação temporal de indicadores de qualidade da água em microbacias do
rio Piracicaba**

Natassia Bonini Vidas

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

**Piracicaba
2014**

NatássiaBonini Vidas
Engenheira Ambiental

**Avaliação temporal de indicadores de qualidade da água em microbacias do rio
Piracicaba**

Orientador:
Prof. Dr. **PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2014

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Vidas, Natassia Bonini

Avaliação temporal de indicadores de qualidade da água em microbacias
do rio Piracicaba / Natassia Bonini Vidas. - - Piracicaba, 2014.
90 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro
de Energia Nuclear na Agricultura, 2014.

1. Saneamento 2. Esgoto doméstico 3. Matéria orgânica 4. Nutrientes
5. Urbanização 6. Estações de tratamento de esgotos I. Título

CDD 551.483
V649a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico esta dissertação a todos aqueles que acreditaram em mim e fizeram parte da minha vida durante toda essa etapa, em especial aos meus pais, Cecília e Sérgio, aos meus irmãos, Mayara e Lucas e aos professores Plínio e Zebu.

AGRADECIMENTOS

A Deus por mais essa conquista.

A FAPESP, pela bolsa concedida.

A Mara, secretária do Programa Interunidades de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pelas contribuições, simpatia e carinho durante todo o curso.

Aos professores Plínio e Zebu, obrigada por toda a contribuição na orientação e execução desse trabalho. Obrigada também pela amizade, carinho, compreensão e pelos conselhos.

Ao querido professor Jorginho que colaborou com a solução de dúvidas durante a execução deste trabalho.

A pesquisadora Marisa de Cassia Piccolo pelas contribuições e pela disponibilidade oferecida.

Ao Engenheiro Gilberto Coelho, da empresa Foz de Limeira pelas contribuições durante as coletas de campo no ribeirão Tatu.

Ao pessoal dos Comitês das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Obrigada por todas as contribuições e aprendizado ao longo destes anos.

A minha família, em especial os meus pais, Cecilia e Sérgio, aos meus irmãos Mayara e Lucas, obrigada pelo amor, cumplicidade e por estarem ao meu lado sempre. Aos meus tios Ana e Edmilson e aos meus primos Lúbia e Junior, obrigada pelo carinho e por acreditarem em mim.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica, Bethe, Urso, Filipinho, Ricardo, Robson, Piro, Ju (Bandeira), Larika, Thais, Cecilia, Cristiane, Rosangela, Aline, Fernandinha, Luciana, Siglea, Melissa, Gubers, Ripa, Rafa, Ju Gragnani (obrigada pelo apoio Juju), Tacy,

Silvia, Gui, Toninha, Gera, Edmar, Fá, Roberta, Alexssandra. Obrigada pela amizade, pelo incentivo e por todo apoio durante esses anos.

A velha guarda do laboratório, Joba, Michela, Zé Mauro, Sandrinha, Tate, Duzão, Era, Fer (Ballione), Si, Barbero, Erika (agregada) pelos bons momentos e pela amizade. Sinto muita falta de todos.

Agradeço de forma muito especial aos amigos Bethe, Maira, Gubers, Ripa, Free Shop, Pão, Fá, Filipinho, Luciana, Ivana, Boy e Mayara. Obrigada pela força de sempre, mas de forma muito especial na fase final. Saibam que nossas conversas foram essenciais para mim.

Ao GEPURA, (Rard, Pleta, Maísa, Pão, Anaue, Toindo, Fralda, Sotero) obrigada pela dedicação, pela amizade, por todo o apoio no laboratório, nas coletas e, principalmente, naquela fase difícil das infinitas lavagens de frasquinhos. Obrigada também a velha guarda do GEPURA, em especial, a Rebeca, Rasante, Torto, Gubers e Ripa.

Ao pessoal do Laboratório de Hidrologia Florestal, especialmente ao professor Silvio Ferraz e ao Garmin. Obrigada pelo apoio na geração dos dados e da imagem referentes ao uso e ocupação do solo das microbacias.

Ao professor José Albertino Bendassolli e aos funcionários Pingin e Hugo, do Laboratório de Isótopos Estáveis do CENA. Obrigada pela contribuição e pelo aprendizado durante os testes de análise de nitrogênio.

Aos amigos Carol, Lemão, Matsuo, Jandir, Digão, Marina, Zequinha, Gi, Davi, Rafa e Mi. Obrigada pela amizade e por todos os momentos divertidos que acontecem nos nossos encontros.

Aos moradores e agregados da Rep. Auer: Tiagão; Roberta; Caco; Prylson; Thi; Kaião; Thalles; Fabricio; Carol; Caubói; Déia, Lanza; Ivana; Mayara; Canela, Álvaro, Ricieri. Obrigada pela amizade e pelos momentos engraçados e divertidos

“Levantem os olhos sobre o mundo e vejam o que está acontecendo à nossa volta, para que amanhã não sejamos acusados de omissão, se o homem, num futuro próximo, solitário e nostálgico de poesia, encontrar-se sentado no meio de um parque forrado com grama plástica, ouvindo cantar um sabiá eletrônico, pousado no galho de uma árvore de cimento armado.”

Manoel Pedro Pimentel

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	19
1 INTRODUÇÃO.....	21
2 HIPÓTESES DE TRABALHO	23
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1 Crescimento Populacional, a Pressão sob os Recursos Hídricos e os Efeitos na Saúde da População	25
3.2 O Setor de Saneamento no Brasil	27
3.3 O Tratamento de Esgotos Domésticos	30
4 METODOLOGIA.....	33
4.1 Caracterização da Área de Estudo	33
4.2 Locais de Amostragem	34
4.3 Correlações: Percentual de Área Urbanizada e Indicadores de Qualidade da Água	41
4.4 Amostras e Análises de Água.....	41
4.4.1 Parâmetros Físicos.....	41
4.4.2 Parâmetros Químicos.....	42
4.5 Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) e Excesso de CO ₂ (Excess-CO ₂).....	43
4.6 Análises Estatísticas	43
4.7 Caracterização do Regime de Chuvas do Período de Amostragem	44
5 RESULTADOS	47
5.1 Diferenças na Composição Química dentre os Ribeirões Contemplados neste Estudo	47
5.2 Correlações entre Área Urbanizada e os Parâmetros Analisados.....	51
5.3 Comparação com os resultados obtidos pelo Projeto PiraCena	53
5.4 Interferência das Estações de Tratamento de Esgoto no Metabolismo dos Rios e na Composição Química da Água.....	56
6 DISCUSSÃO.....	61
6.1 Diferenças na Composição Química dentre os Ribeirões Contemplados no Estudo	61
6.2 Comparação com os Resultados Obtidos pelo Projeto PiraCena	63

6.3 Estações de Tratamento de Esgoto e sua Influência na Composição Química da Água e no Metabolismo dos Rios.....	64
7 CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS	69
ANEXOS	75

RESUMO

Avaliação temporal de indicadores de qualidade da água em microbacias do rio Piracicaba

A unidade de estudo denominada bacia hidrográfica pode ser considerada um importante agente de integração entre processos naturais e antrópicos. Através do estudo do metabolismo dos corpos hídricos, pode-se conhecer fatores que implicam nas alterações funcionais destes processos. Seguindo nesse contexto, pode-se citar a bacia do rio Piracicaba, um autêntico modelo de bacia desenvolvida, com problemas ambientais típicos de áreas impactadas. Estudos desenvolvidos pelo Projeto PiraCena, entre os anos de 1994 e 2001, confirmaram que as emissões de esgotos domésticos e industriais e as mudanças no uso da terra, contribuíram para transformações drásticas no seu metabolismo. Entretanto, desde o encerramento deste projeto, recursos financeiros gerenciados pelos Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí foram aplicados, principalmente, em obras de saneamento como coleta e tratamento de esgotos domésticos. Assim, este estudo buscou avaliar durante doze meses a evolução de parâmetros físicos e químicos da água, visando conhecer como o processo de urbanização ainda afeta o metabolismo do rio e como os lançamentos de efluentes provenientes de estações de tratamento de esgoto interferem na composição química e no metabolismo aquático de ribeirões da bacia do rio Piracicaba, situados em regiões densamente ocupadas. Os resultados obtidos neste estudo foram ainda comparados com resultados publicados pelo Projeto PiraCena, com o objetivo de identificar possíveis melhorias na qualidade das águas desses ribeirões. Foi possível observar através dos resultados obtidos que apesar de todo esforço que tem sido feito visando a melhoria da qualidade da água dos corpos hídricos da bacia do rio Piracicaba, a deterioração ainda é contínua. Além disso, foi possível reforçar os resultados encontrados pelo projeto PiraCena, uma vez que apesar de ter havido um aumento considerável no volume de esgoto doméstico tratado, esse tratamento não tem surtido efeito significativo sobre a qualidade da água de vários ribeirões da bacia. Portanto, é imperiosa uma avaliação detalhada sobre o funcionamento das estações de tratamento de esgoto para que as mesmas cumpram o seu papel que é prover a sociedade uma água de qualidade, assegurando ao mesmo tempo a integridade biótica da mesma.

Palavras-chave: Saneamento; Esgoto doméstico; Matéria orgânica; Nutrientes; Urbanização; Estações de tratamento de esgotos

ABSTRACT

Temporal evaluation of indicators of water quality in watersheds of the Piracicaba River

The unit of study called watershed can be considered an important agent of integration between natural and anthropogenic processes. Studying the metabolism of water bodies, it is possible to know which factors are involved in the functional changes of these processes. In this context, it is inserted the Piracicaba river basin, an authentic model of developed basin with typical environmental issues of impacted areas. Studies conducted by PiraCena Project, between 1994 and 2001, confirmed that emissions from domestic and industrial sewage and changes in land use have contributed to drastic changes in its metabolism. However, since the end of the project, funds managed by the Watershed Committee of Piracicaba, Capivari and Jundiá Watersheds were applied, mainly in sanitation, such as collection and treatment of domestic wastewater. Thus, this study aimed to evaluate the evolution of physical and chemical water parameters, during twelve months, trying to understand how the process of urbanization still affects the metabolism of the river and how the discharge of effluents from sewage treatment stations interfere in the chemical composition and the aquatic metabolism of streams that belong to the Piracicaba river basin, located in densely populated regions. The results obtained in this study were compared with previous results published by PiraCena Project, with the goal of identifying possible improvements at the water quality of these streams. It was observed from the results obtained that, despite every effort that has been made, aiming the improvement of the water quality at the water bodies of the Piracicaba river basin, the deterioration is still present. Moreover, it was possible to reinforce the results found by PiraCena project, since there was a considerable increase in the treated domestic sewage volume, but the effect of this treatment has not been significant to the quality of some streams of the basin. Therefore, the necessity of a detailed evaluation about the functioning of the sewage treatment stations is imperative, so they can continue providing the society with water of quality, while ensuring biotic integrity.

Keywords: Sanitation; Domestic sewage; Organic matter; Nutrients; Urbanization; Sewage treatment plant

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Índices de rede distribuidora de água, rede coletora de esgotos domésticos e tratamento do esgoto coletado por região administrativa do Brasil	29
Figura 2 - Reações e equações de importância do nitrogênio para o tratamento de esgotos domésticos. Fonte: VESILAND; MORGAN, 2011; VON SPERLIN, 2005.	32
Figura 3 – Bacia do rio Piracicaba: localização geográfica no Estado de São Paulo e localização dos municípios e principais bacias	33
Figura 4 – Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí	34
Figura 5 – Microbacias selecionadas para o estudo temporal da qualidade da água.....	35
Figura 6 – Pontos de amostragem no Ribeirão Claro, (A) a montante da ETE Conduta, (B) a jusante da ETE Conduta e (C) na confluência do ribeirão Claro com o rio Corumbataí	37
Figura 7 – Pontos de amostragem no Ribeirão Tatu, (A) a montante da ETE Tatu, (B) a jusante da ETE Tatu e (C) próximo a confluência do ribeirão Tatu com o rio Piracicaba.....	37
Figura 8 – Ponto de amostragem no ribeirão Quilombo, na confluência com o rio Piracicaba.	38
Figura 9 - Pontos amostrados no Ribeirão Anhumas. (A) a montante da ETE Anhumas, (B) a jusante da ETE Anhumas, (C) a montante da ETE Barão Geraldo e (D) a jusante da ETE Barão Geraldo.....	38
Figura 10 – Ponto de amostragem do Ribeirão das Cabras na confluência com o rio Atibaia	39
Figura 11 – Pontos de amostragem no Ribeirão Toledos, (A) a montante da ETE Toledos, (B) a jusante da ETE Toledos e (C) próximo a confluência do ribeirão Toledos com o rio Piracicaba.	39
Figura 12 – Pontos de amostragem no Ribeirão Piracicamirim, (A) a montante da ETE Piracicamirim, (B) a jusante da ETE Piracicamirim e (C) próximo a confluência do ribeirão Piracicamirim com o rio Piracicaba	40
Figura 13 – Confluência das microbacias dos ribeirões (A) Tijuco Preto, (B) do Enxofre e (C) Guamium com o rio Piracicaba	40
Figura 14 – Representação dos dados de precipitação pluviométrica para o período de levantamento de dados do estudo e da série histórica no município de Piracicaba	45

