



# Universidade Federal do Rio Grande do Sul Instituto de Pesquisas Hidráulicas

### Relatório Científico

# Gerenciamento Ambiental Integrado da Qualidade da Água dos Reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica (RS)

PORTO ALEGRE, JULHO 2005

#### **EQUIPE EXECUTORA**

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis- Engenheiro sanitarista

Prof. Dr. João Sarkis Yunes - Oceanólogo

Prof. Dr. Gustavo H. Merten – Engenheiro agrónomo

Msc. Eudimar Nascimento de Carvalho - Biólogo

Msc. Melissa Franzen – Geóloga

Téc. Álvaro Frantz - Hidrotécnico

Est. Carla Cristina Müller - Bolsista de iniciação científica

Est. Fabiane Majolo - Bolsista de iniciação tecnológica industrial

Est. Fernanda Helfer - Bolsista de iniciação tecnológica industrial

Est. Fabíola Lopes - Bolsista de iniciação tecnológica industrial

Est. Silvana Pastro - Estagiária

Est. Gabriel Gregório de Azevedo - Bolsista de iniciação tecnológica industrial

Est. Maria Lúcia Pellegrine de Andrade - Bolsista de iniciação científica

#### Instituições financiadoras

FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos

CNPp – Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico

FAPERGS – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul

Instituição gerenciadora dos recursos financeiros do projeto

FAURGS – Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

#### Agradecimento

Agradecemos às instituições financiadoras do projeto; aos motoristas e demais funcionários do instituto; ao Sr. Ênio, do Rancho Centauros (São Francisco de Paula – RS) e aos Funcionários do escritório regional da CEEE, em Canela (RS).

Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS Av. Bento Gonçalves, 9500 – Caixa postal 15029 Porto Alegre – RS CEP 91.501-970

Site: www.iph.ufrgs.br

Impresso em Julho de 2005.

## SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	1
1.1. Objetivos.	
1.2. Objetivos Específicos.	5
1.3. Referências bibliográficas	5
2. ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA National Sania	tation
Foudation (NSF), DOS EUA, À REALIDADE BRASILEIRA	7
2.1. Introdução.	7
2.1.1. Estruturação Matemática de Um Índice	
2.1.1.2. Obtenção de Sub-Índices	9
2.1.1.3. Agregação de Sub-Índices	
2.1.2. Considerações Sobre a Utilização de Índices	14
2.1.3. O Índice de Qualidade da Água da NSF: IQA NSF	15
2.1.4. O Índice de Qualidade da Água do Comitesinos: IQA-COMITESINOS	18
2.1.5. Índice de Qualidade da Água da CETESB: IQA-CETESB	19
2.2. Objetivos	21
2.2.1. Objetivos gerais	21
2.2.2. Objetivos específicos	21
2.3. Materiais e métodos	22
2.3.1. Aplicação do IQA NSF-CETESB	22
2.3.2. Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade	22
2.3.3. Adequação do IQA NSF-CETESB: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli	
25	22
2.3.3.1. Alteração da Curva de Sub-Índices do Fósforo Total	
2.3.3.2. Inclusão da Clorofila-a como Variável do IQA	
2.3.3.3. Ajuste dos Pesos na Agregação de Sub-Índices	
2.4. Resultados.	
2.4.1. Aplicação do IQA NSF-CETESB	23
2.4.2. Alterações	
2.4.2.1. Curva de Fósforo total	
2.4.2.2. Inclusão da Clorofila-a	31
2.4.2.3. Aplicação dos Pesos.	31
2.4.3. Comparação entre o IQA NSF Coli 25 e o IQA NSF-CETESB	32
2.5. Síntese dos resultados	
2.6. Referências Bibliográfica	
3. ÁREA DE ESTUDO	35
3.1. Localização	
3.2. Aspectos Climáticos	
3.3. Aspectos Geológicos e Geomorfológicos	
3.4. Solos	
3.5. Vegetação	
3.6. Uso e Ocupação do Solo	
3.7. Condições Sócio-Econômicas e Ambientais	

3.8. Síntese dos Resultados	44
3.9. Referências Bibliográficas	45
4. QUALIDADE DAS ÁGUAS	47
4.1. Nascentes	
4.1.1. Metodologias	48
4.1.1.1. Medidas de Descarga Líquida	50
4.1.1.2. Descarga Sólida	
4.1.1.3. Coleta e Preservação	
4.1.1.4. Variáveis Físico-Químicos e Biológicas	
4.1.1.5. Análise dos Dados	
4.1.2. Resultados e Discussão	
4.1.2.1. Descarga Líquida nos Tributários	
4.1.2.2. Descarga Sólida	
4.1.2.3. Qualidade da Água	
4.1.2.4. Razões N/P	
4.1.3. Síntese dos Resultados.	
4.1.4. Referências Bibliográficas	
4.2. MONITORAMENTO E APLICAÇÃO DO IQA NSF Coli 25 NOS.	
RESERVATÓRIOS E RIOS PARANHANA E SINOS	72
4.2.1 Introdução	
4.2.2. Objetivos.	
4.2.2.1. Objetivos Gerais.	
4.2.1.2. Objetivos específicos	
4.2.3. Materiais e Métodos.	
4.2.3.1. Dinâmica de Variáveis Limnológicas	
4.2.3.2. Análise do Fitoplâncton	
4.2.3.3. Análise Estatística dos Dados	
4.2.4. Resultados e Discussão	
4.2.4.1. Determinação das Médias Sazonais das Variáveis Físicas,.	04
Químicas e Biológicas	9.4
4.2.4.2. Determinação das Frequências Relativas das Variáveis Físicas,	04
	106
4.2.4.3. Aspectos Qualitativos do Fitoplâncton.	106
4.2.5. Síntese dos Resultados	
4.2.6. Referências Bibliográficas	
4.2.0. Referencias biologiancas	113
5. QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DO SISTEMA SALTO	116
5.1. Introdução	
•	
5.1. Metodologias	
5.1.1. Coleta e Preservação.	118
5.1.2. Técnicas de Laboratório	
5.1.2.1. Granulometria.	
5.1.2.2. Matéria Orgânica	
5.1.2.3. Análise Química	
5.1.2.4. Análise dos Dados	
5.2. Resultados e Discussão	124

5.2.1. Granulometria.	124
5.2.2. Conteúdo de Fósforo e Nitrogênio no Solo	125
5.2.3. Conteúdo de Fósforo e Nitrogênio nos Tributários	129
5.2.3.1. Fracionamento Físico das Concentrações de Fósforo e	
Nitrogênio	132
5.2.4. Conteúdo de Fósforo e Nitrogênio nos Reservatórios	132
5.2.5. Elementos Maiores	
5.3. Síntese dos Resultados	137
5.4. Referências Bibliográficas	
6. ÍNDICE DE FÓSFORO	142
6.1. Introdução	
6.2. Metodologias	
6.2.1. Fator Perda de Solo	
6.2.2. Fator Nível de P no Solo	146
6.2.3. Fator Distância da Drenagem	147
6.2.4. Obtenção do Índice de Fósforo	
6.3 Resultados e Discussão	
6.4 Síntese do Trabalho	152
6.5 Referências Bibliográficas	153
7. RECOMENDAÇÕES PARA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGU	JAS
DO SISTEMA SALTO	155
7.1. Uso e Manejo do Solo do Entorno dos Reservatórios	155
7.2. Operação do Sistema de Hidrelétricas	157
APÊNDICE I: Tabelas dos Dados Brutos e Médias Sazonais	159
APÊNDICE II: Perfis de Variáveis Físicas e Químicas nos Reservatórios	174
ANEXO I: Lista das Publicações Geradas pelo Projeto Salto	185
ANEXO II: Publicações Geradas pelo Projeto Salto	188

#### 1. INTRODUÇÃO

O aparecimento de florações de algas e cianobactérias em reservatórios destinados à geração de energia elétrica e abastecimento vem se tornando cada vez mais comum, especialmente naqueles situados próximos de áreas agrícolas e centros urbanos. Um episódio de floração de cianobactérias da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, ocorrido no Sistema Salto de Hidrelétricas no verão de 1998, chegou a contaminar os cursos d'água a jusante, trazendo conseqüências não só para moradores da região como também para milhares de usuários da água em cidades que são abastecidas pelas captações de Campo Bom e Novo Hamburgo (RS). A possibilidade de reincidência de tais florações algais tóxicas motivou a investigação de possíveis causas para o ocorrido, incluindo o monitoramento da qualidade da água dos reservatórios do Sistema Salto, das suas nascentes, sedimentos de fundo dos reservatórios e rios à jusante.

As florações de cianobactérias tóxicas têm causado problemas em todo o mundo, dentre estes podem-se citar casos de envenenamento como o rebanho bovino relatado por Frazier *et al.* (1998), atribuído a florações de *Microcystis aeruginosa*, na região sul do Estado da Georgia (EUA) e o trágico incidente de Caruarú em Pernambuco (Brasil), onde 60 pessoas foram a óbito após o uso de água contaminada por microcistinas em seções de hemodiálise (Pouria *et al*, 1998).

No Brasil existem inúmeros problemas provocados pelas constantes florações de algas e cianobactérias. Estes vão desde dificuldades para tratamento da água, como redução da eficiência na floculação e decantação, entupimento de filtros, produção de gosto e odor e liberação de cianotoxinas. A liberação acontece quando se utiliza a pré-cloração, para a oxidação da matéria orgânica, em virtude deste procedimento provocar a lise celular que, em caso de presença de cianobactérias tóxicas, possibilita a diluição das toxinas na água.

Os gêneros Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Coelosphaerium, Gloetrichia, Gomphosphaeria, Microcystis, Nodularia e Planktothrix (Oscillatoria) são os citados Codd et al. (1989) como os mais comuns em casos de florações no mundo. As toxinas produzidas podem ser hepatotóxicas ou neurotóxicas, de acordo com o gênero de cianobactéria.

O desenvolvimento de florações de algas e cianobactérias é uma das consequências do desequilíbrio entre as atividades de organismos produtores e consumidores em ecossistemas aquáticos lênticos. O bom funcionamento desses ecossistemas depende do equilíbrio entre processos como fotossíntese e respiração, entre produção e degradação de material orgânico, assim como entre produção e consumo de oxigênio. Entre os principais fatores passíveis de propiciar desequilíbrio ecológico e o desenvolvimento de florações algais, está o excesso de nutrientes dissolvidos.

Os nutrientes mais importantes para a produtividade primária são: fosfatos, nitratos, amônia e silicatos, que são considerados geralmente como limitantes para a produtividade primária (Esteves, 1998). No caso específico das cianobactérias, excluem-se os silicatos, que são limitantes apenas para as diatomáceas e o nitrogênio, que pode ser naturalmente fixado por bactérias e algumas cianobactérias (especialmente em ambientes lênticos). Na maioria das águas continentais o fósforo é considerado o principal fator limitante de sua produtividade, não somente porque é naturalmente escasso, mas pelo fato da carga de fósforo ser facilmente consumida pelos corpos hídricos (Margalef, 1983). Por outro lado, o excesso de fósforo na forma dissolvida (fosfato) é geralmente apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas.

A importância desse elemento nos sistemas biológicos deve-se a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (fosfolipídios).

O fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica ou complexada, encontra-se na forma de fosfato, que é transportado nas formas solúvel (Ps) e particulada (Pp). Enquanto na forma solúvel o P está imediatamente disponível para as algas, o particulado, que inclui o fósforo adsorvido por partículas de solo e matéria orgânica, constitui uma fonte á longo prazo.

A origem do fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais pode ser natural ou artificial. Dentre as fontes naturais estão rochas da bacia de drenagem, o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos. As fontes artificiais incluem esgotos domésticos e industriais (fontes pontuais) e fontes difusas, como o material particulado de origem industrial contido na atmosfera e os

fertilizantes e pesticidas utilizados na agricultura (Esteves, 1998). A relação entre as cargas de P solúvel e P particulado está diretamente relacionada com a sua origem, com os tipos de usos do solo na bacia de drenagem e com a capacidade de retenção ou lixiviação do solo, já que o fósforo particulado encontra-se predominantemente adsorvido ao particulado fino (Garbrecht & Sharpley, 1992).

Parte do fosfato que chega ao ecossistema aquático pode ser precipitado no sedimento autóctone, podendo ou não retornar ao metabolismo límnico. A quantidade de fosfato reciclado depende das condições físico-químicas do meio e da taxa de decomposição da matéria orgânica. A liberação de grande parte do fosfato dos detritos orgânicos ocorre ainda no epilímnio, onde parte é decomposta por microorganismos e reassimilado pela comunidade fitoplantônica enquanto a outra parte deposita-se no sedimento (Esteves, *op cit.*).

No sedimento, o fósforo é capturado pela fase sólida formando complexação e quelação com matéria orgânica, óxidos e hidróxidos de Fe, Al, Mn, etc (Stumm & Morgan, 1970). Os processos mais importantes envolvendo a liberação do fósforo incluem: dessorção, dissolução, troca de íons e hidrólise enzimática. Em condições normais, a sedimentação de fosfato via particulado excede o total liberado pelos sedimentos, resultando em acumulação após certo período de tempo (Moore *et al.*, 1991). Assim, o sedimento lêntico geralmente representa um estoque de fósforo e nutrientes para a coluna d'água.

Devido ao fato do Sistema Salto de Hidrelétricas estar localizado numa região de cabeceira da bacia hidrográfica e das atividades antrópicas ainda não terem comprometido definitivamente a qualidade da água nos reservatórios, esta área deve ser preservada para que não ocorra reincidência de florações. As florações algais comprometem os recursos hídricos não apenas localmente, estendendo-se aos rios a jusante e comprometendo a captação e o abastecimento de água. Os fatores ambientais capazes de propiciar o aparecimento de florações são favorecidos quando existe disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático, portanto, as nascentes assumem um papel fundamental na conservação desses mananciais.

