

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO

ADIR OTTO SCHMIDT

CASCAVEL – PARANÁ - BRASIL

FEVEREIRO - 2014

ADIR OTTO SCHMIDT

**IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador:

Prof. Dr. Silvio César Sampaio

CASCADEL – PARANÁ - BRASIL

FEVEREIRO - 2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

S362i Schmidt, Adir Otto
Impactos antrópicos na qualidade da água na Bacia Hidrográfica
do Rio São Francisco Verdadeiro / Adir Otto Schmidt — Cascavel,
PR: UNIOESTE, 2014.
73 f. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia
Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

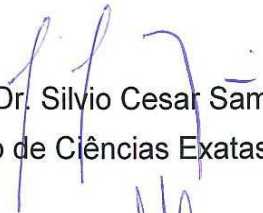
1. Poluição hídrica. 2. Eutrofização. 3. Índice de estado trófico. I.
Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21. ed. 551.483

ADIR OTTO SCHMIDT

"Impactos antrópicos na qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio São Francisco Verdadeiro"

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador:  Prof. Dr. Silvio Cesar Sampaio
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste

 Prof. Dr. Marcus Metri Correa
Departamento de Tecnologia Rural, UFRPE

 Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, UFCG

 Prof. Dr. Marcio Antonio Vilas Boas
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Unioeste

 Prof. Dr. Ralpho Rinaldo dos Reis
Centro de Ciências Médicas e Farmacêuticas, Unioeste

Cascavel, 21 de fevereiro 2014.

BIOGRAFIA

Adir Otto Schmidt nasceu em 10 de janeiro de 1966 no município de Marechal Cândido Rondon, Estado do Paraná. Graduado em Administração no ano de 1992 pela Faculdade de Ciências Humanas de Marechal Cândido Rondon – Facimar. Concluiu especialização *lato sensu* MBA – Executivo com área de concentração em Gestão Empresarial pela Universidade Estadual de Maringá - UEM no ano de 1998 e mestrado em Engenharia da Produção com área de concentração em Gestão da Qualidade e Produtividade pela Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC em 2001. Atuou como professor colaborador do curso de Administração do Campus de Cascavel nos anos de 1998 e 1999 tendo sido aprovado em concurso público e admitido como docente efetivo do mesmo curso no ano de 2000.

“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um
novo começo, qualquer um pode começar
agora e fazer um novo fim.”

Chico Xavier

Dedico e ofereço:
À minha esposa Vanderléia Luzia e aos
meus filhos Camila Jussara e Eduardo
José, companheiros inestimáveis em todas
as etapas de minha jornada...
Ao meu neto Gabriel, para que aprenda
cedo que sabedoria é não precisarmos
sofrer para aprender o que nossos avós já
sabiam...

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de forças nas dificuldades e luz do caminho nas horas incertas, pelas bênçãos durante toda a vida e pelo pronto atendimento sempre que precisei.

Ao orientador, professor Silvio César Sampaio, pelo exemplo profissional, pelas lições de sabedoria, pela amizade e pelo norte do trabalho. Agradeço também àqueles que orientaram mesmo que na informalidade ou em pequenos detalhes que foram muito valiosos.

Ao programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade. Agradeço também àqueles que se dedicaram para que o programa surgisse e se consolidasse.

Aos colegas de trabalho na UNIOESTE, pelo apoio e solidariedade. Agradeço em especial, aos colegas e professores do programa, pela amizade, convívio e aprendizado.

Aos técnicos Edison Barbosa da Cunha e Assis Roberto Escher, pelo apoio no laboratório e pela força incondicional no campo. Agradeço também àqueles que desde a madrugada até a noite se dedicam ao bom funcionamento institucional.

Aos acadêmicos Bruno, Edgar, Fábio, Hilton, Jeferson, João, Márcio, Matheus, Tábata, dentre outros tantos, pelo exemplo na vontade de aprender e pela ajuda operacional.

À Fundação Araucária pelo financiamento.

Por fim, agradeço àqueles que não me ajudaram, pois me deram oportunidade de mostrar o quanto sou capaz.

IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO VERDADEIRO

RESUMO

A região oeste paranaense vivencia um momento econômico em que, no meio rural, há necessidade de intensificar a produção animal. Nas cidades, consolida-se o processo de urbanização, com possíveis impactos sobre os recursos hídricos, notadamente a produção de sedimentos e o processo de eutrofização dos rios. Com intuito de contribuir com o desenvolvimento sustentável da região, o presente estudo objetivou avaliar o impacto de ações antrópicas na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro. No período compreendido entre julho de 2011 e junho de 2013, foram realizadas 52 campanhas de monitoramento com periodicidade quinzenal. Foram coletadas amostras de água em nove locais estratégicos da bacia hidrográfica e um local de controle. Os locais de coleta foram definidos considerando a possibilidade de ocorrência de diferenciação nos impactos de cada atividade desenvolvida ao longo da bacia hidrográfica. Foram realizadas: a) medições de vazão, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura e turbidez e análises de concentrações de clorofila-a, fósforo solúvel, fósforo total, carbono orgânico e nitrogênio total; b) estimativa de produção e descarga de sedimentos em suspensão usando como referência os estudos de Tomazoni et al. (2005) e Guimarães (2010); c) identificação de conformidades para enquadramento de rios na classe II da Resolução 357/05 – CONAMA; e, e) avaliação do índice de estado trófico – IET. Os resultados permitiram verificar que as descargas estimadas de sedimentos foram de 171.093 e 230.281 t ano⁻¹, respectivamente de acordo com as referências utilizadas, com baixas descargas nas sub-bacias de cabeceiras e moderadas e altas descargas para as sub-bacias intermediárias e finais. Foram identificadas não conformidades para enquadramento em classe II para turbidez e fósforo para os nove locais pesquisados. O grau de trofia foi considerado mesotrófico em seis locais, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico em um local para cada classificação. Conclui-se que poucos eventos de cheia contribuem com a maior parte da descarga de sedimentos, que a concentração de fósforo total acima dos valores desejáveis, originário de atividades urbanas, é o principal impacto à qualidade da água e que a turbidez e a condutividade elétrica são parâmetros úteis à predição de fósforo em ambientes aquáticos.

Palavras-chave: poluição hídrica, eutrofização, índice de estado trófico.

ANTHROPIC IMPACTS ON WATER QUALITY IN BASIN OF SÃO FRANCISCO VERDADEIRO RIVER

ABSTRACT

The western Paraná region has experienced an economic moment in which, in rural areas, there is some need to intensify livestock production. In cities, the process of urbanization is reinforced, with possible impacts on water resources, mainly sediments load and the process of rivers eutrophication. In order to contribute to the sustainable development of the region, the present study aimed at evaluating the anthropic impacts on water quality in the Basin of São Francisco Verdadeiro River. Thus, from July 2011 to June 2013, 52 monitoring campaigns have been carried out in every two weeks. Water samples were collected in nine (9) strategic locations of the watershed and a local control. The sites collections were defined considering the possibility of distinguishing the impacts of each activity developed along the watershed. Water samples were collected in 9 strategic locations throughout the watershed and a control area. The areas were defined according to the possibility of differentiating the impacts on each activity developed along the basin: a) flow measurements, dissolved oxygen, pH, conductivity, temperature, turbidity and analyses of concentrations of chlorophyll-a, orthophosphate, total phosphorus, organic carbon and total nitrogen; b) estimated yield and load suspension sediments using as reference Tomazoni et al. (2005) and Guimarães (2010) studies; c) unconformities identification to classify the rivers in Class II according to Resolution 357/05 – CONAMA; and e) Trophic state index - TSI evaluation. The results showed that the estimated sediment discharges were 171,093 and 230,281 t year⁻¹, respectively in accordance with the references used, with low discharges in the headwater sub-basins and moderate and high discharges for the intermediate and final sub-basins. Unconformities were identified to classify in Class II for turbidity and phosphorus for the 9 surveyed areas. The trophic degree was considered mesotrophic in 6 areas; eutrophic, supereutrophic and hypereutrophic, in an area for each classification. At last, it can be concluded that few high discharge events have most contributed with the sediment discharge, that total phosphorus concentration is over the desirable originating values from urban activities, this is the greatest impact on water quality and that turbidity and electrical conductivity are useful parameters to predict phosphorus in hydric environments.

Keywords: water pollution, eutrophication, trophic state index.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xi
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo Geral.....	15
2.2 Objetivos Específicos.....	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1 Parâmetros Físico-químicos de Qualidade da Água.....	16
3.2 Uso e Ocupação do Solo e Impacto na Qualidade da Água.....	19
3.3 Descarga de Sedimentos Suspensos e Efeitos em Corpos Hídricos.....	20
3.4 Poluição Hídrica e Eutrofização.....	22
3.5 Planejamento do Uso e Ocupação do Solo.....	25
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
4.1 Caracterização da Área de Estudo.....	27
4.2 Coleta e Preservação de Amostras.....	30
4.3 Determinação da Vazão.....	31
4.4 Parâmetros Avaliados.....	32
4.5 Estimativa de Concentração Sólidos Suspensos e Descarga de Sedimentos Suspensos.....	33
4.6 Limites e Parâmetros para Enquadramento na Classe II – Resolução 357/05 – CONAMA.....	34
4.7 Índice de Estado Trófico – IET.....	34
4.8 Tratamento Estatístico.....	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
5.1 Parâmetros Avaliados.....	37
5.1.1 Vazão.....	37
5.1.2 Oxigênio Dissolvido e pH.....	40

5.1.3 Condutividade Elétrica.....	41
5.1.4 Temperatura da Água.....	42
5.1.5 Turbidez.....	43
5.1.6 Clorofila-a.....	45
5.1.7 Fósforo Solúvel e Fósforo Total.....	46
5.1.8 Carbono Orgânico e Nitrogênio Total.....	48
5.2 Produção e Descarga de Sedimentos Suspensos.....	50
5.3 Enquadramento na Classe II – Resolução 357/05 – CONAMA.....	54
5.4 Índice de Estado Trófico – IET.....	59
5.5 Discussão Transversal.....	61
6 CONCLUSÕES.....	65
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
REFERÊNCIAS.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Localização e caracterização do local de controle e dos nove pontos de coleta no Rio São Francisco Verdadeiro e seus tributários.....	29
Tabela 2	Limites para enquadramento de um corpo d'água classe II – Resolução 357/05 – CONAMA.....	34
Tabela 3	Classificação do Estado Trófico para rios segundo índice de Carlson modificado.....	35
Tabela 4	Valores médios encontrados para os parâmetros pesquisados no local de controle e nos nove locais de coleta.....	37
Tabela 5	Número de medições, cotas mínimas e máximas observadas durante as medições de vazão e coletas de amostra, equações das curvas chaves e coeficiente de determinação para cada um dos nove locais de coleta.....	38
Tabela 6	Vazão média do local de controle e dos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	38
Tabela 7	Correlações encontradas entre vazão e parâmetros pesquisados.....	39
Tabela 8	Correlações encontradas entre oxigênio dissolvido e parâmetros pesquisados.....	41
Tabela 9	Correlações encontradas entre condutividade elétrica e parâmetros pesquisados.....	42
Tabela 10	Correlações encontradas entre turbidez e parâmetros pesquisados.....	44
Tabela 11	Correlações encontradas entre clorofila-a e parâmetros pesquisados.....	46
Tabela 12	Correlações encontradas entre fósforo solúvel e parâmetros pesquisados..	47
Tabela 13	Correlações encontradas entre fósforo total e parâmetros pesquisados.....	48
Tabela 14	Correlações encontradas entre relação N:P e parâmetros pesquisados.....	50
Tabela 15	Médias de vazão, turbidez e área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro.....	50
Tabela 16	Vazão, turbidez e estimativa da descarga de sedimentos suspensos para os rios São Francisco Verdadeiro (S08) e Marrecos (S09) - julho de 2011 e junho de 2013.....	51
Tabela 17	Descarga específica de sedimentos suspensos (Qss) estimada com as equações 3 e 4, em $t\text{ ano}^{-1}\text{ km}^{-2}$, para as sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro.....	51
Tabela 18	Coeficiente de variação para vazão e turbidez para as sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro.....	54
Tabela 19	Não conformidades para enquadramento do local de controle e dos nove locais pesquisados na classe II da Resolução 357/05 – CONAMA, em percentuais.....	54
Tabela 20	Índices de estado trófico e classificação do estado de trofia para o local de controle e nove locais de coleta.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização da bacia hidrográfica, perímetros urbanos, local de controle e locais de coleta no rio São Francisco Verdadeiro e seus tributários.....	27
Figura 2	Bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro: Uso e ocupação do solo (a), declividade (b) e divisão em sub-bacias e respectivas declividades médias (c).....	28
Figura 3	Diagrama esquemático do local de controle e locais de coleta na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro e respectivas influências.....	29
Figura 4	Régua linimétrica em ponto com acesso de barco (a) e com acesso sem barco (b).....	30
Figura 5	Amostrador (a), amostragem com uso de barco (b) e amostragem sem uso de barco (c).....	30
Figura 6	Esquema de box-plot utilizado para apresentação de resultados da pesquisa.....	36
Figura 7	Box-plot de vazões no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	39
Figura 8	Box-plot de concentrações de oxigênio dissolvido (a) e pH (b) no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.	40
Figura 9	Box-plot de valores de condutividade elétrica no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	41
Figura 10	Box-plot de temperaturas da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	43
Figura 11	Evolução no tempo das temperaturas da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	43
Figura 12	Box-plot de valores de turbidez da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	44
Figura 13	Box-plot de concentrações de clorofila-a da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	45
Figura 14	Box-plot de concentrações de fósforo solúvel (a) e fósforo total (b) da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	46
Figura 15	Box-plot de concentrações de carbono orgânico (a) e nitrogênio total (b) da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.....	48
Figura 16	Relação N:P em percentual por local pesquisado.....	49
Figura 17	Estimativas de descarga de sedimentos suspensos de acordo com as equações 3 e 4 - em percentual - por coleta, para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h), S09 (i) e bacia total (j).....	53
Figura 18	Curvas de permanência de vazão e respectivas turbidez registradas para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).....	55
Figura 19	Curvas de permanência de vazão e respectivas concentrações de fósforo total registradas para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).....	57

Figura 20	Comparativos temporais para vazão, turbidez e fósforo total, normalizados para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).....	58
Figura 21	Comparativos entre os resultados de fósforo total apurados e previstos de acordo com as equações propostas, para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).....	62

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas são desenvolvidas a partir dos recursos naturais e exercem influência sobre esses recursos, pois modificam o meio ambiente e têm suas atividades influenciadas por tais modificações, a ponto de, em alguns casos, inviabilizar a permanência humana em determinados locais.

A ocupação, o uso do solo pelas atividades agropecuárias e o processo de urbanização alteram os processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas naturais com impacto direto na qualidade da água (BITTENCOURT e GOBBI, 2006; MOURA, BOAVENTURA e PINELLI, 2010). A poluição hídrica é uma das modificações imediatas decorrentes deste processo de uso e ocupação do solo, pois altera as propriedades físico-químicas de corpos hídricos.

Os parâmetros físicos de um corpo hídrico são caracterizados principalmente pela presença de sólidos suspensos oriundos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, geralmente pela movimentação das camadas do solo. Esta movimentação nas áreas urbana e rural é caracterizada pelos métodos utilizados em edificações e plantio de culturas, respectivamente. De modo geral, regiões em que a agricultura é bastante intensa podem provocar altos índices de sedimentação no leito dos corpos hídricos (SCHAEFER et al., 2002), com assoreamento de lagos e reservatórios. O lodo que se forma a partir do material em suspensão que sedimenta em ambientes lênticos pode ainda provocar poluição atmosférica devido à emissão de metano pelo processo de pantanização (FIGUEIREDO et al., 2007; CUNHA, BOTTINO e CALIJURI, 2010).

Os parâmetros químicos do corpo hídrico são modificados devido ao aporte de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que induzem em rios e lagos o processo de eutrofização, e consequente inadequação do uso para o consumo doméstico, industrial, pecuário e da agricultura. Se por um lado, tanto a agricultura como a pecuária dependem largamente da utilização de nitrogênio e fósforo para nutrição de plantas e animais, por outro lado, a sua presença em níveis elevados nos corpos hídricos desequilibra o ambiente e leva à inevitável perda da qualidade da água, portanto, limita seu uso. Presente em todos os continentes, a eutrofização de rios e lagos agrava-se em regiões tropicais, as quais oferecem condições mais favoráveis ao desenvolvimento de algas e macrófitas. Além de fatores naturais, a introdução de elementos oriundos de uso e ocupação do solo na respectiva bacia hidrográfica potencializa o processo de eutrofização. A situação se agrava com a diminuição da capacidade de autodepuração dos rios que têm sua velocidade de escoamento diminuída e consequentemente menor teor de oxigênio, fato este decorrente da construção de hidrelétricas, que suprem a demanda crescente de energia elétrica do país, atraídas exatamente pela forte declividade dos rios (TERNUS et al., 2011).

A região oeste do Estado do Paraná vivencia este problema, pois, a partir da

formação do lago da hidrelétrica de Itaipu no início da década de 80, surgiram os primeiros sinais de desequilíbrio, constatados em pontos isolados devido ao processo de sedimentação e eutrofização, os quais impactam a vida útil do reservatório da hidrelétrica e a qualidade da água. O clima e a fertilidade natural do solo da região possibilitam a exploração de três cultivos anuais e impulsionam a economia local. Entretanto, as características do solo, as condições climáticas e a agricultura intensiva também trazem suas consequências nos corpos hídricos regionais, tanto no aporte de sedimentos quanto no aporte de nitrogênio e fósforo. Estudos realizados na região por Angst (2008), Lost (2008) e Baltokoski et al. (2010) indicam aumento desses nutrientes em eventos de alta pluviosidade, ocorridos em épocas de plantio de milho e soja, respectivamente.

Nesta região, também destacam-se as criações de aves e suínos, agricultura e atividades urbano-industriais ao longo dos vários afluentes contribuintes diretos responsáveis pelo aporte de nitrogênio e fósforo, além de outros elementos químicos (SILVA et al., 2009). Entretanto, os sintomas de eutrofização são mais facilmente detectáveis apenas na foz desses contribuintes ao longo do reservatório da hidrelétrica de Itaipu, onde desperta preocupação há pelo menos três décadas. Com exceção das atividades urbano-industriais, as demais citadas anteriormente induzem a um tipo de poluição que torna o processo ainda mais complexo, denominada de poluição difusa. Assim, é praticamente impossível de se atribuir a uma fonte ou prática isolada, posto que a poluição difusa resulta de um conjunto de fatores ou da interação entre eles e pode haver um lapso de tempo entre a sua ocorrência e a identificação de seus efeitos.

A caracterização deste processo ocorre mediante monitoramento da qualidade da água e é um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos (GUEDES et al., 2012). Interferem neste monitoramento as grandes extensões e velocidades de escoamento dos rios que dificultam a boa detecção do problema.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os impactos antrópicos na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro.

2.2 Objetivos Específicos

- Realizar monitoramento espaço-temporal de parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica;
- identificar impactos de diferentes ações antrópicas na concentração e descarga de sedimentos suspensos;
- identificar impactos de diferentes ações antrópicas no processo de eutrofização.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Uma das principais preocupações atuais no planeta é com a preservação da qualidade da água para consumo humano. Haja vista ser um elemento essencial para manutenção da vida, existe em abundância no planeta, porém, estima-se que menos que 0,3% do total está disponível para exploração e uso pelo homem. A falta de qualidade da água, em especial a eutrofização, causa impacto ambiental e pode comprometer seu uso. Em casos extremos, a inadequação da água gera problemas econômicos e sociais (WANG e WANG, 2009).

3.1 Parâmetros Físico-químicos de Qualidade da Água

A água por suas características químicas é considerada um solvente universal e pode modificar sua qualidade em função de interações ambientais naturais ou antrópicas. A qualidade da água é dinâmica no tempo e no espaço (CARMO, BEVILACQUA e BASTOS, 2008).

Alterações nos parâmetros de qualidade da água podem causar danos à saúde humana e afetar a fauna e flora aquática. A qualidade da água é avaliada pela análise de alguns parâmetros de características físicas, químicas e biológicas (SILVA et al., 2008). De acordo com CETESB (2007), com a Resolução 357/05 - CONAMA e Esteves (2011), dentre os principais parâmetros físico-químicos normatizados estão temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, nitrogênio e fósforo. A escolha dos parâmetros a serem utilizados pode variar dependendo do propósito do uso da água (MARQUES et al., 2007).

A temperatura influencia outros parâmetros físico-químicos da água, tais como a tensão superficial e a viscosidade que afetam as concentrações de gases. Os organismos aquáticos também são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, e assim, há impactos sobre o crescimento e a reprodução dos mesmos. Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. Embora não haja limites mínimo e máximo para temperatura da água, o lançamento de efluentes com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos d'água (APHA, 1998). A Resolução 430/11 – CONAMA especifica que para lançamento de efluentes, a temperatura deve ser inferior a 40 °C e a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura.

O pH indica condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade da água. Influencia os ecossistemas aquáticos naturais devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Alterações nos valores de pH também podem aumentar a disponibilidade de elementos químicos que podem ser tóxicos para os organismos aquáticos, tais como metais pesados e

nitrogênio amoniacal. A Resolução 357/05 – CONAMA especifica como padrão para qualidade da água doce a faixa entre 6 e 9.

A turbidez é uma expressão da propriedade ótica que faz com que a luz seja dispersa e absorvida ao invés de transmitida em linhas retas através da água. É causada por matéria em suspensão, como silte, argila, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, compostos orgânicos coloridos solúveis, algas e outros organismos microscópicos. A turbidez no corpo hídrico pode ser considerada um dos principais determinantes da condição e da produtividade do sistema (APHA, 1998). A principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, quando na época das chuvas as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. Lançamentos de esgotos domésticos e industriais também são fontes importantes que causam elevação da turbidez das águas. A turbidez elevada da água restringe o consumo humano, o uso industrial, as atividades de recreação e, principalmente, impede a penetração dos raios solares. Logo, prejudica a fotossíntese, afeta o crescimento e a preservação dos organismos aquáticos. A Resolução 357/05 – CONAMA especifica o limite máximo de turbidez em 40 NTUs para rios de classe I e 100 NTUs para rios de classe II e III.

A condutividade elétrica é uma medida da capacidade de uma solução aquosa transportar uma corrente elétrica. Esta capacidade depende da presença de íons, da sua concentração total, da mobilidade, da valência e da temperatura de medição. A maioria das soluções de compostos inorgânicos são bons condutores. A condutividade pode ser útil para avaliar variações na concentração de minerais dissolvidos em água bruta ou em águas residuárias. Representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2007).