- Figura 15 - Representação dos dados de precipitação pluviométrica para o período de levantamento de dados do estudo e da série histórica no município de Piracicaba 45
- Figura 16 – Vazão média diária do rio Atibaia na estação telemétrica prefixo 4D-009 – município de Paulínia, no período de 01 de Janeiro de 2012 a 31 de Março de 2013..... 46
- Figura 17 – Vazão média diária do rio Piracicaba na estação telemétrica prefixo 4D – município de Piracicaba, no período de 01 de Janeiro de 2012 a 31 de Março de 2013..... 46
- Figura 18 - Média da (A) temperatura da água (T), (B) pH; (C) oxigênio dissolvido (OD) e (D) condutividade elétrica (CE) de amostras de água coletadas na foz dos riachos contempladas neste estudo. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores, o desvio padrão. Ribeirões marcados com (*) apresentaram valores médios significativamente diferentes do ribeirão Cabras ($p < 0,05$)..... 49
- Figura 19 - - Média das concentrações de (A) carbono orgânico dissolvido (COD); (B) carbono inorgânico dissolvido (DIC); (D) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) e (D) nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) de amostras de água coletadas na foz dos rbeirões contempladas neste estudo. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores, o desvio padrão. Ribeirões marcados com (*) apresentaram valores médios significativamente diferentes do ribeirão das Cabras ($p < 0,05$) 50
- Figura 20 - Correlações entre a porcentagem de urbanização de microbacias localizadas na bacia do rio Piracicaba e a as médias de (A) condutividade elétrica (CE); (B) oxigênio dissolvido (OD), (C) carbono orgânico dissolvido (COD); (D) carbono inorgânico dissolvido (CID); (E) nitrogênio na forma de amônia (N-NH_4^+); (F) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) em amostras de águas coletadas nos ribeirões..... 52
- Figura 21 - Variação histórica média (A) condutividade elétrica (CE) e (B) oxigênio dissolvido (OD) de amostras de água coletadas em ribeirões da bacia do rio Piracicaba entre o período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2002) e o período de 2012-2013. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores o desvio padrão. (*) indicam diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$) 53

- Figura 22—Variação histórica média da (A) carbono orgânico dissolvido; (B) carbono inorgânico dissolvido (CID) de amostras de água coletadas em vários riachos da bacia do rio Piracicaba entre o período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2002) e o período de 2012-2013. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores o desvio padrão. (*) indicam diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$).....54
- Figura 23 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO_2 (Excess- CO_2) obtidos no período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2001).....55
- Figura 24 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO_2 (Excess- CO_2) obtidos no período de 2012-201355
- Figura 25 – Média da (A) temperatura da água (T); (B) concentração de oxigênio dissolvido (OD); (C) pH e (D) condutividade elétrica (CE) em amostras de água coletadas a montante (barra clara) e a jusante (barra escura) dos lançamentos dos efluentes das estações de tratamento de esgoto. (*) indica diferença significativa ($p < 0,05$), entre os pontos localizados a montante e a jusante do lançamento57
- Figura 26 - Média das concentrações de (A) carbono orgânico dissolvido (COD); (B) carbono inorgânico dissolvido (DIC); (D) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) e(D) nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) em amostras de água coletadas a montante (barra clara) e a jusante (barra escura) dos lançamentos dos efluentes das estações de tratamento de esgoto. (*) indica diferença significativa ($p < 0,05$), entre os pontos localizados a montante e a jusante do lançamento58
- Figura 27 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO_2 (Excess- CO_2) nos pontos localizados a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs. (A) ETE Anhumas; (B) ETE Barão Geraldo; (C) ETE Tatu; (D) ETE Piracicamirim; (E) ETE Conduta; (F) ETE Toledos59
- Figura 28 - Esquema da relação dos resultados encontrados no estudo68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) selecionadas para o estudo	36
Tabela 2 - Área das microbacias (ha), respectivas porcentagens de urbanização e valores médios de Temperatura (T em °C), condutividade elétrica (CE em $\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (OD em mg L^{-1}), pH, carbono inorgânico dissolvido (CID em mg L^{-1}), carbono orgânico dissolvido (COD em mg L^{-1}), nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+ em mg L^{-1}) e nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^- em mg L^{-1}). 47	47

1 INTRODUÇÃO

Uma bacia hidrográfica, qualquer que seja sua dimensão espacial, pode ser considerada uma unidade ideal para estudo, tendo em vista que seus corpos hídricos integram processos geológicos, climáticos, hidrológicos, biológicos e antrópicos que ocorrem dentro de sua área de influência (CHAVES; SANTOS, 2009; HUNSAKER et al., 1998; SALEMI, 2009). Nesse contexto, a caracterização físico-química da água através de um monitoramento contínuo pode demonstrar de que maneira elementos como carbono, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre são transportados à medida que os corpos hídricos drenam diferentes usos do solo e recebem diferentes tipos de poluentes (SILVA, 2005), funcionando como indicadores das alterações que ocorrem na composição química da água nos limites de uma bacia hidrográfica (BIBIAN, 2007).

Estudos recentes demonstraram que a interferência das mudanças do uso do solo é mais sensível e reflete mais rapidamente na dinâmica da água em bacias de menor escala (ANDRADE et al. 2011; CHAVES; SANTOS, 2009; DANIEL; MONTEBELO, 2001; GROppo et al., 2008; PELLEGRINI, 2005; SALEMI, 2009). Isto ocorre porque, se comparadas a grandes bacias, as microbacias apresentam características distintas como uma maior sensibilidade, tanto a ocorrências de chuvas de alta intensidade, como também as mudanças no uso do solo, que por sua vez alteram a quantidade e qualidade da água nos corpos hídricos mais rapidamente (ANDRADE et al., 2008).

Este comportamento ficou evidente no estudo desenvolvido pelo projeto PiraCena, no final da década de 90, o qual estudou de forma sistemática e multidisciplinar os principais rios da bacia hidrográfica do rio Piracicaba, uma bacia de meso escala com uma área de aproximadamente 12.400 km² (FERRAZ, 2001; MARTINELLI, 2001). Uma das conclusões deste estudo foi que, para identificar e isolar certas particularidades de determinados setores da bacia do rio Piracicaba seria necessário fazer um estudo separado das microbacias dos seus tributários mais críticos, aqueles localizados nas áreas mais densamente ocupadas da bacia (DANIEL; MONTEBELO, 2002). Naquela época, esta bacia contava com apenas 16% do seu esgoto tratado e os tributários que drenavam as áreas urbanas recebiam grande parte do esgoto doméstico gerado nas cidades, o que interferia na qualidade da água dos principais rios da bacia (DANIEL et al., 2001; OMETTO et al., 2000).

Além do percentual de tratamento de esgotos não atingir toda a rede coletora, outro fator que pode interferir no funcionamento dos ambientes aquáticos é o lançamento dos

efluentes gerados nas estações de tratamento de esgoto. Embora os processos usados para tratamento de esgotos sanitários ou efluentes industriais tenham como principal objetivo a remoção de carga orgânica, organismos patogênicos e, em alguns casos, de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (CAMPOS, 1999, METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005), o aporte de nutrientes oriundos destes efluentes ainda contribuem significativamente com alterações no funcionamento do metabolismo aquático e na composição química da água (OMETTO et al., 2001), os quais podem contribuir com o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, contribuindo com a eutrofização dos ecossistemas aquáticos.

Diante deste cenário, os objetivos deste estudo foram:

- I. Analisar as correlações entre microbacias com diferentes percentuais de urbanização e parâmetros físico-químicos de qualidade da água;
- II. Através de um estudo comparativo, analisar se houve melhorias na qualidade da água de ribeirões estudados pelo projeto PiraCena nos anos de 1998 e 1999;
- III. Analisar possíveis melhorias na qualidade da água após o lançamento de efluentes provenientes de estações de tratamento de esgoto.

2 HIPÓTESES DE TRABALHO

Este projeto partiu das seguintes hipóteses:

(i) as distribuições das formas dissolvidas de alguns elementos apresentam uma dinâmica temporal distinta em microbacias localizadas em áreas com diferentes percentuais de urbanização;

(ii) a avaliação das formas dissolvidas de alguns elementos, com base nos dados obtidos no projeto PiraCena, mostrará que houve uma melhoria significativa na qualidade da água de microbacias localizadas na região central da bacia do rio Piracicaba;

(iii) a coleta e o tratamento de esgoto doméstico contribuíram para o aumento dos teores de oxigênio dissolvido e diminuição nas concentrações de carbono inorgânico e orgânico dissolvido e concentrações de amônio e nitrato de riachos da bacia do rio Piracicaba.

É de se esperar que ocorram algumas mudanças nos processos metabólicos de microbacias devido às alterações biogeoquímicas que estas sofrem quando sua cobertura vegetal é substituída por atividades como agricultura e pelo desenvolvimento da urbanização, bem como sua conseqüente geração de esgotos domésticos.

Dentre essas alterações, pode-se citar como as que causam maior dano nos corpos hídricos o lançamento de esgotos domésticos e industriais, sendo o primeiro mais preocupante uma vez que, de acordo como Decreto Nº 8.468 de 1976 da CETESB, as indústrias são responsáveis pelo tratamento do resíduo gerado em seu processo industrial e são proibidas de lançar qualquer tipo de poluente no meio ambiente, enquanto que o tratamento dos esgotos domésticos é, na maioria das vezes, de responsabilidade de empresas municipais e estaduais, as quais dependem de questões econômicas e políticas para que aconteçam. Além disso, uma questão preocupante está relacionada com o efluente oriundo das ETEs, o qual, muitas vezes, pode apresentar altas concentrações de nutrientes, ocasionando drásticas modificações no metabolismo dessas microbacias.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Atualmente a busca do equilíbrio entre as ações antrópicas com a conservação dos recursos naturais é um dos maiores desafios para todos os setores da sociedade. Nos grandes centros urbanos esse desafio torna-se mais acentuado na medida em que eles representam os níveis mais elevados de intervenção do homem na natureza (GRIMM et al., 2008). Embora a poluição ambiental também possa ser causada por fenômenos naturais, são as atividades antrópicas que geram os maiores impactos nos ambientes naturais (KAISERA et al., 2013). A poluição é resultado do desenvolvimento urbano e econômico e na maioria dos casos, os poluentes são resíduos resultantes de atividades necessárias para o homem, como a urbanização, a agricultura, a indústria, as criações animais extensivas, a pesca e a mineração (BENETTI; BIDONE, 1995). No entanto, de todas as atividades é o processo de urbanização que causa os impactos mais relevantes (TUCCI, 2010).

3.1 Crescimento Populacional, a Pressão sob os Recursos Hídricos e os Efeitos na Saúde da População

De acordo com boletim divulgado pela Organização das Nações Unidas, a população mundial que em 2013 era de aproximadamente 7,2 bilhões de habitantes, poderá chegar a 9,6 bilhões em 2050 (UN, 2013). Além desse crescimento, a concentração da população em áreas urbanas é algo evidente e inevitável, tendo em vista que no início do Século XX 13% da população mundial concentrava-se em centros urbanos, em 2010 essa porcentagem subiu para 50% e as estimativas indicam que 69% da população mundial ocuparão áreas urbanas em 2050 (UN, 2011).

Dentro de um contexto histórico, a formação dos centros urbanos no Brasil começou a ficar marcante no início do século XX e foi fortalecida a partir da década de 1960, período em que a população urbana passou a ser maior que a população rural (IBGE, 2006). Entre o período de 1960 e 2010, a população brasileira cresceu de 70 para 190 milhões de habitantes e a população urbana que em 1940 correspondia a 32% da sociedade, passou a 67% em 1980, chegando a 84% em 2010. Como resultado dessa mudança houve a formação das regiões metropolitanas (regiões formadas por, pelo menos, uma grande cidade central (uma metrópole) e sua zona adjacente de influência) e das cidades centros regionais (cidades com população entre 100 e 500 mil habitantes, que possuem influência econômica, política,

cultural ou social, sobre uma determinada região), sendo que nestas últimas existe uma tendência contínua de crescimento, pois foram aquelas que apresentaram as maiores taxas médias anuais de crescimento, cerca de 2,0% ao ano, maiores que a taxa média nacional, de 1,17% ao ano (IBGE, 2011).

Observa-se que o processo de urbanização fortalecido pelo processo de desenvolvimento econômico foi a mais importante transformação social que ocorreu no Brasil no século XX. No entanto, embora tenha ocorrido sob diferentes contextos geográficos e históricos (IBGE, 2006), foi um processo que trouxe consigo uma forte pressão sob os diferentes ecossistemas do país, com destaque para os ecossistemas aquáticos. Em muitas cidades o desenvolvimento urbano ocorreu ao longo dos corpos hídricos, de jusante para montante da bacia hidrográfica (TUCCI, 2010), tendo em vista a facilidade ao acesso ao uso da água (GRIMM et al., 2008), principalmente para o abastecimento público e industrial e o afastamento do esgoto doméstico.

Essa concepção de desenvolvimento transformou as áreas urbanizadas em importantes meios para contaminação. A água captada de fontes naturais, após seu uso retorna ao ambiente em forma de resíduo, poluindo o corpo hídrico que ao longo do tempo deixará de ser uma fonte de abastecimento (TUCCI, 2010; VARIS, 2006). Isso ocorre devido a grande quantidade de nutrientes lançados nos rios na forma de esgoto doméstico e industrial (BRAGA; PORTO; SILVA, 2006; GRIMM et al., 2008; TUNDISI, 2005), na forma de efluentes onde o tratamento de esgoto é inadequado ou até mesmo na forma de resíduos sólidos (UN, 2006).

A exclusão social da parcela da sociedade com menor poder aquisitivo é uma relevante consequência do desenvolvimento urbano e econômico que interfere diretamente nos ecossistemas aquáticos (MARICATO, 2011; SNYDER et al., 2011). Por meio da ocupação de áreas de proteção ambiental ou demais áreas públicas, na busca por sua própria sobrevivência e desprovida de noções ambientais, essa população promove a intensificação e a destruição de habitats naturais, comprometendo recursos importantes a toda a sociedade, como por exemplo, os mananciais de abastecimento público de água. Além disso, por essa ocupação ocorrer sem qualquer serviço público de drenagem e de infraestrutura urbana, aumenta-se os riscos de inundações e desabamentos, colocando em risco a vida das pessoas e criando obstáculos à instalação de rede de água e esgotos, tornando, muitas vezes, inviável ou muito cara tanto a urbanização futura dessas áreas (BRAGA; PORTO; SILVA, 2006; MARICATO, 2011; TUCCI, 2010) quanto a revitalização dos ambientes naturais.