Este relatório está dividido em 7 capítulos que apresentam, primeiramente, a adequação do Índice de Qualidade de Água da *National Sanitation Foudation* (IQA-NSF)

dos Estados Unidos à situação atual brasileira (capítulo 2). Em seguida apresenta-se a área de estudo (capítulo 3) e os resultados obtidos com o monitoramento das nascentes (6 meses) e dos reservatórios e rios à jusante (24 meses) do Sistema Salto de Hidrelétricas (capítulo 4). A investigação das possíveis fontes de nutrientes para as drenagens e, conseqüentemente, para os reservatórios do Sistema Salto, incluiu solos submetidos aos diversos usos, os sedimentos límnicos das nascentes e os sedimentos autóctones dos reservatórios (capítulo 5). A susceptibilidade da bacia hidrográfica dos reservatórios do Sistema Salto com relação à produção e o transporte de fósforo para as drenagens foi avaliada através da aplicação de um Índice de Fósforo (P-Index), que foi adaptado para as condições topográficas, hidrológicas e geoquímicas verificadas na bacia (capítulo 6). Por fim, apresenta-se um conjunto de recomendações sobre o uso e manejo do solo e para o gerenciamento integrado dos reservatórios (capítulo 7).

#### 1.1 OBJETIVOS

- 1. Adaptar um IQA para abastecimento público de água, levando em consideração os principais problemas ambientais brasileiros que são verificados em áreas agrícolas e urbanizadas.
- 2. Investigar as possíveis fontes de nutrientes e contaminantes para as nascentes e reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas.
- 3. Monitorar os parâmetros básicos de qualidade da água nos reservatórios Divisa, Blang, Salto, Canastra e os rios à jusante Paranhãna e Sinos.
- 4. Avaliar a qualidade dos sedimentos superficiais de fundo nos reservatórios, em termos de concentração e disponibilização de nutrientes para o ambiente límnico.
- 5. Avaliar a suscetibilidade do ecossistema aquático em relação às atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica.

#### 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1. Identificar as principais fontes de nutrientes para o ecossistema aquático, relacionando as condições de uso do solo atuais com a qualidade da água nos reservatórios.
- 2. Avaliar a qualidade da água e dos sedimentos de fundo em tributários dos reservatórios, nos períodos de primavera e verão.
- 3. Analisar a variabilidade espacial e temporal da qualidade da água dos reservatórios e rios à jusante do Sistema Salto de Hidrelétricas (Maio/01 Junho/03), sintetizando estas informações num Índice de Qualidade da Água e agregando informação relativa à biomassa fitoplanctônica.
- 4. Avaliar a qualidade dos sedimentos nos reservatórios relacionando-a com a qualidade da água.
- 5. Determinar os principais sítios de concentração de fósforo total entre as frações granulométricas do sedimento, incluindo as frações: total, grânulo (agregados 200 63  $\mu$ ), silte grosso (63 31  $\mu$ ) e silte médio-fino- argila (< 31  $\mu$ ).
- 6. Aplicar um Índice de Fósforo que determina o potencial de erosão e transporte de fósforo para as drenagens.
- 7. Propor recomendações práticas para uso sustentável dos recursos hídricos e naturais da bacia hidrográfica do Sistema Salto de Hidrelétricas.

#### 1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Codd, G. A.; Bell, S.G.; Brooks, W.P. 1989. Cyanobacterial toxins in water. **Wat. Sci. Tech.**, v. 21, n. 3, p. 1-13.
- Esteves, F. de A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência Ltda. 602 p.
- Frazier, K.; Colvin, B.; Styer, E.; Hullinger, G.; Garcia, R. 1998. Microcystin toxicosis in cattle due to overgrowth of blue-green algae. **Veterinary and Human Toxicology**, v. 40, n. 1, p. 23-24.

- Garbrecht, J. & Sharpley, A.N., 1992. **Sediment-phosphorus relationships in watersheds**. In: Workshop Sediment Quality: 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe. p. 54-63.
- Pouria, S; Andrade, A; Barbosa, J; Cavalcanti, R.L.; Barreto, V.T.S.; Ward, C.J.; Preiser, W.; Poon, G.; Neild, G.H.; Codd, G.A. 1998. Fatal microcystin intoxication in hemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet**, v. 352, p. 21-26.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1970. Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. NY, Wiley Interscience. 583 p.

# 2. ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA National Sanitation Foudation (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA

#### 2.1. INTRODUÇÃO

Em sentido amplo um índice ambiental é um número ou uma classificação descritiva de uma grande quantidade de dados ou informações ambientais cujo propósito principal é simplificar a informação para que possa ser útil a diretores de entidades e ao público em geral. Também, pode-se utilizar índices em estudos de impactos.

Quanto aos estudos de impactos, os índices ambientais podem ser úteis, pois cumprem um ou mais dos seguintes objetivos:

- a) Resumir os dados ambientais existentes;
- b) comunicar informações sobre a qualidade do meio afetado;
- c) avaliar a vulnerabilidade ou susceptibilidade a contaminação de uma determinada categoria ambiental;
- d) centrar-se seletivamente nos fatores ambientais chaves;
- e) servir como base para a expressão de impacto ao predizer as diferenças entre o valor de índice com projeto e o valor do mesmo índice sem projeto.

É importante ter-se claro que um índice ambiental não é o mesmo que um indicador ambiental. Os indicadores se referem a medidas simples de fatores ou espécies biológicas, sob a hipótese de que estas medidas são indicativas de qualidade em sistemas biofísicos ou sócio-econômicos (CANTER, 1998). Como exemplo temos, a utilização de plantas como indicadores das condições da água e do solo. Em relação à qualidade da água, os diversos grupos que tem sido elegidos indicadores compreendem bactérias, protozoários, algas, macroinvertebrados, macrófitas e peixes.

Considera-se o uso de indicadores para medir o funcionamento do meio, relacionado a níveis de qualidade e suas mudanças, a integração dos interesses ambientais nas políticas setoriais e a integração das considerações ambientais nas políticas econômicas, geralmente mediante a contabilidade ambiental, particularmente a nível macro.

Retornando às considerações iniciais acerca da utilização e elaboração de índices, podemos dizer que partindo-se dos objetivos a que eles serão empregados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os comporão e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

A seguir são apresentadas as etapas de estruturação matemática de diversas alternativas para sub-índices, assim como, as diferentes possibilidades de agregação destes, para a composição do índice final.

#### 2.1.1. Estruturação Matemática de Um Índice

A proposta de utilização/criação de um índice é simplificar e passa por um processo de parcimônia e apresentação de um número de informações possíveis de uma forma conveniente e com significado necessário. A manipulação matemática procura reduzir duas ou mais variáveis para um simples número (ou uma série de números ou palavras e símbolos) que o representam.

Os índices, segundo OTT (1978), apresentam duas etapas básicas na obtenção de seu valor final, assim resumidas: (a) cálculo dos sub-índices de cada uma das variáveis utilizadas no índice; (b) agregação dos sub-índices para obtenção do índice.

Para o cálculo dos sub-índices são utilizadas diferentes funções matemáticas específicas a cada um deles, procurando representar o resultado referente a uma determinada variável ambiental, genericamente assim definido:

$$I_i = f_i(X_i)$$

Sendo:

 $X_i$  = valor observado no inésimo parâmetro

 $I_i$  = sub-índice calculado usando a função  $f_i(X_i)$ 

Depois de calculados os sub-índices, os mesmos serão agregados por uma segunda função matemática para gerar o Índice:

$$I = g(I_1, I_2, \cdots, I_n)$$

Sendo: I =indice que se deseja obter;

 $I_i$  = sub índice calculado usando a função  $f_i(X_i)$ ;

n = número de parâmetros avaliados.

A função de agregação poderá ser efetuada através de uma operação de soma, multiplicação, operador máximo ou operador mínimo. No Quadro 2.1 é apresentado um esquema representativo do processo de agregação de dados.

Quadro 2.1 - Processo de agregação de dados.

Medidores Ambientais	Valor das Variáveis	Valor do Sub-índice	
Variável 1	X <sub>1</sub>	$I_1 = f_1(X_1)$	
Variável 2	X <sub>2</sub>	$I_2 = f_2(X_2)$	
EUS	* - 25.5		$ = I = g(I_1, I_2,I_n) \longrightarrow \text{ Índice } I $
Variável n	X <sub>n</sub>	$I_n = f_n(X_n)$	

#### 2.1.1.1. Obtenção de Sub-Índices

Diferentes tipos de funções são utilizadas para relacionar os valores obtidos para uma determinada variável ambiental ao sub-índice. Abaixo são apresentadas as funções mais utilizadas no cálculo de sub-índice.

#### a) Função Linear

É a função mais simples para cálculo de um sub-índice. Com esta função a proporção é direta entre o sub-índice e o parâmetro avaliado.

$$I = \boldsymbol{a} \cdot X + \boldsymbol{b}$$

Onde: **a** e **b** são constantes

se a > 0 temos o aumento do sub-índice com o crescimento do parâmetro X.

se a < 0 temos a redução do sub-índice com o crescimento do parâmetro X.

#### b) Função Linear Segmentada

É uma função composta de diferentes equações para cada intervalo definido. Como exemplo podemos ter os limites impostos pela legislação que faz com que tenhamos que adotar valores diferentes a partir de determinado ponto.

#### c) Função não Linear

Embora a flexibilidade da função linear segmentada, ela não é indicada para alguns casos, particularmente quando a inclinação muda gradualmente com o crescimento dos parâmetros.

Temos basicamente dois tipos de funções não lineares

- função implícita pode ser plotada em um gráfico porém nenhuma equação é dada.
- 2. função explícita quando uma equação matemática é dada. Exemplos:

a) 
$$I = X^c$$
 onde:  $c \neq 1$ 

se c = 2, temos uma parábola e a inclinação sempre é o dobro do valor de X

b) 
$$I = c^{x}$$
 esta seria a forma exponencial da função.

#### d) Função não Linear segmentada

Podemos precisar de diferentes funções não lineares para cada intervalo de nosso subíndice, neste caso poderemos ter a seguinte situação:

$$I = X^{C_1}$$
 para  $a_1 \le X \le a_2$   
 $I = X^{C_2}$  para  $X > a_2$ 

onde  $C_1, C_2, a_1, a_2$  são constantes.

Na etapa de padronização das variáveis, para se ter uma agregação final mais adequada, as técnicas denotam algumas limitações que devem ser cuidadosamente consideradas de modo a orientar a escolha do método para minimizar a perda de informações no processo. Algum cuidado deve ser observado no sentido de evitar perdas de sensibilidade na transformação da escala original da variável ambiental considerada, e a escala de valores adimensionais do sub-índice correspondente. Procura-se evitar que uma pequena variação numérica do seu sub-índice, e vice-versa (BOLLMANN e MOTTA MARQUES, 2000).

#### 2.1.1.2. Agregação de Sub-Índices

O processo de agregação é o passo mais importante no cálculo do índice, é nesta etapa que ocorre a maioria das simplificações, portanto é aqui que temos a redução do número de informações e por conseguinte temos a perda de parte delas. As distorções poderão aparecer nesta etapa, bem como todas as limitações de cada índice.

Sabendo-se que a função de um índice é a de simplificar, e que pode haver perda de algum teor informativo, é necessária uma projeção correta para que a perda não produza uma distorção significativa em relação às variáveis resposta. O que se deve fazer é cuidar para que o índice seja aplicado para os fins aos quais ele foi criado, analisando-o detalhadamente e interpretando adequadamente seus resultados (BOLLMANN e MOTTA MARQUES, 2000).

a) Forma Aditiva de agregação de sub-índices.

É a forma mais simples de agregação podemos simplesmente somar os sub-índices.

$$I = \sum_{i=1}^{n} I_{i}$$

Onde:

 $I_i$  = sub-índice referente ao variável i

*n*=número de variáveis

A utilização desta forma poderá gerar uma região ambígua onde ocorrerão falhas, sendo que, quanto mais variáveis forem incluídas no índice maior a ambigüidade. Isto poderá ser diminuído com a utilização de um coeficiente multiplicador para cada sub-índice, denominado peso. Neste caso os valores exagerados irão desaparecer e a região onde ocorre a ambigüidade diminuirá.

Usualmente os pesos são distribuídos para cada sub-índice de forma que sua soma seja 1. Portanto, com a forma aditiva utilizando pesos temos:

$$I = \sum_{i=1}^{n} w_i * I_i$$

onde : 
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

 $w_i$  é o peso correspondente ao sub-índice i

No caso de duas variáveis temos:

$$I = I_1 * w_1 + I_2 * w_2$$
  
sendo  $w_1 + w_2 = 1$ 

A região ambígua pode ainda ser reduzida ao se estabelecer a mesma faixa de valores para o sub-índice e para o índice, tal como o estabelecimento de uma faixa de variação entre 0 e 100.

A forma aditiva ponderada, apesar de conseguir reduzir o problema da ambigüidade, pode não ser adequada para evitar um problema também bastante sério que é o eclipsamento de resultados, o que resulta na subestimação (um sub-índice muito ruim que não altera o resultado final do índice) ou superestimação (um sub-índice muito bom que eclipsa os resultados ruins de outros) de sub-índices. Podem ainda ocorrer outras situações onde o índice não representa de forma coerente o que vem ocorrendo de uma maneira geral com todos os sub-índices ou pelo menos com os mais significativos.

Apesar destas limitações, a forma aditiva ponderada é a mais utilizada na agregação de sub-índices, pelo fato de poder atribuir pesos de acordo com a importância da variável.