Variações sazonais pequenas encontradas em águas de reservatórios contrastam fortemente com as flutuações diárias em algumas águas de rios poluídos. Ainda, podem-se estimar os sólidos totais dissolvidos em uma amostra ao se multiplicar a condutividade por um fator empírico. Este fator pode variar entre 0,55 e 0,9, dependendo dos componentes solúveis da água e da temperatura de medição (APHA, 1998). Nos casos em que o fator real não é conhecido, usa-se comumente 0,67 como uma aproximação. Para equipamentos que medem sólidos totais dissolvidos (TDS) e condutividade elétrica com o mesmo mecanismo sensor, o fator de conversão será: $\text{TDS (mg L}^{-1}\text{)} = \text{condutividade (}\mu\text{S cm}^{-1}\text{)} \times 0,67$. Em razão da rapidez e da facilidade da determinação, a condutividade elétrica é largamente utilizada quando se quer expressar a concentração total de sais solúveis na água de irrigação e no solo. Sampaio et al. (2007) estudaram a relação existente entre condutividade elétrica e concentração de sólidos em águas residuárias e concluíram que, em alguns casos, pode-se obter uma estimativa com boa confiabilidade.

O oxigênio dissolvido é fundamental à sobrevivência dos organismos aeróbios no ambiente aquático. É introduzido na água através de processo físico, que varia ao longo do

rio, devido às alterações em suas características ambientais, em consequência das condições climáticas e pela atividade fotossintética de algas e outros vegetais aquáticos.

Águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, pois o mesmo é consumido pelos microrganismos no processo de decomposição da matéria orgânica. Águas limpas apresentam concentrações mais elevadas de oxigênio dissolvido, geralmente superiores a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, exceto se houver condições naturais que causem baixos valores deste parâmetro. Águas enriquecidas com nutrientes podem apresentar concentrações de oxigênio superiores a $10,0 \text{ mg L}^{-1}$. A supersaturação ocorre durante o dia, principalmente em lagos e represas com excessivo crescimento de algas. Durante a noite não ocorre fotossíntese e a respiração dos organismos faz com que as concentrações de oxigênio diminuam bastante, podendo causar mortandades de peixes (APHA, 1998; ESTEVES, 2011). A Resolução 357/05 – CONAMA especifica limite mínimo de oxigênio dissolvido para qualquer amostra em $6,0$, $5,0$, $4,0$ e $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente para rios de classes I, II, III e IV.

Sólidos são os materiais em suspensão ou dissolvidos em água ou em água residuária e as afetam diretamente de várias formas. Água com alto teor de sólidos dissolvidos geralmente é de palatabilidade inferior e pode causar corrosão e incrustação em superfícies metálicas, por isso não é adequada para muitas aplicações industriais. Água com elevada concentração de sólidos em suspensão é esteticamente prejudicial à harmonia paisagística, pouco atrativa para recreação (APHA, 1998) e, devido ao aumento da turbidez, reduz a passagem de luz solar, além de afetar organismos bentônicos e desequilibrar as cadeias tróficas (ESTEVES, 2011). Quando sedimentam, os materiais formam bancos de lodo nos quais a digestão anaeróbia leva à formação de gases metano e carbônico, além de nitrogênio gasoso e do gás sulfídrico, que é malcheiroso (MARQUES et al., 2007).

O nitrogênio pode ocorrer nos corpos d'água e em águas residuárias nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato (APHA, 1998) e é indispensável para o crescimento de vegetais e organismos vivos. O nitrogênio nos corpos d'água pode ser de esgotos domésticos, efluentes industriais, do escoamento da água das chuvas em solos agrícolas ou com criações de animais e da drenagem de áreas urbanas. Também ocorre a fixação biológica do nitrogênio atmosférico por algas e bactérias ou a deposição atmosférica pelas águas das chuvas. Nitrato em altas concentrações é tóxico aos seres humanos e o nitrogênio amoniacal em altas concentrações causa morte de peixes (CETESB, 2007). A Resolução 357/05 – CONAMA especifica os limites máximos de $1,0$ e $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ para nitrogênio na forma de nitrito e nitrato, respectivamente, sem distinção para rios de classes I, II e III. Especifica também limites máximos para nitrogênio na forma amoniacal que variam de $0,5$ a $3,7$ para rios de classes I e II e de $1,0$ a $13,3 \text{ mg L}^{-1}$ para rios de classe III, dependendo do pH da água.

O fósforo, da mesma forma que o nitrogênio, é um importante nutriente para os

processos biológicos e geralmente é o nutriente que limita a produtividade primária de um corpo d'água. O fósforo presente em rios pode ter origem natural (rochas fosfatadas) ou antrópica da descarga de esgotos sanitários, de efluentes industriais, do escoamento superficial de áreas agrícolas ou com criações animais e da drenagem urbana. O fósforo não tem efeito tóxico, porém, potencializa o processo de eutrofização (APHA, 1998; QUEVEDO e PAGANINI, 2011). A Resolução 357/05 – CONAMA especifica os limites máximos de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para rios de classes I, II e $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ para rios de classe III.

3.2 Uso e Ocupação do Solo e Impacto na Qualidade da Água

A qualidade da água de mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada à geologia, ao uso do solo na bacia e ao grau de controle sobre as fontes de poluição. As alterações na qualidade da água estão diretamente relacionadas às alterações que ocorrem na bacia hidrográfica, na vegetação e no solo (TUCCI, 2002, LIU, ZHANG e LIU, 2011).

Em áreas ocupadas por matas e florestas, a maior parte dos nutrientes é retida dentro de um ciclo quase fechado. Mesmo em condições naturais e de ausência de interferência humana, os corpos hídricos tendem a reter sólidos que se sedimentam, constituindo uma camada de lodo no fundo. Com os fenômenos de decomposição do material sedimentado, há aumento do nível de nutrientes na massa líquida (VON SPERLING, 2005). As fontes naturais de fósforo são importantes onde não há pressão antrópica e são originárias do desgaste natural do solo, da vegetação ribeirinha, de organismos em decomposição e da erosão das margens dos corpos d'água (WITHERS e JARVIE, 2008). A deterioração da qualidade da água por fatores naturais é menor do que pela pressão antrópica (ALVES et al., 2012).

Em áreas ocupadas com agricultura e pastagem ocorrem duas modificações. A diminuição da capacidade de infiltração do solo e a utilização de adubação rica em nitrogênio e fósforo, que pode ser de origem mineral ou animal. Naturalmente, há aumento no carregamento de partículas do solo para os corpos d'água, agravado pelo enriquecimento com nutrientes. O aporte de nutrientes apresenta grande variabilidade e é influenciado por características do solo, tipo de cultura, práticas adotadas no preparo e conservação do solo, tipo de fertilização e condições climáticas (CARVALHO, SCHLITTLER e TORNISIELO, 2000; TONG e CHEN, 2002; WITHERS e JARVIE, 2008). Minella et al. (2007) estudaram a produção de sedimentos em duas pequenas bacias hidrográficas de cabeceiras ocupadas por agricultura e ressaltam a importância da alocação das estradas, as quais contribuíram com mais de um terço da produção de sedimentos na área estudada, apesar da pequena área ocupada em relação à superfície total, as quais atuam como caminho preferencial dos sedimentos oriundos das lavouras até o sistema aquático.

A produção concentrada de animais gera grande volume de dejetos que, em quantidade e com manejo adequado, podem ser utilizados como fertilizante para a agricultura a fim de se reduzir o custo de produção. Porém, o dejetos suíno, com baixa concentração de matéria seca, tem seu manejo dificultado e, se aplicado inadequadamente ou em quantidade superior àquela suportada pelo ambiente, atingirá os corpos hídricos, pois carrega consigo carga orgânica rica em nutrientes (KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009; DOBLINSKI et al., 2010).

Em áreas urbanizadas, há aumento da impermeabilização e consequente escoamento de águas pluviais que carregam grande volume de sedimento e lixo. Mas, os esgotos domésticos com grande carga orgânica, sabões e detergentes de uso pessoal e doméstico são os maiores causadores de impacto na água, seja pelo lançamento direto ou após tratamento. Outra fonte potencial de poluição de origem urbana são os efluentes industriais que podem se apresentar sob diversas tipologias e com concentrações que podem variar em um mesmo tipo de material. As principais fontes de nutrientes em corpos d'água estão geralmente associadas à drenagem pluvial urbana e, principalmente, ao lançamento de esgoto (VON SPERLING et al., 2009; TERNUS et al., 2011).

Mucelin e Bellini (2008) afirmam que a criação das cidades e a crescente ampliação das áreas urbanas têm contribuído para o crescimento de impactos ambientais negativos. O processo de urbanização do Brasil, que se intensificou a partir da metade da década de 70, segundo IBGE (2012), já ultrapassa 84% e segue uma tendência mundial de aumento, com geração de volume de lixo, esgoto doméstico e industrial cada vez maior. Ternus et al. (2011) estudaram uma região com intensa atividade agropecuária e a maior concentração de criação de suínos do Brasil e verificaram que os rios mais alterados em suas características originais são aqueles que recebem influência da área urbana com lançamento de esgoto e efluente industrial.

3.3 Descarga de Sedimentos Suspensos e Efeitos em Corpos Hídricos

Uma das consequências da ação antrópica sobre o meio ambiente é o aumento da erosão hídrica, decorrente da remoção da vegetação natural da superfície do solo. A erosão hídrica desagrega partículas de solo, as quais são carregadas para os rios onde se depositam, ou então, são arrastadas em suspensão pela corrente para longe de seu local de origem. Segundo Pruski, Rodrigues e Silva (2001), a cobertura e os tipos de uso do solo, além de seus efeitos sobre as condições de infiltração da água no solo, exercem importante influência na interceptação da água advinda da chuva. Quanto maior a porcentagem de cobertura vegetal, a rugosidade da superfície do solo e a evapotranspiração da cultura, maiores serão as taxas de infiltração de água no solo quando ocorrer uma chuva e, consequentemente, menores serão as perdas por escoamento superficial.

De acordo com Poletto, Merten e Minella (2009), o processo de desagregação do solo e transferência de sedimentos na bacia hidrográfica depende de fatores como distribuição anual de chuvas, uso e manejo do solo, condições geomorfológicas do terreno e umidade anterior. O transporte de sedimentos ao longo dos rios varia principalmente com a descarga e, conseqüentemente, com o tempo, cria a necessidade de que se monitorem as concentrações nos fluxos de água de forma contínua para caracterizar o transporte por longos períodos. De acordo com Singh et al. (2008) e Garcia e Gonçalves (2011), a produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica é a saída de um processo de erosão e é difícil de se calcular, porque é o resultado de uma interação complexa entre vários processos hidrogeológicos.

A quantificação de sedimentos presentes na água é o passo inicial para a prevenção e controle de problemas causados pela deposição de sedimentos (CHELLA et al., 2005). Uma técnica para quantificar tais sedimentos é a determinação da descarga sólida, que é caracterizada, pela estimativa da concentração de sedimentos em suspensão e pela descarga de água do rio, que passam por uma seção transversal por unidade de tempo (SILVA, LIMA e CARVALHO, 2006; LIMA e SILVA, 2007). Para a maioria dos cursos de água, a fração suspensa representa mais de 90% da carga total de sedimentos (CARVALHO et al., 2000). Muitos estudos também relatam que a maioria dos sedimentos em suspensão são transportados durante os eventos de chuva, em períodos de alta descarga, assim, dificulta a coleta ou amostragem manual, portanto, torna o processo demorado e arriscado (POLETO, MERTEN E MINELLA, 2009).

A produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, além do problema acarretado aos recursos hídricos, pode ser um indicativo da degradação dos recursos naturais, econômicos e sociais, pois é decorrente de processo erosivo que implica em empobrecimento do solo agrícola, degradação de estradas ou áreas urbanas, diminuição da quantidade de água disponível, assoreamento de lagos e reservatórios e mudanças na morfologia dos rios (SINGH et al., 2008; GARCIA e GONÇALVES, 2011). A erosão do solo e os conseqüentes impactos na produtividade agrícola, na qualidade da água e no assoreamento de cursos e reservatórios d'água são preocupações evidenciadas em todo o planeta (PRUSKI, RODRIGUES e SILVA, 2001).

O impacto sobre a biota local e o fato de os sedimentos serem considerados porta de entrada de contaminantes no sistema aquático fazem parte dos problemas causados diretamente pela presença de sedimentos em suspensão na água (BAKKE et al., 2010). Os sedimentos encontrados em ambientes aquáticos são não só um dos principais poluentes da água, mas também atuam como catalisadores, transportadores e agentes de fixação de outros agentes poluentes. Além disso, produtos químicos e resíduos são assimilados sobre e dentro das partículas de sedimento (POLETO, CARVALHO e LIMA, 2004).

A construção de barragens gera redução da velocidade da água, diminui sua energia

e capacidade de transporte e provoca a deposição gradual dos sedimentos. Isso ocasiona assoreamento, diminui gradativamente a capacidade de armazenamento de reservatórios e, em alguns casos, inviabiliza a operação dos empreendimentos. Os sedimentos que alcançam a barragem e passam pelo vertedouro e condutos provocam abrasões nas estruturas, comportas, tubulações, turbinas e outras peças (CARVALHO et al., 2000). O decréscimo da velocidade da água resulta na redução da disponibilidade hídrica (VANZELA, HERNANDES e CAMPOS, 2010).

O processo de sedimentação em sistemas aquáticos, muitas vezes, é definido como problema para a gestão dos recursos hídricos, devido a sua inconveniente presença em determinados locais. Os depósitos nas regiões dos remansos e áreas dos deltas prejudicam a navegação (CARVALHO et al., 2000). Depósitos finos nas margens podem criar condições de crescimento de plantas macrófitas. A baixa profundidade permite que o sistema radicular de plantas tipicamente flutuantes alcance e utilize o grande estoque de nutrientes disponível no sedimento. A ocorrência de plantas marginais e flutuantes em reservatórios está associada ao intenso processo de sedimentação (CAVENAGHI et al., 2005). Ainda, as plantas aquáticas dificultam a armação de redes, consequentemente prejudicam a pesca, servem de local para procriação de insetos vetores de doenças humanas, modificam a aparência da superfície da água e dificultam o acesso das pessoas, pois inviabilizam a recreação (CARVALHO et al., 2000).

A presença de sedimentos em suspensão aumenta a turbidez com consequente redução da atividade fotossintética ao reduzir a produtividade primária do sistema aquático. Alternativamente, a turbidez é cada vez mais utilizada como opção confiável para estimar a concentração de sedimentos em suspensão devido às dificuldades de coleta e, principalmente, quantificação e identificação da dinâmica de sedimentos em cursos de água (PAVANELLI e PAGLIARANI, 2002; GRAY e GARTNER, 2009).

Nos sedimentos dos corpos hídricos está um grande estoque de nutrientes, principalmente fósforo, com concentrações passíveis de liberação para coluna d'água, que ocorrem quando a parte inferior encontra-se com baixa concentração de oxigênio, ou mesmo anaeróbica (ESTEVES, 2011).

3.4 Poluição Hídrica e Eutrofização

O processo de urbanização e a intensificação de atividades agropecuárias levam ao enriquecimento de fósforo generalizado das águas superficiais (WITHERS e JARVIE, 2008). A eutrofização é um dos sintomas mais comuns da degradação da qualidade de água em lagos e ecossistemas aquáticos, caracterizada pela alta concentração de nitrogênio e fósforo e baixa transparência (BITTENCOURT e GOBBI, 2006; LIU, ZHANG e LIU, 2011). A eutrofização das águas é o fenômeno de um ecossistema cada vez mais produtivo,

enriquecido por nutrientes, que estimula a produção primária. Wang e Wang (2009) afirmam que, na China, o problema ameaça a qualidade das águas, com impacto indireto no desenvolvimento econômico e na estabilidade social.

O fósforo é essencial para o crescimento de organismos e pode ser o nutriente que limita a produtividade primária de um corpo d'água. Nos casos em que o fósforo é o nutriente limitante, a descarga de esgoto doméstico e industrial bruto ou tratado e a drenagem de áreas agrícolas podem estimular o crescimento de micro e macrorganismos aquáticos fotossintetizantes em quantidades indevidas (APHA, 1998). O nitrogênio para o processo de eutrofização pode ter origem em fontes poluidoras, mas também pode ser obtido pelos organismos no próprio ambiente. Assim, a manutenção do fósforo dentro de limites aceitáveis produzirá resultado mais efetivo (SHIGAKI, SHARPLEY e PROCHNOW, 2006).

Correa, Melo Filho e Bernardes (2000) afirmam que o nitrogênio em esgotos tem concentrações mais altas do que o fósforo e alertam que o fósforo representa maior risco a longo prazo. A justificativa é a de que a fixação de fósforo por sedimentos minerais e matéria orgânica faz com que ele se acumule nos sistemas aquáticos. A redução de entrada de fósforo muitas vezes não ameniza o estado trófico, dado que pode haver liberação interna a partir dos sedimentos para a água (JIN et al., 2013). Para mitigar a eutrofização, o controle de nutrientes é uma prática fundamental. Tradicionalmente, além do controle de fósforo, o controle do nitrogênio é geralmente considerado necessário.

Apesar dos recursos gastos para a remoção do nitrogênio durante os processos de tratamento de águas residuais, pesquisas na China (WANG et al., 2008) e na América do Norte (SCHINDLER et al., 2008) advertem para a necessidade de mudança da prática tradicional, indicando que não é o nitrogênio, mas o fósforo que deve ser reduzido. Esses resultados são de fundamental importância para a restauração da qualidade da água em ambientes aquáticos (WANG e WANG, 2009).

O índice de estado trófico (IET) avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito está relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. O IET vem se consolidando como indicador do processo de eutrofização em ambientes aquáticos a partir da quantificação de fósforo total e clorofila-a. O resultado correspondente ao IET – fósforo é uma medida do potencial de eutrofização. O resultado correspondente ao IET – clorofila-a é considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente. Assim, o índice médio engloba a causa e o efeito do processo (CETESB, 2007).

A construção de barragens altera o fluxo de nutrientes e sedimentos nos rios e os retêm em seu interior. A construção de barragens em ambientes eutrofizados favorece as florações de algas e diminui a produção pesqueira (JIN et al., 2013). Figueiredo et al. (2007) afirmam que um dos principais problemas relacionados à eutrofização é a proliferação de

cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas e alertam que, essas, quando submetidas a determinadas condições ambientais, podem produzir toxinas que causam a morte de animais e seres humanos. Para Wang e Wang (2009), a proliferação de algas causa deterioração da qualidade da água e mortandade de peixes e está se tornando um problema ambiental global.

As elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo e a baixa transparência resultam em crescimento excessivo de fitoplâncton e macrófitas (BITTENCOURT e GOBBI, 2006; LIU, ZHANG e LIU, 2011). Além do risco à saúde humana, Zanini et al. (2010) complementam que pode haver redução da quantidade e diversidade de pescados e aumento dos custos para captação e tratamento da água para consumo humano. Embora não percebidos com a mesma intensidade e atribuídos frequentemente aos sedimentos presentes na água, pode haver entupimento de tubulações e canais de irrigação bem como prejuízos à produção de energia em usinas hidrelétricas.

Esteves (2011) alerta que em decorrência do aumento exagerado de nutrientes orgânicos e inorgânicos nos rios, particularmente de fósforo e nitrogênio, há aumento acelerado de bactérias decompositoras que consomem oxigênio, diminuindo a concentração do mesmo na água. Isso cria condições para o aparecimento de gases tóxicos e fétidos e torna a água imprópria para uso humano ou animal. Reservatórios e lagos são importantes emissores de metano e outros gases de efeito estufa para a atmosfera (BASTVIKEN et al., 2010; DELSONTRO et al., 2011; VALENCIA et al., 2014). Os lagos de água doce do México emitem aproximadamente 20% do metano e são responsáveis por pelo menos 4,4% das emissões de gases de efeito estufa naquele país (VALENCIA et al., 2014). Bastviken et al. (2010) concluíram que há maiores emissões de metano durante o dia em lagos com presença de plantas aquáticas. Delsontro et al. (2011) identificaram maiores emissões de metano em deltas de rios do que em regiões do lago com menor influência das entradas de água. Valencia et al. (2014) constataram forte correlação entre as quantidades emitidas de metano e o índice de estado trófico de seis lagos mexicanos com diferentes graus de impacto antropogênico.

Uma vez atingido o estado extremo da eutrofização, a reversão do processo é possível somente após muitos investimentos financeiros, algo que não se obtém facilmente, o que dificulta o trabalho de manutenção do ecossistema. Jeppesen et al. (2007) afirmam que são muitos os fatores que influenciam a regeneração da qualidade da água após a redução da carga de poluentes. Há registros de que o equilíbrio interno do fósforo é alcançado somente após 10 ou 15 anos, todavia, o equilíbrio de nitrogênio é alcançado a partir de 5 anos. Isto significa que, uma vez alcançadas as condições de eutrofização da água, faz-se necessária a intervenção que vai além da suspensão do lançamento de nutrientes. As medidas preventivas exigem atuação ao longo da bacia hidrográfica e envolvem controle do esgoto doméstico e industrial, da drenagem pluvial e do uso do solo,

sobretudo na agricultura e criação de animais (VON SPERLING et al., 2009).

Segundo Heathwaite, Sharpley e Gburek (2000), estratégias distintas para controle do nitrogênio e fósforo foram desenvolvidas e implementadas em bacias hidrográficas com resultado satisfatório, no entanto, sua aplicação não pode ser generalizada, pois a solução depende de uma série de fatores que interagem entre si, o que pode levar a resultados totalmente diversos. Devido à diversidade biológica, química e da dinâmica do fósforo e nitrogênio no solo, uma abordagem integrada da gestão de nutrientes é necessária, com direcionamento de esforços para as áreas críticas de uma bacia hidrográfica. Aquelas áreas que contribuem mais com aporte de nutrientes aos corpos hídricos devem ter um manejo diferenciado para que se obtenham melhores resultados.

Gaddis e Alexey (2010) estudaram a dinâmica do fósforo em uma bacia hidrográfica norte-americana e relatam que a maioria da carga anual da área estudada teve origem em duas sub-bacias com predominância de solos argilosos. Assim, com uma intervenção direcionada seria possível a aplicação de práticas mais eficientes para a solução do problema específico sem penalizar os demais integrantes da bacia. O estudo das características de uma bacia hidrográfica bem como o uso e ocupação do solo são fatores importantes para a avaliação da degradação dos ambientes aquáticos (POLETO, CARVALHO e LIMA, 2004; POLETO e MERTEN, 2008; LUCAS, FOLEGATTI e DUARTE, 2010).

3.5 Planejamento do Uso e Ocupação do Solo

A manutenção da qualidade ambiental está ligada à capacidade da natureza para regenerar um recurso naturalmente ou então à capacidade para a absorção de resíduos, caso sejam não renováveis. Folke et al. (1998) afirmam que haverá prejuízo ao ambiente toda vez que a taxa máxima de consumo de recursos e lançamento de efluentes que pode ser sustentada indefinidamente sem afetar a integridade funcional e a produtividade dos ecossistemas for ultrapassada. Para dar suporte à gestão de recursos hídricos no Brasil, a Resolução 430/11 – CONAMA conceitua em seu artigo 4º como capacidade de suporte do corpo receptor, o valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água nem seus usos determinados pela classe de enquadramento.