Entretanto, a ocupação das áreas de proteção permanente é somente um dos meios de degradação e contaminação dos corpos hídricos. A formação das regiões metropolitanas e das cidades centro regionais de forma acelerada e sem planejamento tornaram-se uma importante ameaça ao funcionamento dos ambientes aquáticos (MÜLLER et al., 2008; OBERHOLSTER, P.J.; BOTHA, M; CLOETE, T.E, 2008). Nessas regiões, além da geração de esgoto doméstico, as alterações nos corpos hídricos ocasionadas por obras hidráulicas como a canalização de rios, construção de canais de inundação e de reservatórios artificiais, se por um lado contribuem com o controle das enchentes e com o escoamento fluvial, por outro podem causar prejuízos aos corpos hídricos, dificultando ou até mesmo inviabilizando uma futura revitalização dos serviços ecossistêmicos perdidos (GRIMM et al., 2008) e prejudicando os processos de autodepuração da água (TUNDISI, 2005).

Além de afetar o funcionamento dos ambientes aquáticos a falta de infraestrutura básica em saneamento é considerada uma ameaça a saúde da população. Segundo o relatório da Organização Mundial da Saúde, foi estimado que em 2007 cerca de 1,1 bilhões de pessoas viviam sem acesso à água potável e 2,6 bilhões não tinham acesso ao saneamento básico. Como resultado, morrem diariamente, 4.500 crianças no mundo (aproximadamente 1.500.000 de mortes ao ano), por doenças como a diarreia, principalmente em países em desenvolvimento em grande parte devido a falta de saneamento e a subnutrição e saúde mais fragilizada (OMS, 2007; UNICEF; 2009).

Estimativas desenvolvidas pelo Instituto Trata Brasil demonstrou que a taxa média de internações por diarreia nos municípios brasileiros com os melhores índices de atendimento de esgoto é quatro vezes menor que a observada nos municípios com os piores índices. Entretanto, esses resultados mostraram também que a economia resultante dos investimentos em obras de saneamento são relativamente baixas para o tamanho da economia brasileira. Porém, foi ressaltado pelo estudo que os ganhos humanitários e a questão do direito dos cidadãos brasileiros de acesso a condições dignas de vida asseguram a importância da expansão do saneamento para o conjunto (KRONEMBERGER, 2013).

3.2 O Setor de Saneamento no Brasil

O Brasil tem buscado investir em legislações e políticas públicas que visam melhorar a qualidade dos serviços de saneamento no Brasil em longo prazo. Exemplo disso pode ser observado na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), a qual apesar de ser bem desenvolvida com relação à integração ao sistema ambiental e ao conjunto da política de

meio ambiente, apresenta uma cultura técnica de gerenciamento quantitativo dos recursos hídricos e uma visão de qualidade da água que atende, sobretudo à temática do saneamento (BRASIL, 1997).

A Lei nº 11.445/2007 estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico no país e define em seu art. 52, a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico, o PLANSAB, sob a coordenação do Ministério das Cidades. O principal objetivo da elaboração desse plano foi definir diretrizes nacionais para o saneamento básico e definir objetivos e metas nacionais e macrorregionais, as quais tendem à universalização e aperfeiçoamento dos serviços de saneamento no Brasil. Ressalta-se que a meta do PLANSAB é atender a definição das metas e estratégias de governo para um horizonte de 20 anos (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2013a).

A ideia de universalidade do saneamento mobilizada pelo PLANSAB contribui com a ideia de igualdade, tendo em vista que defende o acesso de todos aos bens e serviços de saneamento definidos pela sociedade (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2013b). Entretanto, esse é um cenário que ainda necessita de muito esforço, vontade política e mobilização social para ser conquistado, como mostrou o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, publicado em 2013, que teve como base o banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) do Ministério das Cidades para o ano de 2011.

As informações deste diagnóstico são referentes aos serviços de água e esgoto de 4.941 municípios e sobre esgotamento sanitário em 2.925 municípios, que correspondem a 97,3% e 86,6%, respectivamente, da população urbana do país. Foi mostrado no diagnóstico que o setor de saneamento teve uma movimentação financeira de R\$ 76 bilhões em serviços de água e esgoto. Os resultados mostram que o índice médio de atendimento para a população urbana com redes distribuidoras de água foi de 91%, já as redes coletoras de esgoto atingiram um índice bem menor, 49%, sendo que destes, 77% passa por algum tipo de tratamento.

Figura 1 – Índices de rede distribuidora de água, rede coletora de esgotos domésticos e tratamento do esgoto coletado por região administrativa do Brasil

Fonte: MINISTÈRIO DAS CIDADES, 2013.

Como pode ser observado na Figura 1, o setor de saneamento apresenta um déficit elevado, especialmente nos serviços de esgotamento sanitário, sendo que em áreas periféricas aos centros urbanos e em áreas rurais, os serviços são ainda mais carentes.

A fragmentação de políticas públicas, a carência de instrumentos de regulamentação e regulação e a insuficiência e má aplicação de recursos públicos podem ser citadas como as principais responsáveis por esse déficit (NASCIMENTO; HELLER, 2005). No entanto, além da elaboração do PLANSAB também foi definido pela Lei 11.445/2007, a criação de instrumentos e regras para o planejamento, a fiscalização, a prestação e a regulação dos serviços, tendo sido estabelecido o controle social sobre todas essas funções. A Lei afirma ainda que essa regulação deve ser realizada com independência, definida como autonomia administrativa, orçamentária e financeira da entidade reguladora, além de transparência, tecnicidade, celeridade e objetividade das decisões (BRASIL, 2007).

Para alcançar a universalização do saneamento, a regulação pode desempenhar diferentes funções. Uma delas é, por meio das políticas regulatórias, fazer cumprir as macrodefinições estabelecidas nas políticas públicas setoriais decididas no âmbito dos poderes executivo e legislativo. Outra função seria criar ferramentas que busquem incentivar a eficiência das empresas prestadoras de serviço, uma vez que desta maneira, mais recursos poderão ser obtidos para a extensão da infraestrutura. A regulação pode proporcionar ainda um ambiente mais estável para realização de investimentos públicos e privados no setor (GROOM; HALPERN; EHRHARDT, 2006; GALVÃO JUNIOR et al., 2009).

Assim, diante da urgência para implementação da lei no 11.445/2007 destaca-se que a regulação pode ser uma atividade de extrema importância para o desenvolvimento do setor de saneamento, a qual deve ser executada tanto para empresas públicas como privadas, com formato institucional que atenda as características físicas e econômicas do setor e as particularidades locais e regionais, para que, dessa forma, melhorias efetivas possam ser observadas (GALVÃO JUNIOR et al., 2009).

3.3 O Tratamento de Esgotos Domésticos

As características dos esgotos podem variar em função dos usos que a água foi submetida, mas de uma maneira geral, as principais características na sua composição são a matéria orgânica carbonácea (carbono orgânico dissolvido e particulado), nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos, óleos e graxas, detergentes e organismos patogênicos. Contudo, é a matéria orgânica carbonácea a principal causadora dos problemas de poluição nos corpos hídricos, uma vez que para sua decomposição, o consumo do oxigênio presente na água é elevado pelos processos metabólicos dos microrganismos, o que gera a depleção do elemento na água. Atualmente, estes decréscimos nos níveis de oxigênio dissolvido são considerados um dos principais problemas ambientais nos sistemas aquáticos (BENETTI; BIDONE, 1995; METCALF; EDDY, 2003; VESILAND; MORGAN, 2011; VON SPERLING, 2005).

As tecnologias existentes para o afastamento e tratamento de esgotos domésticos podem variar bastante, mas em geral pode-se classificá-lo em quatro etapas. O tratamento preliminar, uma etapa física que visa somente a remoção de sólidos grosseiros. O tratamento primário, também uma etapa física que tem como objetivo a remoção de sólidos sedimentáveis e, como consequência, parte da matéria orgânica. O tratamento secundário, onde predominam processos biológicos que têm como principal objetivo a remoção da matéria orgânica e, eventualmente, a remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio. Por fim, o tratamento terciário é a etapa que visa a remoção de poluentes específicos (tóxicos ou compostos não biodegradáveis) e a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Essa etapa é muito pouco utilizada no Brasil (METCALF; EDDY, 2003; VESILAND; MORGAN, 2011; VON SPERLING, 2005), porém, é de fundamental importância para proteção dos corpos hídricos contra os danos da descarga do efluente gerado na estação (DANIEL et al., 2002; OMETTO et al., 2000;). Ressalta-se ainda que antes de ser lançado no corpo hídrico o efluente passa por um processo de desinfecção com o objetivo de eliminar possíveis organismos patogênicos (VESILAND; MORGAN, 2011). Já o afastamento consiste na

drenagem por gravidade do esgoto doméstico gerado nas residências através de grandes tubulações até o seu ponto final, que pode ser uma estação de tratamento ou um corpo hídrico (VESILAND; MORGAN, 2011).

O tratamento secundário, na maioria das vezes, é realizado por meio da atividade biológica de microrganismos presentes no próprio esgoto, os quais consomem os substratos biodegradáveis, oxidando-os a produtos mais estabilizados com baixo potencial poluidor (CAMPOS, 1999; VON SPERLING, 2005). De certa forma, tais processos visam reproduzir os processos naturais que acontecem nos corpos hídricos após o lançamento do esgoto in natura. A diferença é que nos corpos hídricos a conversão da matéria orgânica para produtos mineralizados inertes ocorre por meio de processos naturais de autodepuração (VON SPERLING, 1996).

Para sua reprodução durante o tratamento biológico os microrganismos necessitam de fontes de energia, carbono para a síntese de novo material celular e elementos inorgânicos (nutrientes como nitrogênio e fósforo). A atividade metabólica do microrganismo pode ocorrer por meio de processos aeróbios (equação 1) ou anaeróbios (equação 2). Nota-se que como produtos finais os processos aeróbios geram dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O) e as novas células (que formam os lodos), as quais representam a biomassa produzida como resultado da oxidação, enquanto que nos processos anaeróbios são gerados dióxido de carbono (CO_2), gás metano (CH_4) e as novas células (METCALF; EDDY, 2003).

O nitrogênio é um elemento de extrema importância no tratamento de esgotos domésticos, tendo em vista que é indispensável para o crescimento dos microrganismos e, além disso, em seus processos de conversão de suas formas e estados de oxidação implicam na operação das estações de tratamento de esgoto, em relação ao consumo de oxigênio, consumo da alcalinidade e sedimentabilidade do lodo (VON SPERLING, 2005). As reações e equações mais importantes para o nitrogênio que ocorrem durante o tratamento são mostradas na Figura 2.

Formas do nitrogênio:

$$N_{\text{total}} = N_{\text{Orgânico}} + N_{\text{amônia}} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$$

Equilíbrio da amônia:

Oxidação da amônia a nitrito:

Oxidação de nitrito a nitrato:

Oxidação da amônia a nitrato (nitrificação) (reação global):

Redução do nitrato a nitrogênio gasoso (equivalentes de O₂ e H⁺):

Figura 2 - Reações e equações de importância do nitrogênio para o tratamento de esgotos domésticos.

Fonte: VESILAND; MORGAN, 2011; VON SPERLIN, 2005.

O fósforo também é um elemento essencial para o crescimento de microrganismos no tratamento de esgotos e pode ser dividido na forma inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos), presentes em detergentes e outros produtos domésticos, e na forma orgânica (ligado a compostos orgânicos) e são de origem biológica (VON SPERLING, 2005).

Existem muitos casos de tratamento de esgotos domésticos em que a etapa do tratamento secundário é insuficiente para promover a remoção de nitrogênio e fósforo. No caso do nitrogênio, isso pode ocorrer tendo em vista que para a oxidação de todo nitrogênio a nitrato é necessária a presença de altas concentrações de oxigênio. Isso necessitará de um maior tempo de detenção do efluente em tanques de aeração, o que nem sempre é possível. No caso do fósforo, o processo metabólico dos microrganismos durante o tratamento produz fósforo na forma oxidada, o ortofosfato, que pode ser removido em um tratamento terciário por meios químicos ou biológicos (VESILAND; MORGAN, 2011).

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi conduzido em microbacias localizadas na parte central da bacia do rio Piracicaba, o qual é formado pela junção de dois rios, o Atibaia e o Jaguari (Figura 3). Esta bacia está localizada na região Sudeste do Estado de São Paulo e extremo Sul de Minas Gerais. Drena uma área aproximada de 12.400 km² e apresenta um desnível topográfico de cerca de 1.250 m em uma extensão aproximada de 250 km, desde suas cabeceiras na Serra da Mantiqueira, no Estado de Minas Gerais, até a sua confluência no Rio Tietê, mais especificamente no Reservatório de Barra Bonita - SP. Junto com os rios Capivari e Jundiá, o rio Piracicaba forma a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) 05 do Estado de São Paulo, denominadas em conjunto de Bacias PCJ (Figura 4). A vazão média do rio Jaguari e Atibaia perto de suas confluências são 55 e 37 m³ s⁻¹, respectivamente e a vazão média do rio Piracicaba é de 156 m³ s⁻¹ (COBRAPE, 2010; MARTINELLI et al., 1999).

Figura 3 – Bacia do rio Piracicaba: localização geográfica no Estado de São Paulo e localização dos municípios e principais bacias

(Fonte: COBRAPE, 2010).