#### b) Forma aditiva não-linear

Quando utilizamos uma forma aditiva como raiz de uma soma de potências teremos um problema menos sério de ambigüidade, a região ambígua é diminuída a medida que a potência utilizada é aumentada.

Neste caso o índice é apresentado da seguinte forma:

$$I = \left[\sum_{i=1}^{n} I_i^p\right]^p$$

para duas variáveis temos:

$$I = \left[I_1^p + I_2^p\right]^{\frac{1}{p}}$$

se p=2

$$I = \sqrt{(I_1)^2 + (I_2)^2}$$

Pode-se inclusive derivar desta forma genérica as médias quadráticas utilizando-se p=2,  $w_i=1/n$  ou harmônica utilizando-se p=-1 e  $w_i$ .

#### c) Forma multiplicativa

A forma multiplicativa é usada em índices de escalas decrescentes e tornou-se a forma mais utilizada em índices. Uma de suas características é evitar o eclipsamento pois se um sub-índice é ruim ele afetará o índice significativamente, assim como se um sub-índice apresentar valor 0 (zero) o índice também será zerado.

Temos a equação básica:

$$I = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$$

onde : 
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

Se tivermos o peso wi igual para todos os sub-índices a equação será simplificada para:

$$I = \left[\prod_{i=1}^{n} I_{i}\right]^{\frac{1}{n}}$$

Quando temos pesos próximos de zero o sub-índice tende a se tornar dicotômico, isto é  $\theta$  ou I pois:

$$(I_i)^0 \Rightarrow \text{temos}$$
  $(I_i)^0 = 1 \text{ para } I_i > 0$  
$$(I_i)^0 = 0 \text{ para } I_i = 0$$

#### d) Operador Mínimo

É utilizado em índices de escalas decrescentes, não há eclipsamento e ambigüidade, pois somente o menos sub-índice é utilizado no cálculo.

$$I = \min\{I_1, I_2, \dots, I_n\}$$

para n = 2 temos

$$I = \min\{I_1, I_2\}$$

Esta forma de agregação para obtenção de índice não é muito utilizada, apesar das vantagens do não eclipsamento e da não ambigüidade.

#### e) Operador Máximo

Similar ao operador mínimo, mas utilizado em índices crescentes, esta forma é muito pouco utilizada.

$$I = \max\{I_1, I_2, \dots, I_n\}$$
 para  $n = 2$  temos

#### 2.1.2. Considerações Sobre a Utilização de Índices

Atualmente existe um emprego considerável de índices, em todo o mundo. Com relação à qualidade da água, estes podem ser empregados para indicar a qualidade para abastecimento doméstico, preservação da comunidade aquática e ainda procurando abranger as duas questões, COUILLAR e LEFEBVRE (1985).

Inicialmente, a *National Sanitation Foudation* (NSF) propôs uma formulação aritimética do IQA (BROWN *et al.*, 1970), ou seja um somatório linear ponderado de sub-índices. Entretanto, amostras com alguns variáveis desfavoráveis apresentaram pouca sensibilidade nessa formulação. Com isso foram elaborados estudos para seis formulações diferenciadas (RIBEIRO *et al.*, 1999).

Após o questionamento de vários profissionais e uma comparação das fórmulas apresentou-se a formulação multiplicativa como a de melhor concordância (DEVELOPMENT, 1976 *apud* RIBEIRO *et al.*, 1999). Esta última formulação apresenta uma maior sensibilidade em refletir situações globais de baixa qualidade da água, assim como os efeitos decorrentes de uma ou duas variáveis de qualidade em casos águas mais degradadas.

A técnica de análise fatorial é um recurso estatístico utilizado na construção de índices de qualidade da água (SHOJI *et. al.*, 1966; LOHANI e MUSTAPHA, 1982 *apud* COMITESINOS, 1990). A obtenção de índices através desta técnica dá-se em função dos seus resultados apontarem quais as variáveis ambientais, dentre um conjunto testado,

apresentam uma maior contribuição, para a formação de agrupamentos de estações amostrais que são caracterizadas por apresentarem uma qualidades da água similar.

O uso de técnicas de análises de multivariadas, tais como análises fatorial, de componentes principais ou coordenadas principais são alternativas aos índices. Entre as vantagens destes métodos podem-se citar a menor subjetividade, a maior maleabilidade em relação ao número e tipo de variáveis utilizadas, e geralmente, uma maior sensibilidade em relação a variações de qualidade da água.

Por outro lado, os procedimentos estatísticos apresentam algumas desvantagens: maior dificuldade de aplicação e de explicação ao público não especializado, em função da maior complexidade; os resultados só são comparáveis entre si, quando fazem parte de uma mesma matriz original de dados.

#### 2.1.3. O Índice de Qualidade da Água da NSF: IQA NSF.

O IQA NSF, desenvolveu-se mediante uma pesquisa, usando um painel de 142 pessoas distribuídas por todos os Estados Unidos, com experiência em diversos aspectos da gestão da qualidade da água (Tabela 2.1). Isto foi realizado, a fim de minimizar os problemas associados à arbitrariedade do julgamento de um só autor ou de uma área geográfica específica (BROWN *et al.*, 1970).

Para a elaboração do índice, foram enviados três questionários aos membros do painel. No primeiro questionário pedia-se que considerasse 35 variáveis, para sua possível inclusão em um índice de qualidade da água (Tabela 2.2). Pedia-se para incluir qualquer variável à lista inicial, se fosse percebida esta necessidade. Solicitava-se ainda que os painelistas designassem cada variável como "não inclui-lá", sem decisão ou inclui-la. Também pedia-se que fossem pontuadas, cada opção de inclusão, de acordo com sua importância para a qualidade global da água. Esta pontuação se daria sob uma escala de 1 (importância relativa mais alta) a 5 (importância relativa mais baixa).

Tabela 2.1 - Profissões dos participantes do painel do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Profissões	Número de consultas
Inspetores (federal, interestadual, estadual territorial e regional)	101
Gerentes de instalações públicas	5
Engenheiros consultores	6
Acadêmicos	26
Outras (engenheiros de controle de resíduos industriais e	4
representantes de organizações profissionais)	
Total	142

Tabela 2.2 – As 35 variáveis candidatas ,consideradas para o IQA, no primeiro questionário da NSF. Fonte: CANTER (1998).

Variáveis	Variáveis
Oxigênio dissolvido	Óleos e graxas
Coliformes fecais	Turbidez
pH	Cloretos
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	Alcalinidade
Coliformes totais	Ferro
Herbicidas	Cor
Temperatura	Manganês
Pesticidas	Fluoretos
Fosfatos	Cobre
Nitratos	Sulfato e cálcio
Sólidos dissolvidos	Dureza
Radioatividade	Sódio e potássio
Fenois	Acidez
Demanda Química Oxigênio (DQO)	Bicarbonatos
Extrato de clorofórmio carbono	Magnésio
Sólidos totais	Alumínio e silício

Quando os participantes do painel devolveram o primeiro questionário, os resultados foram tabulados e devolvidos para que houvesse, se necessário, uma reconsideração. Esta etapa foi feita juntamente com o envio do segundo questionário.

No questionário dois se pediu a cada membro do painel que revisasse suas pontuações iniciais e que modificasse sua resposta, em caso de necessidade. A cada membro foi solicitado que anotasse suas respostas sobre cada variável e que as comparasse com as observações de todo o grupo. Uma vez recebidos os resultados do segundo questionário, identificou-se as variáveis de maior importância, a saber: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitratos, fosfatos, variação térmica, turbidez (JTU) e sólidos totais. Os pesos da importância de cada variável foram baseados em pontuações (Tabela 2.3). Os pesos tem uma clara preocupação com a saúde pública, pois estão baseados em uso da água para consumo humano.

No terceiro questionário se pediu aos painelistas que desenvolvessem uma curva de pontuação para cada uma das variáveis escolhidas (OTT, 1978), para o qual se propiciava, a cada participante, "gráficos em branco". Onde, os níveis de qualidade da água de 0 a 100 se representavam nas ordenadas de cada gráfico, enquanto que as concentrações (intensidades) de cada variável se colocavam nas abcissas. Após o recebimento do terceiro questionário, foram produzidas curvas médias para cada variável.

Para o cálculo do índice agregado (IQA) ficou determinada a função ponderada de agregação produto, que é expressa matematicamente como:

$$I = \prod_{i=1}^{n} I_i^{wi}$$

Foram criadas cinco classes de qualidade, para o enquadramento dos valores finais obtidos através do cálculo do IQA, que estão descritas na Tabela 2.4.

Tabela 2.3 - Pesos relativos adotados para o IQA/NSF. Fonte: (BROWN et al., 1970).

Variáveis	Pesos relativos
Oxigênio dissolvido (% saturação)	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Fosfato	0,10
Nitrato	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Tabela 2.4 – Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Classificação da qualidade	Valor numérico do IQA	Cor
Muito ruim	0-25	Vermelho
ruim	26-50	Laranja
Regular	51-70	Amarelo
Bom	71-90	Verde
Excelente	91-100	Azul

#### 2.1.4. O Índice de Qualidade da Água do Comitesinos: IQA-COMITESINOS.

A discussão a seguir está baseada em COMITESINOS (1990).

Em 1990 uma comissão formada por técnicos de diversas entidades ligadas ao Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS), estabelece um Índice de Qualidade da Água (IQA) para o Rio dos Sinos (RS), com base em diversos trabalhos até então existentes e a partir de critérios discutidos e adotados em alguns estados brasileiros e outros países.

A necessidade de adotar uma sistemática de informação ao público do Vale do Rio Dos Sinos, surgiu em decorrência da implantação do COMITESINOS, onde os órgãos envolvidos com monitoramento foram solicitados pelas demais entidades representativas da comunidade e integrantes do Conselho Diretor, no sentido de fornecer periodicamente informações sobre a qualidade da água do rio.

O índice selecionado para ser aplicado no Rio dos Sinos foi o proposto pela NSF, por ser mais amplamente testado em regiões geográficas diferentes e por sua facilidade de aplicação, em função de representar um estágio intermediário entre a super-simplificação e a complexidade técnica e ser facilmente explicável ao público não especializado.

A possibilidade da inclusão de cada variável, adotada no IQA NSF, foi discutida para cálculo do IQA a ser utilizado no Rio dos Sinos, ficando mantidas todas as variáveis, exceto o desvio da temperatura de equilíbrio.

Segundo COMITESINOS (*op cit.*), a variação (t) entre as temperaturas, se houver, é utilizada para se obter o grau de qualidade relativo à variável temperatura. Como a rede de monitoramento do Rio dos Sinos foi constituída de 11 pontos, seria necessário acrescentar mais onze medidas de temperatura, não podendo-se utilizar os dados obtidos nas campanhas já realizadas. Além deste aspecto, o Rio dos Sinos, como a maioria dos rios do Estado, não apresenta problemas de poluição térmica e, portanto, esta variável contribuiria sempre no sentido de aumentar o valor do IQA. Deve-se mencionar ainda que a influência da temperatura é indiretamente considerada através da saturação de oxigênio dissolvido.

Finalmente, verificou-se a variação do IQA devido à exclusão da temperatura e à inclusão da mesma, atribuindo-lhe neste caso o mesmo peso relativo dado pela NSF.

Concluiu-se que, em geral, a variação máxima do IQA, entre hipóteses consideradas, é de aproximadamente 5%, valor não significativo para o nível de precisão do IQA.

Devido à exclusão da temperatura, o peso desta variável foi proporcionalmente distribuído entre as demais. Os pesos resultantes a serem adotados para o Rio dos Sinos são apresentados na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 – Variáveis e pesos relativos do IQA adotado para o Rio dos Sinos. Fonte: COMITESINOS (1990).

Variáveis	Pesos relativos (wi)
Oxigênio dissolvido (% de saturação)	0,19
Coliformes fecais	0,17
pH	0,13
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,11
Fosfato total	0,11
Nitrato	0,11
Turbidez	0,09
Sólidos totais	0.09

#### 2.1.5. Índice de Qualidade da Água da CETESB: IQA-CETESB

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo, a partir de estudos, realizou algumas adaptações ao IQA da NSF, e desde então vem utilizado-o para avaliar a qualidade das águas neste estado. O índice adaptado pela CETESB, incorpora também nove variáveis ambientais. Tendo como ponto principal de diferença, em relação ao IQA NSF, a substituição das variáveis fosfato e nitrato, por nitrogênio e fósforo totais (CETESB, 2001). A substituição destas variáveis parece pertinente, pois neste caso, as concentrações totais de nutrientes, tanto de nitrogênio quanto de fósforo trazem uma medida mais significativa do potencial destes no ambiente. Porém, é importante ressaltar que as concentrações de nitrato na água podem indicar risco à saúde humana. A Figura 2.1, mostra as variáveis, pesos e curvas utilizados pela CETESB.

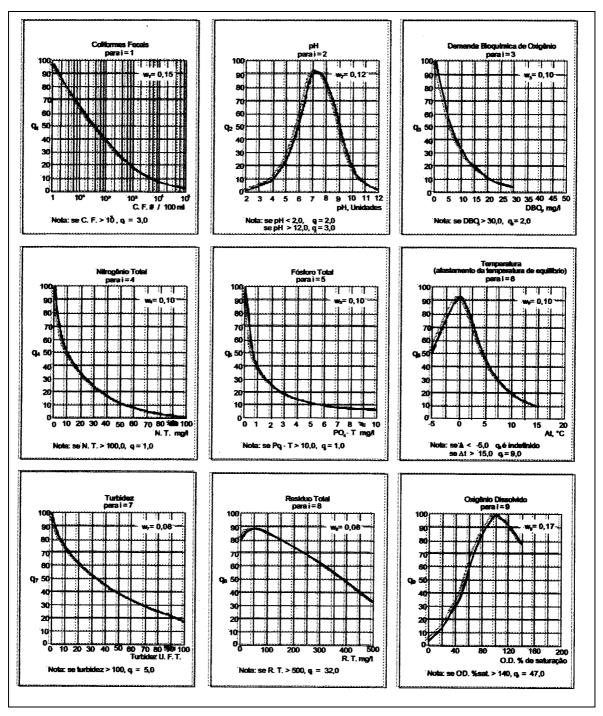


Figura 2.1 - Curvas médias de variação de qualidade das águas. Fonte: CETESB (2000).