Duarte et al. (2003) apresentam uma vertente mais aplicada ao agronegócio do conceito de capacidade de suporte produtiva, que prevê a consideração da questão ambiental como limitante à produção máxima de determinado organismo de que dado ambiente pode sustentar, a fim de evitar que sejam gerados impactos ambientais, especialmente, quanto à deterioração da qualidade da água a partir do desenvolvimento do processo de eutrofização.

Destaque-se que todos os conceitos de capacidade de suporte consideram inicialmente o esgotamento dos recursos disponíveis em dado momento e complementarmente, o processo natural de regeneração. Ao se transportar o conceito de capacidade de suporte para ecossistemas, com o intuito de promover cultivos animais e/ou vegetais, é importante considerar que problemas ambientais estão diretamente relacionados à presença de nitrogênio e fósforo na água.

Quevedo e Paganini (2011) estudaram o impacto das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio e concluíram que o impacto da atividade urbana para o aumento da concentração de fósforo nas águas é bastante elevado, comparativamente à atividade agrícola, com destaque para a magnitude e a contribuição dos detergentes para configuração desse cenário. Duarte et al. (2003) conceituam que, também no agronegócio, há a necessidade de se considerar a questão ambiental como limitante à produção máxima de determinado organismo que um ambiente pode sustentar, a fim de evitar que sejam gerados impactos ambientais, especialmente a deterioração da qualidade da água pelo desenvolvimento do processo de eutrofização.

Em estudo realizado na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro, Doblinski et al. (2010) relataram que o comportamento do escoamento superficial do fósforo, nitrogênio e potássio tem resposta normalmente exponencial com relação à quantidade aplicada. Isso serve para mostrar que dejetos animais aplicados na quantidade correta podem fertilizar o solo, mas a aplicação excessiva, acima da capacidade de suporte, acarretará o carreamento de nutrientes para os cursos d'água.

É consenso que, em regiões agropecuárias, a sustentabilidade ambiental exige diminuição da emissão de nitrogênio e fósforo para os corpos hídricos, a qual pode ser conseguida com a desintensificação das atividades ou com o desenvolvimento e adoção de práticas que maximizem seu aproveitamento. A desintensificação das atividades acarretaria problemas econômicos e sociais à região, ao passo que melhores práticas garantem a viabilidade econômica dessas atividades.

Regiões que dependem economicamente da agropecuária também precisam da continuidade e intensificação das atividades atuais. No entanto, ambientalmente, são necessários o desenvolvimento e a adoção de novas práticas com vistas à diminuição do impacto ambiental. A utilização de dejetos como fertilizantes deve respeitar a capacidade de suporte do solo. A limitação ou direcionamento das atividades em determinado espaço físico deve ser estabelecida com base em limites máximos suportáveis pelo meio ambiente e admissíveis, segundo o ambiente que se deseja (KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009).

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro, localizada no extremo oeste do Estado do Paraná, Sul do Brasil, com acompanhamento sistemático a cada duas semanas entre 06 de julho de 2011 e 19 de junho de 2013 totalizando 52 coletas para cada local pesquisado. O monitoramento foi realizado em nove locais de monitoramento e um local de controle, totalizando, portanto, 520 amostras durante todo o estudo.

4.1 Caracterização da Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro localiza-se no terceiro planalto paranaense, formada no jurássico superior e cretáceo inferior. Apresenta área de drenagem de 2.219,1 km², com vazão média de 46,9 m³ s⁻¹, resultado de precipitação média de 1.800 mm ano⁻¹ e altitude entre 729 e 221 metros. A atividade predominante é a agricultura com 69% de ocupação em relação à área total (CIH, 2009).

A definição dos locais de amostragem (Figura 1) foi realizada a fim de que fossem caracterizadas, separadamente, a predominância das diferentes ações antrópicas existentes e as suas consequências na qualidade da água.

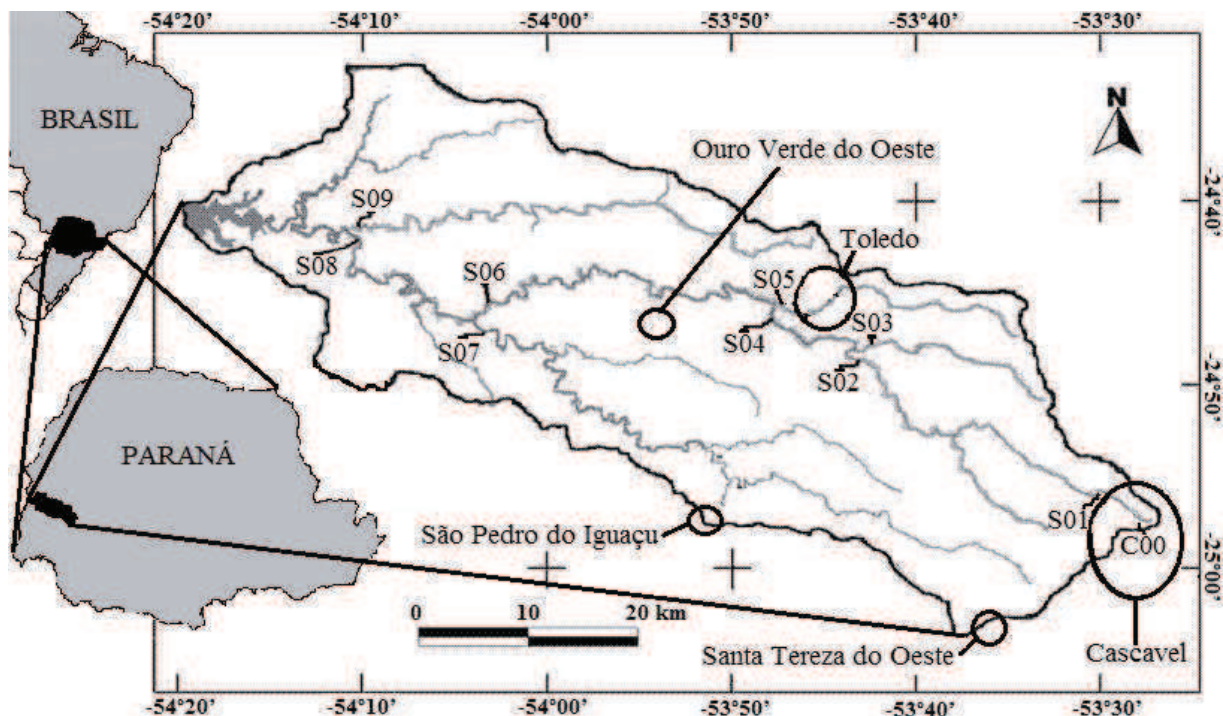


Figura 1 Localização da bacia hidrográfica, perímetros urbanos, local de controle e locais de coleta no rio São Francisco Verdadeiro e seus tributários.

A partir da nascente, localizada na área urbana de Cascavel, até sua foz no

reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu, o rio que dá nome à bacia percorre cerca de 240 km e recebe vários afluentes que atravessam milhares de pequenas propriedades, que cultivam milho e soja, cujos valores econômicos são aumentados por criações intensivas de suínos e aves e pela produção de leite (CIH, 2009).

Estrategicamente, os nove locais de amostragem foram definidos em seções do rio São Francisco Verdadeiro e de seus principais afluentes que dividiram a bacia hidrográfica em nove sub-bacias que possuem uso e ocupação característicos. Tal divisão permitiu que se fizesse um estudo da influência das diferentes ações antrópicas da bacia hidrográfica (Figura 2 e Tabela 1) na qualidade da água.

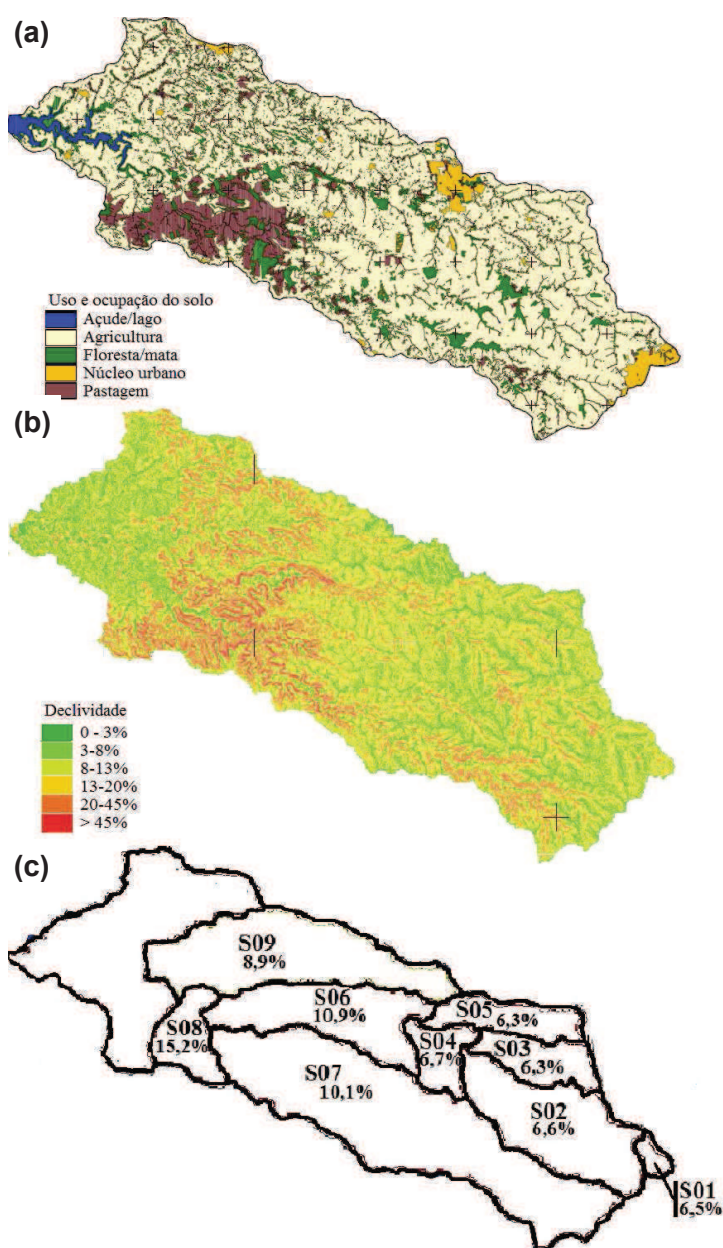
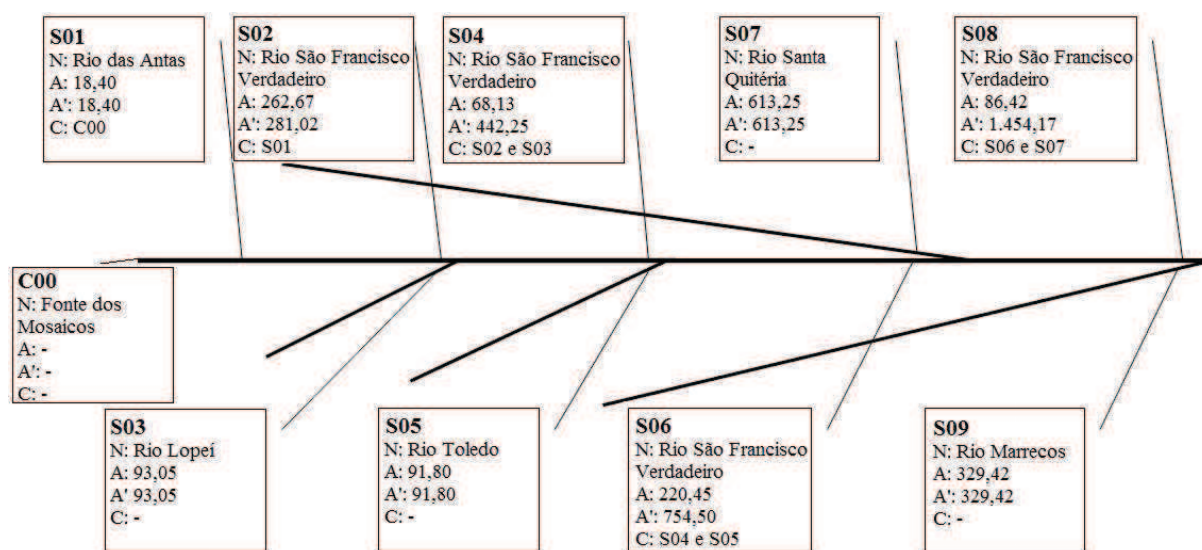


Figura 2 Bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro: Uso e ocupação do solo (a), declividade (b) e divisão em sub-bacias e respectivas declividades médias (c).

Tabela 1 Localização e caracterização do local de controle e dos nove pontos de coleta no Rio São Francisco Verdadeiro e seus tributários

Local	Rio	Coordenadas Geográficas	Características
C00	Fonte dos Mosaicos	S 24°57' W 53°28'	Uma das várias nascentes do rio São Francisco Verdadeiro dentro do perímetro urbano de Cascavel.
S01	São Francisco Verdadeiro após perímetro urbano	S 24°55' W 53°30'	Após perímetro urbano de Cascavel e descarga da estação de tratamento de esgoto.
S02	São Francisco Verdadeiro /Lopeí	S 24°47' W 53°43'	Região agrícola.
S03	Lopeí (fz)	S 24°47' W 53°43'	Tributário de região de agricultura, tanques para criação de peixes e produção intensiva de suínos.
S04	São Francisco Verdadeiro/Toledo	S 24°45' W 53°47'	Região agrícola com influência do perímetro urbano de Toledo.
S05	Toledo (fz)	S 24°45' W 53°47'	Tributário de região de agricultura que recebe esgoto doméstico e industrial do perímetro urbano de Toledo.
S06	São Francisco Verdadeiro/Santa Quitéria	S 24°46' W 54°04'	Região com maior declive do terreno (construção de uma pequena central hidrelétrica) com agricultura e pastagens.
S07	Santa Quitéria (fz)	S 24°46' W 54°04'	Tributário de região de produção extensiva de bovinos.
S08	São Francisco Verdadeiro (fz)	S 24°44' W 54°07'	Próximo ao reservatório da hidrelétrica de Itaipu: região agrícola e pastagem com maior declive do terreno.
S09	Marrecos (fz)	S 24°41' W 54°09'	Próximo ao reservatório da hidrelétrica de Itaipu: região agrícola, com produção intensiva de suínos e aves.

De modo geral, a bacia hidrográfica pode ser dividida em quatro importantes ações antrópicas que contribuem de formas diferentes para o processo de sedimentação e eutrofização, quais sejam: atividade urbana (sedimentos da construção de edificações e nutrientes de esgoto doméstico e industrial); atividade agrícola (erosão superficial com presença de fertilizantes); atividade pecuária extensiva (erosão superficial originária de pastagens); e atividade avícola e suinícola intensiva (aplicação e despejo de dejetos animais). As sub-bacias de cabeceira exercem influência sobre as sub-bacias seguintes de acordo com o diagrama apresentado na Figura 3.



N – Nome do rio; A – Área de contribuição da sub-bacia (km²); A' – Área de contribuição total (km²); C – sub-bacias contribuintes.

Figura 3 Diagrama esquemático do local de controle e locais de coleta na bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro e respectivas influências.

4.2 Coleta e Preservação de Amostras

Em cada ponto de coleta, foi instalada uma régua linimétrica para obtenção da cota do rio no momento da amostragem, conforme ilustra a Figura 4.



Figura 4 Régua linimétrica em ponto com acesso de barco (a) e com acesso sem barco (b).

A coleta de água foi realizada em recipiente de vidro, com amostrador adaptado no laboratório de hidrossedimentologia, com haste manual, mostrado na Figura 5. Em cada local a seção do rio foi dividida em pelo menos 10 verticais iguais, em cada uma das quais foi realizada a coleta com descida do amostrador até aproximadamente 0,10 metros do fundo e retorno à superfície em velocidade constante para coleta de volume proporcional ao fluxo do rio naquela vertical. O volume coletado foi armazenado em recipiente de vidro com capacidade para 2,5 litros para formar uma amostra composta para cada um dos nove locais estudados.

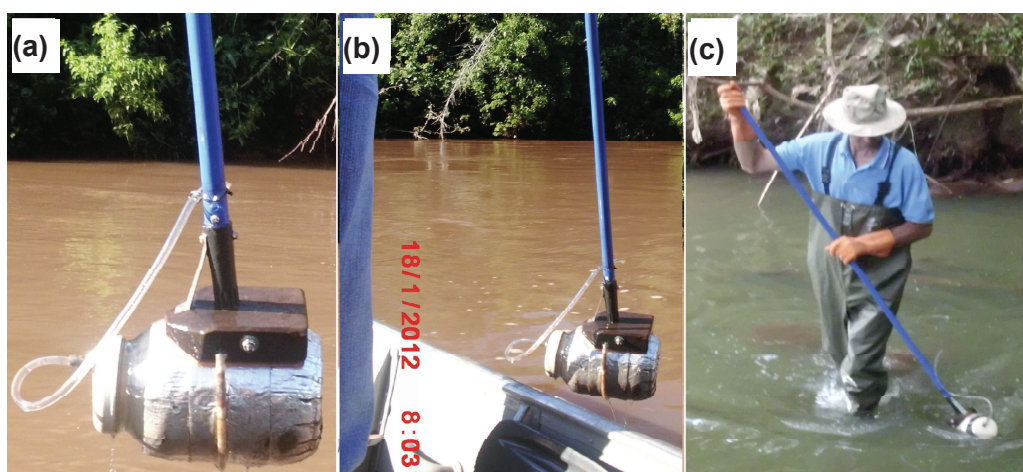


Figura 5 Amostrador (a), amostragem com uso de barco (b) e amostragem sem uso de barco (c).

Os recipientes contendo as amostras foram preparados para que o conteúdo não recebesse luz e foram acondicionados em caixa isotérmica com gelo de modo a ficarem

refrigerados à temperatura não superior a 4°C até a chegada ao laboratório. As análises foram iniciadas sempre no mesmo dia da coleta para que não houvesse necessidade de preservação das amostras além do tempo necessário ao transporte.

4.3 Determinação da Vazão

Para o local de controle, a vazão foi calculada para cada coleta a partir do registro do tempo necessário para enchimento de um recipiente de volume conhecido. Para os nove locais de monitoramento, foram realizadas pelo menos sete medições de vazão em cada local, observando-se que cada uma delas estivesse em uma cota diferente das outras, com as quais foram construídas curvas-chave.

A medição de vazão foi realizada com molinete fluviométrico modelo MLN-7 e contador de pulsos acoplado. Em profundidade inferior a 0,90 metros, o equipamento foi sustentado por haste a vau. Em profundidade superior a 0,90 metros, foi necessário o uso de guincho hidrométrico instalado sobre barco. Assim, o molinete foi fixo em um lastro fluviométrico modelo LAS, com peso de 15 quilos, preso à ponta do cabo de aço. Em cada local, a seção do rio foi dividida em pelo menos 10 verticais iguais e em cada uma foi registrada a velocidade do fluxo em dois pontos nas verticais onde a profundidade do rio era superior a 0,60 metros e em um ponto onde a profundidade era menor. As verticais foram definidas com orientação de um cabo de aço estendido transversalmente sobre a seção do rio e marcado a cada 0,50 metros em duas cores contrastantes entre si.

Com base na contagem de pulsos de cada ponto de amostragem em um tempo fixo de 40 segundos, obteve-se o número de rotações por segundo. Os valores foram submetidos às equações hidrométricas do molinete utilizado (Equações 1 e 2), as quais produziram os resultados das velocidades de fluxo de cada uma das seções.

$$v = 0,027351188 + 0,224036774N \quad \text{para } N \leq 0,65 \quad R^2 = 0,9994 \quad (1)$$

$$v = 0,015424907 + 0,290342202N \quad \text{para } N > 0,65 \quad R^2 = 0,9960 \quad (2)$$

Onde:

v - Velocidade média do fluxo em m s⁻¹

N - Rotações por segundo.

As medições de vazão foram realizadas em dias diferentes daqueles das coletas de amostras, porém, durante o mesmo período. Houve preocupação para que fossem realizadas em uma gama de níveis de água tão amplos quanto aqueles observados durante as coletas das amostras. Durante o período de baixo fluxo, as medidas de vazão foram realizadas em níveis de água mais baixos do que aqueles registrados durante as coletas de

amostras, assim, em nenhum dos locais foi necessária a extrapolação inferior da curva chave.

Devido ao alto risco de acidente em medidas de vazão durante o período de alto fluxo, as coletas de amostra foram realizadas em níveis acima daqueles registrados para vazão, razão pela qual as curvas-chave foram extrapoladas para os pontos S02, S03, S06, S07, S08 e S09. A extrapolação logarítmica foi utilizada uma vez que o controle hidráulico dos locais de coleta pode ser considerado estável e as suas características geométricas constantes. A vazão no momento de cada amostragem foi estimada por interpolação, com o uso de uma curva-chave específica para cada local a partir do registro da cota no momento da coleta.

4.4 Parâmetros Avaliados

Para cada local pesquisado foram realizados, em cada campanha, o registro da cota para estimativa de vazão e a coleta de água para análise dos parâmetros apresentados no Quadro 1 com as respectivas unidades, equipamentos e metodologia empregada.

Os parâmetros condutividade elétrica, pH e temperatura foram medidos com uma sonda multiparâmetro Instrutherm PH 1500, equipada com os sensores SC-100, EPC-70 e ST-100, respectivamente. O oxigênio dissolvido foi medido com o medidor portátil Instrutherm MO-910. As medições foram realizadas em campo no momento da realização das coletas de amostra. As unidades utilizadas foram: mS cm^{-1} para condutividade elétrica; unidades para pH, $^{\circ}\text{C}$ para temperatura e mg L^{-1} para oxigênio dissolvido.

Quadro 1 Resumo dos parâmetros e respectivas unidades, equipamentos e metodologia a empregada na coleta e análise da água

Parâmetro	Unidade	Equipamento	Metodologia
Oxigênio dissolvido	mg L^{-1}	Medidor Instrutherm MO-910	Leitura direta no local
pH	Unidade	Multiparâmetro Instrutherm PH1500 + EPC70	Leitura direta no local
Condutividade elétrica	mS cm^{-1}	Multiparâmetro Instrutherm PH1500 + SC100	Leitura direta no local
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Multiparâmetro Instrutherm PH1500 + ST100	Leitura direta no local
Turbidez	NTU	Tubidímetro Hach 2100P	Leitura direta no laboratório
Clorofila-a	$\mu\text{g L}^{-1}$	Bomba a vácuo Tecnal TE058 + Kitasato Centrífuga Cientec CT6000R Espectrofotômetro Hach DR/2010	Leitura direta após filtração e extração em acetona 90%. CETESB (1990) – Norma técnica L5.306
Fósforo solúvel	mg L^{-1}	Bomba a vácuo Tecnal TE058 + Kitasato Espectrofotômetro Hach DR/2010	Método do ácido ascórbico com leitura direta após filtração. Standard Methods 4500PB1 e 4500PE
Fósforo Total	mg L^{-1}	Autoclave Prismatec Vertical CS espectrofotômetro Hach DR/2010	Método do ácido ascórbico com leitura após extração com persulfato em meio ácido. Standard Methods 4500PB5 e 4500PE
Carbono orgânico	mg L^{-1}	Analizador de Carbono Total Shimadzu TOC-V CPH	Oxidação e combustão a 680°C
Nitrogênio total	mg L^{-1}	Analizador de Carbono Total Shimadzu TOC-V CPH + TNM-1	Quimiluminescência.