Dentro desse critério, além das microbacias dos ribeirões Tatu, Toledos e Piracicamirim, duas microbacias foram adicionadas ao estudo, as microbacias dos ribeirões Anhumas e Claro (Figura 5).

Figura 5 – Microbacias selecionadas para o estudo temporal da qualidade da água

Fonte: FAPESP (Processo nº2010/19670-8) - Modelagem da dinâmica de vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba e seus efeitos na oferta de serviços ecossistêmicos.

Na Tabela 1 são apresentadas as informações sobre as ETEs localizadas nas microbacias do estudo. Estas informações foram levantadas através da comunicação pessoal junto aos técnicos e engenheiros responsáveis pelas ETEs. Pode-se notar que as maiores estações selecionadas são a ETE Tatu inaugurada em 2002, a qual atende uma população de 360.000 habitantes e apresenta uma vazão média de 550 L s^{-1} e a ETE Anhumas inaugurada em 2007 que atende uma população de 250.000 habitantes e apresenta uma vazão média de 590 L s^{-1} . Observa-se também que com exceção da ETE Tatu, que tem somente os tratamento preliminar e primário, todas as estações apresentam tratamento secundário do esgoto doméstico.

Tabela 1 – Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) selecionadas para o estudo

Município	Microbacia	Estação	Tipo de Tratamento	Inauguração	Vazão média tratada (L s⁻¹)	População atendida (habitantes)
Rio Claro	Ribeirão Claro	ETE Conduta	Primário e secundário	Junho de 2011	160	65.000 habitantes
Limeira	Ribeirão Tatu	ETE Tatu	Primário	Novembro de 2002	550	360.000 habitantes
Campinas	Ribeirão Anhumas	ETE Anhumas	Primário e secundário	Fevereiro de 2007	590	250.000 habitantes
Campinas	Ribeirão Anhumas	ETE Barão Geraldo	Primário e secundário	Dezembro de 2008	100	30.000 habitantes
Sta. Barbara d'Oeste	Ribeirão Toledos	ETE Toledos	Primário e secundário	Março de 2004	170	60.000 habitantes
Piracicaba	Ribeirão Piracicamirim	ETE Piracicamirim	Primário e secundário	Junho de 1998	220	65.000 habitantes

Os pontos de amostragem no ribeirão Claro estão localizados no município de Rio Claro, a montante (22°25'43.36"S;47°32'50.92"W) e a jusante (22°26'8.03"S; 47°33'5.45"W) da ETE Conduta e próximo a confluência do ribeirão com o rio Corumbataí, no interior do Museu da Energia Usina Parque do Corumbataí (22°29'0.95"S; 47°35'30.96"W) (Figura 6 – A, B e C).

Figura 6 – Pontos de amostragem no Ribeirão Claro, (A) a montante da ETE Conduto, (B) a jusante da ETE Conduto e (C) na confluência do ribeirão Claro com o rio Corumbataí

Os pontos de amostragem no ribeirão Tatu estão localizados no município de Limeira, a montante ($22^{\circ}35'45.76''\text{S}$; $47^{\circ}22'33.60''\text{W}$) e a jusante ($22^{\circ}35'46.36''\text{S}$; $47^{\circ}22'27.52''\text{W}$) da ETE Tatu e na confluência do ribeirão com o rio Piracicaba ($22^{\circ}39'4.21''\text{S}$; $47^{\circ}21'1.71''\text{W}$). Os pontos podem ser observados na Figura 7 – A, B e C.

Figura 7 – Pontos de amostragem no Ribeirão Tatu, (A) a montante da ETE Tatu, (B) a jusante da ETE Tatu e (C) próximo afluência do ribeirão Tatu com o rio Piracicaba

No ribeirão Quilombo, o ponto selecionado próximo a confluência com o rio Piracicaba ($22^{\circ}42'53.90''\text{S}$; $47^{\circ}20'2.75''\text{W}$) está a montante da Hidrelétrica de Cariobinha, no município de Americana (Figura 8).

Figura 8 – Ponto de amostragem no ribeirão Quilombo, na confluência com o rio Piracicaba.

Os pontos amostrados no ribeirão Anhumas estão localizados no município de Campinas. Para esse ribeirão foram definidos quatro pontos de amostragem. Um ponto a montante ($22^{\circ}51'15.95''\text{S}$; $47^{\circ} 1'47.82''\text{W}$) e um ponto a jusante ($22^{\circ}50'34.81''\text{S}$; $47^{\circ} 1'50.66''\text{W}$) da ETE Anhumas e um ponto a montante ($22^{\circ}46'53.88''\text{S}$; $47^{\circ} 5'0.15''\text{W}$) e um ponto a jusante ($22^{\circ}46'11.10''\text{S}$; $47^{\circ} 5'43.14''\text{W}$) da ETE Barão Geraldo. Como esse último ponto amostrado está muito próximo a confluência do ribeirão Anhumas com o rio Atibaia, este foi considerado também como o ponto da confluência do ribeirão Anhumas (Figura 9 – A, B, C e D).

Figura 9 - Pontos amostrados no Ribeirão Anhumas. (A) a montante da ETE Anhumas, (B) a jusante da ETE Anhumas, (C) a montante da ETE Barão Geraldo e (D) a jusante da ETE Barão Geraldo

O ponto amostrado no ribeirão das Cabras também está localizado no município de Campinas. Na Figura 10 pode-se observar o ponto amostrado na confluência do ribeirão das Cabras com o rio Atibaia ($22^{\circ}53'24.90''\text{S}$; $46^{\circ}56'14.25''\text{W}$).

Figura 10 – Ponto de amostragem do Ribeirão das Cabras na confluência com o rio Atibaia

Os pontos amostrados no ribeirão Toledos estão localizados no município de Santa Barbara d'Oeste, a montante ($22^{\circ}45'14.17''\text{S}$; $47^{\circ}24'29.24''\text{W}$) e a jusante ($22^{\circ}44'48.83''\text{S}$; $47^{\circ}24'36.85''\text{W}$) da ETE Toledos e na confluência do ribeirão Toledos com o rio Piracicaba ($22^{\circ}44'14.54''\text{S}$; $47^{\circ}26'43.77''\text{W}$) (Figuras 11 – A, B e C).

Figura 11 – Pontos de amostragem no Ribeirão Toledos, (A) a montante da ETE Toledos, (B) a jusante da ETE Toledos e (C) próximo a confluência do ribeirão Toledos com o rio Piracicaba.

Os pontos amostrados no ribeirão Piracicamirim estão localizados no município de Piracicaba, a montante ($22^{\circ}43'05.83''\text{S}$; $47^{\circ}37'25.72''\text{W}$) e a jusante ($22^{\circ}42'56.40''\text{S}$; $47^{\circ}37'34.47''\text{W}$) da ETE Piracicamirim e na confluência do ribeirão com o rio Piracicaba ($22^{\circ}41'58.41''\text{S}$; $47^{\circ}37'48.44''\text{W}$). As imagens dos pontos podem observadas na Figura 12 – A, B e C.

Figura 12 – Pontos de amostragem no Ribeirão Piracicamirim, (A) a montante da ETE Piracicamirim, (B) a jusante da ETE Piracicamirim e (C) próximo a confluência do ribeirão Piracicamirim com o rio Piracicaba

Por fim, mais três pontos foram amostrados no município de Piracicaba na confluência de três microbacias com o rio Piracicaba. A microbacia do ribeirão do Enxofre ($22^{\circ}43'27.88''\text{S}$; $47^{\circ}40'11.75''\text{W}$), do ribeirão Guamium ($22^{\circ}41'25.91''\text{S}$; $47^{\circ}40'24.30''\text{W}$) e a do ribeirão Tijuco Preto ($22^{\circ}42'52.67''\text{S}$; $47^{\circ}31'41.60''\text{W}$). As imagens dos pontos podem observadas nas Figuras 13 – A, B e C.

Figura 13 – Confluência das microbacias dos ribeirões (A) Tijuco Preto, (B) do Enxofre e (C) Guamium com o rio Piracicaba

4.3 Correlações: Percentual de Área Urbanizada e Indicadores de Qualidade da Água

Para a correlação entre o percentual de área urbanizada e os indicadores de qualidade da água levantados pelo estudo os pontos de amostragem foram georreferenciados com a ajuda de um GPS GarminTrex®, servindo como referência para a geração de dados que foram utilizados para gerar os mapas de uso e ocupação do solo no software ARCGIS 10.1.

Essa etapa do estudo foi realizada em parceria com o Laboratório de Hidrologia Florestal, do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP no Projeto FAPESP (Processo nº2010/19670-8) “Modelagem da dinâmica de vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba e seus efeitos na oferta de serviços ecossistêmicos”, do aluno de doutorado Paulo Guilherme Molin, sob orientação do Professor Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz.

4.4 Amostras e Análises de Água

As coletas de amostras de água dos rios tiveram início no mês de fevereiro de 2012 e finalizaram no mês de março de. As campanhas de campo destinadas a coletar as amostras de água aconteceram, aproximadamente, a cada 21 dias totalizando 16 campanhas. Foram coletadas 500 mL de amostras de água bruta dos ribeirões com o auxílio de uma garrafa de Niskin. Essas amostras foram armazenadas em frascos de polietileno de alta densidade e foram extraídas em laboratório de acordo com a metodologia para cada tipo de análise química.

4.4.1 Parâmetros Físicos

Os valores de temperatura e de oxigênio dissolvido (OD) foram medidos ainda no campo (YSI – 5905). Enquanto os valores de pH (Orion – EA940) e de Condutividade Elétrica (CE) (Amber Science Inc. – 2052) foram medidos imediatamente após a coleta no laboratório.

4.4.2 Parâmetros Químicos

Carbono dissolvido

Visando a determinação das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), 10 a 20 mL de amostra foram filtradas em membranas de fibra de vidro (GF/F) pré-calcinadas a 500°C por 5 horas, acondicionadas em frasco de vidro calcinado, preservadas com 30 µL de cloreto de mercúrio (HgCl_2 – 250 µM) e armazenadas sob refrigeração até o momento da análise. As concentrações de COD foram analisadas por detecção em infravermelho em equipamento TOC 5000A (Shimadzu).

Já para determinação das concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID), aproximadamente 30 mL de amostra foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45 µm), acondicionadas em frasco plástico e preservadas com Thymol. As concentrações de CID também foram analisadas por detecção em infravermelho no equipamento TOC 5000A (Shimadzu).

Em cada lote de análise foram realizadas leituras de amostras certificadas (MISSIPPI-03, Environment Canada). Os valores fornecidos das amostras certificadas foram de $6,31 \pm 0,71 \text{ mg L}^{-1}$ para as concentrações de COD, e de $33,6 \pm 2,98 \text{ mg L}^{-1}$ para as concentrações de CID.

Nitrogênio dissolvido

Aproximadamente 60 mL de amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45 µm), acondicionadas em frascos de polietileno de alta densidade e congeladas até o momento da análise.

Para a determinação das concentrações de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID), as amostras foram analisadas por sistema FIA (Flow Injection Analysis), empregando-se água ultra pura (MiliQ) como carreador, sendo que as concentrações de N-NH_4^+ foram obtidas por condutivimetria e as de N-NO_3^- por espectrofotometria.

Em cada lote de análise foram realizadas leituras de “branco” amostral e de amostras certificadas (MISSIPPI-03, Environment Canada). Os valores fornecidos das amostras certificadas foram de $2,81 \pm 0,36 \text{ mg L}^{-1}$ para NTD, e de $2,42 \pm 0,23 \text{ mg L}^{-1}$ para N-NO_3^- . Os limites de detecção para N-NO_3^- e N-NH_4^+ foram de 0,01 e 0,02 mg L^{-1} , respectivamente. Ressalta-se que estes limites foram calculados por meio de leituras de “brancos” (INMETRO, 2003).

4.5 Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) e Excesso de CO₂ (Excess-CO₂)

A análise do equilíbrio entre as concentrações de O₂ e CO₂ indica as condições que encontram-se o metabolismo de ambientes aquáticos.

No caso do oxigênio, essa relação é nomeada de utilização aparente de oxigênio (AOU) e é expressa pela equação (1):

$$AOU = [O_2]_{eq.} - [O_2] \quad (3)$$

Como os valores de equilíbrio com a atmosfera são próximos de 250 µM, concentrações de oxigênio maiores que este valor acarretam valores de AOU negativos ou super saturação em oxigênio (RICHEY et al., 1988). Por outro lado, o CO₂ livre (CO₂), calculado a partir do pH e da especiação do carbono inorgânico dissolvido (CID), determina o valor do excesso de CO₂ através da equação 2:

$$Excess_{CO_2} = [CO_2] - [CO_2]_{eq.} \quad (4)$$

O valor de equilíbrio do CO₂ dissolvido com a atmosfera é de aproximadamente 10,5 µM (DEVOL et al., 1995).

Quando a concentração de oxigênio dissolvido na água reduz ao ponto de elevar o AOU acima de 200 µM, e a concentração de CO₂ livre atinge valores próximos a 240µM (ExcessCO₂> 250µM) o ambiente é caracterizado como de águas anaeróbias. Por outro lado, valores abaixo do citado acima definem um ambiente de águas aeróbias.

4.6 Análises Estatísticas

As análises foram realizadas com o pacote estatístico STATISTICA versão 12 para Windows (STATSOFT, INC., 2012). Para as análises, utilizou-se o nível de significância de 5 %.

A normalidade dos dados foi testada utilizando-se o teste de Shapiro-Wilk. A maioria dos dados não seguiu uma distribuição normal, sendo, portanto empregada transformações Box-Cox, visando à normalização dos mesmos.