O IQA/CETESB é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis ambientais: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (% saturação), demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez.

A seguinte fórmula é utilizada:

$$I = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$$

Onde:

*IQA*: Índice de qualidade da água (um número entre0 e 100);

I): qualidade da i-ésima variável ambiental (um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida e;
wi: peso correspondente à i-ésima variável ambiental (um número entre 0 e 1), atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

onde : 
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

em que:

n: número de variáveis ambientais que entram no cálculo do IQA.

#### 2.2. OBJETIVOS

#### 2.2.1. Objetivos Gerais

Através da adequação do índice de qualidade da água da *National Sanitation* Foudation (NSF), obter um índice de qualidade da água a ser aplicado em estudos de avaliação de impactos e caracterização, bem como, em atividades de gerenciamento que levem a preservação e recuperação de mananciais utilizados para abastecimento público.

#### 2.2.2. Objetivos Específicos

- aplicar e interpretar os resultados da aplicação do IQA NSF-CETESB, a fim de identificar os pontos causadores de baixa restritividade (baixa sensibilidade à expressão de resultados condizentes com a realidade);
- propor alterações que tornem o IQA NSF-CETESB mais adaptado á realidade atual brasileira;

#### 2.3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 2.3.1. Aplicação do IQA NSF-CETESB

O IQA NSF-CETESB foi calculado para que se pudesse ter as referências críticas para a sua adequação e atualização pretendidas. Para tal fim foram utilizados dados de diferentes ambientes, que apresentam aspectos de qualidade da água diferentes, incluindo os reservatórios do Sistema Salto e rios Paranhana e dos Sinos (RS), o Lago Guaíba (RS) e rios e reservatório do Estado de São Paulo.

#### 2.3.2. Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade

Para a utilização e elaboração de índices, tendo-se os objetivos traçados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os comporão e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

Neste sentido, procurou-se identificar as variáveis pertencentes ao IQA NSF-CETESB, que apresentavam os maiores problemas referentes a qualidade da água, ou seja, aquelas significativamente mais importantes, dentro deste objetivo, foram observadas as variáveis que apresentavam os maiores desvios de uma situação de equilíbrio, como aquelas que tenderiam a apresentação de valores de sub-índices não condizentes com o seu papel, ou grau de interferência nos ambientes aquáticos.

#### 2.3.3. Adequação do IQA NSF-CETESB: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli 25

Partindo do IQA NSF-CETESB, que já têm um uso consagrado, procurou-se obter um índice de qualidade da água que pudesse ter maior facilidade em sua geração e mais adaptado a realidade atual brasileira. Tendo-se isto como objetivo foram realizados os seguintes passos: (1) identificação dos pontos causadores de baixa restritividade, que levaram a criação de uma nova curva de sub-índices para fósforo total; e a elevação do peso dos coliformes fecais (2) inclusão da clorofila-a e (3) ajuste dos pesos de todas as variáveis componentes, a partir da comparação entre os resultados obtidos com a aplicação do IQA NSF-CETESB, padrões da Resolução CONAMA 20/86 e definições de estado trófico para corpos de água doce tropicais.

#### 2.3.3.1. Alteração da Curva de Sub-Índices do Fósforo Total

É notório que o fósforo é o mais importante limitador do crescimento fitoplanctônico nos ecossistemas aquáticos continentais. Seus teores na água determinam o potencial gerador de biomassa de algas e cianobactérias que o corpo hídrico pode ter. Partindo-se deste princípio e das bases já abordadas, nos itens 4.3.2 e 4.3.3, foi determinada a curva para o cálculo de sub-índices de fósforo total.

As principais referências bibliográficas utilizadas para a elaboração da curva de sub-índices foram as que trazem relações entre fósforo total e estado trófico, como as classificações adotadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993), além das relações entre fósforo total e clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

#### 2.3.3.2. Inclusão da Clorofila-a como Variável do IQA

A inclusão da clorofila-*a* foi realizada mediante a elaboração de uma curva de subíndices por concentração, na qual teve-se por base a nova curva de sub-índices de fósforo total e a relações fósforo total-clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

#### 2.3.3.3. Ajuste dos Pesos na Agregação de Sub-Índices

Para o ajustamento dos pesos das variáveis, em primeiro lugar procurou-se classificar as variáveis pertencentes ao IQA em nível de importância, no que se refere à realidade atual brasileira, resultou em primeiro nível de importância os coliformes fecais; em segundo nível a clorofila-a e o percentual de Oxigênio dissolvido (%OD); em terceiro nível o fósforo total, em quarto nível a DBO; em quinto o nitrogênio total e os sólidos totais; em sexto nível de importância a turbidez, o pH e a temperatura da água.

#### 2.4. RESULTADOS

#### 2.4.1. Aplicação do IQA NSF-CETESB

Para analisar as diferentes respostas do IQA NSF-CETESB em função dos valores encontrados para cada uma das nove variáveis adotadas por este índice, foram utilizados

dados de distintos corpos d'água do Rio Grande do Sul e do Estado de São Paulo. A seguir são colocados sete casos em que a água aparece em diferentes condições de qualidade.

No primeiro caso a amostra selecionada para análise foi do reservatório Divisa (RS) na qual tem-se um IQA com classificação boa (IQA = 89), a avaliação da qualidade da água neste caso foi satisfatória pois todas as variáveis estiveram em um bom estado, tanto no que diz respeito ao abastecimento humano (objetivo de aplicação deste IQA), quanto para a preservação da vida aquática. Porém por apresentar a concentração de coliformes fecais igual a 1 NMP/100ml esta amostra seria classificada pela Resolução CONAMA 20/86 como de classe 1, embora estando no limite para classe especial (Quadro 2.2).

Quadro 2.2 – Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Divisa (RS), (IQA = 89).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	22,1	-	92
Turbidez (FTU)	10	40 (para classe 1)	72
Sólidos totais (mg/L)	55	-	84
pH	7,5	6 a 9	92
%OD	87	-	92
DBO (mg/L)	1	3 (para classe 1)	89
P-Total (µg/L)	1,2	25	91
N-Total (mg/L)	0,3	-	97
Colif. Fecais (NMP/100mL)	1	200 (para classe 1)	99

No segundo caso uma amostra do rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), onde obteve-se um classificação boa (IQA = 76) que, também, se considera uma avaliação aceitável pelo IQA, pois neste caso a água apresenta boas características em relação as variáveis físicas e químicas, sendo que os coliformes fecais estão em uma concentração mais elevada que no primeiro caso, o que fez cair o valor do índice mas ainda permitiu uma classificação dentro do intervalo de boa, assim como dentro da classe 1 da CONAMA 20 (Quadro 2.3).

Quadro 2.3 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), (IQA = 76).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	23,8	-	92
Turbidez (FTU)	11,8	40 (para classe 1)	76
Sólidos totais (mg/L)	60,5	-	84
pH	6,9	6 a 9	87
%OD	80,5	-	87
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	83
P-Total (μg/L)	2,5	25	90
N-Total (mg/L)	0,2	-	98
Colif. Fecais (NMP/100mL)	145	200 (para classe 1)	36

O terceiro caso apresenta uma amostra do Rio Paranhana no Município de Três Coroas (RS) tendo-se a classificação regular (IQA = 56), revelando baixa sensibilidade para expressão da característica real da qualidade da água, pois a concentração de coliformes fecais é altissima (57.940 NMP/100ml) com o sub-índice desta variável dando 4,9 e a referida amostra pertencendo a classe 4 da CONAMA 20 (Quadro 2.4).

Quadro 2.4 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Paranhana, no Município de Três Coroas (RS), (IQA = 56).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	19,8	-	92
Turbidez (FTU)	19	40 (para classe 1)	67
Sólidos totais (mg/L)	91	-	84
pH	7,1	6 a 9	90
%OD	97,9	-	95
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	84
P-Total (µg/L)	2,9	25	95
N-Total (mg/L)	1,4	-	85
Colif. Fecais (NMP/100mL)	57940	4000 (para classe 3)	5

No quarto caso tem-se amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), onde a água foi classificada como de qualidade ruim (IQA = 45) quando de fato deveria estar com classificada como muito ruim, devido às alta concentração de coliformes fecais e de fósforo total e do baixo percentual de saturação de oxigênio dissolvido. A título de exemplo a referida água pertencente a classe 4 da CONAMA 20, (Quadro 2.5).

Quadro 2.5 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), (IQA = 45).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	21	-	92
Turbidez (FTU)	15,3	40 (para classe 1)	72
Sólidos totais (mg/L)	111	-	82
pH	7,2	6 a 9	90
%OD	40,1	-	30
DBO (mg/L)	5	5 (para classe 2)	58
P-Total (µg/L)	170	25	87
N-Total (mg/L)	0,5	-	90
Colif. Fecais (NMP/100mL)	50000	4000 (para classe 3)	5

No quinto caso temos uma amostra do Lago Guaíba - Estação 36 do DMAE (RS) – onde também foi observada uma concentração de coliformes fecais de 50000 NMP/100ml e a concentração de fósforo total praticamente dobrada (300μg.l<sup>-1</sup>), em relação a amostra anterior, e o percentual de saturação de OD baixo. A classificação da água, neste caso, foi dada regular e não muito ruim, como era de se esperar, apesar da concentração de fósforo total ter praticamente dobrado (Quadro 2.6).

Quadro 2.6 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Lago Guaíba (RS), (IQA = 70).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	23	-	92
Turbidez (FTU)	49	100 (para classe 2)	39
Sólidos totais (mg/L)	130	-	83
pH	7,1	6 a 9	89
%OD	44,3	-	34
DBO (mg/L)	2.8	3 (para classe 1)	74
P-Total (µg/L)	300	25	85
N-Total (mg/L)	2,09	-	80
Colif. Fecais (NMP/100mL)	50000	4000 (para classe 3)	5

Para o sexto caso foi selecionada uma amostra do Rio Piracicaba, na captação da cidade (Quadro 2.7), onde o percentual de saturação de OD foi baixo, a DBO elevada e as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, assim como a de coliformes fecais foram elevadas, chegando a 30000 NMP/100ml. Contudo o IQA classificou a água como de qualidade ruim (IQA = 28) e não como muito ruim, como seria de esperar.

Quadro 2.7 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 28).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	160	100 (para classe 2)	5
Sólidos totais (mg/L)	467	-	35
pH	6,3	6 a 9	65
%OD	29,8	-	21
DBO (mg/L)	10	10 (para classe 3)	34
P-Total (µg/L)	504	25	55
N-Total (mg/L)	1,7	-	86
Colif. Fecais (NMP/100mL)	30000	4000 (para classe 3)	6

No Quadro 2.8 tem-se outra amostra do rio Piracicaba, esta com classificação ruim (IQA = 40). Neste caso o percentual de saturação de OD foi mais baixo ainda (25%) e as

concentrações de N-total e P-total, assim como a de coliformes foram elevadas. Apesar de se ter uma classificação de ruim para a água, conforme mensionado, esta amostra também seria classificada como de classe 4 pela CONAMA 20, o que poderia equivaler a muito ruim no IQA.

Quadro 2.8 - Características da água, padrões da CONAMA 20/86 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 40).

Variável	Valor encontrado	Padrão CONAMA 20	Sub-índice
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	6	40 (para classe 1)	85
Sólidos totais (mg/L)	185	-	72
pН	7,0	6 a 9	91
%OD	25,0	-	18
DBO (mg/L)	3	3 (para classe 1)	72
P-Total (µg/L)	1780	25	28
N-Total (mg/L)	2,4	-	90
Colif. Fecais (NMP/100mL)	17000	4000 (para classe 3)	7

Ao analisar os sete casos citados pode-se dizer que o IQA NSF-CETESB expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixas concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém nos demais casos quando se teve concentrações de coliformes acima de 4000 NMP/100ml, o índice superestimou a qualidade da água. O mesmo foi observado também com as concentrações de fósforo total.

Em relação aos pesos dados às variáveis quando da agregação para a obtenção do índice, ficou evidente que devido ao relativamente baixo peso dado aos coliformes fecais, o IQA NSF-CETESB superestimou a qualidade da água, principalmente nos casos onde esta classificação foi regular e ruim.

#### 2.4.2. Alterações

#### 2.4.2.1. Curva de Fósforo total

De acordo com o observado no ítem 2.4.1 a curva de fósforo total oferece baixa restritividade, não dando importância às concentrações que de fato provocam o surgimento de florações fitoplanctônicas. A curva não mostra os gradientes de concentração do estado oligotrófico ao hipereutrófico e sim registra valores extremamente altos.

Para que se tenha uma idéia da importância do fósforo no crescimento fitoplanctônico, LUND (1965) realizou estudos que mostraram que 1,0 mg.P.l<sup>-1</sup> é capaz de produzir 15 milhões de algas *Asterionella*. O aumento da concentração de fosforo não implica somente no aumento da produção do fitoplâncton, mas também em mudanças qualitativas nesta comunidade. Isto significa dizer que a eutrofização artificial, de maneira geral, leva inicialmente a um aumento no número de espécies e no número de indivíduos. Porém, o surgimento de algumas espécies ocorre, geralmente, em detrimento do desaparecimento de outras (ESTEVES,1998)

A fim de ilustrar melhor a baixa restritividade, ou sensibilidade, da curva de subíndices de fósforo total no IQA NSF-CETESB tem-se a Tabela 2.6, que mostra as relações entre concentrações e valores do sub-índice para este nutriente.