A turbidez foi determinada em laboratório, com o uso de tubidímetro, modelo 2100P marca Hach, que fornece o resultado da leitura em NTUs - Unidade Nefelométrica de Turbidez.

A determinação da clorofila-a foi realizada de acordo com a metodologia da CETESB (1990), com extração em acetona 90%, após filtragem em membrana de acetato de celulose com porosidade de 0,45 µm. Para leitura de absorbância, foi utilizado espectrofotômetro modelo DR/2010 marca Hach. Os resultados foram expressos em µg L⁻¹.

O fósforo solúvel foi determinado pelo método do ácido ascórbico aplicado às amostras filtradas em membrana de acetato de celulose com porosidade de 0,45 µm. O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico aplicado às amostras submetidas à autoclavagem com persulfato de potássio em meio ácido (sulfúrico) conforme método 4500PB e 4500PE (APHA, 1998). Para leitura de absorbância, foi utilizado espectrofotômetro, modelo DR/2010 marca Hach. Os resultados foram expressos em mg L⁻¹.

As concentrações de carbono orgânico foram determinadas com um analisador de carbono total modelo TOC-V CPH marca Shimadzu pelo método de oxidação por combustão catalítica com detecção NDIR (detecção não dispersiva com infravermelho). O módulo TNM-1 acoplado ao analisador de carbono total foi utilizado para medida das concentrações de nitrogênio total pelo método de quimiluminescência. Ambos os resultados foram expressos em mg L⁻¹.

4.5 Estimativa de Concentração Sedimentos Suspensos e Descarga de Sedimentos Suspensos

A concentração de sedimentos suspensos foi estimada usando como referência os estudos de Tomazoni et al. (2005) e Guimarães (2010), que correlacionaram a turbidez dos rios com a concentração de sedimentos. Os níveis de turbidez da água desses estudos foram medidos diretamente no local, cujas características podem ser consideradas semelhantes às desta pesquisa e dos quais foram obtidas as Equações 3 e 4.

$$C_{ss} = 0,6937 \times T \text{ (Tomazoni et al., 2005)} \quad (3)$$

$$C_{ss} = (0,9762 \times T) - 5,5754 \text{ (Guimarães, 2010)} \quad (4)$$

onde:

C_{ss} - Concentração de sedimentos suspensos em mg L⁻¹

T - Turbidez em NTUs.

A descarga de sedimentos suspensos foi calculada a partir da concentração de sedimentos suspensos e da vazão, com o uso da equação 5.

$$Q_{ss} = \sum_{n=1}^{52} Q_n \times C_{ss_n} \times 0,6048 \quad (5)$$

onde:

Q_{ss} - Descarga de sedimentos suspensos em $t \text{ ano}^{-1}$;

Q_n - Vazão na coleta n em $m^3 \text{ s}^{-1}$;

C_{ss_n} - Concentração de sedimentos suspensos na coleta n em $mg \text{ L}^{-1}$;

0,6048 - Fator de conversão de $g \text{ s}^{-1}$ para $t \text{ ano}^{-1}$.

4.6 Limites e Parâmetros para Enquadramento na Classe II – Resolução 357/05 - CONAMA

A lei nº 9.433/97 – Política Nacional de Recursos Hídricos - prevê como instrumento de gestão de recursos hídricos, em seu artigo 5º, o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água.

A resolução 357/05 – CONAMA – define que águas de classe II podem ser destinadas:

- a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- e) à aquicultura e a atividade de pesca.

Trabalhou-se com a perspectiva de que os limites aceitáveis para os parâmetros estudados estivessem de acordo com a resolução 357/05 – CONAMA para enquadramento dos rios na classe II, apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Limites para enquadramento de um corpo d'água classe II – Resolução 357/05 - CONAMA

Parâmetros	Valor limite
Clorofila-a	30 $\mu g/L^{(a)}$
Fósforo total	0,1 $mg/L^{(a)}$
Turbidez	100 NTUs ^(a)
Oxigênio dissolvido	5,0 $mg/L^{(b)}$
pH	entre 6 e 9 ^(c)

^(a) máximo aceitável; ^(b) mínimo aceitável; ^(c) faixa aceitável.

4.7 Índice de Estado Trófico - IET

O IET- Índice de Estado Trófico foi calculado segundo metodologia da CETESB

(2007). O IET é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila-a – IET(CI-a), e estabelecidos para rios, segundo as Equações 6 e 7.

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \left((0,42 - 0,36(\ln PT)) / \ln 2 \right) \right) - 20 \quad (6)$$

$$IET(CI-a) = 10 \left(6 - \left((-0,7 - 0,6(\ln CI-a)) / \ln 2 \right) \right) - 20 \quad (7)$$

Onde:

PT - Concentração de fósforo total medida, em mg L⁻¹;

CI-a - Concentração de clorofila-a medida, em µg L⁻¹.

Para cálculo do IET, foram utilizadas as médias geométricas dos resultados das concentrações de fósforo total e clorofila-a de cada local de coleta para o período avaliado. O índice final foi resultante da média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila-a.

Para interpretação dos resultados, os pontos foram classificados segundo CETESB (2007), conforme os resultados obtidos para o IET, utilizando as categorias de estado trófico constante na Tabela 3.

Tabela 3 Classificação do Estado Trófico para rios segundo índice de Carlson modificado

Categoria (Estado Trófico)	Classificação do Estado Trófico – rios		
	Ponderação	P-total (mg.L ⁻¹)	Clorofila (µg.m ⁻¹)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 0,013	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	0,013 < P ≤ 0,035	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	0,035 < P ≤ 0,137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	0,137 < P ≤ 0,296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,296 < P ≤ 0,640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67	0,640 < P	7,46 < CL

IET = Índice de Estado Trófico; P = Fósforo; CL = Clorofila

4.8 Tratamento Estatístico

Os dados foram analisados com o uso do programa estatístico IBM SPSS® (Statistical Package for the Social Sciences) for Windows, versão 21.0. Foi estabelecida a correlação entre parâmetros selecionados ao nível de significância de 1% e foram considerados apenas valores de correlação maiores que 0,5.

Os resultados estão apresentados em gráficos tipo Box-Plot conforme Figura 6, os quais possibilitam a observação da faixa de variação e a presença de valores extremos. Para cada local de coleta, os resultados são apresentados em um retângulo que compreende 50% dos dados e é dividido pela mediana. As linhas horizontais representam o

valor máximo/mínimo dentro do limite de 1,5 vezes o intervalo interquartílico a partir do quartil superior/inferior. Valores fora dessa faixa, mas dentro de 3 vezes o limite interquartílico são representados por um círculo e valores acima de 3 vezes o limite interquartílico são representados por asterisco.

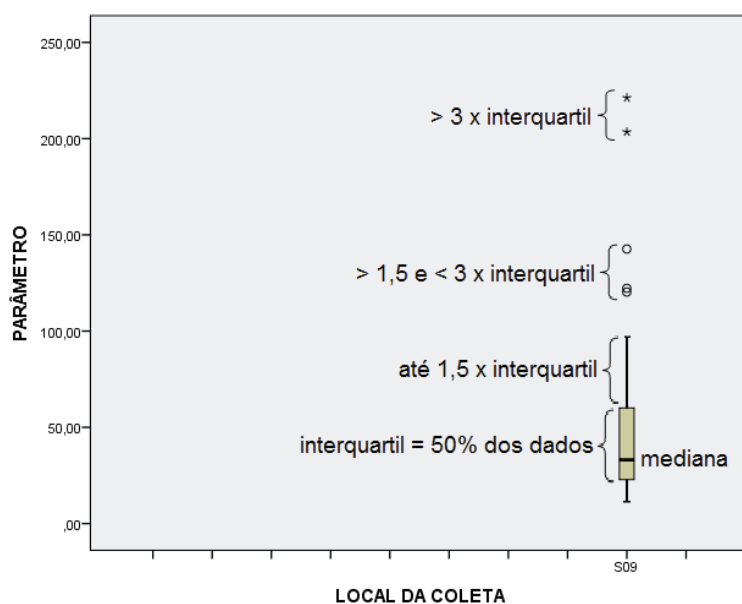


Figura 6 Esquema de box-plot utilizado para apresentação de resultados da pesquisa.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros Avaliados

Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios de cada parâmetro avaliado para os nove locais de coleta e para o local de controle. Foram realizadas 52 campanhas entre os dias 06 de julho de 2011 e 19 de junho de 2013.

Tabela 4 Valores médios encontrados para os parâmetros pesquisados no local de controle e nos nove locais de coleta

Parâmetros\Local	C00	S01	S03	S02	S05	S04	S07	S06	S08	S09
Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0,001	0,56	2,78	8,95	3,05	13,28	19,80	26,75	49,85	9,80
OD (mg L^{-1})	6,5	7,1	8,0	8,0	7,2	8,2	8,2	8,2	8,1	7,9
pH	5,4	7,2	7,3	7,1	7,3	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4
CE (mS cm^{-1})	0,060	0,127	0,010	0,009	0,141	0,011	0,013	0,025	0,021	0,056
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	22,6	21,8	20,3	19,9	21,0	20,6	21,3	21,1	21,2	21,1
Turbidez (NTU)	0,3	20,4	56,9	65,2	61,9	74,9	67,5	43,1	56,7	77,0
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,0	73,9	8,6	3,3	5,3	3,5	2,1	2,6	2,3	2,9
P solúvel (mg L^{-1})	0,002	0,473	0,022	0,032	0,458	0,028	0,007	0,054	0,035	0,031
P total (mg L^{-1})	0,001	0,764	0,129	0,147	0,819	0,138	0,071	0,121	0,108	0,135
TOC (mg L^{-1})	0,7	6,7	2,0	1,7	5,1	1,9	1,5	1,8	1,8	2,2
N total (mg L^{-1})	6,6	8,4	1,4	1,3	8,3	1,4	0,7	2,0	1,5	2,4
Relação N:P		11,3	12,9	12,4	10,5	13,3	17,6	17,3	16,3	25,0

OD – Oxigênio dissolvido; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

A seguir, os resultados obtidos para cada parâmetro são apresentados em detalhes e analisados separadamente para os nove locais estudados e o local de controle.

5.1.1 Vazão

Na Tabela 5, estão apresentadas as medições de vazão realizadas e que serviram para elaboração da curva-chave para cada local de coleta. A estimativa de vazão para cada local em cada campanha foi obtida pela aplicação da cota no momento da coleta à equação do local. Para C00, a vazão foi calculada para cada coleta a partir do registro do tempo necessário para enchimento do recipiente de armazenamento da amostra, o qual tinha seu volume conhecido.

A vazão média para cada local de coleta é apresentada na Tabela 6. S06, localizado a jusante de S04, apresentou vazão mínima menor, possivelmente por retenção de água no reservatório da pequena central hidrelétrica localizada entre os dois pontos de coleta.

Tabela 5 Número de medições, cotas mínimas e máximas observadas durante as medições de vazão e coletas de amostra, equações das curvas-chave e coeficiente de determinação para cada um dos nove locais de coleta

Local	Número de medições	Cotas (m) min - max ^(a)	Cotas (m) min - max ^(b)	Equação da curva-chave	R ²
S01	8	0,24 – 0,92	0,26 – 0,58	$Q = 8,6848H^2 - 1,6575H + 0,1139$	0,9995
S02	7	0,16 – 0,67	0,16 – 0,78	$Q = 1,6811H^2 + 23,1730H - 1,6584$	0,9953
S03	8	0,09 – 0,48	0,10 – 0,59	$Q = 8,8514H^2 + 4,2015H + 0,3069$	0,9967
S04	7	0,44 – 2,38	0,45 – 2,08	$Q = -2,4311H^2 + 22,4750H - 5,8886$	0,9959
S05	7	0,10 – 1,68	0,12 – 1,35	$Q = -1,6137H^2 + 7,1954H + 0,5037$	0,9955
S06	7	0,04 – 1,90	0,09 – 2,30	$Q = 10,3990H^2 + 24,4900H + 0,4092$	0,9979
S07	7	0,84 – 1,95	0,87 – 3,00	$Q = 15,942H^2 + 16,7510H + 5,2361$	0,9976
S08	7	0,38 – 1,60	0,41 – 2,84	$Q = 17,547H^2 + 29,3410H - 5,6444$	0,9986
S09	7	0,15 – 1,24	0,16 – 1,50	$Q = 17,508H^2 + 22,2760H - 2,1288$	0,9975

^(a) cotas mínima e máxima durante as medições de vazão; ^(b) cotas mínima e máxima durante as coletas de amostra; Q – Vazão e H – Cota.

Coeficientes de variação maiores indicam heterogeneidade de vazão para os locais médios e finais de pesquisa da bacia hidrográfica. Coeficientes de variação menores em locais de menor vazão podem indicar regularização de cheia em períodos menores que aqueles compreendidos entre duas coletas. Minella et al. (2007) apresentaram dados de pesquisa cujo tempo de concentração foi menor que 30 minutos em duas bacias hidrográficas de cabeceira no Estado do Rio Grande do Sul.

Tabela 6 Vazão média do local de controle e dos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa

Local	Vazão Média m ³ s ⁻¹	Desvio padrão	CV	mínima	máxima	Área drenada Km ²	Vazão específica L s ⁻¹ Km ⁻²
C00	0,0008	0,0003	0,3840	0,0002	0,0012	nascente	-
S01	0,56	0,29	0,52	0,27	2,07	18,40	30,4
S02	8,95	3,97	0,44	2,09	19,51	281,07	31,8
S03	2,78	1,43	0,51	0,82	7,92	93,05	29,9
S04	13,28	6,90	0,52	3,73	30,34	442,25	30,0
S05	3,05	1,52	0,50	1,34	7,28	91,80	33,2
S06	26,75	20,89	0,78	2,70	111,75	754,50	35,5
S07	19,80	21,20	1,07	3,33	105,75	613,25	32,3
S08	49,85	43,83	0,88	11,34	221,21	1454,17	34,3
S09	9,80	12,07	1,23	1,88	70,68	329,42	29,8

CV – Coeficiente de variação

A heterogeneidade de vazão pode ser confirmada pela observação da Figura 7 que apresenta valores discrepantes (*outliers*) para os locais S06, S07, S08 e S09 os quais,

embora extremos, representam grandes cheias encontradas durante a realização das coletas.

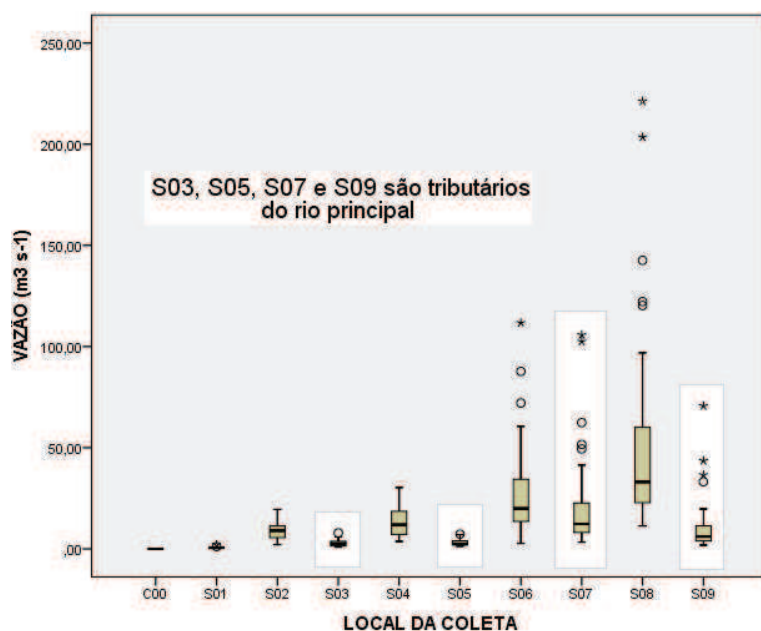


Figura 7 Box-plot de vazões no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Ao observar a Tabela 7, conclui-se que o aumento da vazão acarretou aumento de turbidez em sete dos nove locais estudados. Sardinha et al. (2008) obtiveram valores maiores para turbidez em coletas que registraram maiores vazões durante seu estudo.

Tabela 7 Correlações encontradas entre vazão e parâmetros pesquisados

Local	CE	Turbidez	Cl-a	P solúvel	P total	TOC	N total
C00	Vazão 0,624**						0,663**
S02	Vazão	0,628**	0,521**	-0,761**	0,534**		
S03	Vazão	0,674**					
S04	Vazão	0,606**		-0,509**	0,567**		
S05	Vazão -0,647**			-0,682**	-0,567**		-0,607**
S06	Vazão	0,739**		-0,501**	0,574**		
S07	Vazão	0,752**	0,740**	0,710**	0,795**	0,672**	0,705**
S08	Vazão	0,801**			0,705**	0,660**	
S09	Vazão	0,782**	0,554**		0,737**	0,618**	0,618**

** correlação significativa ao nível de 1%; CE – Condutividade elétrica; Cl-a – Clorofila-a; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

Cunha e Calijuri (2010) afirmaram que, em seu estudo, valores de turbidez apresentam significativa variação temporal e estavam associados à vazão medida nas diferentes coletas. Para o local S05, o aumento da vazão acarretou diminuição da condutividade elétrica, que pode ser explicado por uma possível diluição de esgoto doméstico que este local recebe.

5.1.2 Oxigênio Dissolvido e pH

Na Figura 8, são apresentadas as concentrações de oxigênio dissolvido e pH encontradas para os nove locais estudados e local de controle. Todas as amostras em todos os locais ficaram acima do valor mínimo imposto pela resolução 357/05 – CONAMA para rios classe II para oxigênio dissolvido.

Em relação ao pH, apenas C00 ficou abaixo do limite mínimo da resolução (6,0), logo, indica que a água da fonte coletada é levemente ácida, possivelmente, devido a fatores naturais. A exemplo do pH, o oxigênio dissolvido da nascente apresentou valores menores comparativamente aos rios pesquisados. Zanini (2009) registrou oxigênio dissolvido próximo a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ durante todo o ano em uma nascente.

Com relação ao oxigênio dissolvido, os locais pesquisados podem ser agrupados em três grupos diferentes:

- o primeiro é o local C00, por influência natural, que apresenta a menor concentração de oxigênio dissolvido;
- o segundo grupo é composto pelos locais S01 e S05, os quais recebem esgoto tratado das cidades de Cascavel e Toledo, respectivamente. Águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica;
- e o terceiro, são locais suficientemente distantes das nascentes e concentrações urbanas para que ocorra o processo de autodepuração, com elevação natural da concentração de oxigênio dissolvido.

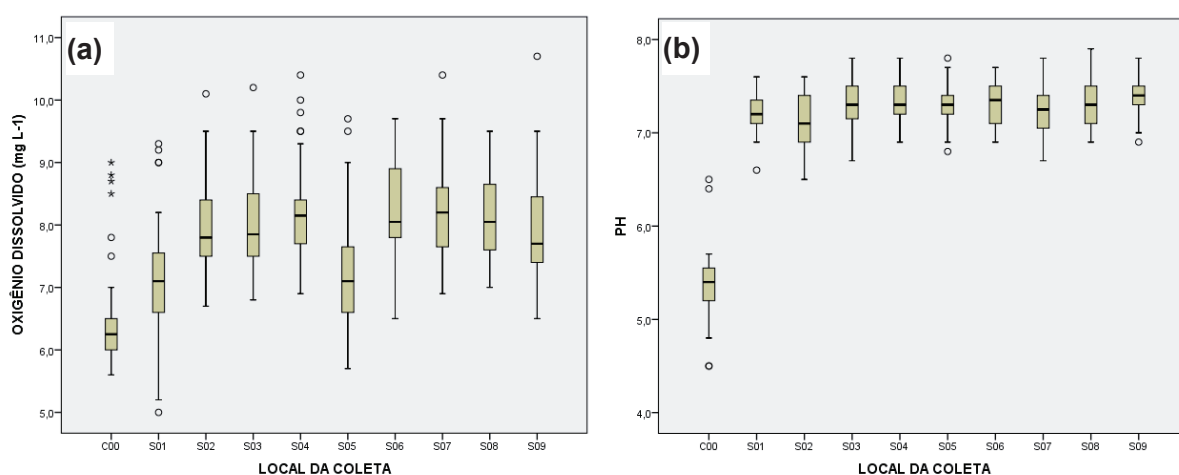


Figura 8 Box-plot de concentrações de oxigênio dissolvido (a) e pH (b) no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Ao se observar a Tabela 8, constata-se que a única correlação existente para oxigênio dissolvido foi negativa para o parâmetro temperatura, isso pode ser explicado pela diminuição da solubilidade do oxigênio com o aumento da temperatura. Assim, é possível

afirmar que houve variação temporal para o oxigênio dissolvido, cujas maiores concentrações foram registradas no inverno, período de menores temperaturas.

Nenhuma correlação maior que 0,5, significativa a 1%, foi encontrada para pH. E ao se avaliar a evolução temporal, também não foi identificada tendência de variação durante o período estudado.

Tabela 8 Correlações encontradas entre oxigênio dissolvido e parâmetros pesquisados

Local	Temperatura	
S01	OD	-0,612**
S02	OD	-0,678**
S04	OD	-0,760**
S05	OD	-0,755**
S06	OD	-0,773**
S07	OD	-0,854**
S08	OD	-0,774**
S09	OD	-0,778**

** correlação significativa ao nível de 1%; OD – Oxigênio dissolvido.

5.1.3 Condutividade Elétrica

Na Figura 9, estão as condutividades elétricas registradas durante a realização do estudo para os nove locais estudados e local de controle. Observaram-se condutividades maiores para os locais S01 e S05, valores intermediários para C00 e S09 e menores valores para os demais seis locais de coleta. A condutividade elétrica está associada à presença de íons em solução na água (APHA, 1998).