Após as transformações, testes estatísticos paramétricos foram empregados. Assim, os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e posteriormente ao teste unequal N, com o propósito de distinguir as diferenças a montante e a jusante das Estações de

Tratamento de Esgoto e diferenças entre o ribeirão das Cabras e os demais ribeirões. Correlações de Pearson foram empregadas, sendo r^2 a denotação do coeficiente de correlação.

4.7 Caracterização do Regime de Chuvas do Período de Amostragem

De acordo com registros históricos de precipitação pluviométrica, o período chuvoso nas bacias PCJ ocorre entre os meses de Outubro e Abril e o período seco ocorre entre os meses de Maio e Setembro. Os índices médios variam entre 1.200 e 1.800 mm anuais (COBRAPE, 2010). Entretanto, o regime pluviométrico durante o período de estudo apresentou aspectos bastante peculiares, sendo necessária uma análise mais detalhada para sua definição. Desta maneira, para interpretação das variações temporais do período de amostragem foram utilizados os dados dos seguintes locais:

- i. Posto meteorológico do Departamento de Engenharia de Biossistemas, da ESALQ/USP, localizado no município de Piracicaba;
- ii. Posto pluviométrico da FEAGRI/UNICAMP, localizado no município de Campinas;
- iii. Banco de dados climáticos do Brasil da Embrapa Monitoramento por Satélite, onde foram obtidos os dados da média mensal histórica de precipitação pluviométrica para os municípios de Piracicaba e Campinas.

Por meio da associação destes dados foi definido o regime de chuvas do período de amostragem. O período seco correspondeu aos meses de Julho a Novembro de 2012 e os demais meses foram definidos como período chuvoso. Podem-se observar na Figura 14, dados referentes ao posto meteorológico da ESALQ/USP, que os meses compreendidos entre Janeiro e Março de 2012, apresentaram-se abaixo da média histórica. Já os meses de Abril e Junho apresentaram-se bastante superiores, assim como os dados apresentados na Figura 15.

Figura 14 –Representação dos dados de precipitação pluviométrica para o período de levantamento de dados do estudo e da série histórica no município de Piracicaba

Figura 15 - Representação dos dados de precipitação pluviométrica para o período de levantamento de dados do estudo e da série histórica no município de Piracicaba

Para complementar a definição dos períodos seco e chuvoso foram utilizados também os dados de vazões de duas estações telemétricas da bacia do rio Piracicaba. Estes dados foram disponibilizados pela Sala de Situação das Bacias PCJ, no município de Piracicaba. O critério usado para seleção destas estações foi a proximidade dos postos com a região de amostragem. Foram utilizados os dados das estações telemétricas de prefixo 4D-009, no município de Paulínia, no rio Atibaia ($22^{\circ}44'38''S$; $47^{\circ}07'47''W$) (Figura 14) e 4D-015T, no município de Piracicaba, no rio Piracicaba ($22^{\circ}43'31.17''S$; $47^{\circ}39'35.90''W$) (Figura 15). Pode-se observar que o período compreendido entre os meses de Julho e Novembro de 2012 foram aqueles que apresentaram as menores vazões sequenciais em ambas as estações, enquanto que os demais meses, embora em alguns períodos também tenha apresentado baixas vazões, não apresentou sequências prolongadas de vazões baixas.

Figura 16 – Vazão média diária do rio Atibaia na estação telemétrica prefixo 4D-009 – município de Paulínia, no período de 01 de Janeiro de 2012 a 31 de Março de 2013

Figura 17 – Vazão média diária do rio Piracicaba na estação telemétrica prefixo 4D – município de Piracicaba, no período de 01 de Janeiro de 2012 a 31 de Março de 2013

5 RESULTADOS

5.1 Diferenças na Composição Química dentre os Ribeirões Contemplados neste Estudo

Os dez ribeirões selecionados para o estudo estão localizados na parte central da bacia do rio Piracicaba, sendo o ribeirão mais a leste localizado no município de Campinas. Neste município localiza-se o ribeirão das Cabras, que dentre os ribeirões investigados é aquele que apresenta a menor densidade populacional na sua bacia de drenagem. Por esse motivo, a composição química de todos os outros ribeirões será comparada a composição química do ribeirão das Cabras.

Tabela 2 - Área das microbacias (em ha), respectivas porcentagens de urbanização e valores médios de Temperatura (T em °C), condutividade elétrica (CE em $\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (OD em mg L^{-1}), pH, carbono inorgânico dissolvido (CID em mg L^{-1}), carbono orgânico dissolvido (COD em mg L^{-1}), nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+ em mg L^{-1}) e nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^- em mg L^{-1}).

Ribeirão	Área	Urbanização	T°C	CE	OD	pH	CID	COD	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
Cabras	57.050	2%	22,5	94,9	7,8	7,2	22,1	3,4	0,1	0,5
Tijuco Preto	91.341	6%	22,8	206,9	5,3	7,1	40,1	5,7	1,4	0,9
Claro	276.716	6%	21,2	194,9	8,3	7,2	22,5	4,0	1,2	1,1
Guamium	69.429	8%	23,2	193,4	6,6	7,1	21,9	5,0	0,9	0,6
Toledos	276.656	10%	25,0	507,9	3,1	7,5	111,4	12,0	3,8	0,1
Piracicamirim	131.892	16%	22,7	327,0	7,6	7,6	48,2	6,5	3,7	1,3
Tatu	197.618	21%	22,8	412,1	3,2	7,1	52,8	16,3	5,5	0,2
Quilombo	385.154	40%	23,5	409,7	7,2	7,4	60,3	8,9	6,2	0,2
Anhumas	155.339	44%	24,6	375,6	6,1	7,3	57,2	4,2	8,3	0,8
Enxofre	15.042	53%	23,8	636,0	4,1	7,6	119,3	5,3	4,1	1,1

Fonte: FAPESP (Processo nº2010/19670-8) - Modelagem da dinâmica de vegetação nativa na bacia do rio Piracicaba e seus efeitos na oferta de serviços ecossistêmicos

Os valores médios da temperatura da água, pH, concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica dos ribeirões amostrados neste estudo encontram-se nas Figuras 18. Na Figura 19 encontram-se as concentrações médias de carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e nitrogênio nas formas de nitrato e amônio. Diferenças significativas na temperatura média da água não foram observadas ($p > 0,05$) e sua variação foi entre 21 e 25 °C (Figura 18). Em média, os valores de pH variaram entre 7,1 e 7,6. Foram observadas diferenças significativas entre os valores de pH do ribeirão das Cabras e os ribeirões do

Enxofre e Piracicamirim ($p < 0,05$) (Figura 18). As concentrações médias de oxigênio dissolvido nos ribeirões Tijuco Preto, Tatu, Toledos e do Enxofre foram significativamente menores que a concentração média do ribeirão das Cabras (Figura 18). A condutividade elétrica média foi significativamente mais elevada ($p < 0,05$) em todos os riachos quando comparada com a condutividade elétrica média do ribeirão das Cabras (Figura 18). As concentrações médias de carbono orgânico dissolvido foram significativamente mais elevadas nos ribeirões Tatu, Quilombo e dos Toledos em comparação ao ribeirão das Cabras (Figura 19). Quanto ao carbono inorgânico dissolvido, com exceção dos ribeirões Guamium e Claro, que não diferiram estatisticamente do ribeirão das Cabras, em todos os demais os teores de carbono inorgânico dissolvido foram significativamente maiores ($p < 0.05$) que no ribeirão das Cabras (Figura 19). As concentrações de nitrogênio na forma de nitrato foram significativamente maiores ($p < 0.05$) nos ribeirões Claro e Piracicamirim em comparação com o ribeirão das Cabras e significativamente menores ($p < 0.05$) nos ribeirões Tatu, Quilombo e Toledos (Figura 19). Finalmente, diferenças significativas foram observadas ($p < 0,05$) nas concentrações de nitrogênio na forma de amônio entre o ribeirão das Cabras e os demais ribeirões do estudo (Figura 19).

Figura 18 - Média da (A) temperatura da água (T), (B) pH; (C) oxigênio dissolvido (OD) e (D) condutividade elétrica (CE) de amostras de água coletadas na foz dos riachos contempladas neste estudo. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores, o desvio padrão. Ribeirões marcados com (*) apresentaram valores médios significativamente diferentes do ribeirão Cabras ($p < 0,05$)

Figura 19 - - Média das concentrações de (A) carbono orgânico dissolvido (COD); (B) carbono inorgânico dissolvido (DIC); (D) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻) e (D) nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺) de amostras de água coletadas na foz dos rbeirões contempladas neste estudo. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores, o desvio padrão. Ribeirões marcados com (*) apresentaram valores médios significativamente diferentes do ribeirão das Cabras (p < 0,05)

5.2 Correlações entre Área Urbanizada e os Parâmetros Analisados

Para as correlações apresentadas na Figura 20 foram utilizados os valores de porcentagem de urbanização das microbacias do estudo e as respectivas médias dos parâmetros, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e nitrogênio nas formas de amônia e nitrato.

Na bacia do ribeirão dos Toledos, somente cerca de 10% do uso da terra é urbano, o qual é um valor baixo se comparado a urbanização nas bacias do Piracicamirim, Tatu, Quilombo, Anhumas e Enxofre (Tabela 2). Entretanto, foram observadas concentrações elevadas de alguns parâmetros em amostras de água coletadas no ponto localizado próximo a foz do ribeirão dos Toledos. De acordo com informações obtidas por meio de comunicação pessoal com técnicos dos Comitês PCJ, esses valores provavelmente sejam devidos a presença de curtumes que lançam seus efluentes nesse ribeirão. Diante desse fato, optou-se por não incluir nas regressões os dados referentes ao ribeirão dos Toledos (Figura 20). No entanto, ressalta-se que incluindo-se os dados provenientes do ribeirão dos Toledos nas regressões lineares o nível de significância dessas regressões não foi alterado, somente os valores dos coeficientes de correlação (r^2) tornaram-se mais elevados.

Foram encontradas correlações positivas e significativas ($p < 0,01$) entre a porcentagem de urbanização e a condutividade elétrica ($r^2=0,82$), oxigênio dissolvido ($r^2=0,37$), carbono inorgânico dissolvido ($r^2=0,76$) e nitrogênio na forma de amônia ($r^2=0,65$). Enquanto que entre os parâmetros, carbono inorgânico dissolvido ($r^2=0,02$) e nitrogênio na forma de nitrato ($r^2=0,01$) as correlações não foram significativas.

Figura 20 - Correlações entre a porcentagem de urbanização de microbacias localizadas na bacia do rio Piracicaba e a as médias de (A) condutividade elétrica (CE); (B) oxigênio dissolvido (OD), (C) carbono orgânico dissolvido (COD); (D) carbono inorgânico dissolvido (CID); (E) nitrogênio na forma de amônia (N-NH_4^+); (F) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) em amostras de águas coletadas nos ribeirões

5.3 Comparação com os resultados obtidos pelo Projeto PiraCena

Na Figura 21 são apresentadas a média da condutividade elétrica, as concentrações médias de carbono inorgânico dissolvido, carbono orgânico dissolvido e oxigênio dissolvido visando-se comparar os dados obtidos pelo projeto PiraCena (1998-1999) (DANIEL et., al 2002) com os dados obtidos por este estudo (2012- 2013).

A condutividade elétrica foi maior no período de 2012-2013 em relação ao período 1998-1999, porém, somente no ribeirão dos Toledos essa diferença foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$). Da mesma forma, a concentração de carbono inorgânico dissolvido foi estatisticamente maior ($p < 0,05$) no ribeirão dos Toledos no período 2012-2013 quando comparada com o período 1998-1999 (Figura 22). Por outro lado, as concentrações de carbono orgânico dissolvido no período 2012-2013 foram estatisticamente menores ($p < 0,05$) em relação ao período 1998-1999 nos ribeirões do Enxofre e Tatu (Figura 22). Finalmente, a concentração de oxigênio dissolvido somente diferiu significativamente ($p < 0,05$) no ribeirão Quilombo, que foi maior no período atual (2012-2013) em relação ao passado (1998-1999) (Figura 21).

Figura 21 - Variação histórica média (A) condutividade elétrica (CE) e (B) oxigênio dissolvido (OD) de amostras de água coletadas em ribeirões da bacia do rio Piracicaba entre o período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2002) e o período de 2012-2013. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores o desvio padrão. (*) indicam diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$)

Figura 22–Variação histórica média da (A) carbono orgânico dissolvido; (B) carbono inorgânico dissolvido (CID) de amostras de água coletadas em vários riachos da bacia do rio Piracicaba entre o período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2002) e o período de 2012-2013. As barras maiores representam os valores médios dos parâmetros e as barras menores o desvio padrão. (*) indicam diferenças significativas entre os períodos (p < 0,05)

Os valores de utilização aparente de oxigênio (AOU) e o excesso de CO₂ (Excess-CO₂) obtidos pelo projeto PiraCena (1998-1999) foram comparados com os valores obtidos por este estudo (2012-2013) e encontram-se nas Figuras 23 e 24, respectivamente. Dentre os ribeirões estudados, nos dois períodos, a utilização aparente de oxigênio foi menor e o excess-CO₂ foi maior no ribeirão das Cabras, sugerindo um predomínio de condições aeróbias no processo de decomposição da matéria orgânica. Nota-se que no período do projeto PiraCena (1998-1999), os valores de excesso de CO₂ foram maiores em todos os ribeirões quando comparados com o período atual (2012-2013) e, consequentemente, maiores condições de anaerobiose (Figura 23). No período atual os valores de excesso de CO₂ decresceram, porém, a utilização aparente de oxigênio ainda permaneceu elevada. No período de 2012-2013 houve uma tendência de anaerobiose nos ribeirões Tatu, Quilombo e dos Toledos.