Tabela 2.6 - Concentrações de fósforo total (em  $\mu g.l^{-1}$ ) e valores equivalentes do subíndice no IQA NSF-CETESB.

Fósforo total	Sub-índice
250	90
500	60
1000	40
1500	30
2000	25
3000	18
4000	14
8000	8
10000	7

O trabalho de CARLSON (1977) realizado em lagos com baixa turbidez, traz relações entre fósforo total e teores de clorofila-a na água de superfície (Tabela 2.7), ficando clara a necessidade de alteração da curva de sub-índices do fósforo no IQA NSF-CETESB.

Tabela 2.7 – Relação entre diferentes concentrações de fósforo total e teores de clorofila-a. Concentrações em μg.l<sup>-1</sup>.

Fósforo total	Clorofila-a
0,75	0,04
1,5	0,12
3	0,12
6	0,94
12	2,6
24	6,4
48	20
96	56
192	154
384	427
768	1183

Portanto, foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, que teve como referência as relações entre fósforo total e estado trófico dadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993) e também as relações fósforo total-clorofila-a, descritas por CARLSON (1977). A nova curva encontrase na Figura 2.2.

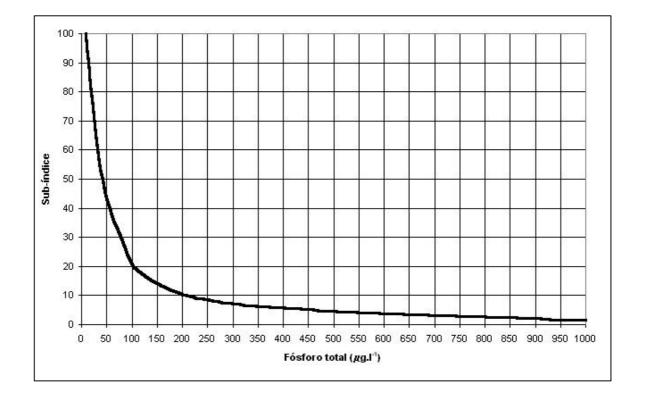


Figura 2.2 – Curva de sub-índices de fósforo total obtida para o IQA NSF Coli 25.

#### 2.4.2.2. Inclusão da Clorofila-a

Apesar do fósforo total ser uma variável que vem sendo utilizada para a classificação da qualidade da água em níveis tróficos, suas concentrações nem sempre representam o comprometimento desta qualidade, devido a presença de florações de algas e Cianobactérias. É por este motivo que a clorofila-a tem sido utilizada como variável importante na classificação da água, através dela, de fato, tem-se a biomassa de tais organismos fitoplanctônicos. Este é o motivo da adição dos teores de clorofila-a para a geração de um IQA para abastecimento público de água. A curva de sub-índices de clorofila gerada para o cálculo do IQA, foi baseada na classificação de estado trófico em função da concentração deste pigmento, dada por WETZEL (1993) e pela relação entre fósforo total e clorofila-a descrita por CARLSON (1977), ver Figura 2.3.

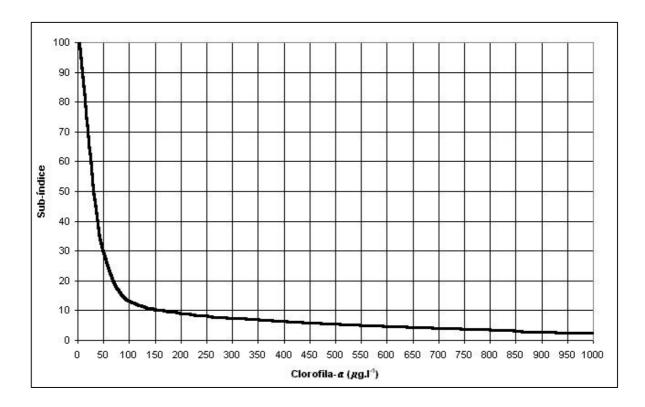


Figura 2.3 - Curva de clorofila-a obtida para o IQA NSF Coli 25.

#### 2.4.2.3. Aplicação dos Pesos

A aplicação do IQA NSF-CETESB nos sete casos estudados, no item 4.4.1, revelou também que as variáveis que de fato tem maior interesse, quando da obtenção do IQA, nos

corpos d'água brasileiro não apresentaram pesos significativos. Evidenciando aqui outro fator causador de valores de índices superestimados. A partir desta constatação, realizou-se uma revisão dos pesos adotados na agregação de sub-índices.

Para resolver tal situação foi realizada uma classificação em nível de importância, observando-se o comportamento das variáveis nos ambientes da área de estudo, chegando-se a adoção dos seguintes pesos, para a agregação final dos sub-índices no IQA NSF coli 25: 0,25 para os coliformes fecais; 0,13 para a clorofila-*a*; 0,12 para o oxigênio dissolvido; 0,09 para a DBO e o fósforo total; 0,07 para os solidos totais e o nitrogênio total; 0,06 para a temperatura da água, a turbidez e o pH.

A adequação do IQA NSF-CETESB trouxe uma maior confiabilidade na utilização do índice de qualidade da água, pois propiciou, a partir da agregação de informações necessárias, resultados mais precisos. A este índice com as novas características denominamos IQA NSF Coli 25, em função do peso 0,25 para os coliformes fecais.

## 2.4.3. Comparação entre o IQA NSF Coli 25 e o IQA NSF-CETESB

Retornando ao uso dos sete casos citados no item 4.4.1, a fim de realizar-se comparações entre os dois IQAs em questão, constata-se que o IQA NSF-CETESB classificou a água em três classes diferentes, enquanto que as mesmas amostras foram classificadas pelo IQA NSF Coli 25 em cinco classes distintas, conforme pode ser visto no Quadro 2.9.

Quadro 2.9 – Valores e Classificação da qualidade da água dados pelos IQAs NSF-CETESB E NSF Coli 25.

CASOS	IQA NSF-CETESB		IQA NSF Coli 25	
CASUS	Valor	Classificação (NSF original)	Valor	Classificação (NSF original)
Reservatório Divisa (RS)	89	Boa	91	Excelente
Rio dos Sinos (RS)	76	Boa	72	Boa
Rio Paranhana (RS)	56	Regular	42	Ruim
Reservatório Guarapiranga (SP)	45	Ruim	29	Ruim
Lago Guaíba (RS)	70	Regular	61	Regular
Rio Piracicaba (SP)	28	Ruim	21	Muito ruim
Rio Piracicaba (SP)	40	Ruim	26	Ruim

A classificação "excelente", pelo IQA NSF Coli 25, na amostra do reservatório Divisa ocorreu principalmente em função da quase ausência de coliformes fecais (1 NMP/100mL), que foi valorizada por este índice. Já a classificação "muito ruim" para a

amostra do rio Piracicaba, ocorreu sobre tudo pela altíssima concentração destes organismos (30000 NMP/100mL), considerada no cálculo do IQA. É importante se ressaltar que águas apresentando estas altas concentrações de coliformes fecais podem ser classificadas pela Resolução CONAMA 20/86 como pertencentes à classe 3, a menos restritiva no que se refere a água destinada a tratamento para consumo humano..

## 2.5. SÍNTESE DOS RESULTADOS

Para uma melhor análise dos resultados expressados pelo IQA NSF-CETESB foram utilizados sete casos em que a água apresentava diferentes qualidades, isto possibilitou a adequação deste IQA. Pode-se dizer que este índice expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixa concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém, nos demais casos, quando se teve concentrações de coliformes acima de 4000NMP/100ml, o índice superestimou a qualidade da água, este mesmo comportamento foi observado com as concentrações de fósforo total.

Em relação, especificamente, aos pesos dados às variáveis quando da agregação para a obtenção do índice, ficou claro que devido ao relativamente baixo peso dado aos coliformes fecais o IQA NSF-CETESB superestimou a qualidade da água, principalmente nos casos onde esta classificação foi regular e ruim.

Portanto, para a adequação do IQA foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, criada e incorporada uma curva de sub-índices de clorofila-a e adotados novos pesos para cada variável, na obtenção do IQA revisado. Dentro desta distribuição de pesos foram concedidos os maiores pesos para os coliformes e para a clorofila-a, devido as suas atuais importâncias na determinação da qualidade da água nos mananciais de água brasileiros.

Os pesos adotados para a agregação dos sub-índices no IQA NSF coli 25 foram os seguintes: 0,25 para os coliformes fecais; 0,13 para a clorofila-*a*; 0,12 para o oxigênio dissolvido; 0,09 para a DBO e o fósforo total; 0,07 para os solidos totais e o nitrogênio total; 0,06 para a temperatura da água, a turbidez e o pH.

A aplicação deste "novo" índice, denomonado IQA NSF Coli 25, possibilitou a obtenção de resultados mais precisos no que se refere aos padrões de qualidade da água atuais.

# 2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOLLMANN, H.A.; MOTTA MARQUES, D.M.L. Bases de estruturação de indicadores de qualidade de água. In: TUCCI, C.E.M.; MOTTA MARQUES, D.M.L. **Avaliação e controle da drenagem urbana.** Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000. 558 p.
- BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. Water quality index do we dare? **Wat. Sewage Works**, 10 October, p. 330-343, 1970.
- CANTER, L.W. Manual de evaluación de impacto ambiental Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 1998. 841p.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. Limnol Oceanogr. 22:361-369, 1977.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das água interiores do estado de São Paulo/CETESB São Paulo: CETESB, 2001.
- COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.
- CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1992. **Resoluções CONAMA: 1984 A 1991**. Brasília. 4°ed. 245 p.
- COUILLARD D.Ç LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental management.**, v. 21, p. 161-179, 1985.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.
- LUND, J. W. B. The ecology of freshwater phytoplankton. Biol. Rev., 40:231-293, 1965.
- OTT, W.R. Environmental indeces: Theory and practice. Ann Arbor (Mich.): Ann Arbor Science Publishers, 1978.
- RIBEIRO, M.L.; DEUS, A.B.S.; DE LUCA, S.J. Bacia hidrográfica do Rio Caí/RS: Índices podem mascarar a avaliação da qualidade da água?. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro: ABES, p. 2373-2379, 1999.
- TOLEDO, JR. A. P. Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes Outubro, 1990.
- VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen an phosphorus as factors in eutrophication. Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development 192 p.(DAS/CSI/68.27), 1968.
- WETZEL, R. G. Limnologia. Fundação Caloutre Gulbenkian. Lisboa, 1993.

# 3. ÁREA DE ESTUDO

# 3.1. LOCALIZAÇÃO

O Sistema Salto de Hidrelétricas compreende os reservatórios Divisa, Blang e Salto, ligados em série, no município de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 3.1). A transposição de águas da Barragem do Salto (756 metros de altitude) para o Reservatório da Canastra, nas nascentes do Rio Paranhana (≈ 500 metros), resulta que grande parte da vazão efluente desse Sistema encontre as águas do Rio dos Sinos.

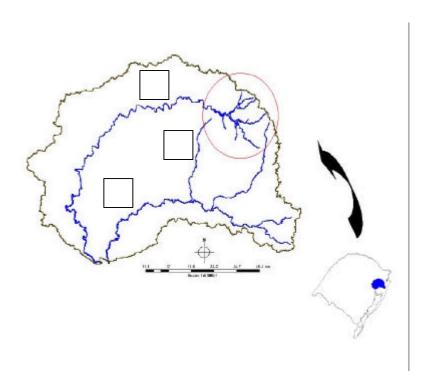


Figura 3.1: Localização e contorno das bacias hidrográficas dos rios Caí (1), Paranhana (2) e Sinos (3), em detalhe os reservatórios do Sistema Salto.

A bacia hidrográfica dos reservatórios Divisa, Blang e Salto possui uma área de 52,5 Km², inserida na bacia hidrográfica do Rio Caí. A figura 3.2 demonstra o contorno da bacia

hidrográfica do Sistema Salto, os reservatórios (Divisa, Blang e Salto), parte da sede da cidade de São Francisco de Paula onde encontram-se algumas das nascentes e as principais vias de acesso (RS020, RS235 e RS110).

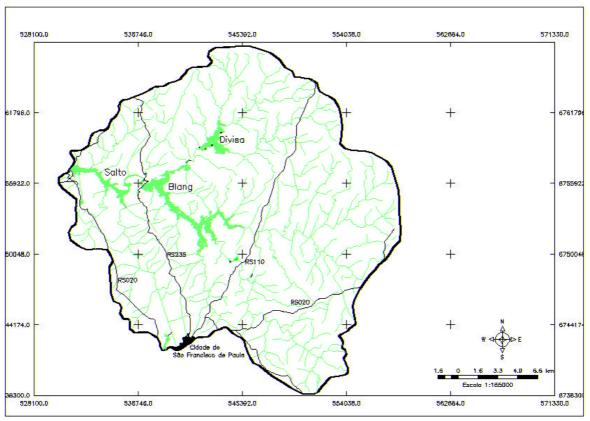


Figura 3.2: Limites da bacia hidrográfica dos reservatórios Divisa, Blang e Salto, integrantes do Sistema Salto de Hidrelétricas e vias de acesso.

#### 3.2. ASPECTOS CLIMÁTICOS

A área da bacia do Sistema Salto pode ser inserida no Domínio Climático da região de Caxias do Sul, que é de clima subtropical, úmido.