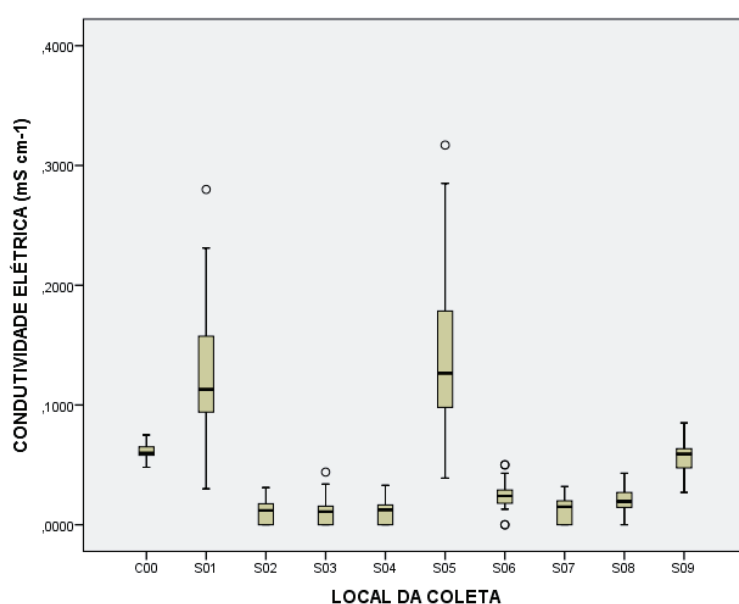


Figura 9 Box-plot de valores de condutividade elétrica no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Na Tabela 9 constata-se alta correlação existente entre condutividade elétrica e presença de fósforo solúvel e nitrogênio em sete dos nove locais avaliados. Para C00, a condutividade elétrica pode indicar presença de nitrogênio total, uma vez que em nenhuma das amostras analisadas foi constatada a presença de fósforo solúvel.

Tabela 9 Correlações encontradas entre condutividade elétrica e parâmetros pesquisados

Local		Vazão	P solúvel	P total	TOC	N total
C00	CE	0,624**				0,765**
S01	CE		0,933**	0,958**	0,891**	0,978**
S02	CE		0,543**			0,741**
S03	CE		0,544**	0,557**	0,584**	0,748**
S04	CE		0,603**			0,735**
S05	CE	-0,647**	0,843**	0,820**		0,935**
S06	CE		0,670**			0,742**
S08	CE		0,522**			0,618**

** correlação significativa ao nível de 1%; CE – Condutividade elétrica; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

Cunha et al. (2013a) demonstraram pelo dendograma da ordenação sazonal das variáveis da água da lagoa Caiubá no Rio Grande do Sul, comportamento semelhante para condutividade elétrica e fósforo solúvel. Blume et al. (2010) destacam o comportamento da condutividade elétrica oposto ao índice pluviométrico encontrado durante o estudo. Cunha et al. (2011) pesquisaram os rios Tietê e Pinheiros em São Paulo e encontraram CE maiores em períodos de menor vazão, cuja atribuição foi dada à presença de efluentes industriais e menor capacidade de diluição dos rios.

5.1.4 Temperatura da Água

As temperaturas da água registradas durante a realização do estudo para os nove locais estudados e para o local de controle são mostradas na Figura 10. Em C00, por ser uma fonte natural, em que a temperatura da água não é influenciada pelo ambiente externo, observou-se uma menor variação entre as temperaturas mínima e máxima. Para os demais nove locais, há semelhança de comportamento das temperaturas registradas, que foram mais baixas durante o inverno e mais altas na estação quente do ano.

A Figura 11 mostra que a temperatura é parâmetro influenciado pela sazonalidade, comum em regiões de estações bem definidas do ano.

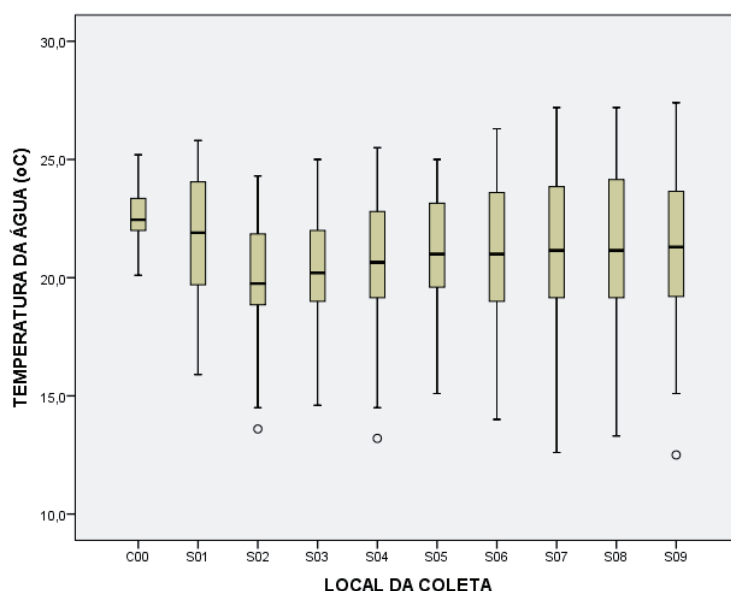


Figura 10 Box-plot de temperaturas da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

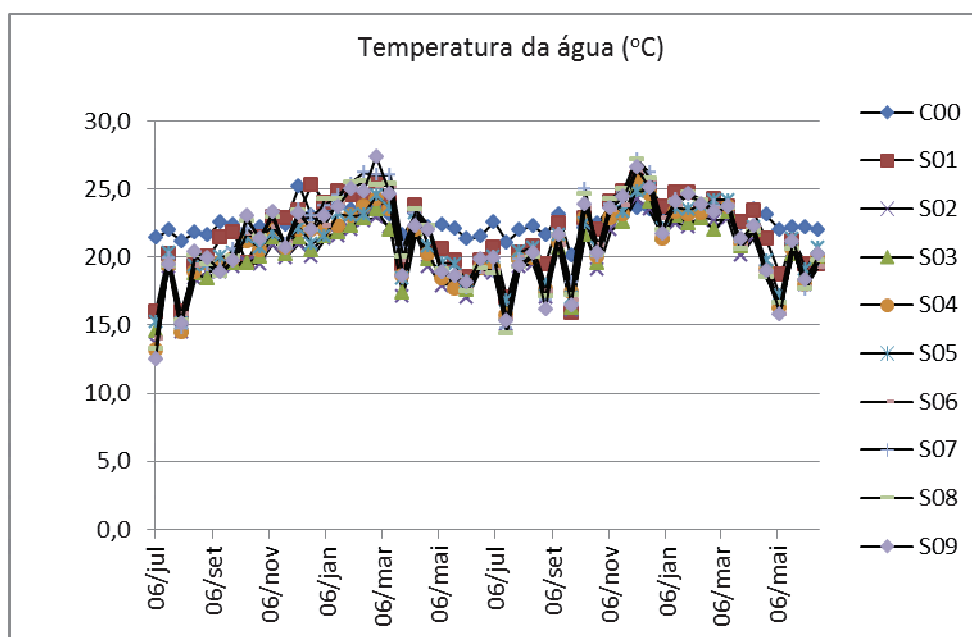


Figura 11 Evolução no tempo das temperaturas da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

5.1.5 Turbidez

A turbidez apresentou valores discrepantes (*outliers*) para os nove locais estudados (Figura 12), que embora extremos, representam picos em eventos de intensa precipitação, ocorridos durante a realização das coletas. A faixa de variação para turbidez foi menor para S06, indicando processo de sedimentação no reservatório localizado entre o S04 e S06. O represamento de rios causa a diminuição da velocidade da água, em consequência maior

taxa de sedimentação do material e suspensão, com desenvolvimento da comunidade zooplanctônica e diminuição da concentração de nutrientes na coluna d'água (LAMPARELLI, 2004).

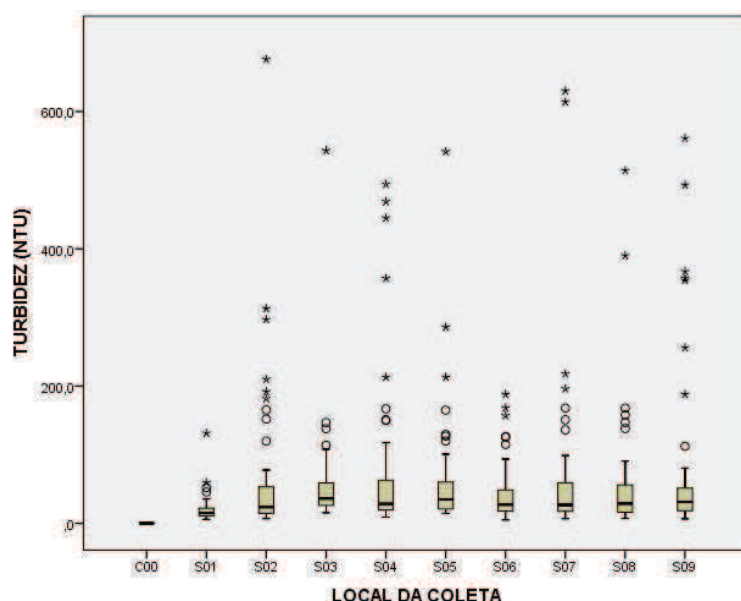


Figura 12 Box-plot de valores de turbidez da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Ao observar a Tabela 10, pode-se concluir que o aumento da vazão acarreta aumento de turbidez associada à presença de fósforo total e carbono orgânico em sete dos nove locais estudados. Blume et al. (2010) atribuem aumento da carga de sólidos suspensos à ocorrência de chuvas intensas em período que antecedeu as coletas e registraram valores maiores para turbidez em coletas nas quais a vazão do rio foi maior do que a média.

Tabela 10 Correlações encontradas entre turbidez e parâmetros pesquisados

Local		Vazão	Cl-a	P solúvel	P total	TOC	N total
S02	Turbidez	0,628**	0,622**		0,811**	0,927**	
S03	Turbidez	0,674**			0,562**	0,623**	
S04	Turbidez	0,606**	0,823**		0,921**	0,931**	
S06	Turbidez	0,739**			0,714**	0,671**	
S07	Turbidez	0,752**	0,788**	0,632**	0,954**	0,921**	0,751**
S08	Turbidez	0,801**	0,784**		0,952**	0,876**	
S09	Turbidez	0,782**	0,824**		0,975**	0,842**	0,594**

** correlação significativa ao nível de 1%; Cl-a – Clorofila-a; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

Cunha et al. (2013a) demonstraram existência de correlação sazonal da água da

lagoa Caiubá no Rio Grande do Sul para os parâmetros turbidez, fósforo total e sólidos dissolvidos, enquanto Zanini (2009) registrou influência direta das chuvas na turbidez com valores máximos de sólidos suspensos coincidentes com a turbidez máxima. Contrariamente, Cunha et al. (2011), ao pesquisarem os rios Tietê e Pinheiros em São Paulo encontraram valores maiores para turbidez nos períodos secos e atribuíram-nas à presença de atividades industriais e menor capacidade de diluição dos rios.

5.1.6 Clorofila-a

As concentrações de clorofila-a, resultantes das análises para os nove locais estudados e local de controle, são mostradas na Figura 13. S01 se destaca dos demais locais por apresentar concentrações acima da média, possivelmente, em função da presença de lagoas de estabilização na estação de tratamento de esgotos que fica a montante do local de coleta. A clorofila-a encontrada em S03 é, possivelmente, originária de tanques de criação de peixes presentes na sub-bacia, uma vez que as concentrações de fósforo não justificam a diferença com relação aos outros locais. As baixas concentrações de clorofila-a podem ser decorrentes das condições ambientais inadequadas ao desenvolvimento de fitoplâncton ou da restrição de fósforo pela sua adsorção à argila o que o torna indisponível na coluna d'água (LAMPARELLI, 2004). Ao comparar a relação entre clorofila-a e feofitina-a presentes nos pigmentos encontrados em rios, a autora atribuiu as concentrações de clorofila-a à presença de material algal de origem alóctone em decomposição.

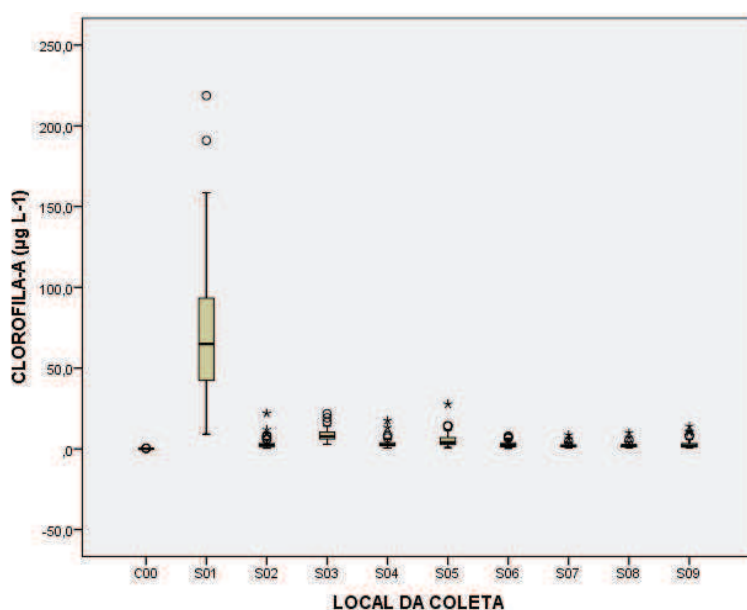


Figura 13 Box-plot de concentrações de clorofila-a da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Na Tabela 11, pode-se observar que os aumentos das concentrações de clorofila-a estão associados ao aumento de turbidez e de fósforo total em cinco dos nove locais estudados. Da mesma forma, esses aumentos estão associados ao aumento de carbono orgânico em seis dos nove pontos.

Tabela 11 Correlações encontradas entre clorofila-a e parâmetros pesquisados

Local		Vazão	Turbidez	P solúvel	P total	TOC	N total
S02	Clorofila-a	0,521**	0,622**		0,886**	0,595**	
S03	Clorofila-a					0,601**	
S04	Clorofila-a		0,823**		0,882**	0,819**	
S07	Clorofila-a	0,740**	0,788**	0,754**	0,833**	0,820**	0,653**
S08	Clorofila-a		0,784**		0,743**	0,783**	
S09	Clorofila-a	0,554**	0,824**		0,887**	0,854**	0,503**

** correlação significativa ao nível de 1%; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

5.1.7 Fósforo Solúvel e Fósforo Total

Na Figura 14 estão as concentrações de fósforo solúvel e fósforo total para os nove locais estudados e local de controle. Observam-se concentrações maiores para fósforo total, comparadas ao fósforo solúvel, em todos os locais pesquisados. C00 obteve valores abaixo do nível mínimo de detecção ($0,010 \text{ mg L}^{-1}$) para ambos. S01 e S05 destacam-se dos demais locais por apresentarem concentrações 17 e 6 vezes maiores que a média das concentrações dos demais locais para fósforo solúvel e fósforo total, respectivamente.

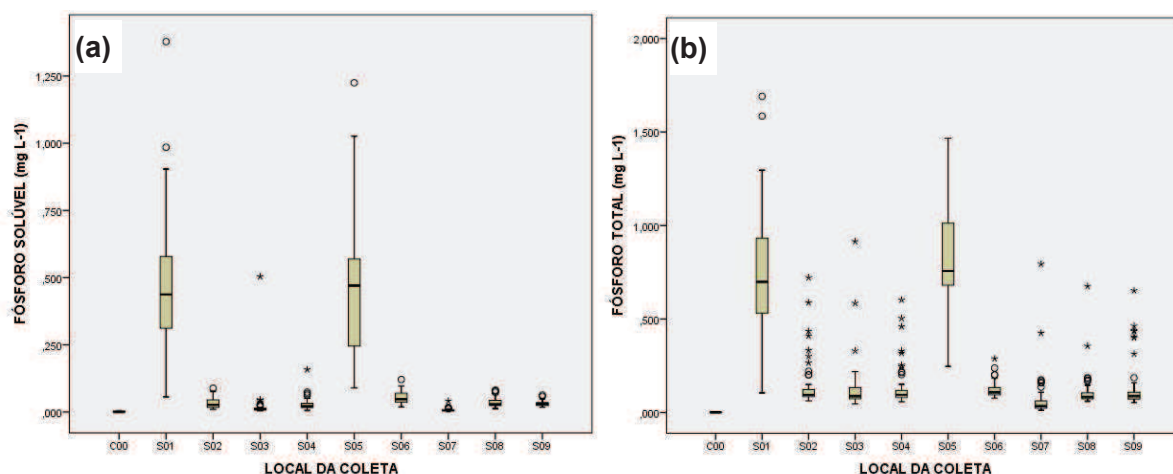


Figura 14 Box-plot de concentrações de fósforo solúvel (a) e fósforo total (b) da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Seguindo a mesma tendência dos valores registrados para turbidez, fósforo solúvel e fósforo total apresentaram valores discrepantes (*outliers*) para os nove locais estudados.

Embora S06 tenha apresentado concentrações mais elevadas de fósforo solúvel do que S04 e S08, possivelmente devido ao efeito residual de S05, a faixa de variação para fósforo total foi menor, indicando processo de precipitação no reservatório localizado a montante de S06.

Ao serem analisadas as correlações para fósforo solúvel, apresentadas na Tabela 12, observa-se correlação negativa com a vazão para S02, S04, S05 e S06, porém, em nenhum desses casos há correlação com carbono orgânico. Isso pode ocorrer nos casos em que há presença de fósforo solúvel originário de esgotos, o qual é diluído pelo aumento da vazão. Fontes pontuais são altamente concentradas em fósforo solúvel (WITHERS e JARVIE, 2008). Campanha et al. (2010) observaram redução nas concentrações de fósforo com o aumento dos índices pluviométricos em locais sujeitos à presença de esgoto doméstico. Blume et al. (2010) atribuíram a alta concentração de fósforo encontrado em seu estudo ao lançamento de esgoto não tratado e fertilizantes utilizados na agricultura. Zanini (2009) encontrou, em local com influência de lançamento de dejetos, decréscimo de fósforo total e ortofosfato no período chuvoso e atribuiu tal comportamento ao efeito de diluição.

Em S07 a correlação entre fósforo solúvel e vazão é positiva, e ainda há a correlação com turbidez, clorofila-a, fósforo total e carbono orgânico, ou seja, é indicativo de arraste de dejetos animais ou solo de área com presença de fertilizante. Campanha et al. (2010) encontraram resultados maiores para fósforo em rio de área rural, em período de maior pluviosidade.

Tabela 12 Correlações encontradas entre fósforo solúvel e parâmetros pesquisados

Local		Vazão	CE	Turbidez	Cl-a	P total	TOC	N total
S01	P solúvel		0,933**			0,905**	0,793**	0,906**
S02	P solúvel	-0,761**	0,543**					0,707**
S03	P solúvel		0,544**			0,831**	0,666**	0,721**
S04	P solúvel	-0,509**	0,603**					0,742**
S05	P solúvel	-0,682**	0,843**			0,829**		0,839**
S06	P solúvel	-0,501**	0,670**					0,816**
S07	P solúvel	0,710**		0,632**	0,754**	0,798**	0,647**	
S08	P solúvel		0,522**					0,737**
S09	P solúvel						0,515**	

** correlação significativa ao nível de 1%; Cl-a – Clorofila-a; CE – Condutividade elétrica; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

Lucas, Folegatti e Duarte (2010) estudaram os componentes presentes na água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba - São Paulo e encontraram concentrações médias de fosfato que variaram entre 0,08 e 0,49 mg L⁻¹. Os autores concluíram que as concentrações de fósforo apresentaram alterações significativas entre os períodos seco e úmido.

Na Tabela 13, constata-se correlação existente entre fósforo total e carbono

orgânico nos nove locais avaliados, porém, para cinco desses locais não há correlação para fósforo solúvel e em quatro deles, também não há correlação com nitrogênio total.

Tabela 13 Correlações encontradas entre fósforo total e parâmetros pesquisados

	Vazão	CE	Turbidez	Cl-a	P solúvel	TOC	N total
S01 P total		0,958**			0,905**	0,921**	0,960**
S02 P total	0,534**		0,811**	0,886**		0,787**	
S03 P total		0,557**	0,562**		0,831**	0,913**	0,791**
S04 P total	0,567**		0,921**	0,882**		0,934**	
S05 P total	-0,567**	0,820**			0,829**	0,593**	0,864**
S06 P total	0,574**		0,714**			0,859**	
S07 P total	0,795**		0,954**	0,833**	0,798**	0,897**	0,719**
S08 P total	0,705**		0,952**	0,743**		0,922**	
S09 P total	0,737**		0,975**	0,887**		0,896**	0,607**

** correlação significativa ao nível de 1%; CE – Condutividade elétrica; Cl-a – Clorofila-a; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico; N total – Nitrogênio total.

Bittencourt e Gobbi (2006) afirmaram que um importante componente das fontes de poluição difusas em bacias hidrográficas agrícolas é o fósforo presente no escoamento superficial. Cunha et al. (2011) pesquisaram os rios Tietê e Pinheiros em São Paulo e encontraram concentrações de fósforo maiores em períodos chuvosos, possivelmente pela carga de sedimentos em suspensão também maior nessas condições.

5.1.8 Carbono Orgânico e Nitrogênio Total

Na Figura 15, estão apresentadas as concentrações de carbono orgânico e nitrogênio total, registradas durante a realização do estudo para os nove locais pesquisados e local de controle. S01 e S05 destacam-se dos demais locais por apresentarem valores mais elevados.

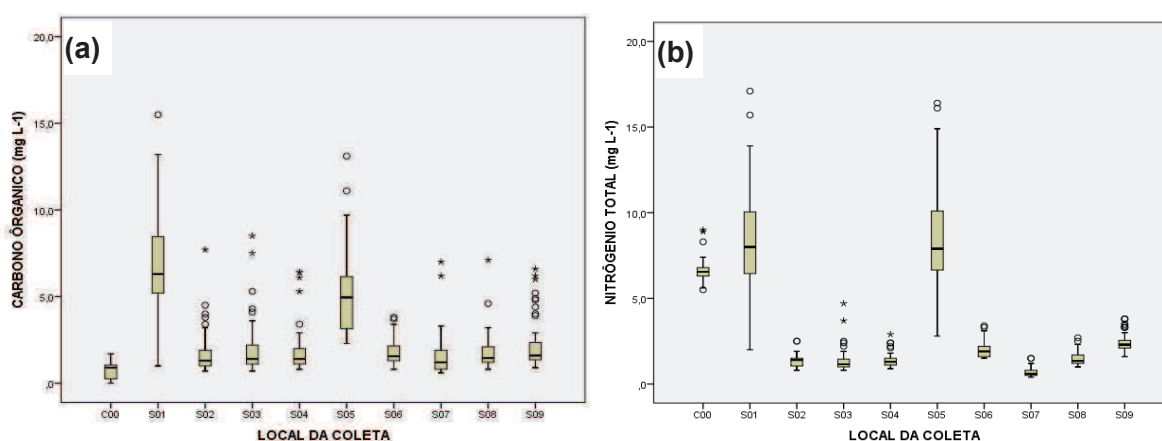


Figura 15 Box-plot de concentrações de carbono orgânico (a) e nitrogênio total (b) da água no local de controle e nos nove locais de coleta no período de realização da pesquisa.