Figura 23 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO₂ (Excess-CO₂) obtidos no período de 1998-1999 (DANIEL et., al 2001)

Figura 24 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO₂ (Excess-CO₂) obtidos no período de 2012-2013

5.4 Interferência das Estações de Tratamento de Esgoto no Metabolismo dos Rios e na Composição Química da Água

A média da temperatura da água, pH, condutividade elétrica e a média da concentração de oxigênio dissolvido em amostras de água coletadas a montante e a jusante de cada estação de tratamento de esgoto encontram-se na Figura 21.

A temperatura média da água nos pontos amostrados variou entre 20 e 25°C e não foram observadas diferenças significativas entre montante e jusante da estação de tratamento de esgoto (ETE) (Figura 25).

Apesar da presença das ETEs, as concentrações médias de oxigênio dissolvido foram menores na maioria dos pontos amostrados a jusante dos lançamentos das estações (Figura 25). No entanto, as diferenças encontradas não foram significativamente distintas.

Os valores de pH variaram, em média, entre 6,7 e 7,5 e diferenças significativas foram observadas entre os valores a montante (7,3) e a jusante do lançamento da ETE Anhumas (6,9) e na ETE Tatu, onde o valor a montante (7,2) foi significativamente menor que a jusante (7,6) ($p < 0,05$) (Figura 25).

Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre a condutividade elétrica a montante ($313,9 \mu\text{S cm}^{-1}$) e a jusante ($509 \mu\text{S cm}^{-1}$) do lançamento do efluente da ETE Anhumas e a montante ($213,7 \mu\text{S cm}^{-1}$) e a jusante ($702,7 \mu\text{S cm}^{-1}$) da ETE Tatu ($p < 0,05$) (Figura 25). Nas demais estações, embora as concentrações médias tenderam a serem superiores a jusante em relação a montante, diferenças significativas não foram observadas (Figura 25).

Figura 25 – Média da (A) temperatura da água (T); (B) concentração de oxigênio dissolvido (OD); (C) pH e (D) condutividade elétrica (CE) em amostras de água coletadas a montante (barra clara) e a jusante (barra escura) dos lançamentos dos efluentes das estações de tratamento de esgoto. (*) indica diferença significativa ($p < 0,05$), entre os pontos localizados a montante e a jusante do lançamento

Na Figura 26 encontram-se variações observadas entre as concentrações médias de carbono orgânico dissolvido carbono inorgânico dissolvido, nitrogênio na forma de nitrato e amônio em amostras de água coletadas do lançamento de efluentes das estações de tratamento de esgoto.

Houve um aumento significativo ($p < 0.05$) na concentração de carbono orgânico dissolvido a jusante ($32,8 \text{ mg L}^{-1}$) em relação a montante ($5,5 \text{ mg L}^{-1}$) do lançamento do efluente da ETE Tatu. Outras diferenças não foram estatisticamente significativas (Figura 26). As concentrações médias de carbono inorgânico dissolvido foram maiores a jusante dos lançamentos de efluentes das ETEs em relação a montante. No entanto, somente no ribeirão Anhumas essa diferença foi estatisticamente significativa ($p < 0.01$) (Figura 26). Por outro lado, no ribeirão Anhumas, a concentração média de N-NO_3^- foi significativamente menor a jusante em relação a montante ($p < 0.01$). A mesma tendência foi observada no ribeirão Tatu, enquanto nos ribeirão dos Toledos a tendência foi inversa, ou seja, a concentração foi significativamente ($p < 0.01$) maior a jusante (Figura 26). Finalmente, as concentrações

médias de N-NH_4^+ foram maiores a montante dos lançamentos de efluentes das ETEs (Figura 26). No entanto, essas diferenças somente foram significativamente maiores ($p < 0.01$) nos ribeirões Anhumas, Conduta, Piracicamirim e Tatu (Figura 26).

Figura 26 - Média das concentrações de (A) carbono orgânico dissolvido (COD); (B) carbono inorgânico dissolvido (DIC); (C) nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) e (D) nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) em amostras de água coletadas a montante (barra clara) e a jusante (barra escura) dos lançamentos dos efluentes das estações de tratamento de esgoto. (*) indica diferença significativa ($p < 0,05$), entre os pontos localizados a montante e a jusante do lançamento

A Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotados contra o excesso de CO_2 (Excess- CO_2) nos pontos amostrados a montante e a jusante do lançamento do efluente das estações de tratamento de esgoto são apresentados na Figura 27-A, B, C, D, E e F. A interferência do lançamento do efluente no metabolismo do rio foi nítida no caso da ETE Anhumas (Figura 27-A). Observa-se que esta ETE, a qual dentre as estações que apresentam o tratamento secundário do esgoto doméstico é a que tem a maior vazão média de lançamento do efluente final no ribeirão, apresentou maiores concentrações de CO_2 no ponto localizado a jusante do lançamento ($\text{Excess-CO}_2 > 240 \mu\text{M}$). No entanto, o oxigênio na água no ponto a jusante do lançamento não apresentou valores elevados de utilização aparente de oxigênio

($\text{AOU} > 200 \mu\text{M}$), indicando que apesar das altas concentrações de CO_2 na água, o ambiente mantém-se em condições aeróbias. Nas demais estações esta relação não foi observada.

Figura 27 - Utilização Aparente de Oxigênio (AOU) plotada contra o Excesso de CO_2 (Excess- CO_2) nos pontos localizados a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs. (A) ETE Anhumas; (B) ETE Barão Geraldo; (C) ETE Tatu; (D) ETE Piracicamirim; (E) ETE Conduta; (F) ETE Toledos

6 DISCUSSÃO

6.1 Diferenças na Composição Química dentre os Ribeirões Contemplados no Estudo

As alterações na composição química da água, bem como no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, são influenciados diretamente pelas mudanças no uso do solo nas respectivas bacias de drenagem (KAISER et al., 2013; BOTELHO et al., 2013; BAYRAM, et al., 2013; GOPPO et al., 2008). Alteração na composição química da água dos corpos hídricos causada por centros urbanos já foi constatada por diferentes autores e o lançamento de matéria orgânica advinda de esgotos domésticos parece ser o principal agente causador (BAYRAM et al., 2013; DANIEL et al., 2002; SALOMÃO et al., 2008). A ocupação urbana por si só não é um problema desde que a carga de esgoto gerada por essa ocupação seja devidamente tratada. No entanto, quando esse tratamento não ocorre, centros urbanos tornam-se fontes pontuais de poluição. Como a maioria do esgoto não é adequadamente tratado e uma boa parte é somente coletada, a área ocupada por centros urbanos passa a ser diretamente proporcional a carga de esgoto lançada aos rios (OMETTO et al., 2000).

Correlações significativas foram encontradas nos pontos localizados próximos a foz dos ribeirões entre a porcentagem de urbanização das microbacias dos ribeirões e os valores médios de condutividade elétrica, carbono inorgânico dissolvido, nitrogênio na forma de amônia e oxigênio dissolvido. Estas correlações foram semelhantes as correlações encontradas por outros autores ((BALLESTER et al., 1999; OMETTO et al., 2000; SALOMÃO et al., 2008).

A condutividade elétrica é um parâmetro que mede a capacidade de uma solução em conduzir eletricidade em função da quantidade de íons nela presente. Assim, ambientes aquáticos com maior interferência antrópica possuem concentrações iônicas mais elevadas, enquanto que em ambientes naturais, onde há a ausência de poluentes, ocorre o contrário (BANDPEI; YOUSEFI, 2013; BOTELHO et al., 2013; BAYRAM et al., 2013; ESTEVES, 1998; MARTINELLI et al., 1999). Valores de condutividade elétrica menores foram observados no ribeirão das Cabras, sugerindo que, apesar de a vegetação natural de sua bacia ter sido substituída por pastagens a muito tempo, esta substituição não foi relevante a ponto de aumentar os valores de condutividade, como observado nos ribeirões em que a ocupação urbana foi maior em suas bacias.

Para processar a matéria orgânica organismos heterotróficos utilizam o oxigênio dissolvido na água comoceptor final de elétrons. Assim, ocorre um decréscimo do oxigênio dissolvido que interferirá no metabolismo aquático dos corpos hídricos (VON SPERLING, 2005; VESILAND; MORGAN, 2011). Durante o processo de decomposição da matéria orgânica, os microrganismos geram como produto final CO_2 e nutrientes mineralizados (METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005). Assim, as altas concentrações de carbono inorgânico dissolvido, obtidas neste estudo, nos ribeirões onde as bacias são mais urbanizadas, seriam causadas por esse processo de decomposição. Outros estudos indicaram que em bacias hidrográficas mais urbanizadas o esgoto doméstico é uma importante entrada de carbono lábil e, conseqüentemente, de carbono inorgânico dissolvido, alterando significativamente o ciclo do carbono nos ambientes aquáticos (BALLESTER et al., 1999; MARTINELLI et al., 1999; MARTINELLI et al., 2002; SALOMÃO et al., 2008).

As concentrações de nitrogênio na forma de amônio também foram altas nestes ribeirões. O esgoto por si só carrega uma quantidade considerável de amônio para os ribeirões (KRUSCHE et al., 1997), como nos ribeirões predominam condições anaeróbias, o amônio presente não é oxidado a nitrato e conseqüentemente se acumula no meio (KRUSCHE et al., 1997). Por outro lado, as concentrações de nitrato diminuem devido a não oxidação do amônio e devido a conversão de nitrato em óxido nitroso em condições anaeróbias, esse fato explicaria a falta de correlação significativa entre as concentrações de nitrato e a porcentagem de urbanização nas bacias dos ribeirões.

Além das alterações observadas na composição química dos ribeirões, alguns estudos constataram que houve um decréscimo significativo na riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos em corpos hídricos localizados em áreas urbanas que recebem cargas elevadas de esgoto urbano (OBERHOLSTER, P.J.; BOTHA, M; CLOETE, T.E, 2008; OMETTO et al., 2000) sendo também a ictiofauna desses corpos significativamente afetada (BAYRAM et al., 2012). Observa-se, portanto, que a deterioração da qualidade da água ocasionada por diferentes atividades antrópicas, além de diminuir as fontes de abastecimento público, altera completamente a biodiversidade nesses ambientes. Com isso, a primeira hipótese deste estudo que diz que *“as distribuições das formas dissolvidas de alguns elementos apresentam uma dinâmica distinta em microbacias localizadas em áreas com diferentes percentuais de urbanização”* pôde ser parcialmente validada.

6.2 Comparação com os Resultados Obtidos pelo Projeto PiraCena

No final dos anos 90, estudos desenvolvidos pelo projeto PiraCena comprovaram que o esgoto doméstico gerado e lançado in natura nos corpos hídricos da bacia do rio Piracicaba levou a mudanças drásticas, tanto na composição química de suas águas, quanto no seu metabolismo aquático (BALLESTER et al., 1997; DANIEL et al., 2002; FILOSO et al., 2003; GROppo et al., 2008; KRUSCHE et al., 1997; KRUSCHE et al., 2002; MARTINELLI et al., 1999).

Entretanto, nos últimos 15 anos, muitos recursos financeiros foram investidos na bacia do rio Piracicaba visando a melhoria da qualidade de suas águas e de suas condições socioambientais. Entre 2008 e 2013, R\$ 500 milhões foram investidos nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí em obras de saneamento como coleta, afastamento e tratamento de esgoto urbano e investimentos na ordem de R\$ 968 milhões estão previstos para os próximos anos (AGÊNCIA PCJ, 2013).

O crescimento populacional nas bacias foi também bastante relevante nesse período. No final dos anos 90, a população da bacia do rio Piracicaba era de aproximadamente 3 milhões de pessoas e, após vinte anos, essa população aumentou para aproximadamente 4,5 milhões de habitantes (IBGE, 2011; MARTINELLI et al., 1999). Paralelo a esse crescimento, veio também o aumento na geração das cargas orgânicas oriundas do esgoto doméstico. Nas bacias PCJ, a carga orgânica gerada no ano de 1999 era de aproximadamente 192 kg DBO dia⁻¹, das quais 85% eram lançadas sem qualquer tipo de tratamento nos corpos hídricos. No ano de 2008 esse valor aumentou para aproximadamente 260 kg DBO dia⁻¹, dos quais 51% passavam por algum tipo de tratamento e o restante (49%) ainda era lançado in natura nos rios (AGÊNCIA PCJ, 2013; IRRIGART, 2004).

No geral, salvo algumas exceções, apesar dos investimentos em obras de infraestrutura de saneamento que aumentou a cobertura de tratamento de esgoto nas bacias PCJ de 15 para 55% nos últimos 15 anos, não foram observadas diferenças significativas na composição química das amostras de água coletadas nos ribeirões estudados entre o período do projeto PiraCena (1998-1999) e o período atual (2012-2013).

Considerando-se a condutividade elétrica, diferenças significativas foram observadas somente no ribeirão dos Toledos, porém, essas diferenças indicaram que a presença de íons disponíveis na água do ribeirão aumentou nos últimos 15 anos. Os valores médios obtidos no período deste estudo foram de aproximadamente 508 μScm^{-1} , maiores que aqueles obtidos por Daniel et al., 2002 (131 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (Figura 19). O mesmo foi observado no ribeirão dos Toledos

nas concentrações médias de carbono inorgânico dissolvido, as quais foram de aproximadamente 32 mg L⁻¹ no projeto PiraCena e 111 mg L⁻¹ no período atual (Figura 20). Nos outros ribeirões do estudo as concentrações médias obtidas neste estudo não diferiram estatisticamente dos resultados obtidos por Daniel et al., (2002).