A temperatura média anual é de 16,3°C, sendo as extremas situadas entre −2,8°C e 37,5°C. A precipitação pluviométrica é de 1838,3 mm por ano, sendo que a média mensal varia entre 109,3 e 204,1 mm. A média anual de umidade relativa do ar é de 78%, observando-se uma evaporação de 884,3 mm por ano.

Normalmente, se verifica um excedente hídrico de 954 mm ao ano, de acordo com os valores médios mensais de precipitação e evaporação totais do período de 1961 a 1990 (Fonte: Normais Climatológicas, INMET, 1992).

# 3.3. ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS E GEOLÓGICOS

A bacia hidrográfica do Sistema Salto encontra-se no Domínio Morfoestrutural das Bacias e Coberturas Sedimentares, Região do Planalto das Araucárias, tendo como Unidade de Relevo predominante o Planalto Dissecado dos Rios Iguaçú e Uruguai. Esta Unidade corresponde a uma superfície de aplanamento e dissecação (IBGE, 1986). O relevo é relativamente plano e levemente inclinado para os quadrantes de oeste, entrecortado pelas cabeceiras dos cursos d'água que contribuem para as bacias dos rios Caí e Sinos, tributários da bacia do Guaíba. Nas áreas mais aplainadas, predominam colinas côncavo-convexas com pequeno aprofundamento nos vales fluviais e presença de sulcos de erosão.

Nesta região, o Planalto apresenta altitudes em torno dos 800 a 1000 metros e é caracterizada por um imenso platô de rochas basálticas à riodacíticas da Formação Serra Geral, unidade que é responsável pelo fechamento da Bacia do Paraná. As escarpas desse platô se estendem e limitam-se ao sul com a Depressão Periférica, onde afloram as unidades sedimentares da Bacia do Paraná, no Estado do Rio Grande do Sul, constituídas por um pacote de rochas sedimentares de idade permo-triássica, recobertas pelos derrames vulcânicos da Formação Serra Geral, de idade juro-cretácea.

A unidade amplamente representada na área de estudo pertence à Formação Serra Geral, além de sedimentos recentes depositados principalmente ao longo das calhas dos rios. Na área de estudo, a exemplo do que ocorre em Cambará do Sul situada numa mesma altitude, esta unidade é representada por uma sucessão de derrames ácidos a intermediários, subordinadamente derrames vitrofíricos, que representam as frações de topo da Formação Serra Geral. Conforme Umann *et al.*, (2001), toda esta sequência encontra-se recortada por uma série de fraturas com orientações preferenciais N30E e N70E, que condicionam o relevo e a rede de drenagem.

Os sedimentos recentes depositados principalmente ao longo das calhas e das zonas de várzeas dos rios, açudes e reservatórios representam o Quaternário na área de estudo. Constituem-se essencialmente de seixos, grânulos e areias de canais fluviais e lamas das zonas de várzeas e ambientes lênticos.

#### **3.4. SOLOS**

Conforme o levantamento pedológico 1:750.000 (Brasil, 1973 *apud* Streck *et al.*, 2002), atualizado segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos –SBCS, no Planalto

das Araucárias, especificamente na região de São Francisco de Paula, a classe predominante é **Cambissolo Húmico** típico – CHa1, associado com **Neossolo Litólico**. Ao sul da referida cidade, passa a predominar **Chernossolo Háplico** órtico típico, que predomina nas várzeas de rios.

O tipo **Cambissolo Húmico** apresenta horizonte A proeminente e horizonte B incipiente, textura argilosa, mas os fragmentos de rocha são comuns, atestando baixo grau de intemperização. São solos alumínicos (saturação por Al  $\geq$  50%) e, portanto, extremamente ácidos. As argilas são de baixa atividade, resultando em baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e fertilidade natural.



Figura 3.3: Perfil de solo típico da região do Planalto das Araucárias.

Na área de estudo, os solos são rasos a medianamente profundos e ocorrem em associação com **Neossolos Litólicos**, derivados de riolitos, vidros e diabásios, rochas comuns no topo da Formação Serra Geral. Devido a grande quantidade de argila, são solos que variam de bem drenados a imperfeitamente drenados. Os horizontes de solo são visualizados na Figura 3.3, em um perfil típico da região.

As limitações climáticas (geadas e baixa insolação) impõem aptidão restrita para culturas de verão e melhores opções para fruticultura de clima temperado (macieiras e pereiras) e silviculturas, além das pastagens. Devido a forte acidez e baixa fertilidade natural, o uso agrícola

desses solos exige p...ráticas conservacionistas intensivas e aplicação de elevados níveis de corretivos e fertilizantes.

O tipo **Chernossolo Háplico** órtico típico é encontrado ao sul, em cotas de relevo mais baixas, apresentando no perfil uma sequência dos horizontes A, B e C, com razoáveis teores de matéria orgânica, o que confere cores escuras ao horizonte A chernozêmico. Ao contrário dos cambissolos ao norte de São Francisco de Paula, o chernossolo tem alta fertilidade química (saturação por bases ≥ 65%) e alta CTC em todo o perfil (Streck et al., 2002).

# 3.5. VEGETAÇÃO

A Bacia do Sistema Salto encontra-se na região conhecida por Campos de Cima da Serra ou Região das Hortências, e originalmente era caracterizada por grandes extensões de Campos de Savanas e Matas de Araucárias. A vegetação nativa da região, composta por campos e matas em que se destacava a araucária, vem sendo substituída por reflorestamento restrito a *Pinus elliotis* e *Eucalyptus sp*, para a indústria madeireira, em lugar das espécies nativas de *Araucária augustifolia*. A espécie nativa encontra-se ainda em capões cada vez menores e acompanhando a mata ciliar.

As Savanas estão representadas na área de estudo por vegetação gramíneo-lenhosa, com floresta de galeria.



Figura 3.4: Relevo e vegetação nativa da região.



Figura 3.5: Araucária, espécie nativa ameaçada.

Na zona rural da bacia existe mata nativa, grandes extensões de pinus e eucalipto, campo, pastagem e culturas anuais de couve, batata, milho entre outras em associação.





Figura 3.6: Eucalipto, florestamento antigo.

Figura 3.7: Coleta de solo em cultura anual.





ao fundo.

Figura 3.8: Milho em fase de estabelecimento, campo Figura 3.9: Embalagem de agrotóxico deixado na lavoura de batata.

Ao sul da cidade de São Francisco de Paula encontra-se a Floresta Montana, representante da Floresta Ombrófila Mista, que estende-se até Canela e Gramado.

# 3.6. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A ocupação do solo na bacia hidrográfica foi determinada através de classificação supervisionada, utilizando-se imagens de satélite (TM - LANDSAT, bandas 3, 4 e 5) em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Conforme a pesquisa de campo e a classificação apresentada na figura 3.10, o uso atual do solo na bacia é constituído basicamente por áreas de campo natural, florestamento, mata nativa, e pequenas áreas agrícolas distribuídas conforme as porcentagens apresentadas no quadro 3.1, onde se verifica que mais de 74% da área é representada por campo natural e somente 1,26% com áreas agrícolas.

Classes de uso	Área (%)
Campo	74,26
Florestamento	8,91
Mata nativa	12,93
Lavoura anual	1,26
Urbano	0,49

Quadro 3.1. Usos do solo na bacia hidrográfica do Sistema Salto e suas respectivas áreas.

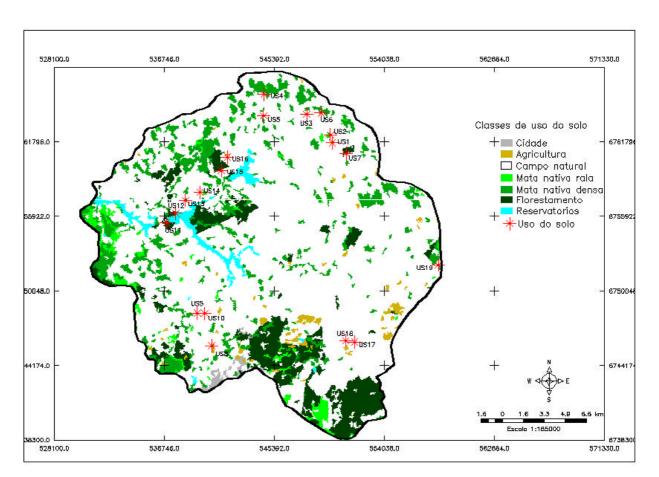


Figura 3.10: Classificação de usos do solo na bacia hidrográfica do Sistema Salto de Hidrelétricas.

\* representam pontos de coleta de solo (US1 – US17).

# 3.7. CONDIÇÕES SÓCIO-ECONÔMICAS E AMBIENTAIS

As condições sócio econômicas e ambientais aqui apresentadas referem-se ao Município de São Francisco de Paula e não somente a bacia dos Reservatórios do Sistema Salto, uma vez que o município abrange uma área bem maior (3.269 km²) que o Sistema de Reservatórios e este encontra-se na área rural da bacia. O município está situado a 112 km de Porto Alegre, com uma população de 18.653 habitantes, dos quais 11.293 vivem na sede. A

densidade populacional é de 5,6 hab/km² e a média de moradores por domicílio é de 3,48. A percentagem de contribuição por atividade econômica no município, assim como muitas das informações aqui apresentadas são relatadas por Richter (1998).

Quadro 3.2: Percentagem de contribuição por atividade econômica (1995 – 1996)

Atividades Econômicas	%
Agropecuária	29,84
Indústria	48,84
Comércio	13,09
Serviços	8,97
Total	100,00

Extraído de: Richter (org.), 1998.

No meio rural, a água provém geralmente de vertentes, poços, arroios e riachos, não havendo rede de abastecimento de água. Em torno de 40% das residências contam com instalações sanitárias.

A colonização inicial do Município foi efetuada por descendentes de portugueses, mas logo vieram italianos e alemães. O primeiro ciclo econômico, sobrepujando-se a outras atividades, foi o da erva-mate, entre 1910 e 1924. As primeiras serrarias tiveram início a partir de 1915, fazendo surgir a segunda atividade econômica, além da pecuária. O ciclo do pinheiro do Paraná ou da Araucária se estendeu até a década de 70, quando teve início o ciclo do *Pinus elliotis*. Mas foi a partir da década de 1960 que se deu o desastre ecológico relativo à araucária, quando fábricas de celulose passaram a consumir lascas de araucária, motivando o corte de pinheiros de todos os diâmetros.

Quanto à fruticultura comercial, o Município possui uma área de 480 hectares cultivados, sendo que o cultivo da maçã ocupa 430 hectares e o pêssego também apresenta bons resultados. O cultivo de olericulturas ocupa uma área de 800 hectares, sendo as principais olerícolas cultivadas: repolho, couve-flor, alface, moranga e batata.

É prática comum entre os pequenos agricultores se associarem a fazendeiros, cultivando parte da área com repolho, aplicando corretivos de acidez (chega a 15 kg de calcário por hectare) e adubação apropriada. Na entrada do inverno, esta área está disponível para o proprietário fazer pastagens de inverno. Entre as desvantagens deste procedimento destaca-se o fato de estarem usando áreas não apropriadas, resultando em erosão e perda do pouco solo que existe nas coxilhas.

Hoje, o milho é a cultura que ocupa a maior área no Município, aproximadamente 2.500 hectares. Por causa da alta acidez e baixa fertilidade do solo, a produtividade é baixa e se

faz necessário uso de corretivos do solo, adubação de manutenção e de cobertura, além de sementes selecionadas. Na colônia, devido à topografia acidentada e afloramentos de rochas, é utilizada a roçada e queima para o plantio. A produção é cerca de 70% utilizada nas propriedades, como ração ou silagem e o restante é comercializado.

A prática da queimada do campo é muito utilizada, geralmente na primavera, para acelerar a brotação tenra para o gado. As conseqüências se fazem sentir á longo prazo, pela piora do solo e redução da produtividade das pastagens.

A utilização de agrotóxicos nas lavouras é pequena, em função da pequena superfície que é destinada à produção de hortifrutigranjeiros. Entretanto, pode haver contaminação dos recursos hídricos nas áreas próximas às propriedades com este tipo de cultivo.

Os principais problemas econômicos do Município relacionam-se com a pecuária de corte e a produção de queijo. Considerando que os pequenos fazendeiros não conseguem um rendimento líquido suficiente para sua manutenção, em muitos casos, a produção de queijo artesanal adiciona uma renda extra, que é pequena, mas distribuída de forma contínua ao longo do ano. Essa alternativa, porém, está encontrando grande dificuldade em atender as exigências de pasteurização por parte da Secretaria Estadual da Saúde e do Meio Ambiente, o que está tornando a atividade inviável.

Desta forma, o cenário que se desenha para os próximos anos é de que os pequenos e médios proprietários, vendendo suas terras para empresas de médio e grande porte, irão contribuir para a substituição das áreas de campo por florestamento, principalmente de Pinus. O principal problema é o potencial invasivo das espécies de Pinus plantadas na região, que tendem a invadir os campos. Foi também relatada a diminuição da disponibilidade hídrica em nascentes e imediações dos reflorestamentos (informação verbal de moradores).

As unidades de conservação existentes na região incluem a de Tainhas, da Rota do Sol e o Parque Nacional Serra Geral, mas encontram-se em situação insatisfatória, pois ainda não foram implantadas, com exceção da última. Além da necessidade de ligação entre estas unidades de conservação já existentes para a manutenção de corredores ecológicos, o grande aumento das áreas de reflorestamento e o Parque Municipal das Cachoeiras, em São Francisco de Paula, são motivações para que esta área seja também protegida pela lei das unidades de conservação.

Os principais problemas ambientais relacionados com o manejo inadequado dos recursos naturais são apresentados no quadro 3.2, a seguir.