Alves et al. (2012) afirmaram que descargas de esgotos elevam as concentrações de nitrogênio total e a condutividade elétrica.

Concentração elevada de nitrogênio total é característica de despejo de esgoto doméstico ou da presença de carbono orgânico. Nesse caso, condutividade elétrica alta é indicativa de presença de nitrogênio nas formas nitrito, nitrato ou amoniacal, comuns em esgoto doméstico. Zanini (2009) encontrou maiores concentrações de nitrato em uma nascente preservada comparativamente com rios, os quais apresentam maiores concentrações de nitrogênio amoniacal pela presença de esgoto e dejetos animais.

Na Figura 16 encontra-se a relação N:P para cada local pesquisado. Considerou-se uma faixa de relação N:P entre 10 e 22 como sem restrição específica de nutrientes para crescimento algal. Em relações abaixo de 10, considerou-se que o nitrogênio limita o processo, enquanto em relações acima de 22, o nutriente limitante é o fósforo. Em 15% das amostras, o processo de eutrofização é limitado pelo fósforo, em 26% pelo nitrogênio e em 63%, a limitação é por ambos os nutrientes.

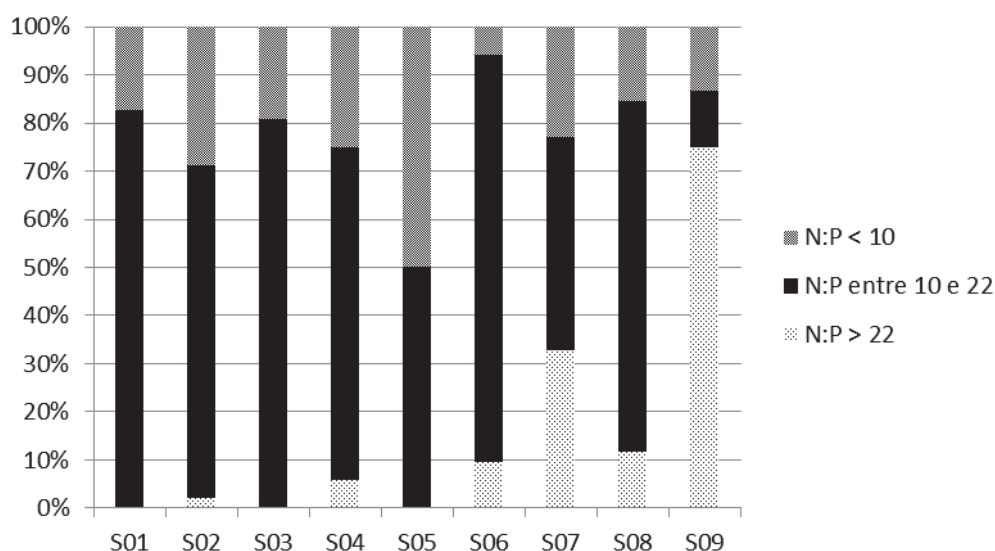


Figura 16 Relação N:P em percentual por local pesquisado.

Para os casos em que o fósforo é o nutriente limitante ($n=71$), destacam-se os locais S07 e S09 com 24 e 55% das amostras limitantes, respectivamente. S07 se diferencia por apresentar menores concentrações de fósforo em comparação aos demais locais. S09 apresenta maiores concentrações de nitrogênio do que S02, S03, S04, S06, S07 e S08. Ambientes com razões N:P baixas são propensos à eutrofização e favorecem a florações de cianobactérias, uma vez que o crescimento do fitoplâncton é limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio. Logo, é estimulado o crescimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (COTOVICZ JÚNIOR, et al., 2013).

Ao se observar a Tabela 14, constata-se correlação negativa entre a relação N:P e a

vazão para seis dos nove locais estudados. Com o aumento da vazão, há aumento das concentrações de fósforo total, o qual não é seguido pelo aumento do nitrogênio total.

Tabela 14 Correlações encontradas entre relação N:P e parâmetros pesquisados

Local		Vazão	Turbidez	Cl-a	P solúvel	P total	TOC
S02	Relação N:P	-0,828**	-0,680**	-0,670**	0,556**	-0,711**	-0,575**
S03	Relação N:P					-0,564**	-0,510**
S04	Relação N:P	-0,792**	-0,695**	-0,681**		-0,699**	-0,554**
S06	Relação N:P	-0,712**	-0,691**			-0,582**	
S07	Relação N:P	-0,606**	-0,539**	-0,534**		-0,510**	
S08	Relação N:P	-0,777**	-0,739**	-0,517**		-0,630**	-0,545**
S09	Relação N:P	-0,631**	-0,787**	-0,784**		-0,835**	-0,804**

** correlação significativa ao nível de 1%; Cl-a – Clorofila-a; P solúvel – Fósforo solúvel; P total – Fósforo total; TOC – Carbono orgânico.

5.2 Produção e Descarga de Sedimentos Suspensos

As descargas de sedimentos suspensos foram estimadas pela aplicação das equações 3 (Tomazoni et al., 2005) e 4 (Guimarães, 2010) para cada uma das amostras em cada local de estudo, conforme vazões e turbidez que deram origem às médias apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15 Médias de vazão, turbidez e área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro

Local	Vazão média (m ³ s ⁻¹)	Desvio padrão	Turbidez média (NTU)	Desvio padrão	Vazão da sub- bacia (m ³ s ⁻¹)	Área da sub- bacia (km ²)	Área acumulada (km ²)
S01	0,56	0,29	20,42	18,98	0,56	18,40	18,40
S02	8,95	3,97	65,22	112,00	8,40	262,67	374,12
S03	2,78	1,43	56,91	75,52	2,78	93,05	111,45
S04	13,28	6,90	74,92	116,11	1,55	68,13	534,05
S05	3,05	1,52	61,93	85,65	3,05	91,80	465,92
S06	26,75	20,89	43,09	42,96	10,42	220,45	1.367,75
S07	19,80	21,20	67,51	121,77	19,80	613,25	1.147,30
S08	49,85	43,83	56,70	89,41	3,30	86,42	1.454,17
S09	9,80	12,07	76,97	125,42	9,80	329,42	1.783,59
Área da bacia hidrográfica com cursos d'água que desaguam diretamente no reservatório de Itaipu (não pesquisada)						435,51	2.219,10

A estimativa da descarga de sedimentos suspensos para os locais S08 e S09, mostrados na Tabela 16, indicam que a Equação 4 pode estimar uma descarga de sedimentos 1,35 vezes maior do que a Equação 3.

Tabela 16 Vazão, turbidez e estimativa da descarga de sedimentos suspensos para os rios São Francisco Verdadeiro (S08) e Marrecos (S09) - julho de 2011 e junho de 2013

	S08	S09	Total
Vazão média ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	49,85	9,80	59,65
Desvio padrão	43,83	12,07	54,67
Turbidez média (NTU)	56,70	89,41	61,37
Desvio padrão	76,97	125,42	94,02
Descarga de sedimentos suspensos ^(a) (t ano^{-1})	129.202	41.891	171.093
Descarga de sedimentos suspensos ^(b) (t ano^{-1})	173.053	57.228	230.281

^(a) Equação 3; ^(b) Equação 4.

Considerando-se a localização de cada ponto de coleta, é possível dividir a bacia hidrográfica em sub-bacias, cujas áreas podem ser calculadas e as descargas de sedimentos suspensos podem ser estimadas pela diferença entre a entrada e a saída de cada sub-bacia, conforme mostrado na Tabela 17. Os locais S01, S03, S05, S07 e S09 não recebem descarga de sedimentos de outros locais pesquisados. O local S02 recebe descarga de sedimentos de S01, enquanto o local S04 recebe descarga de sedimentos de S03 e S02. O local S06 recebe descarga de sedimentos de S05 e S04 e o local S08 recebe descarga de sedimentos de S07 e S06.

Tabela 17 Descarga específica de sedimentos suspensos (Q_{ss}) estimada com as equações 3 e 4, em $\text{t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$, para as sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro

Local	Área da sub-bacia (km^2)	$Q_{ss}^{(a)}$ ($\text{t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$)	$Q_{ss}^{(b)}$ ($\text{t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$)
S01	18,40	15,95	17,13
S02	262,67	70,35	93,38
S03	93,05	53,94	70,65
S04	68,13	123,11	169,24
S05	91,80	58,11	75,93
S06	220,45	8,73	3,98
S07	613,25	115,65	157,07
S08	86,42	217,99	300,06
S09	329,42	127,17	173,72
Área pesquisada	1.783,59	95,93	129,11

^(a) Equação 3; ^(b) Equação 4.

Cunha Filho et al. (2010), em um estudo no riacho Exu, encontraram uma descarga de sedimentos de $115,59 \text{ t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$ naquela bacia hidrográfica. O valor é superior às $95,93 \text{ t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$ e inferior às $129,11 \text{ t ano}^{-1} \text{km}^{-2}$ estimadas no presente estudo de acordo com as

equações 3 e 4, respectivamente.

Lima et al. (2005) estudaram a produção específica de sedimentos em suspensão para vários afluentes da bacia do rio Paranapanema e encontraram valores que variaram entre 13 e 77 t ano⁻¹ km⁻², os quais são semelhantes aos valores estimados para as sub-bacias S01, S02, S03 e S05.

Em um estudo de 2007, Poletto et al. (2011) estimaram a produção de sedimentos em suspensão específica em 5 t ano⁻¹ km⁻². A bacia hidrográfica estudada foi a do rio São Francisco Falso, que está localizado cerca de 30 km ao sul da bacia hidrográfica aqui estudada. Essa bacia hidrográfica também tem uma saída no reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu e ambas compõem uma bacia hidrográfica maior (Paraná III).

Embora se saiba que as características geomorfológicas do solo, seu uso e ocupação, a duração e a distribuição anual das chuvas exercem influência sobre a produção de sedimentos de uma bacia e podem ser diferentes para as bacias comparadas, os valores apresentados por Cunha Filho et al. (2010) e Lima et al. (2005) e aqueles aqui estimados são semelhantes.

Ao serem comparados os valores aqui encontrados com o estudo de Poletto et al. (2011), embora haja semelhança quanto aos valores estimados para S06, os dados representam apenas 3,0 e 1,67% da produção específica de sedimentos suspensos estimada para os locais S04 e S09, respectivamente, de acordo com a Equação 4.

Com base na classificação para produção de sedimentos adotada por Carvalho et al. (2000), baixa < 70 t ano⁻¹ km⁻², moderada 70-175 t ano⁻¹ km⁻², alta 175-300 t ano⁻¹ km⁻², e muito alta > 300 t ano⁻¹ km⁻², a produção de sedimentos estimada neste estudo pode ser considerada baixa para as sub-bacias S01, S03, S05 e S06, moderada para S02, S04, S07 e S09 e alta para S08.

Os valores registrados no local S06, possivelmente, foram favorecidos pela sedimentação que ocorreu no reservatório da pequena central hidrelétrica São Francisco, que está em operação desde novembro de 2010 e está localizado entre S04 e S06. Haja vista a sub-bacia S04 ter uma das maiores produções específicas de sedimentos suspensos, deve ser dada uma atenção especial ao assoreamento desse reservatório, pois poderia comprometer a geração de energia em curto prazo.

Os menores valores para descarga específica de sedimentos foram registrados para as sub-bacias iniciais (S01, S03 e S05). Pequenos corpos de água tendem a variar rapidamente de volume em eventos de cheia, assim, a vazão pode diminuir em períodos que são mais breves do que entre duas coletas de amostras e produzir uma subestimação da descarga de sedimentos. Em pequenas bacias hidrográficas, os hidrogramas e sedimentogramas têm duração de poucas horas, assim, informações diárias podem não representar os processos ocorrentes nestas bacias (MINELLA, 2004). Além disso, como esses rios são de primeira ordem, a descarga pode ser pequena, portanto, não ocorre

sedimentação durante os períodos de baixa vazão, nem ressuspensão de sedimentos do curso de água durante cheias.

O aumento concomitante da vazão e da turbidez indica que os maiores volumes de descarga de sedimentos suspensos ocorrem nessas condições. A curva de descarga de sedimentos resultante será exponencial e corrobora o estudo de Poletto et al. (2011) em outra bacia hidrográfica da região, assim, é possível que a bacia seja instável em relação à formação ou ao atual uso do solo.

Conforme se observa-se na Figura 17, em S03, S07 e S08, em um único evento, foram descarregados 38, 40 e 34%, respectivamente, de toda a descarga estimada de sedimentos suspensos para o período de dois anos. Carvalho et al. (2000) afirmam que a maior parte da carga sólida dos cursos de água é transportada durante a estação das chuvas, o que corresponde a aproximadamente 70 a 90 % da carga total anual.

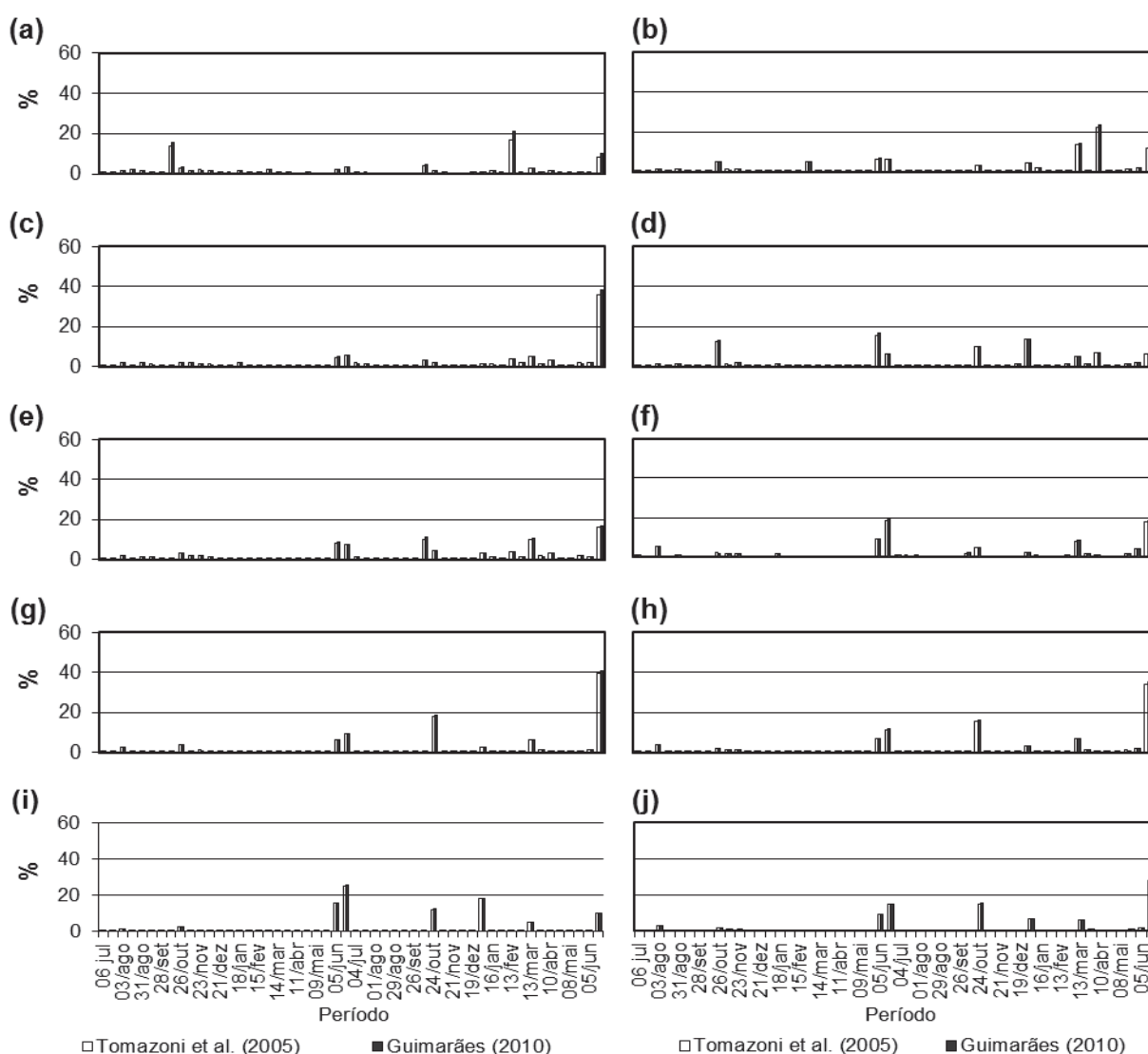


Figura 17 Estimativas de descarga de sedimentos suspensos de acordo com as Equações 3 e 4 - em percentual - por coleta, para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h), S09 (i) e bacia total (j).

Os maiores valores registrados nos locais S04, S07, S08 e S09 são pelo menos duas vezes superiores à média daqueles registrados nas sub-bacias iniciais. Ao serem observados os coeficientes de variação apresentados na Tabela 18, pode-se concluir que os locais com as maiores produções específicas de sedimentos em suspensão estão sujeitos a maiores variações de vazão e turbidez, cujos pontos são compreendidos do meio para o final da bacia hidrográfica.

Tabela 18 Coeficiente de variação para vazão e turbidez para as sub-bacias da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro

Local	CV vazão	CV turbidez
S01	0,52	0,92
S02	0,44	1,72
S03	0,51	1,33
S04	0,52	1,55
S05	0,50	1,38
S06	0,78	1,00
S07	1,07	1,80
S08	0,88	1,58
S09	1,23	1,63

5.3 Enquadramento na Classe II – Resolução 357/05 – CONAMA

Na Tabela 19 estão os percentuais de não conformidades, encontrados em todas as campanhas para todos os locais pesquisados para enquadramento em rios classe II de acordo com a resolução 357/05 – CONAMA, considerando os parâmetros avaliados.

Tabela 19 Não conformidades para enquadramento do local de controle e dos nove locais pesquisados na classe II da Resolução 357/05 – CONAMA, em percentuais

	C00	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09
OD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
pH	96,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbidez	0	1,9	17,3	11,5	17,3	15,4	11,5	13,5	11,5	15,4
Cl-a	0	94,2	0	0	0	0	0	0	0	0
P total	0	100,0	42,3	34,6	44,2	100,0	69,2	15,4	28,8	30,8

OD – Oxigênio dissolvido; pH – potencial hidrogeniônico; Cl-a – Clorofila-a; P total – Fósforo total.

Nenhuma não conformidade foi encontrada para oxigênio dissolvido, o que leva à conclusão de que a presença de matéria orgânica na água dos locais pesquisados está dentro da capacidade de suporte do meio. Cunha et al. (2013), em pesquisa com 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos do Estado de São Paulo, identificaram não conformidades entre 0 e 64% para oxigênio dissolvido para enquadramento na classe II da

Resolução 357/05 – CONAMA. Os autores observaram que os resultados desconformes foram mais frequentes nas unidades industrializadas e em processo de industrialização, seguidas pelas unidades com vocação para agropecuária e conservação.

Sabe-se que o oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros para controle dos níveis de poluição das águas. Valores baixos indicam a presença de matéria orgânica, geralmente originada de esgotos, devido à alta quantidade de biomassa de bactérias aeróbicas decompositoras (PEREIRA, 2004; ANDRIONI, SANDRE e STOLBERG, 2009). Blume et al. (2010) ressaltam que concentrações de oxigênio dissolvido insuficientes à manutenção da vida aquática foram encontradas em período de baixa vazão, ou seja, há a indicação de falta de capacidade do corpo hídrico para diluição de esgoto nessas condições e sugerem que a prioridade para amenizar o problema deve estar associada às atividades urbanas com aumento da coleta e melhoria do tratamento do esgoto.

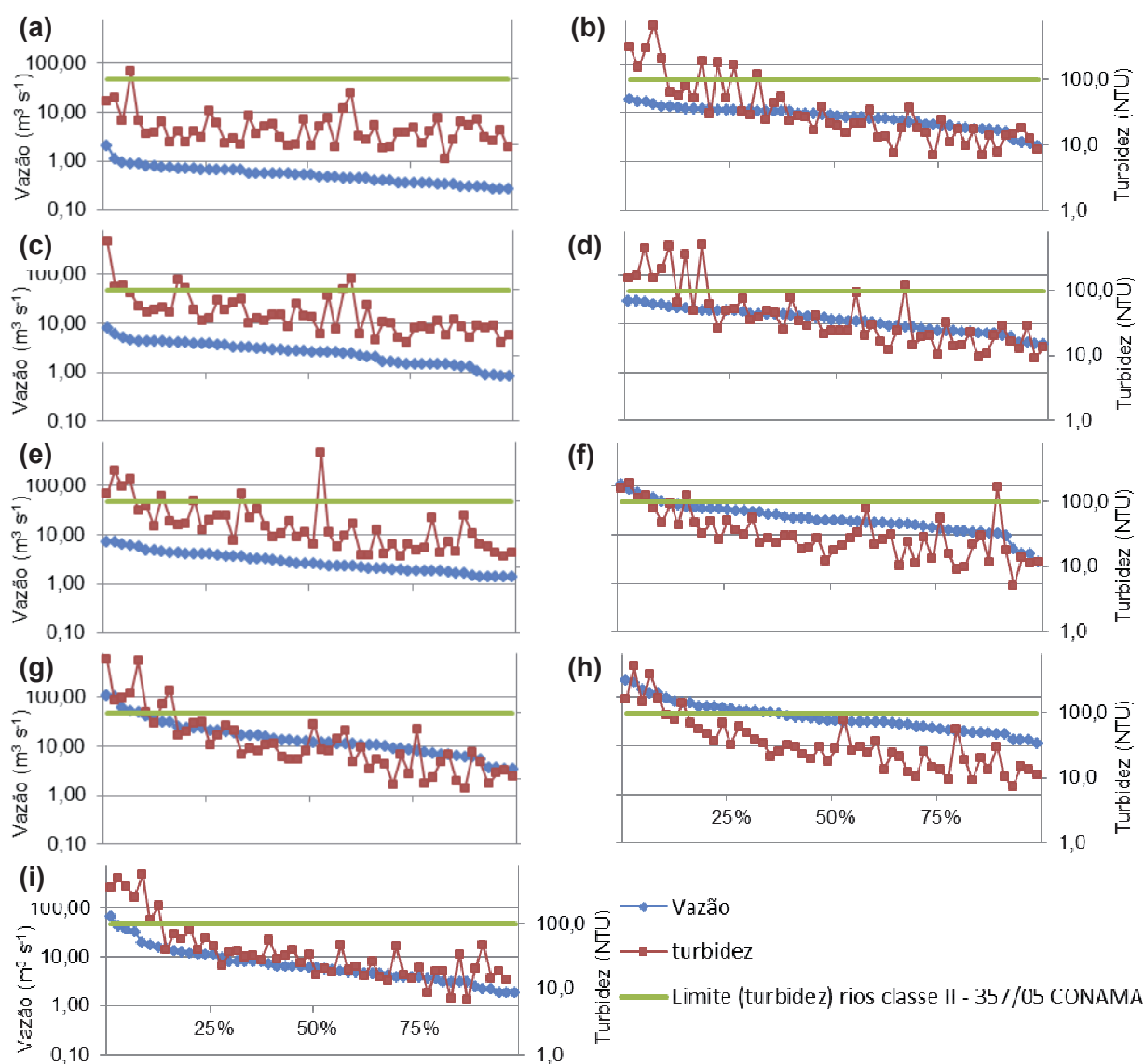


Figura 18 Curvas de permanência de vazão e respectivas turbidez, registradas para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).