Somente nos ribeirões Tatu e Enxofre (Figura 20), foram observadas diferenças significativas nas concentrações médias de carbono orgânico dissolvido entre os diferentes períodos de levantamento de dados. Com relação ao ribeirão Tatu, essa diminuição na concentração de carbono orgânico dissolvido pode ser atribuída ao fato do município de Limeira, que abrange 75% da sua área, ter atualmente 100% de seu esgoto doméstico coletado e tratado na ETE Tatu.

As concentrações de OD e CID não diferiram estatisticamente entre os períodos. Os ribeirões com as maiores porcentagem de urbanização, Tatu, Quilombo e Enxofre continuaram com as concentrações médias de oxigênio dissolvido reduzidas e com concentrações médias de CID elevadas. Essas condições indicam que o lançamento de esgoto doméstico continua causando modificações drásticas no metabolismo destes ribeirões, proporcionando ambientes aquáticos anaeróbios, com concentrações de oxigênio (O₂) abaixo do equilíbrio atmosférico.

Ainda que possa ser argumentado que, apesar do aumento populacional observado no período e a implementação de estações de tratamento de esgoto pela bacia ter evitado uma deterioração ainda maior nos ribeirões da bacia do Piracicaba, não houve uma melhora significativa na qualidade da água desses ribeirões. Assim, a segunda hipótese deste estudo que diz que “*a avaliação das formas dissolvidas de alguns elementos, com base nos dados obtidos no projeto PiraCena, mostrará que houve uma melhora significativa na qualidade da água de microbacias localizadas na região central da bacia do rio Piracicaba*” não foi validada.

6.3 Estações de Tratamento de Esgoto e sua Influência na Composição Química da Água e no Metabolismo dos Rios

Esperava-se que com a coleta e tratamento de esgoto houvesse uma melhora sensível na qualidade da água dos ribeirões, principalmente a jusante da estação de tratamento de esgoto. Esse fato foi demonstrado por Daniel et al. (2002) no ribeirão Piracicamirim após a instalação de uma ETE uma sensível melhora na qualidade de suas águas foi observada, principalmente por uma redução significativa nos teores de carbono orgânico e inorgânico

dissolvidos e um aumento no teor de oxigênio dissolvido. No entanto, como observado em nosso estudo, as concentrações médias de carbono inorgânico dissolvido tenderam a ser maiores a jusante do lançamento do efluente, embora diferenças significativas tenham sido observadas somente a jusante do lançamento da ETE Anhumas. Esse aumento seria causado pela decomposição da matéria orgânica por microrganismos nos processos de tratamento de esgoto, uma vez que, tanto na decomposição por via aeróbia quanto por via anaeróbia, um dos produtos finais gerados é o dióxido de carbono (CO_2) (METCALF; EDDY, 2003; VESILAND; MORGAN, 2011; VON SPERLING, 2005). Da mesma forma, não houve um aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido a jusante das ETEs e nem uma diminuição significativa nos teores de carbono orgânico dissolvido. Quanto a dinâmica do nitrogênio, um dos objetivos das estações de tratamento de esgoto é a oxidação de todo o nitrogênio presente no efluente a nitrato (nitrificação) e consequente transformação do nitrato para óxido nitroso em condições de anaerobiose. Porém, para que a conversão de nitrato a amônio ocorra é necessária a presença de oxigênio (O_2), que pode ser obtido através de longos tempos de detenção do efluente nos tanques de aeração (VESILAND; MORGAN, 2011), o que nem sempre é possível. Possivelmente foi por esse motivo que foram observadas concentrações maiores de NH_4^+ e, salvo algumas exceções, concentrações menores de NO_3^- nos pontos a jusante do lançamento das estações. Resultados semelhantes foram observados por Santos; Costa; Fillmann, (2008), onde as concentrações de nitrato foram maiores nos pontos localizados a montante da ETE Parque Marinha, enquanto que as concentrações de amônio foram mais elevadas a jusante do lançamento.

Um ponto importante a ser considerado foi com relação ao porte das estações de tratamento de esgoto e sua vazão média de lançamento do efluente no ribeirão. A ETE Anhumas e a ETE Tatu, com vazões médias de lançamento do efluente nos ribeirões de 550 L s^{-1} e 590 L s^{-1} , respectivamente, foram aquelas que apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica e as maiores concentrações de carbono inorgânico dissolvido e de nitrogênio na forma de amônio nos pontos localizados a jusante do lançamento.

A influência das etapas que compreendem o tratamento de esgotos domésticos foi um importante resultado obtido. A ETE Tatu, única estação que apresentava somente as etapas de tratamentos preliminar e primário, foi a única que diferenças estatísticas nas concentrações de carbono orgânico dissolvido foram observadas entre os pontos amostrados a montante e a jusante do lançamento do efluente. Isto indica a importância do tratamento secundário na remoção da matéria orgânica do efluente. Nas demais estações, diferenças significativas nas concentrações de carbono orgânico dissolvido não foram observadas.

Diante dos resultados obtidos, pode-se afirmar que, para garantir uma melhoria significativa da qualidade água dos corpos hídricos, além das discussões voltadas a universalização do saneamento, outras duas questões também precisam ser debatidas. Uma está relacionada a eficiência dos tratamentos de esgoto quanto a remoção de nutrientes e a necessidade da etapa de tratamentos terciários. Embora, as estações de tratamento de esgoto tenham mostrado eficiência na remoção da matéria orgânica, concentrações elevadas de nutrientes como carbono inorgânico dissolvido e nitrogênio na forma de amônio foram observadas nos pontos localizados a jusante dos lançamentos das estações. Entretanto, a vazão de lançamento deste efluente foi a principal causadora de mudanças drásticas, tanto na composição química da água, quanto no metabolismo dos ambientes aquáticos. Este resultado gera uma importante discussão voltada ao potencial de autodepuração dos corpos hídricos.

Antes da instalação de uma estação de tratamento de esgoto é importante conhecer o potencial de restabelecimento de equilíbrio no metabolismo do meio aquático, após as alterações ocasionadas pelo despejo de efluentes. Como foi observado, estações com menores vazões de lançamento do efluente causaram menores alterações no ambiente aquático. Nesse contexto, pode-se afirmar que a coleta e o tratamento do esgoto doméstico devem ser feitos de maneira sistemática, levando em consideração as condições ambientais do corpo hídrico. Por outro lado, grandes estações de tratamento de esgoto podem, conseqüentemente, tornar-se grandes fontes pontuais de entrada de nutrientes no meio, ocasionando alterações no metabolismo e prejudicando tanto a riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos (OBERHOLSTER, P.J.; BOTHA, M; CLOETE, T.E; 2008; OMETTO, et al., 2000), quanto da ictiofauna dos corpos hídricos (BAYRAM et al., 2012).

Diante disso, a terceira hipótese desse estudo que afirmava que *“a coleta e o tratamento de esgoto doméstico contribuíram para o aumento dos teores de oxigênio dissolvido e diminuição nas concentrações de carbono inorgânico e orgânico dissolvido e concentrações de amônio e nitrato de riachos da bacia do rio Piracicaba”* não pode ser validada.

7 CONCLUSÃO

Apesar de todo esforço que tem sido feito para melhorar a qualidade da água dos recursos hídricos da bacia do rio Piracicaba, observa-se que a água dos seus corpos hídricos continuam deteriorando-se. Em 2008 foi mostrado através da análise de séries temporais de parâmetros químicos que a qualidade da água dos principais rios da bacia vem paulatinamente diminuindo (GROPPO et al., 2008). Da mesma forma, Daniel et al. (2002) demonstrou os efeitos deletérios que a carga de esgoto urbano em ribeirões da bacia. Ometto et al. (2000) mostraram que os efeitos do esgoto urbano não se limitam a composição química dos ribeirões, mas também implicaram em uma perda acentuada de organismos bentônicos. Os resultados desse estudo além de reforçar os resultados encontrados anteriormente vão além demonstrando que apesar de ter havido um aumento considerável no volume de esgoto urbano tratado, esse tratamento não tem surtido efeito sobre a qualidade da água de vários ribeirões da bacia.

Figura 28 resume os resultados encontrados. A entrada de matéria orgânica lábil na forma de esgoto urbano causa um aumento no processo de respiração por organismos heterotróficos, como o principal combustível desse processo é o oxigênio dissolvido, seu teor desce consideravelmente. Como o principal produto da respiração aeróbia é o dióxido de carbono há um aumento dessa espécie, seguida de um aumento nos teores de carbono orgânico dissolvido e condutividade elétrica. Por fim, a falta de oxigênio impede a conversão do amônio, que é abundante no esgoto, para nitrato, levando ao acúmulo de amônio nas águas. Todas essas modificações acarretam uma perda considerável na biodiversidade aquática, ao mesmo tempo dificultam e encarecem a limpeza dessa água para abastecimento público e expõe as populações ribeirinhas a várias doenças de veiculação hídrica. A consequência é a perda de um serviço ambiental preciosíssimo que é água de boa qualidade para diversos fins.

Portanto, é imperiosa uma avaliação detalhada sobre o funcionamento das estações de tratamento de esgoto para que as mesmas cumpram o seu papel que é prover a sociedade uma água de qualidade, assegurando ao mesmo tempo a integridade biótica da mesma.

Figura 28 - Esquema da relação dos resultados encontrados no estudo

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA DAS BACIAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Relatório da situação dos recursos hídricos 2013 (Ano base 2012)**. Piracicaba, 2013 p. 97p.

ANDRADE, T.M.B.; CAMARGO, P.B.; SILVA, M.L.S.; PICCOLO, M.C; VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Dynamics of dissolved forma of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.214, p.393-408, 2011.

BALLESTER, M.V.; MARTINELLI, L.A.; KRUSCHER, A.V.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.; CAMARGO, P.B. Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O₂, free dissolved CO₂ and respiration rates in the Piracicaba river, southeast Brazil. **Water Research**, Oxford , v.33, n.9, p.2119-2129, 1999.

BANDPEI, M; YOUSEFI, A.Z. Status of Water Quality Parameters along Haraz River. **International Journal of Environmental Research**, Tehran, v. 7, p.1029-1038. 2013.

BAYRAM A.; ONSOY, H.; BULUT, V.N.; AKINEI, G. Influences of urban wastewaters on the stream water quality: a case study from Gumushane Province, Turkey. Não abreviar **Environmental Monitoring Assessement**, Orono, v.185, p.1285–1303. 2013.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade / UFRGS / ABRH, 1995. 669p.

BIBIAN, J.P.R. **Caracterização hidrogeoquímica da microbacia de drenagem do córrego Barra Bonita, São Paulo**. 2007. 194p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

BOTELHO, R.G.; ROSSI, M.L; MARANHO, L.A; OLINDA, R.A.; TORNISIELO, V.L. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Piracicaba River (São Paulo, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg. v.20, p.4382-4395, 2013.

BRAGA, B.P.F; PORTO, M.F.A; SILVA, R.T. Water Management in Metropolitan São Paulo. **Water Resources Development**, Dublin, v.22, p.337–352, 2006.

BRASIL. Lei nº 9.433/97, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF. 9 jan. 1997. 1997. Seção 1, p. 470.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF.8 de jan. 2007. Seção 1, p.3.

CAMPOS, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464p.

CHAVES, H.M.L.; SANTOS, L.B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.13, (Suplemento), p.922–930, 2009.

COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS – COBRAPE. Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010 a 2020 (com propostas de atualização do Enquadramento dos Corpos d'Água e de Programa para Efetivação do Enquadramento dos Corpos d'Água até o ano de 2035). Piracicaba, p.815, 2010.

DANIEL, M.; MONTEBELO, A.A. Os tributários urbanos: Fontes de matéria orgânica na água do rio Piracicaba. In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L. Coletânea do Noticias PiraCena: a bacia do rio Piracicaba. Piracicaba. 2001.

DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.H.B.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, L.V.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River Basin. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.136, p.189-206, 2002.

DEVOL, A.H.; FORSBERG, B.R.; RICHEY, J.E.; PIMENTEL, T.E. Seasonal variation in chemical distributions in the Amazon (Solimões) River: a multiyear time series. **Global Biogeochemical Cycle**, Washington, v.9, n.3, p.307-328, Sept. 1995.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FERRAZ, E.S.B. O projeto PiraCena. In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L. Coletânea do Noticias PiraCena: a bacia do rio Piracicaba. Piracicaba, 2001. 182p.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L.A.; WILLIAMS, M.R.; LARA, L.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, L.V.; CAMARGO, P.B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.65, n.3, p.275-294, Oct. 2003.

GALVÃO JUNIOR, A. de C. Marcos regulatórios estaduais em saneamento básico no Brasil. **RAP**, Rio de Janeiro, v.43, p.207-27, fev.2009.

GRIMM, N.B.; FAETH, S.H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, N. E.; WU, J.; BAI,X.; BRIGGS, J.M. Global change and the ecology of cities. **Science**, Washington, v.319, p. 756-760, 2008.

GROOM, E.; HALPERN, J.; EHRHARDT, D. **Explanatory Notes on Key Topics in the Regulation of Water and Sanitation Services**. Water supply and sanitation sector board discussion paper series (Paper n.6). The World Bank, 2006. 92p.

GROPPO, J.D.; MORAES, J. M.; BEDUSCHI, C.E.; GENOVEZ, A.M.; MARTINELLI, L.A. Trend analysis of water quality in some rivers with different degrees of development within the Sao Paulo State, Brazil. **Rivers Research and Applications**, Hoboken, v. 24, n. 8, p. 1056–1067, 2008.

HUNSAKER, C.T.; JACKSON, B.L.; SIMCOCK, A. Regional assessment for watershed management in the Mid-Atlantic states. In: REIMOLD, R.D. (Ed.). **Watershed management: Practice, policy and coordination**. New York: McGraw-Hill, 1998. p.11-34.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. **Estatísticas do século XX**. Brasília: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2006.526p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA- IBGE. **Sinopse do Censo Demográfico de 2010**. Brasília: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2011. 261p.