Quadro 3.3: Problemas ambientais verificados na bacia hidrográfica do Sistema Salto.

Problema	Causa	Análise/Consequências	Recomendações
Manejo inadequado das pastagens	-As queimadas aceleram a brotação das pastagens.	<ul> <li>- Falta de alternativas econômicas para o pequeno produtor no campo;</li> <li>-As queimadas levam a perda de fertilidade do solo pela erosão; e</li> <li>- A diminuição das espécies herbáceas e animais.</li> </ul>	-Controlar as queimadas com restrições e fiscalização; -Buscar alternativas à s queimadas, visando a manutenção do produtor no campo.
Manejo inadequado das Florestas Nativas e Exóticas	-Incentivo à produção de Pinus.	-Potencial invasivo do Pinus; -Diminuição do potencial hídrico; -A regeneração da araucária é dificultada.	-Incentivar o florestamento com espécies nativas; -Implementação de Unidades de Conservação para proteger corredores ecológicos e os fragmentos florestais mais importantes.
Fragmentação dos maciços florestais nativos	-Não há conexão entre as unidades de conservação; -Substituição por espécies exóticas e liberadas para o corte.	-Os corredores biológicos são imprescindíveis para a manutenção da biodiversidadeDiminuição de espécies vegetais e animais.	-Devem ser identificadas e protegidas áreas de continuidade entre as unidades de conservação existentes.
Resíduos Sólidos e líquidos	-Destino inadequado de lixo e efluentes em conflito com proposta de turismo ecológico.	-Efeito nocivos dos dejetos sobre o ambiente e as nascentes da bacia hidrográfica.	-Reduzir o impacto ambiental dos resíduos sólidos (lixo) e líquidos (efluentes) com investimento em saneamento básico; -Reforçar a proposta de turismo ecológico.

Modif. de Richter (1998).

# 3.8. SÍNTESE

O Sistema Salto de Hidrelétricas localiza-se no Planalto Sul-Riograndense em torno dos 800 metros de altitude, onde o relevo é caracterizado por um imenso platô de rochas basálticas à riodacíticas da Formação Serra Geral. O padrão de fraturas com orientações preferenciais N30E e N70E condicionam o relevo e a rede de drenagem.

A transposição de águas da Barragem do Salto (Bacia do Rio Caí) para o Rio Paranhãna (Bacia do Rio dos Sinos), desvia grande parte da vazão efluente do Sistema Salto para regularização de vazões do rio Paranhana e Rio dos Sinos.

A vegetação nativa da região, composta por campos e matas em que se destacava a araucária, vem sendo substituída por reflorestamento restrito a *Pinus elliotis* e *Eucalyptus sp*, para a indústria madeireira, em lugar das espécies nativas de *Araucária augustifolia*.

A região de São Francisco de Paula é caracterizada por uma classe de solo amplamente representada, o **Cambissolo Húmico** típico – CHa1, associado com **Neossolo Litólico**. Devido á forte acidez e baixa fertilidade natural, o uso agrícola desses solos exige práticas conservacionistas intensivas.

O uso atual do solo na bacia é constituído basicamente por áreas de campo natural (74%), mata nativa (12,93%), florestamento (8,91%) e somente 1,26% da área da bacia é ocupada com áreas agrícolas.

O milho é uma cultura importante no Município de São Francisco de Paula e por causa da alta acidez e baixa fertilidade do solo, a produtividade é baixa e se faz necessário uso de corretivos do solo, adubação de manutenção e de cobertura. Também devido à topografia acidentada e afloramentos de rochas, utiliza-se a roçada e queima para o plantio. A prática da queimada do campo é muito utilizada, geralmente na primavera, para acelerar a brotação.

A utilização de agrotóxicos nas lavouras é pequena, em função da pequena superfície que é destinada à produção de hortifrutigranjeiros. Entretanto, pode haver contaminação dos recursos hídricos nas áreas próximas às propriedades com este tipo de cultivo.

Existe a necessidade de ligação entre as unidades de conservação existentes na região (Tainhas, da Rota do Sol e o Parque Nacional Serra Geral) para a manutenção de corredores ecológicos, pois o avanço das áreas de reflorestamento coloca em perigo a manutenção de espécies nativas, motivação para que esta área seja toda protegida pela lei das unidades de conservação.

# 3.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABGE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA – 1998. **Geologia de Engenharia**, Editores Antônio Manoel dos Santos Oliveira e Sérgio Nertan Alves de Brito. 587 p.

- Esteves, F. de A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência Ltda. 602 p.
- Garbrecht, J. & Sharpley, A.N., 1992. **Sediment-phosphorus relationships in watersheds**. In: Workshop Sediment Quality: 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe. p. 54-63.
- INMET 8° DISTRITO DE METEOROLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 1992. Normais climatológicas de 1961-1990. http://www.inmet.gov.br/instituto/publicacoes.htm
- Margalef, R. 1983. Limnologia. Barcelona. Editorial Omega. 1009 p.
- Mitchell, R. 1972. Water pollution microbiology. New York: Wiley Interscience. 416 p.
- Moore, P.A.; Reddy, K.R. & Graetz, D.A. 1991. Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of a hypereutrophic lake. **J. Environ. Qual**. 20: 869-875.
- Richter, M. (coord.) 1998. Conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula: um plano de ação preliminar. Porto Alegre: Edipucrs, 1998. 106p.
- Streck, E.V.; Kämpf, N.; Dalmolin, R.S.D.; Klamt, E.; Nascimento, P.C. do; Schneider, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. 1 ed. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS. 107 p.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C.A. et al. 1995. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS. 174 p. (Boletim Técnico de Solos, 5).
- Umann, L.V.; Lima, E.F.; Soliani J., E.; Sommer, C.A.; Liz, J.D. (2001). Vulcanismo ácido da região de Cambará do Sul-RS: litoquímica e discussão sobre a origem dos depósitos.

  Revista Brasileira de Geociências, Vol. 31, n.3, p. 357-364.

# 4. QUALIDADE DA ÁGUA

#### 4.1. NASCENTES

O transporte de sedimentos da bacia hidrográfica tem influência significativa sobre a qualidade da água, em função da origem dos sedimentos e da interação que ocorre entre as espécies químicas (Foster *et al.*, 1995). Erosão e transporte de sedimentos para as drenagens constituem um dos principais caminhos para os contaminantes no meio ambiente. Das atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica, a agricultura é a principal causa de aumento da erosão e aporte de poluentes em águas superficiais, uma vez que grande parte dos solos agrícolas permanecem descobertos ou com pouca vegetação por longos intervalos de tempo, facilitando o escoamento superficial e remoção de fertilizantes e agrotóxicos.

Em rios modificados por barragens, a disponibilidade de nutrientes pode desencadear eutrofização e o supercrescimento de algas toxigênicas. Entre as causas para o desenvolvimento de florações algais estão fatores abióticos, sendo que os mais importantes são os que exercem papel direto na fotossíntese: radiação solar, temperatura, transparência da água e presença de nutrientes. Os nutrientes são o único fator em que o homem pode intervir, geralmente o fazendo de forma inconseqüente e contribuindo para a eutrofização.

Entre as principais fontes de nutrientes para lagos e reservatórios destacam-se: i) o transporte de sedimentos e, a estes adsorvidos, nutrientes e fertilizantes provindos de atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica; ii) fontes pontuais de poluição; e iii) ressuspensão de sedimentos autóctones e ciclagem de nutrientes.

A investigação da qualidade da água em tributários do Sistema Salto teve por objetivo conhecer as características impostas pelo uso dos solos aos mananciais que alimentam os reservatórios, identificando fontes pontuais e difusas de nutrientes e contaminantes na bacia hidrográfica, bem como seu potencial impacto para a qualidade da água no Sistema Salto.

## 4.1.1. Metodologias

A escolha das estações amostrais (EAs) foi planejada de modo que se obtivesse um conjunto de dados representativo das fontes que contribuem para os reservatórios e que drenam as principais classes de usos do solo na Bacia Hidrográfica dos Reservatórios do Sistema Salto.

A tabela 4.1 e a figura 4.1 apresentam os oito pontos de amostragem que foram estabelecidos com base no mapeamento e classificação de usos do solo, aqui apresentados de montante para jusante: tributário do reservatório Divisa em área de florestamento (SN5), campo (SN4) e banhado (SN3); tributário do reservatório Blang em área de campo (SN2); no Arroio Santa Cruzinha, jusante do Blang, em mata nativa (SN6 e SN7) e uso misto (SN1); e tributário do reservatório Salto, em área urbana (SN8). A localização das EAs, usos do solo na área de influência, área de seção transversal (média de cada período) e área de drenagem são listadas a seguir (Tabela 4.1).

Tabela 4.1: Localização das estações amostrais em tributários do Sistema Salto: coordenadas, descrição, área da seção transversal e área de drenagem.

EAs Coordenadas		I a salima são	Usos do Solo	Área da seção (m²)		Área de
EAS	UTM	Localização	USOS 00 5010	Primavera	Verão	drenagem (km²)
SN1	537368 6756470	Foz do Arroio Santa Cruzinha, jusante do Blang.	Misto: campo, florestamento, nativa	2.23	0.96	15.71
SN2	539861 6758099	Tributário do Blang	Campo	0.11	0.03	0.45
SN3	541662 6759147	Foz da nascente do Divisa	Misto: banhado, campo, florestamento	0.13	0.02	1.38
SN4	541477 6759607	Nascente do Divisa, jusante da estrada.	Estrada: florestamento	0.10	0.01	0.70
SN5	541448 6759661	Mesma nascente que SN4, montante da estrada.	Florestamento	-	-	0.16
SN6	539551 6760858	Arroio Santa Cruzinha, jusante da estrada.	Estrada: mata nativa	-	-	6.01
SN7	539583 6760866	Mesmo arroio que SN6, montante da estrada.	Mata nativa	0.82	0.53	6.64
SN8	531368 6756729	Tributário do Salto, área urbana com camping.	Urbano	0.21	0.01	0.07

As coletas foram realizadas mensalmente, nos períodos de primavera (agosto, setembro e outubro de 2002) e verão (fevereiro, março e abril de 2003), caracterizando os períodos de chuva e estiagem, respectivamente. As estações SN4 e SN5 são muito próximas uma

da outra (~ 80 m), situadas antes e depois de uma estrada de chão que cruza o arroio, motivo pelo qual as medições de vazão foram efetuadas somente em SN4 e utilizadas para as duas estações. As estações SN6 e SN7, da mesma forma, possuem distância de aproximadamente 50 m uma da outra, separadas por uma ponte de madeira sobre a estrada, e as medições foram realizadas somente em SN7. A escolha de estações tão próximas se justifica pela presença de estradas de chão cruzando os respectivos arroios e objetiva a verificação da influência de estradas sobre a produção de sedimentos. Os períodos e os parâmetros analisados na campanha destinada à investigação da qualidade da água em tributários dos reservatórios são listados no quadro 4.1, a seguir.

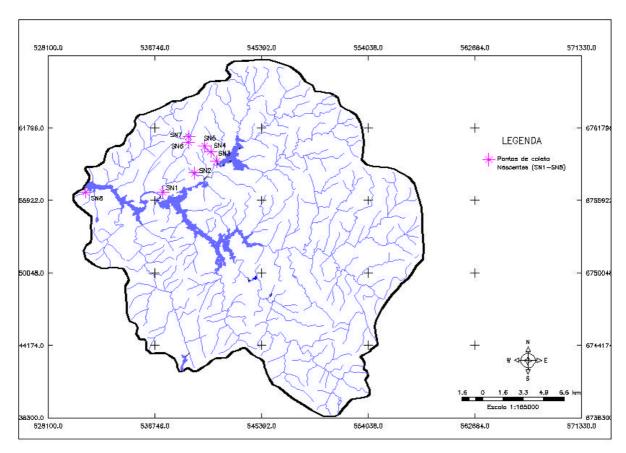


Figura 4.1: Localização das estações de amostragem (EAs) nos tributários (SN1 – SN8).

Quadro 4.1: Período, estações de amostragem e variáveis analisadas na campanha destinada à investigação da qualidade da água em tributários do Sistema Salto.

Período	Primavera (agosto, setembro e outubro de 2002)	
	Verão (fevereiro, março, abril de 2003)	
Estações de Amostragem	Salto Nascentes: SN1 a SN8	

Variáveis medidas com sonda multiparâmetros	Temperatura, pH, Condutividade, Salinidade, Potencial redox (Eh).
Variáveis analisadas em laboratório	Sedimentos em Suspensão, Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT), Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Oxigênio Dissolvido (Winkler), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Turbidez, Sólidos Totais, Íons.

#### 4.1.1.1. Medidas de descarga líquida

A medição de descarga líquida (vazão) constitui uma etapa preliminar para o cálculo da descarga sólida nos tributários. As medidas foram realizadas nos mesmos pontos de coleta, pelo método convencional com molinete hidrométrico, em que se determina a área da seção transversal e a velocidade média do fluxo que passa nesta seção. A área é determinada em verticais executadas em intervalos igualmente espaçados ao longo da seção transversal, nas quais são realizadas medições de velocidades em três níveis de profundidades: à superfície, meia profundidade e ao fundo, que irão originar a velocidade média do fluxo na vertical.