O único local de coleta com pH abaixo de 6 é C00, uma fonte natural que, pela ausência de turbidez, clorofila-a e fósforo, pode ser considerada não impactada. Pereira (2004) afirma que a acidez no meio aquático (pH baixo) é causada principalmente pela presença de dióxido de carbono, ácidos minerais e sais hidrolisados. Rebelo e Araújo (1999) identificaram 13 fontes naturais com pH menor que 6 em 36 fontes pesquisadas.

De acordo com esta pesquisa, a turbidez apresentou não conformidade para os nove locais pesquisados, com uma ocorrência em S01, seis ocorrências em S03, S06 e S08, sete ocorrências em S07, oito ocorrências em S05 e S09 e nove ocorrências em S02 e S04. Em geral, as não conformidades de turbidez estão associadas a eventos de grande vazão conforme pode ser observado na Figura 18. Cunha et al. (2013) identificaram não conformidades com a Resolução 357/05 – CONAMA entre 0 e 30% para turbidez em pesquisa realizada em 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos do Estado de São Paulo.

A clorofila-a apresentou não conformidade em 50 das 52 campanhas para S01. Nenhuma não conformidade foi encontrada para a clorofila-a nos demais locais pesquisados. Cunha e Calijuri (2010) obtiveram valores médios de clorofila-a abaixo de $5 \mu\text{g L}^{-1}$, considerando-se todos os nove pontos de amostragem da nascente à foz do rio Pariquera-Açu. As maiores concentrações foram encontradas logo abaixo do lançamento da estação de tratamento de efluentes, resultados iguais aos obtidos no presente estudo.

O fósforo total apresentou não conformidades para os nove locais pesquisados, com destaque para S01 e S05 em que foram constatadas não conformidades para fósforo total na totalidade das amostras conforme mostrado na Figura 19. Cunha et al. (2013) pesquisaram 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos do Estado de São Paulo e identificaram não conformidades com a Resolução 357/05 – CONAMA entre 10 e 83% para fósforo total. Observaram também que, mesmo em unidades de conservação, as desconformidades para fósforo total chegaram a 77 e 49%, evidenciando a possibilidade de pressão antrópica sobre estes locais. Sardinha et al. (2008) constataram não conformidades para enquadramento do Ribeirão do Meio em Leme – São Paulo na classe II da Resolução 357/05 – CONAMA, em todas as amostras apenas para fósforo total, com aumento da concentração na região urbanizada e em época de menor vazão.

Lamparelli (2004) encontrou 64% das concentrações médias de fósforo total acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ em pesquisa realizada em 35 locais de coleta em rios do Estado de São Paulo. É importante destacar que 24 dos 35 locais pesquisados estão localizados em bacias hidrográficas com densidade demográfica superior a 100 hab. km^{-2} . Andrioni, Sandre e Stolberg (2009) constataram concentrações médias para todos os pontos acima de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ em estudo nos meses de março, agosto, setembro e novembro de 2008 e março de 2009 para o rio queimados, com resultados pelo menos três vezes maiores para o trecho após o perímetro urbano da cidade de Concórdia – Santa Catarina. Blume et al. (2010) afirmam que

as condições de qualidade da água diminuem na parte inferior da bacia hidrográfica, a qual apresenta densidade populacional mais elevada (aproximadamente 300 hab. km²), o que explicaria a degradação da qualidade da água.

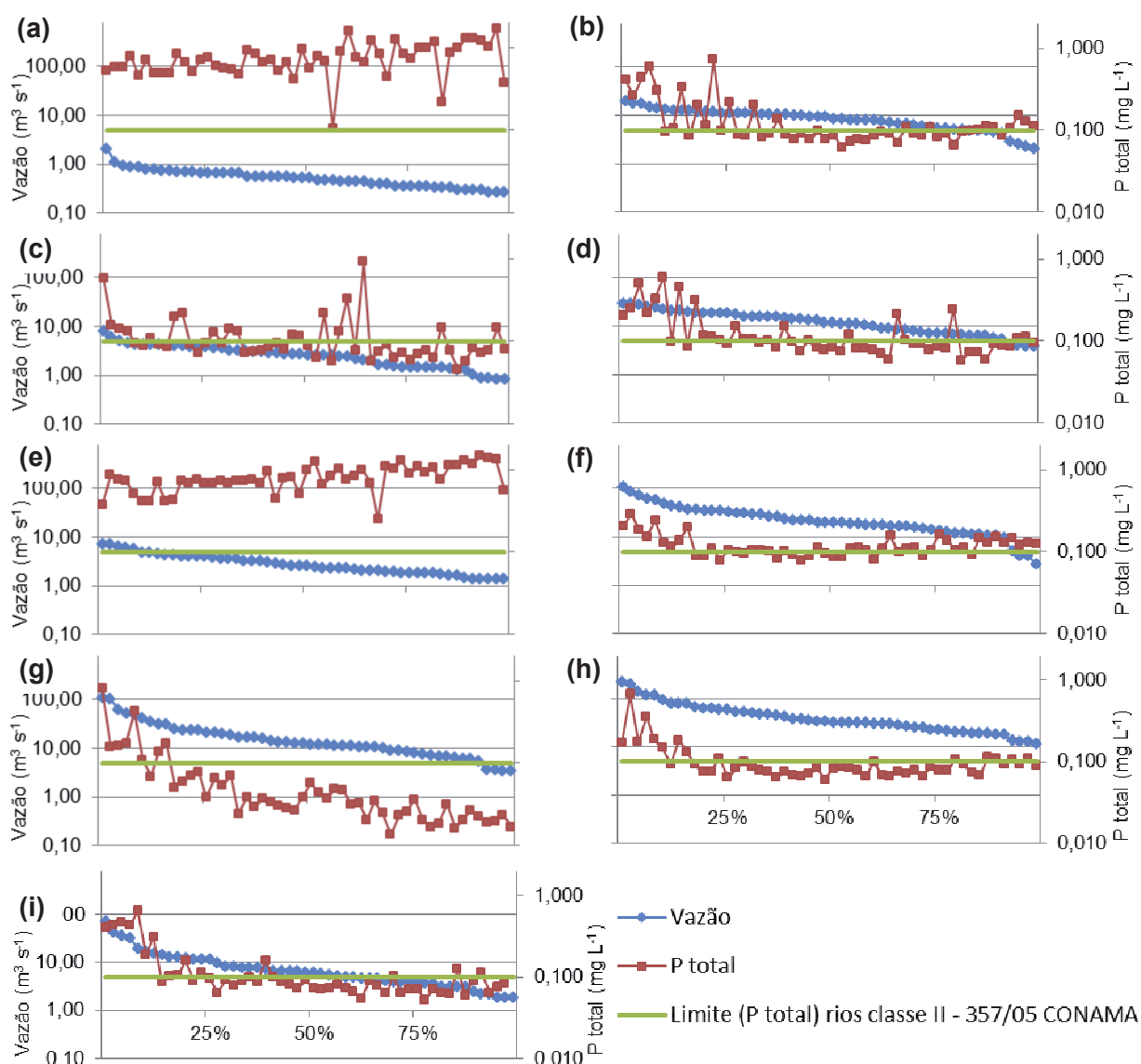


Figura 19 Curvas de permanência de vazão e respectivas concentrações de fósforo total registradas para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).

As observações registradas *in loco* durante a realização das coletas amostrais ajudam a explicar algumas variações importantes ocorridas isoladamente em alguns locais de coleta. Na Figura 20 (a), pode-se observar que, em S01, os menores valores registrados para fósforo total ocorreram durante a “Operação Iguaçu – Água Grande”. E envolveu tanto a Polícia Federal como o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que culminou com a autuação da empresa de saneamento por poluição de vários rios no Estado do Paraná. Na campanha realizada em 26 de setembro de 2012, após identificar o fato de que os lançamentos de esgotos originários da estação de

tratamento estavam sendo realizados durante a noite e madrugada, foram realizadas duas coletas. A primeira às 07:00 horas e a segunda às 14:00 horas. Os resultados obtidos para fósforo total foram 2,328 e 0,274 mg L⁻¹, respectivamente, confirmando a informação que o maior volume de lançamento de esgoto tratado estava sendo realizado no período noturno.

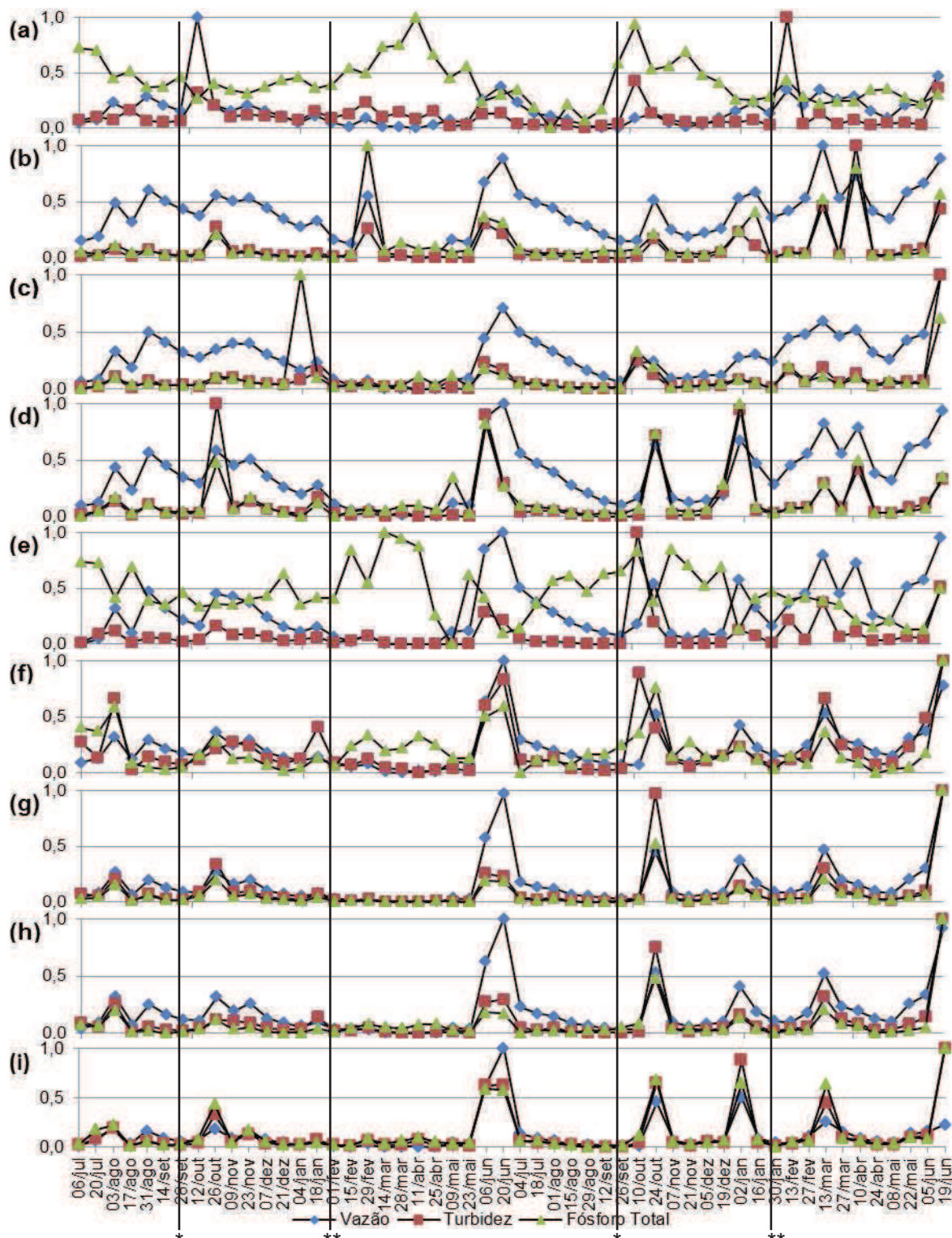


Figura 20 Comparativos temporais para vazão, turbidez e fósforo total, normalizados para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).

* Plantio da safra de verão ** Plantio da 2ª safra.

O maior valor para fósforo total registrado em S02 ocorreu em 29 de fevereiro de 2012, conforme pode ser observado na Figura 20 (b), ocasião em que forte precipitação pluviométrica fora observada na noite anterior na cidade de Cascavel, cabeceira da Bacia. Mesmo sem evidência de precipitação pluviométrica recente em S02, o nível do rio estava elevado caracterizando uma onda de cheia que ainda não havia atingido S04. Os sólidos em suspensão tiveram origem, possivelmente pela ressuspensão dos sedimentos de fundo a montante de S02, com a maior concentração de fósforo total registrada para este local de coleta.

O maior valor para fósforo total registrado em S03, apresentado na Figura 20 (c), coincidiu com a identificação de forte odor de dejetos suíno na água durante a realização da campanha em 04 de janeiro de 2012. Isso confirma a informação de vizinhos de que os despejos de dejetos suínos são frequentes no rio Lopeí.

Em S05, o menor valor para fósforo total foi encontrado na campanha realizada em 09 de maio de 2012, conforme é apresentado na Figura 20 (e). Não houve aumento de vazão que justificasse uma possível diluição, porém, foi registrado aumento concomitante da concentração de fósforo total em S04, que pode ser explicado pela troca de local de lançamento do esgoto urbano da cidade de Toledo, pela operação de uma estação de bombeamento. A partir do local de coleta S02, a vazão do rio São Francisco Verdadeiro é grande o suficiente para diluir e mascarar eventos de lançamento localizados, sendo estes casos de difícil observação. Este também é o caso das sub-bacias S07 e S09, cujos valores se aproximam daqueles registrados para S02, S04, S06 e S08, conforme pode ser observado na Figura 20 (b), (d), (f), (g), (h) e (i).

Embora nos locais de coleta S02, S04, S06, S07, S08 e S09, cujas ocupações predominantes são atividades agropecuárias, tenha havido acréscimo das concentrações de fósforo total e turbidez após a época de plantios das safras 2012 e 2013 (26 de outubro de 2012 e 24 de outubro de 2012), conforme pode ser observado na Figura 20 (b), (d), (f), (g), (h) e (i), em épocas de estágio avançado de desenvolvimento cultural (20 de junho de 2012, 02 de janeiro e 19 de junho de 2013), e portanto maior cobertura de solos, foram registrados picos ainda maiores, dando indicativo de que o acréscimo ocorre pelo araste do solo, ocasionado pelo aumento de vazão e não pode ser atribuído especificamente ao uso de fertilizante fosfatado. Minella et al. (2007) atribuíram 32 e 45% dos sedimentos gerados em duas bacias hidrográficas no Estado do Rio Grande do Sul às contribuições originárias da erosão das estradas e da própria rede fluvial.

5.4 Índice de Estado Trófico - IET

No índice de estado trófico, os resultados correspondentes ao fósforo, IET (PT), são um indicativo do potencial de eutrofização. O fósforo é o nutriente que atua como agente

causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila-a, IET(CI-a), é uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, logo, indica a presença de algas na água. Assim, o índice médio engloba a causa e o efeito do processo de eutrofização. Em um corpo hídrico em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila-a certamente coincide com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo.

Nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila-a reflete esse fato e classifica o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo (CETESB, 2007). Os resultados observados na Tabela 20 permitem a divisão dos pontos pesquisados em cinco categorias diferentes:

Tabela 20 Índices de estado trófico e classificação do estado de trofia para o local de controle e nove locais de coleta

Local	CI-a	IET ^(a)	PT	IET ^(b)	IET(CI-a)	IET ^(c)	IET(PT)	IET ^(d)	IET	IET ^(e)
C00	0,01	U	0,00	U	10,24	U	10,02	U	10,13	U
S01	63,44	H	0,69	H	86,02	H	67,92	H	76,97	H
S02	2,44	M	0,12	M	57,81	M	58,73	M	58,27	M
S03	7,91	H	0,10	M	68,00	H	58,00	M	63,00	E
S04	2,80	M	0,11	M	59,01	E	58,53	M	58,77	M
S05	4,04	E	0,77	H	62,19	E	68,45	H	65,32	S
S06	2,15	M	0,12	M	56,72	M	58,63	M	57,67	M
S07	1,82	M	0,04	M	55,27	M	53,47	M	54,37	M
S08	1,96	M	0,09	M	55,93	M	57,55	M	56,74	M
S09	2,15	M	0,10	M	56,72	M	58,09	M	57,40	M

CI-a ($\mu\text{g.m}^{-1}$) - Clorofila-a; IET^(a) - Classificação do Estado Trófico (CI-a); PT (mg.L^{-1}) - Fósforo total; IET^(b) - Classificação do Estado Trófico (PT); IET(CI-a) - Índice de Estado Trófico para Clorofila-a; IET^(c) - Classificação do Estado Trófico (IET(CI-a)); IET(PT) - Índice de Estado Trófico para fósforo total; IET^(d) - Classificação do Estado Trófico (IET(PT)); IET - Índice de Estado Trófico (média); IET^(e) - Classificação do Estado Trófico (IET); H - Ultraoligotrófico; M - Mesotrófico; E - Eutrófico; S - Supereutrófico; H - Hipereutrófico.

- C00, em que não há eutrofização, é uma nascente protegida no perímetro urbano da cidade de Cascavel;
- S01, classificado como hipereutrófico nas cinco classificações realizadas, está localizado a jusante do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto da cidade de Cascavel. Lagoas facultativas de efluentes têm alta concentração de nutrientes e são ambientes favoráveis ao desenvolvimento de algas. O lançamento em um corpo hídrico com pequena capacidade de diluição explica o IET encontrado nesse ponto. Em estudo realizado por Zanini et al. (2010), conclui-se que os resultados do IET estão associados à poluição ao longo

da bacia hidrográfica. Portanto, demonstra a correlação com o entorno e com o uso da terra nas propriedades ribeirinhas;

- c) S03, cuja classificação como eutrófico pelo IET, é resultante da média de um elevado IET(CI-a) e um baixo IET(PT), que pode ser explicado pela ausência de atividades urbanas e um grande número de tanques para criação de peixes. Os tanques são ambientes favoráveis ao desenvolvimento de algas, pois suas águas livres de turbulência e expostas ao sol são enriquecidas pelo fósforo contido na ração da alimentação dos peixes e pelo nitrogênio decorrente seus dejetos.
- d) S05, classificado como supereutrófico pelo IET, resultante da média de um baixo IET(CI-a) e um elevado IET(PT), está localizado a jusante do lançamento do efluente das estações de tratamento de esgoto da cidade de Toledo, as quais não possuem lagoas de estabilização. O lançamento do efluente tratado enriquece a água do corpo hídrico com fósforo, porém, as condições ambientais desfavorecem o desenvolvimento de algas;
- e) S02, S04, S06, S07, S08 e S09, todos classificados como mesotróficos pelo IET, são locais com vazões que lhes auferem boa capacidade de diluição ou estão localizados distantes de fontes pontuais, tendo possíveis impactos amenizados por sua capacidade natural de autodepuração. Devido ao processo de autodepuração e à influência da afluição de rios com melhores condições, locais a jusante podem apresentar melhoria na qualidade da água (ZANINI et al., 2010).

É importante observar que, para S01, S03 e S05, nenhuma das campanhas apresentou relação N:P maior que 22. Isso significa que o processo de eutrofização, nestes casos, é limitado por fósforo ou por ambos, mas nunca pelo nitrogênio. Lamparelli (2004) constatou que, em lagos considerados eutróficos, as relações N:P variaram entre 4,1 e 19 (média 9,0) e nos lagos considerados mesotróficos, as relações variaram entre 9,3 e 104 (média 35,0). Resultado idêntico foi encontrado por Andrioni, Sandre e Stolberg (2009) ao avaliarem o IET do rio Queimados em Santa Catarina. O IET teve forte elevação no trecho em que o rio tem influência urbana, o qual declina à medida que recebe outros contribuintes de origem rural e se aproxima da foz.

Em estudo realizado na bacia do alto Rio Uruguai no Oeste catarinense, Ternus et al. (2011) concluíram que, para a maioria dos rios, da nascente até a foz, há aumento gradual de fósforo, nitrito e nitrato, com destaque para os rios que atravessam áreas urbanas, onde se verifica um desvio desse padrão, ocasionado pela elevada entrada de material orgânico.

5.5 Discussão Transversal

A avaliação das correlações apresentadas na Tabela 9, condutividade elétrica e fósforo solúvel e Tabela 10, turbidez e fósforo total, foi possível inferir que, com a

combinação condutividade elétrica e turbidez, é possível indicar com bom grau de acerto as concentrações de fósforo total para determinado corpo hídrico, dentro dos limites identificados no estudo, sem a necessidade de análises laboratoriais.

Na Figura 21, é possível observar as concentrações obtidas para fósforo total e previstas a partir dos parâmetros condutividade elétrica e turbidez.