IRRIGART - ENGENHARIA E CONSULTORIA EM RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE LTDA. **Plano de bacia hidrográfica 2000-2003 do comitê das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Piracicaba, 2001.184p.(Relatório Final).

KAISERA, D.; UNGERA, D.; QIUB, G. ZHOUB, H.; GANC, H. Natural and human influences on nutrient transport through a small subtropical Chinese estuary. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.167, p. 450–451, 2013

KRONEMBERGER, D. **Análise dos Impactos na Saúde e no Sistema Único de Saúde Decorrentes de Agravos Relacionados a um Esgotamento Sanitário Inadequado dos 100 Maiores Municípios Brasileiros no Período 2008-2011**. São Paulo:Instituto Trata Brasil, 2013. 74p.

KRUSCHE, A.V.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M., CAMARGO, P.B.; BALLESTER, M.V.; TRUMBORE, S.E. Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba river basin). **Water Research**, Oxford, v. 36, n. 11, p. 2743-2752, 2002.

KRUSCHE, A. V.; GARVAIHO, F. P. DE; MORAES, J. M. DE; CAMARGO, P. B. DE; BALLESTER, M. V. R. ; HORNINK, S.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Spatial and temporal water quality variability in the Piracicaba river basin, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v.33, n.5, p. 1752-1688 Oct. 1997.

- KRUSCHE, A. V.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M.; CAMARGO, P. B. DE; BALLESTER, M. V. R. ; TRUMBORE, S.E. Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin). **Water Research**, Oxford, v.36, p.2743-2752, 2002.
- MARICATO, E. Metrpoles desgovernadas. **Estudos Avanados**, So Paulo, v. 25, p. 7-22, 2011.
- MARTINELLI, L.A. A bacia do rio Piracicaba. In: FERRAZ, E.S.B.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L. **Coletnea do Noticias PiraCena**: a bacia do rio Piracicaba. Piracicaba. 2001.
- MARTINELLI, L. A.; SILVA, A.M.; CAMARGO, P. B. DE; MORETTI, M.R.; TOMAZELLII, A.C.; SILVA, M. L.; FISCHER, E.G.F.; SONODA, K.C; SALOMO, M. S. M. B. Levantamento das cargas orgnicas lanadas nos rios do Estado de So Paulo. **Biota Neotropica**, So Paulo, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2002.
- MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E.S.; MORAES, J.M.; BALLESTER, M.V. Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba River, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.110, p.67-79, Feb. 1999.
- METCALF EDDY. **Wastewater Engineering** - Treatment and Reuse.4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819p.
- MINISTRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Bsico** - PLANSAB. Braslia, 2013a.173p.
- MINISTRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnstico dos Servios de gua e Esgotos** – 2011. Braslia, 2013b.173p.
- MULLER, M.; RABENOELINA, F.; BALAGUER, P.; PATUREAU, D.; LEMENACH, K.; BUDZINSKI, H.; BARCEL, D.; ALDA M.L.; KUSTER, M.; DELGENS, J.P.; HERNANDEZ-RAQUET; G.. Chemical and biological analysis of endocrine-disrupting hormones and estrogenic activity in an advanced sewage treatment plant. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v.27, p. 1649–1658, Aug. 2008.
- NASCIMENTO, N.O.; HELLER, L. Cincia, tecnologia e inovao na interface entre as reas de recursos hdricos e saneamento. **Engenharia Sanitria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 36-48, jan. 2005.
- OBERHOLSTER, P.J.; BOTHA, M; CLOETE, T.E. Biological and chemical valuation of sewage water pollution in the Rietvlei nature reserve wetland area, South Africa. **Environmental Pollution**, London, v.156, p. 184-192, 2008.
- OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Fresh water Biology**, Oxford, v.44, p.327-337, 2000.OMS, 2007.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **The world health report 2007: a safer future: global public health security in the 21st century.** Genebra, Suécia, 2007.

PELLEGRINI, J.B.R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino.** Dissertação (Mestrado na área de Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2005. 85p.

REGULATION OF WATER AND SANITATION SERVICES. Water supply and sanitation sector board discussion paper series. n.6, 2006.

RICHEY, J.E.; DEVOL, A.H.; WOFSY, S.C.; VICTORIA, R.; RIBEIRO, M.N.G. Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in Amazon river and floodplain waters. **Limnology and Oceanography**, Lawrence, v.33, n.4, p.551-561, July 1988.

SALEMI, L.F. **Balanco de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo.** 2009. 86p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SALOMÃO, M.S.M.B.; COLE, J.J.; CLEMENTE, C.A.; SILVA, D.M.L.; CAMARGO, P.B.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. CO₂ and O₂ dynamics in human-impacted watersheds in the state of São Paulo, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.88, p.271-283, May 2008.

SANTOS, I.R.; COSTA, R. C.; FREITAS, U.; FILLMANN, G. Influence of Effluents from a Wastewater treatment Plant on Nutrient Distribution in a Coastal Creek from Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.51, n.1, p.153-162, Feb. 2008.

SILVA, D.M.L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias do Estado de São Paulo.** 2005. 106p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SNYDER, V.N.; FRIEL, S.; FOTSO, J.C.; KHADR, Z.; MERESMAN, S.; MONGE, P.; PATIL-DESHMUKH, A. Social Conditions and Urban Health Inequities: Realities, Challenges and Opportunities to Transform the Urban Landscape through Research and Action. **Journal of Urban Health**, New York, v. 88, n. 6, p. 1183-1193, 2011.

STATSOFT, INC. Statistica (Data Analysis Software System). Version 11. Tulsa, 2011. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 27 jan. 2013.

TUCCI, C.E.M. Urbanização e Recursos Hídricos. In: CARLOS BICUDO, JOSÉ TUDIZI, MARCOS SCHEUENSTUHL. (Org.). **Águas do Brasil: Análises Estratégicas**, 2010, p. 113-128.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005. 248p.

UNITED NATIONS – UN. **Development program: Beyond Scarcity: Power, Poverty and the Global Water Crisis.** Human Development, New York, 2006.

UNITED NATIONS – UN. **Urban Population, Development and the Environment** 2011. Population Division, New York, 2011.

UNITED NATIONS – UN. World population projected to reach 9.6 billion by 2050 with most growth in developing regions, especially Africa. Unpress release, New York, 2013.

UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND - UNICEF. **Diarrhoea: why children are still dying and what can be done**. New York: Unicef, Geneva: WHO, 2009. 58p.

VARIS, O. Megacities, Development and Water. **Water Resources Development**, Dublin, v. 22, n. 2, p.199–225, 2006.

VESILIND, P.A.; MORGAN, S.M. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 438p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 243p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias–Lagoas de Estabilização**. v.3. Minas Gerais: ABES, 1996.196p.

ANEXOS

ANEXO A - Variação temporal dos valores de Condutividade Elétrica (CE) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura.

ANEXO B -Variação temporal das concentrações de nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura

ANEXO C - Variação temporal das concentrações de nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura

ANEXO D - Variação temporal das concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETES (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura

ANEXO E - Variação temporal das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura

ANEXO F - Variação temporal das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) obtidas nas amostras de águas coletadas nos pontos a Montante (M) e a Jusante (J) do lançamento do efluente das ETEs (A) Tatu, (B) Anhumas, (C) Barão Geraldo, (D) Toledos, (E) Piracicamirim, (F) Condura

ANEXO G - Média e desvio padrão dos valores de temperatura (T), pH e condutividade elétrica (CE) e das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) e nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) nos pontos amostrados a montante (M) e a jusante (J) das estações de tratamento de esgoto

ETE	Local	T° C	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	OD (mg L^{-1})	CID (mg L^{-1})	COD (mg L^{-1})	N- NH_4^+ (mg L^{-1})	N- NO_3^- (mg L^{-1})
Anhumas	M	23,9 ± 2,7	313,9 ± 69,1	6,9 ± 0,2	4,4 ± 1,3	44,3 ± 12,9	3,6 ± 2,1	3,0 ± 1,1	2,7 ± 1,1
	J	24,1 ± 2,4	409,0 ± 120,7	7,3 ± 0,2	4,8 ± 0,9	77,1 ± 28,0	7,9 ± 7,2	11,0 ± 4,0	0,9 ± 0,4
Barão Geraldo	M	24,4 ± 3,2	368,1 ± 98,0	7,3 ± 0,3	4,9 ± 1,0	44,4 ± 18,3	3,4 ± 1,6	7,4 ± 3,0	0,7 ± 0,4
	J	24,6 ± 3,2	374,6 ± 109,3	7,2 ± 0,3	6,1 ± 1,4	47,2 ± 19,4	4,2 ± 3,1	8,3 ± 3,2	0,8 ± 0,3
Conduta	M	20,8 ± 2,7	240,2 ± 173,1	6,9 ± 0,2	7,1 ± 1,0	17,4 ± 7,2	2,6 ± 1,6	0,1 ± 0,1	1,2 ± 1,3
	J	21,2 ± 2,7	267,1 ± 144,9	6,9 ± 0,3	6,2 ± 1,1	21,2 ± 4,7	3,9 ± 2,7	1,0 ± 0,4	0,8 ± 0,4
Piracicamirim	M	22,7 ± 3,1	262,7 ± 62,0	7,1 ± 0,2	4,7 ± 2,0	39,0 ± 10,7	8,3 ± 10,2	1,0 ± 0,4	1,4 ± 0,3
	J	23,2 ± 2,8	331,4 ± 113,1	7,1 ± 0,3	4,6 ± 1,3	49,9 ± 16,9	7,3 ± 7,2	4,1 ± 2,9	1,0 ± 0,2
Tatu	M	22,3 ± 2,7	213,7 ± 64,4	7,6 ± 0,4	6,4 ± 1,3	33,9 ± 11,8	4,4 ± 4,6	1,0 ± 0,6	1,0 ± 0,3
	J	23,6 ± 3,0	702,7 ± 326,3	7,2 ± 0,2	4,1 ± 1,4	62,8 ± 34,7	32,8 ± 24,9	12,2 ± 6,3	0,0 ± 0,1
Toledos	M	24,4 ± 3,4	93,1 ± 24,2	6,7 ± 0,3	4,1 ± 2,9	14,4 ± 6,8	3,9 ± 1,7	0,7 ± 0,9	0,3 ± 0,2
	J	24,4 ± 3,4	137,3 ± 36,4	6,7 ± 0,3	4,7 ± 2,4	16,6 ± 7,7	4,2 ± 2,7	1,4 ± 1,1	0,9 ± 0,8

ANEXO H - Média e desvio padrão dos valores de temperatura (T), pH e condutividade elétrica (CE) e das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) e nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) nos pontos amostrados na foz das microbacias estudadas

Ribeirão	T°C			CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)			OD (mg L^{-1})			pH			CID(mg L^{-1})			COD(mg L^{-1})			$\text{N-NH}_4^+(\text{mg L}^{-1})$			$\text{N-NO}_3^-(\text{mg L}^{-1})$		
Cabras	22.53	±	3.12	94.95	±	15.10	7.80	±	0.89	7.20	±	0.30	22.07	±	6.49	3.41	±	1.92	0.12	±	0.14	0.54	±	0.11
Guamium	23.16	±	3.27	193.41	±	41.61	6.56	±	1.79	7.10	±	0.22	21.90	±	8.09	4.99	±	3.57	0.89	±	0.69	0.61	±	0.28
Claro	21.15	±	3.13	194.94	±	55.24	8.34	±	0.61	7.23	±	0.24	22.50	±	6.00	3.97	±	2.21	1.16	±	0.64	1.13	±	0.34
Tijuco Preto	22.80	±	4.03	206.93	±	48.28	5.34	±	1.77	7.08	±	0.27	40.13	±	14.45	5.69	±	4.98	1.43	±	1.09	0.93	±	0.51
Piracicamirim	22.71	±	2.84	326.98	±	102.70	7.64	±	0.85	7.61	±	0.20	48.16	±	14.48	6.54	±	4.00	3.65	±	2.26	1.27	±	0.41
Anhumas	24.57	±	3.18	375.59	±	109.27	6.11	±	1.40	7.29	±	0.30	57.22	±	19.54	4.17	±	3.12	8.34	±	3.21	0.78	±	0.34
Tatu	22.85	±	2.97	412.06	±	209.07	3.16	±	2.88	7.13	±	0.24	52.80	±	25.96	16.25	±	16.10	5.51	±	4.10	0.22	±	0.28
Quilombo	23.49	±	2.99	409.74	±	144.64	7.21	±	1.48	7.37	±	0.28	60.25	±	24.12	8.90	±	5.37	6.23	±	2.83	0.19	±	0.23
Toledos	25.01	±	3.60	507.94	±	198.78	3.09	±	2.23	7.48	±	0.25	111.41	±	84.59	11.96	±	9.57	3.77	±	2.45	0.14	±	0.25
Enxofre	23.77	±	3.60	636.00	±	107.73	4.13	±	1.61	7.64	±	0.17	119.30	±	35.42	5.25	±	3.63	4.13	±	2.22	1.14	±	0.82

ANEXO I- Localização da ETE Tatu e dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente

Fonte: Google Earth

ANEXO J– Localização da ETE Anhumas e dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente

Fonte: Google Earth.

ANEXO K– Localização da ETE Barão Geraldo e dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente

Fonte: Google Earth.

ANEXO L – Localização da ETE Toledos e dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente Fonte: Google Earth.

ANEXO M – Localização da ETE Piracicamirim e dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente Fonte: Google Earth.

ANEXO N– Localização da ETE Conduta dos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento do seu efluente. Fonte: Google Earth.