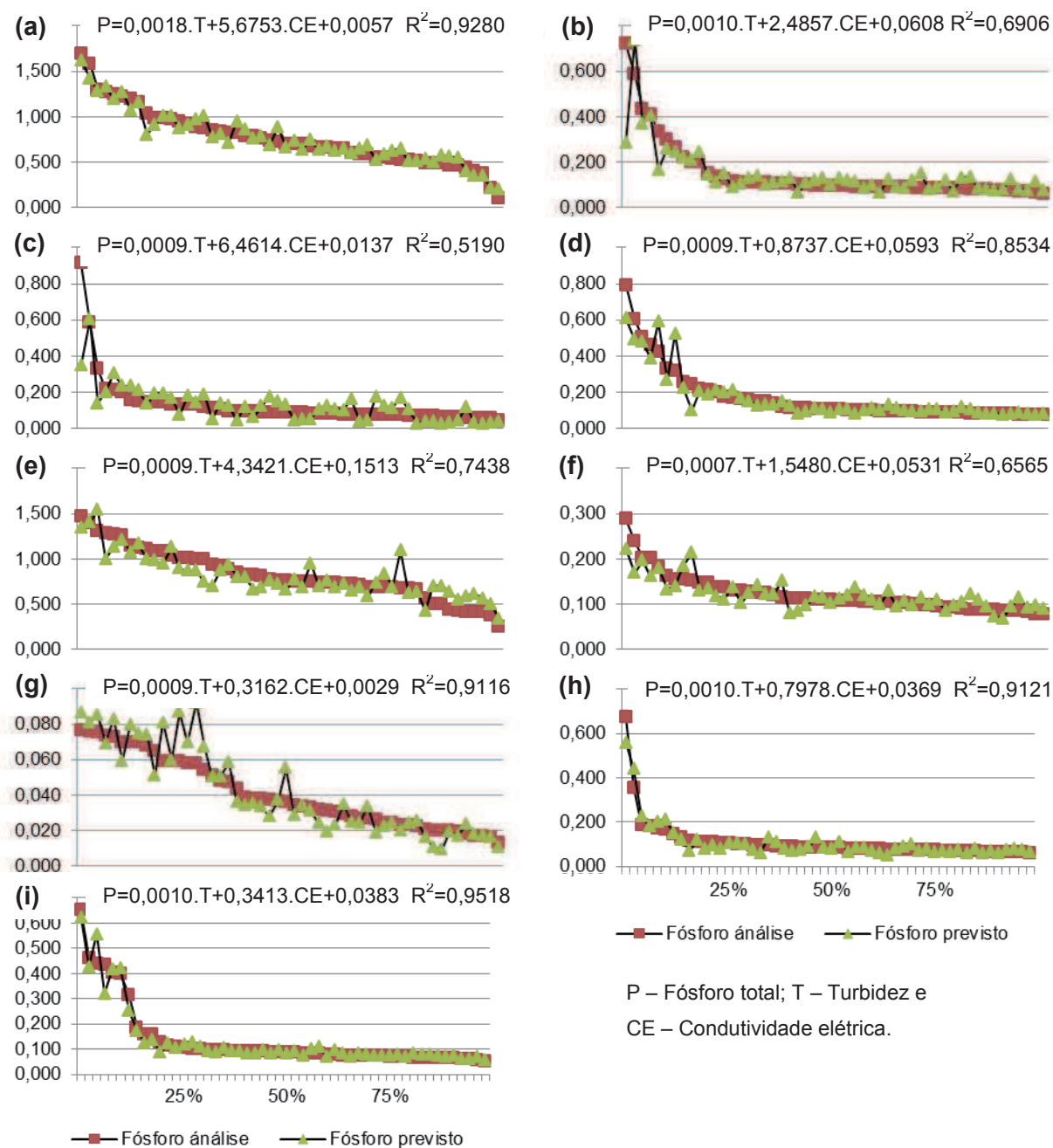


Figura 21 Comparativos entre os resultados de fósforo total apurados e previstos de acordo com as equações propostas, para os locais S01 (a), S02 (b), S03 (c), S04 (d), S05 (e), S06 (f), S07 (g), S08 (h) e S09 (i).

Os coeficientes de determinação (R^2) são superiores a 0,5 para os nove locais

estudados e maiores que 0,9 para os locais S01, S07, S08 e S09. Simeonov et al. (2003) afirmam que um programa de monitoramento ambiental inclui coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de grande número de variáveis, cujo resultado é uma matriz de grandes dimensões e complexa interpretação. Os autores sugerem que, em muitos casos, um pequeno número de variáveis contém as informações mais relevantes, enquanto, a maioria das variáveis adiciona pouco ou nada à interpretação dos resultados, em termos qualitativos.

O índice de estado trófico – IET, apresentado na Tabela 20, classificou seis locais de coleta como mesotróficos, um eutrófico, um supereutrófico, um hipereutrófico. Os mesmos nove locais de coleta não podem ser enquadrados na classe II da resolução 357/05 - CONAMA, conforme Tabela 19, por superarem os limites máximos para turbidez e fósforo.

A diferença de classificação entre IET e classe II se deve ao fato de que, para o primeiro, calculam-se as médias geométricas das concentrações, enquanto para o segundo, são considerados os valores de cada amostra. Assim, um único valor fora do limite confere não conformidade a um corpo hídrico, mas pode não alterar o estado trófico, uma vez que em um grande número de amostras não elevaria a média significativamente. Por outro lado, o IET usa uma escala de evolução dividida em seis categorias que varia de ultraoligotrófico a hipereutrófico, ao passo que, para o enquadramento, há um limite cuja resposta é apenas abaixo ou acima.

Conceitualmente, o IET pode ser obtido apenas com as concentrações de fósforo total. Na prática, as não conformidades apontadas na presente pesquisa se resumiram às concentrações de fósforo total, uma vez que as não conformidades para turbidez também são para fósforo, porém, o contrário não é verdadeiro. Logo, isso indica que, em eventos de alta turbidez, as concentrações de fósforo total acima do limite estão presentes. Estudo de Sardinha et al. (2008) também identificou não conformidades em todas as amostras apenas para fósforo total.

A Figura 19 (a) e (e) deixa claro que os locais S01 e S05, fortemente influenciados pelas atividades urbanas, têm as concentrações de fósforos aumentadas com a diminuição da vazão. Com vistas à diminuição dos níveis de não compatibilidade com o enquadramento, é fundamental ampliar o tratamento de esgotos domésticos e melhorar a eficiência de estações de tratamento de esgotos (CUNHA et al., 2013).

A Figura 19 (g) mostra que o local S07, exutório de uma sub-bacia predominantemente agropecuária, tem elevadas concentrações de fósforo total em eventos de maior vazão e cujas menores concentrações registradas ocorrem em época de menores vazões. Ações para atenuação das cargas difusas oriundas de episódios de chuva contribuem efetivamente para o aumento da compatibilidade com o enquadramento (CUNHA et al., 2013).

Ainda, a Figura 19 (b), (c), (d), (f), (h) e (i) evidencia, em maior ou menor grau, a

junção de impactos urbanos e agropecuários em S02, S03, S04, S06, S08 e S09. De maneira geral, as concentrações de fósforo ficaram acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ nos extremos de vazão (alta e baixa). Para ser efetivo, o manejo dos recursos hídricos deve promover a integração de variáveis quantitativas (vazão) e qualitativas (concentrações de poluentes).

Altas vazões impactam devido à contribuição de poluentes originados de escoamento superficial. Em períodos chuvosos, ocorrem eventos de cheia, nos quais a água que deveria ficar armazenada no interior da bacia hidrográfica escoar com tamanha turbulência, que sua força desagrega e carrega partículas de solo com nutrientes e poluentes que se acumulam no interior de rios, lagos e reservatórios. Baixas vazões, acarretadas pela falta de armazenamento de água no sistema, diminuem a capacidade de diluição para lançamentos das cargas poluentes que não têm outro local para deposição (CUNHA, CALIJURI E MEDIONDO, 2012).

De acordo com os resultados apresentados por Vanzela, Hernandez e Campos (2010), áreas ocupadas por matas promovem a redução da intensidade do escoamento superficial e também contribuem para a melhoria da qualidade da água, favorecendo a regularização da vazão em virtude da maior cobertura, estabilidade e infiltração de água no solo. De maneira geral, áreas habitadas (área urbana e moradias rurais), agricultadas (culturas perenes e anuais) e as matas degradadas contribuem para a redução da regularidade da vazão e da qualidade de água em função de alterações temporárias na intensidade do escoamento superficial.

Cada rio é influenciado pelas características de seu entorno e tem uma capacidade de reciclagem de nutrientes que aumenta com a distância percorrida. Uma sobrecarga faz com que o problema seja transferido para jusante. Caso hajam novas sobrecargas a jusante então ocorrerá perda da qualidade da água.

O crescimento da população, o processo de urbanização e a intensificação da agricultura e das criações levam ao aumento da demanda de água para usos doméstico, agrícola e industrial e criam uma pressão crescente sobre a qualidade da água dos rios. Logo, impõe-se a necessidade de maior controle na origem dos nutrientes e melhoramento do manejo do ecossistema (WITHERS e JARVIE, 2008).

6 CONCLUSÕES

Considerando o resultado de 52 campanhas realizadas durante 24 meses em nove locais diferentes e um local de controle ao longo da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro, é possível concluir que:

- O estudo abrangeu eventos de baixa, média e alta vazão em todos os locais de coleta, com variações ao longo do período estudado, que representam adequadamente a qualidade da água da bacia hidrográfica. Nas condições identificadas no estudo, turbidez e condutividade elétrica são parâmetros úteis e complementares para estimar concentrações de fósforo total em rios influenciados por atividades urbanas ou agropecuárias;
- Poucos eventos de grande vazão foram responsáveis pela maior parte do sedimento em suspensão, transportado para fora das sub-bacias hidrográficas, independente do tipo de atividade desenvolvida em cada local estudado;
- O aporte de sedimentos aos reservatórios causa impacto pela elevada presença de fósforo total em locais com influência de atividades agropecuárias, caracterizada pela correlação positiva significativa entre turbidez e fósforo total;
- Eventos de alta vazão causam aumento da turbidez que tem correlação positiva significativa com a concentração de fósforo total na água, com maiores coeficientes de determinação para locais com influência de atividades agropecuárias;
- O maior impacto à qualidade da água ocorre pela presença de fósforo total. As maiores concentrações para locais com influência de atividades urbanas ocorrem em períodos de baixa vazão. Contrariamente, as maiores concentrações para locais com influência de atividades agropecuárias ocorreram em eventos de alta vazão;
- Diferentes formas de uso e ocupação do solo acarretam impactos no processo de eutrofização que variaram no tempo e no espaço. Locais com influência urbana e que não apresentam ambiente favorável ao desenvolvimento de algas antes do lançamento no corpo hídrico foram classificados em classes diferentes pelo IET(CI-a) e pelo IET(PT). Locais com influência agropecuária e que apresentam ambiente favorável ao desenvolvimento de algas antes do lançamento no corpo hídrico também foram classificados em classes diferentes pelo IET(CI-a) e pelo IET(PT). Locais com influência de atividades urbanas apresentaram classificação de grau de trofia superior àqueles encontrados para locais influenciados por atividades agropecuárias.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Programas de monitoramento de qualidade da água são relativamente comuns no Brasil, com destaque para as regiões com maiores densidades populacionais, nas quais o conflito de interesses, decorrente da falta de qualidade da água é evidente. Os resultados dos trabalhos de monitoramento, pouco ou nada, são considerados na tomada de decisão do poder público para a preservação e recuperação de sistemas aquáticos.

O enquadramento ou classificação de corpos hídricos parece ser consequência de uma série de ações, muitas vezes consideradas irremediáveis. Muito ainda deve ser feito para que classes menos restritivas de qualidade da água sejam consideradas etapas intermediárias para uma situação mais adequada. O uso de parâmetros de fácil utilização e baixo custo, como condutividade elétrica e turbidez pode ser de grande utilidade, em situações em que um indicador aproximado seja suficiente para diagnosticar uma situação de degradação. O assunto merece aprofundamento da pesquisa, com o objetivo de determinação de situações em que seu uso seria suficiente bem como o desenvolvimento de protocolo para sua aplicação de forma adequada.

REFERÊNCIAS

- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazônica**, v.42, p.115-124, 2012.
- ANDRIONI, C. C.; SANDRE, C. L. H.; STOLBERG, J. Estado trófico da água do rio dos Queimados – SC. **Agora: revista de divulgação científica**, v.16, p.692-701, 2009.
- ANGST, F. **Estudos hidrossedimentológicos e de qualidade de água no rio Piquiri**. Cascavel: UNIOESTE, 2008. 55p. Dissertação Mestrado.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20ed., Washington D.C./USA, American Public Health Association, 1998.
- BAKKE, T.; KÄLLQVIST, T.; RUUS, A.; BREEDVELD, G. D.; HYLLAND, K. Development of sediment quality criteria in Norway. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.172-178, 2010.
- BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.34, p.253-261, 2010.
- BASTVIKEN, D.; SANTORO, A. L.; MAROTTA, H.; PINHO L. Q.; CALHEIROS D. F.; CRILL, P.; ENRICH-PRAST, A. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling. **Environmental Science e Technology**, v.44, p.5450–5455, 2010.
- BITTENCOUT, S.; GOBBI, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TDML. Viçosa: **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v.30, p.595-603, 2006.
- BLUME, K. K; MACEDO, J. C.; MENEGUZZI, J. C.; SILVA, L. B.; QUEVEDO, D. M. RODRIGUES, M. A. S. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of. Biology**, v.70, p.1185-1193, 2010.
- BRASIL. Lei no 9.433, de 08 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 União**, Brasília, DF, 09/01/1997, P. 470.
- CAMPANHA, M. B.; MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; FERRARESE, R. F. M. S.; TADINI, A. M.; GARBIN, E. V.; BISINOTI, M. C.; PEREIRA FILHO, E. R. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v.33, p.1831-1836, 2010.
- CARMO, R. F.; D.BEVILACQUA, P.; BASTOS, R. K. X. Vigilância da qualidade da água para consumo humano: abordagem qualitativa da identificação de perigos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, v.13, n.4, p.426-434, 2008.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL. 2000. 140p.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTNER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, p.618-622, 2000.

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; CARVALHO F. T.; GALO, M. L. B. T.; TRINDADE, M. L. B.; CORRÊA, M. R.; SANTOS, S. C. A. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçu. **Planta daninha**, v.23, p.225-231, 2005.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.306: Determinação de pigmentos fotossintetizantes - clorofila-A, B e C e feofitina-A - método de ensaio**. São Paulo, 1990. 22 p.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Anexo III da série relatórios – Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: índices de qualidade das águas**. São Paulo, 2007. 23 p.

CHELLA, M. R.; FERNANDES, C. V. S.; FERMIANO, G. A.; FILLI, H. D. Avaliação do transporte de sedimentos no rio Barigui. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, p.105-111, 2005.

CIH - Centro Internacional de Hidroinformática. **Bacia Hidrográfica São Francisco Verdadeiro Paraná – Brasil**. Disponível em: <<http://saofrancisco.hidroinformatica.org/br/arquivos>>. Acesso em: 14 set. 2009.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2013.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2013.

CORREA, R. S.; MELO FILHO, B.; BERNARDES, R. S. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, p.252–256, 2000.

COTOVICZ JÚNIOR, L. C.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A.; MIZERKOWSKI, B. D.; STERZA, J. M.; OVALLE, A. R. C.; MEDEIROS, P. R. P. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.185, p.3297-3311, 2013.

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

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

CUNHA, D. G. F.; GRULL, D.; DAMATO, M.; BLUM, J. R. C.; EIGER, S.; LUTTI, J. E. I.;

MANCUSO, P. C. S. **Contiguous urban rivers should not be necessarily submitted to the same management plan: the case of Tietê and Pinheiros Rivers (São Paulo-Brazil)**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v.83, p.1465-1480, 2011.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, p.369-376, 2012.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). Rio de Janeiro: **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, p.159-168. 2013.

CUNHA, R. W.; GARCIA JUNIOR, M. D. N.; ALBERTONI, E. F.; SILVA, C. P. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.770-779, 2013a.

CUNHA FILHO, M.; CANTALICE, J. R. B.; STOSIC, B.; ARAÚJO, A. M.; PISCOYA, V. C.; ALVES, P. S. **Produção de sedimentos em suspensão da bacia hidrográfica do riacho Exu no semi-árido pernambucano**. IX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Brasília, (2010).

DELSONTRO, T.; KUNZ, M. J.; KEMPTER, T.; WUEST, A.; WEHRLI, B.; SENN, D. B. Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical reservoir. **Environmental Science e Technology**, v.45, p.9866–9873, 2011.

DUARTE, P.; MENESES, R.; HAWKINS, A. J. S.; ZHU, M.; FANG, J.; GRANT, J.. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. **Ecological Modelling**, v.168, p.109-143, 2003.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.87-93, 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FIGUEIREDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAUJO, L. F. P.; ROSA, M. F., PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAUJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.399-409, 2007.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; BERG, H.; JANSSON, A.; TROELL, M.. The ecological footprint concept from sustainable seafood production: a review. **Ecological Applications: Supplement: Ecosystem Management for Sustainable Marine Fisheries**, v. 8, n. 1, p.S63-S71, fev. 1998.

GADDIS, E.J. B.; ALEXEY, V. Spatially Explicit Modeling of Land Use Specific Phosphorus Transport Pathways to Improve TMDL Load Estimates and Implementation Planning. **Water Resources Management**, v.24, p.1621-1644, 2010.

GARCIA, G. E.; GONÇALVES J. E. Implementação de modelo numérico para avaliação do transporte de sedimentos no reservatório de Itaipu — PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.16, p.49-58, 2011.

GRAY, J. R.; GARTNER, J. W. Technological advances in suspended-sediment surrogate monitoring. **Water Resources Research**, v.45, p.1-20, 2009.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.558–563, 2012.

GUIMARÃES, J. C. R. **Medidas de concentração de sedimentos e turbidez na bacia hidrográfica do Iajeado Grande, São Martinho da Serra (RS)**. Santa Maria: UFSM, 2010. 122p. Dissertação Mestrado.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**, v.29, p.158-166, 2000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?coduf=41>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_brasil_pdf.shtm>. Acesso em: 01 fev. 2012.

JEPPESSEN, E.; MEERHOFF, M.; JACOBSEN, B. A.; R. S. HANSEN, ONDERGAARD, M. S.; JENSEN, J. P.; LAURIDSEN, T. L.; MAZZEO, N.; BRANCO, C. W. C. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. **Hydrobiologia**, v.581, p.269-285, 2007.

JIN, G.; ONODERA, S. AMANO, A.; SAITO, M.; SHIMISU, Y.; SATOU, T. Effects of dam construction on sediment phosphorus variation in a semi-enclosed bay of the Seto Inland Sea, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.135, p.191–200, 2013.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.I.R.. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v.100, p.5485-5489, 2009.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo: USP, 2004. 235p. Tese Doutorado.

LIMA, J. E. F. W.; LOPES, W. T. A.; SILVA, E. M.; VIEIRA, M. R. **Diagnóstico do Fluxo de Sedimentos em Suspensão da Bacia do Rio Paranapanema**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa: ABRH, 2005.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Seleção de modelos para o traçado de curvas granulométricas de sedimentos em suspensão em rios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, p.101-107, 2007.

LIU, W.; ZHANG, Q.; LIU, G. Effects of Watershed Land Use and Lake Morphometry on the Trophic State of Chinese Lakes: Implications for Eutrophication Control. **Clean – Soil, Air, Water**, v.1, p.35-42, 2011.

LOST, C. **Influência do uso do solo na produção de sedimento e qualidade de uma microbacia hidrográfica rural**. Cascavel: UNIOESTE, 2008. 75p. Dissertação Mestrado.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.937-943, 2010.

MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F.; BELTRAME FILHO, O. Avaliação do

impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental pertencentes à Bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v.30, p.1171-1178, 2007.

MINELLA, J. P. G. Avaliação de parâmetros hidrossedimentométricos numa bacia do Rio Grande do Sul. **ReRH: Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, p.55-62, 2004.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.31, p.1637-1646, 2007.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P.. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama - Distrito Federal. **Química Nova**, v.33, p.97-103, 2010.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade e Natureza**, v.1, p.111-124, 2008.

PAVANELLI, D.; PAGLIARANI, A. Monitoring water flow, turbidity and suspended sediment load, from an apennine catchment basin, Italy. **Biosystems Engineering**, v.83, p.463-468, 2002.

PEREIRA, R. S. identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, p.20-36, 2004.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L.; LIMA, E. A. C. F. Problemas de degradação ambiental em uma microbacia hidrográfica situada no município de Ilha Solteira – SP, Brasil e sua percepção pelos proprietários rurais. **Holos Environment**, v.4, p.68-80, 2004.

POLETO, C.; MERTEN, G. H. Estudos de Zn e Ni em sedimentos fluviais em suspensão e o risco potencial aos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.13, p.147-154, 2008.

POLETO, C.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: An application of sediment fingerprinting. **Environmental Technology**, v.30, p.1145-1153, 2009.

POLETO, K.; SAMPAIO, S. C.; QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, B. M.; SONCELA, R. Turbidimetry as an alternative method to determine the rating curve of suspended sediments. **Engenharia Agrícola**, v.31, p.598-606, 2011.

PRUSKI, F. F.; RODRIGUES, L. N.; SILVA, D. D.. Modelo hidrológico para estimativa do escoamento superficial em áreas agrícolas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.05, 2001.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. Rio de Janeiro: **Ciência e saúde coletiva**, v.16, p.3539-3539, 2011.

REBELO, M. A. P.; ARAUJO, N. C. Águas minerais de algumas fontes naturais brasileiras. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v.45, p.255-260, 1999.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M.G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, v.12, p.557-562, 2007.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, p.329-338, 2008.

- SCHAEFER, C. E. R.; SILVA, D. D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO M. A. Perdas de solo, Nutrientes, Matéria Orgânica e efeitos microestruturais los Argissolo Vermelho-Amarelo solução chuva Simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.669-678, 2002.
- SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy Science of the USA**, v.105, p.11254–11258, 2008.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: Options for the future. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.63, p.194-209, 2006.
- SILVA, E. M.; LIMA, J. E. F. W; CARVALHO, N. O. Comparação de modelos matemáticos para o traçado de curvas granulométricas de sedimentos do leito de rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, p.91-98. 2006.
- SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus, **Acta Amazônica**, v.38, p.733-742, 2008.
- SILVA, G. S.; SILVA, G. S.; SOUSA, E. R.; KONRAD, C.; BEM, C. C.; PAULI, J.; PEREIRA, A. Phosphorus and nitrogen in waters of the ocoí river sub-basin, Itaipu reservoir tributary. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.20, p.1580-1588, 2009.
- SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, v.37, p.119-124, 2003.
- SINGH, P. K.; BHUNYA, P. K.; MISHRA, S. K.; CHAUBE, U. C. A sediment graph model based on SCS-CN method. **Journal of Hydrology**, v.349, p.244-255, 2008.
- TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G. M.; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; DAL MAGRO, J. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensa**, v.23, p.189-199, 2011.
- TOMAZONI, J. C.; MANTOVANI, L. E.; BITTENCOUT, A. V. L.; ROSA FILHO, E. F. **Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – Sudoeste do Estado do Paraná**. Curitiba: Editora UFPR. Boletim Paranaense de Geociências, v.57, p.49-56, 2005.
- TONG, S. T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, v.66, p.377-393, 2002.
- TUCCI, C. E. M. **Impactos da variabilidade climática e o Uso do solo sobre os recursos hídricos**. In: Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas – Câmara Temática de Recursos Hídricos, Brasília, maio 2002.
- VALENCIA, R. G.; JAUREGUI, A. S.; CRUZ, K. M.; SANTILLAN, J. H.; DENDOOVEN, L.; THALASSO, F. Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. **Hydrobiologia**, v.721, p.9–22, 2014.
- VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação de solo fazer nos recursos hídricos do córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.55-64. 2010.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.1, 452 p, 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; FLORÊNCIO, L.; **Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água**. In: BASTOS, F. S.; VON SPERLING, M.. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.26-52.

WANG, H. J.; LIANG, X. M.; JIANG P. H.; WANG, J.; WU, S. K.; WANG, H. Z. TN: TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. **Freshwater Biology**, v.53, p.935–944, 2008.

WANG, H.; WANG H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v.19, p.1445-1451, 2009.

WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. **Science of the total environment**, v.400, p. 379-395, 2008.

ZANINI, H. L. H. T.; **Caracterização limnológica e microbiológica do córrego rico que abastece Jaboticabal (SP)**. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2009. 75p. Tese Doutorado.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.732-741, 2010.