#### 4.1.1.2. Descarga sólida

Método de Integração na vertical, onde a concentração de sedimentos corresponde à média na vertical. Neste método a coleta é feita em uma vertical durante o trajeto de descida da garrafa até as proximidades do fundo, e subida até a superfície, com a mesma velocidade, tal que o volume máximo coletado seja igual ou inferior a ¾ da capacidade da garrafa. A análise quantitativa dos sedimentos em suspensão foi realizada pelo método da filtração, devido à baixa concentração verificada nas amostras. O cálculo da Descarga Sólida em Suspensão (Qss) é feito pela multiplicação da descarga líquida pela concentração. Para apresentação do resultado em ton.d<sup>-1</sup>, faz-se necessário um fator de transformação de unidades, conforme segue:

$$Qss = 0.0864 \cdot Q \cdot Cs$$

Sendo: **Qss**= descarga sólida em suspensão (ton.d<sup>-1</sup>); **Q**= descarga líquida (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>); **Cs**= concentração (mg.l<sup>-1</sup>).

## 4.1.1.3. Coleta e preservação das amostras

As coletas de água foram realizadas no eixo central da seção, em uma profundidade de aproximadamente 10 cm da superfície. Os frascos utilizados para a amostragem de fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio, turbidez, sólidos totais e íons foram previamente lavados em banho de HCl 7% por 2 horas e depois enxaguados três vezes com água destilada e deionizada; secos à temperatura ambiente e mantidos cobertos até o momento da coleta. Já os frascos destinados à coleta de amostras para análise de carbono orgânico total e demanda química de oxigênio, foram lavados em banho de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 25% e os frascos para análise de coliformes totais e fecais foram esterilizados em autoclave.

Em campo, os frascos foram inicialmente ambientados com água a ser coletada e, depois da coleta, mantidas em isopor com gelo até a chegada ao laboratório. As amostras para análise de OD foram preservadas em campo com a adição de 1 ml de sulfato manganoso e 1 ml de soda iodeto azida (método de Winkler modificado). Os parâmetros medidos com sonda (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, salinidade e potecial redox) foram determinados *in situ*, no momento da coleta. As condições climáticas (temperatura do ar em °C, insolação, chuva) do dia e semana da coleta foram observadas e anotadas. No laboratório, as amostras foram mantidas em geladeira a uma temperatura de aproximadamente 5°C até o momento da análise e obedecidos os tempos para estocagem recomendados por APHA (1995).

## 4.1.1.4. Variáveis físico-químicas e biológicas

Os parâmetros de qualidade da água do Sistema Salto foram monitorados objetivando contemplar as variáveis básicas, acrescentando informações a respeito da produtividade do ecossistema aquático. A seguir, são apresentados os princípios das metodologias empregadas nas análises:

#### - Turbidez

A turbidez foi determinada pelo método nefelométrico, através de turbidímetro marca Micronal, modelo B250, segundo APHA (1995).

#### - Sólidos Totais

A determinação dos sólidos totais foi realizada por evaporação e pesagem, segundo APHA (1995). Para tal utilizou-se 200 ml de amostra, sendo que primeiro colocou-se 100 ml e após a evaporação destes, acrescentou-se mais 100 ml. Esta estratégia foi utilizada em função das baixas concentrações encontradas, principalmente nas EAs dos reservatórios.

## - Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada pelo método iodométrico, modificado pela adição de soda iodeto azida. A fixação do OD foi realizada em campo com sulfato manganoso e soda iodeto azida, para posterior determinação em laboratório. A DBO foi estimada pelo método de cinco dias a 20°C, de acordo com APHA (1995). A entrada de oxigênio do meio externo foi prevenida através da utilização de um "selo hídrico", com água destilada e filme de PVC no gargalo do frasco de Winkler, para impedir a difusão de oxigênio atmosférico para dentro da amostra. Este recurso foi adotado em função de grande parte das amostras apresentarem baixos valores de DBO<sub>5</sub>, fato que poderia mascarar os resultados.

#### Nitrogênio Total e Fósforo Total

A determinação do nitrogênio total foi realizada em amostras de 250 ml, pelo método Macro-Kjeldahl. O fósforo total foi analisado em 50 mL, pelo método do ácido ascórbico, em função da amplitude de concentrações verificadas entre os ambientes estudados, sobretudo porque ocorre um incremento progressivo de poluição de montante para jusante. Ambas as determinações seguiram os procedimentos descritos em APHA (1995).

#### - Coliformes

As concentrações de coliformes fecais e totais foram determinadas através do *Kit Colilert*, da IDEXX. A metodologia baseia-se em *Defined Substrate Technology* (Tecnologia de Substrato Definido, DST). Quando os coliformes totais metabolizam o indicador ONPG de

nutrientes *Colilert*, a amostra adquire coloração amarela. Quando a *E. coli* metaboliza o indicador MUG de nutrientes *Colilert*, a amostra emite fluorescência. Esta metodologia pode detectar, de acordo com o fabricante, concentrações de 1 UFC/100mL a 2 milhões de UFC/100mL, dentro de 24 horas.

## - Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Método do refluxo fechado com kit da Merck para concentrações entre 4 e 40 mg/L, em função das baixas concentrações esperadas. Similar ao método recomendado em APHA (1995), a amostra é atacada com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> e catalizadores. Após 2 horas de digestão, o K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> remanescente não reduzido, inversamente proporcional à quantidade de matéria orgânica presente na amostra, foi determinado pelo método colorimétrico, em espectrofotômetro a 340 nm.

## - Carbono Orgânico Total (COT)

A determinação da quantidade de carbono organicamente ligado requer a quebra das moléculas orgânicas em unidades simples de carbono e conversão para CO<sub>2</sub>, que pode ser medido quantitativamente. O método utiliza irradiação ultravioleta para converter o carbono orgânico em CO<sub>2</sub>, que pode ser medido diretamente em analizador infravermelho não dispersivo, ideal para amostras com baixas concentrações. As análises foram feitas em analizador TOC – V CSH Shimadzu, no Instituto de Agronomia da UFRGS.

#### 4.1.1.5. Análise dos dados

Serão apresentados valores médios das variáveis, originados a partir de três medições mensais em cada período: primavera e verão, e somente aquelas para o qual que se deseja dar maior ênfase terão seus valores discutidos mês a mês, caso dos nutrientes.

#### 4.1.2. Resultados e Discussão

# 4.1.2.1. Descarga líquida nos tributários

Os valores de descarga líquida (vazão) apresentam grande amplitude em função das estações amostrais terem sido localizadas em tributários perenes e intermitentes, escolhidas mais em função do uso do solo em que se localizam, do que pela sua representatividade em termos de área de drenagem. As medições de vazão das estações SN5 e SN6 foram realizadas em SN4 e SN7 respectivamente. A Tabela 4.2 expõe as médias obtidas a partir de três medições (mensais) em cada período.

Tabela 4.2: Vazão (m³/s) nos tributários dos reservatórios.

Ponto	Vazão (m³/s)		
Ponto	Primavera	Verão	
SN1	0.4208	0.0823	
SN2	0.0219	0.0026	
SN3	0.0251	0.0232	
SN4	0.0178	0.0027	
SN5	0.0178	0.0027	
SN6	0.1752	0.1076	
SN7	0.1752	0.1076	
SN8	0.0360	0.0071	

Os valores de vazão situaram-se entre 0.4208 m³/s e 0.0178 m³/s na primavera e entre 0.0797 m³/s e 0.0018 m³/s no verão, caracterizando períodos de chuva e estiagem, respectivamente. Os pontos SN1 e SN2 são caracterizados pelos maiores e menores valores de vazão respectivamente, dentre as estações amostradas.

#### 4.1.2.2. Descarga Sólida

A descarga sólida (DS) está muito relacionada com a precipitação na bacia hidrográfica, mas aqui foi amostrada sem objetivo da produção em eventos, refletindo apenas a contribuição média diária esperada nas respectivas estações. Aqui a descarga sólida está, portanto, primeiramente relacionada com a geologia, relevo e susceptibilidade à erosão dos solos. Ainda assim, a vazão pode ter dois efeitos sobre a descarga sólida: i) de diluição, se a vazão for grande; ou ii) de concentração, se a vazão for pequena. A tabela 4.3 expõe concentrações de sedimentos em suspensão e descarga sólida em cada estação de amostragem (EA), nos períodos de primavera e verão.

Tabela 4.3: Sedimento em Suspensão (g.l<sup>-1</sup>) e Descarga Sólida (ton.d<sup>-1</sup>) nos tributários.

EA	Sedimento em Suspensão (g.l <sup>-1</sup> )		Descarga sólida (ton.d <sup>-1</sup> )	
	Primavera	Verão	Primavera	Verão
SN1	0.0046	0.0082	0.1655	0.0586
SN2	0.0158	0.0193	0.0298	0.0044
SN3	0.0077	0.0100	0.0167	0.0201
SN4	0.0054	0.0165	0.0083	0.0038
SN5	0.0031	0.0132	0.0047	0.0030
SN6	0.0028	0.0079	0.0425	0.0733
SN7	0.0038	0.0063	0.0575	0.0583
SN8	0.0042	0.0128	0.0132	0.0078

Dentre os tributários, a contribuição de sedimentos em suspensão mostrou-se maior em SN2, área de campo, pastagem e passo de gado. Em menor proporção encontram-se as áreas de banhado (SN3), florestamento (SN4 e SN5), urbano (SN8) e as menores concentrações de sedimentos em suspensão foram verificados na mata nativa (SN6 e SN7). Em relação às estradas, foi confirmada sua influência em SN4, situada em área de campo, após florestamento e aterro sobre o arroio. Na mata nativa, foi verificada maior contribuição da estrada somente no verão, enquanto na primavera, ocorreram maiores concentrações a montante da estrada, o que

provavelmente não reflete uma tendência. Salienta-se que estas concentrações referem-se somente aos SS, aqueles de tão pequeno tamanho (predomina a fração  $< 63 \mu m$ ), que são transportados em suspensão através da lâmina d'água.

A descarga sólida (DS) esteve compreendida, nas estações amostradas, entre 0.1655 ton/d e 0.0047 ton/d na primavera e entre 0.0733 ton/d e 0.0030 ton/d no verão. A Figura 4.2 mostra que a tendência geral é de maior descarga sólida no período da primavera, em função da lavagem propiciada no período de chuvas. Os pontos SN3, SN6 e SN7 demonstram maior descarga sólida no verão, estes, provavelmente em função de atividades relacionadas com o uso do solo na bacia, mais intensas no verão.

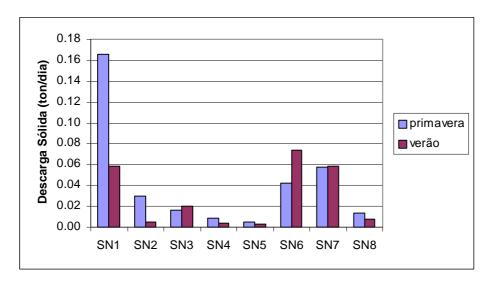


Figura 4.2: Descarga Sólida (ton/dia) nos tributários: médias sazonais dos períodos de primavera e verão.

A Tabela 4.4 expõe a produção específica de sedimentos, que leva em consideração a área de drenagem e, sendo assim, minimiza o efeito de diluição ou concentração propiciado pela vazão.

<b>Tabela 4.4:</b> <i>A</i>	Årea de drenagem (km	²) e Produção I	Específica de Sedime	entos (ton.km <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	) nos tributários.

EAs	Ámos	Produção Específica de Sedimentos (ton.km <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )		
	Area ———	Primavera	Verão	
SN1	15,7089	0,01053	0,00373	
SN2	0,4518	0,00190	0,00028	
SN3	1,3746	0,00106	0,00128	
SN4	0,7045	0,00053	0,00024	
SN5	0,1580	0,00030	0,00019	

SN6	6,0117	0,00271	0,00466
SN7	6,6381	0,00366	0,00371
SN8	0,0677	0,00084	0,00050

Desta forma, pode-se dizer que, nas estações amostradas, a produção de sedimentos oscilou entre 0,00030 e 0,01053 ton.km<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> na primavera, e entre 0,00019 e 0,0073 ton.km<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> no verão.

## 4.1.2.3. Qualidade da água

A qualidade da água será aqui abordada de forma descritiva e, primeiramente, serão demonstrados sob a forma de resumo os resultados mais críticos e os níveis estabelecidos para as classes 1, 2 e 3 da Resolução CONAMA N.20 / 1986, que se presta ao enquadramento dos corpos d'água naturais (Tabela 4.5). Em seguida, serão demonstradas médias sazonais dos tributários para comparação entre os pontos de amostragem, entre períodos (primavera e verão) e verificação de tendências.

Tabela 4.5: Resumo dos valores mínimos de OD e máximos dos demais parâmetros relacionados na Resolução CONAMA N.20/1986 e comparação com os limites estabelecidos para as classes 1, 2 e 3.

Parâmetro	OD	Turbidez	pН	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	DBO <sub>5</sub>
Unidade	mg/L	UNT	-	mg/L	mg/L	mg/L
Classe 1	> 6,0	40,0	6,0 - 9,0	10,0	250,0	3,0
Classe 2	> 5,0	100,0	6,0 - 9,0	10,0	250,0	5,0
Classe 3	> 4,0	100,0	6,0 - 9,0	10,0	250,0	10,0
SN1	6.60	7.40	7.17 - 7.86	0.51	1.77	1.80
SN2	6.60	70.60	6.33 - 6.83	0.06	0.06 2.05	
SN3	5.80	15.80	6.72 - 7.58	0.25	0.80	1.38
SN4	6.40	28.50	6.86 - 7.90	0.39	0.85	1.80
SN5	6.40	19.00	6.66 - 7.37	0.52	0.69	2.80
SN6	6.60	15.90	6.98 - 7.23	0.70	1.06	2.80
SN7	6.40	6.80	7.06 - 7.37	2.17	0.67	2.40
SN8	6.60	10.90	7.30 - 7.55	0.21	0.99	1.80

## Oxigênio Dissolvido

Os teores mínimos de oxigênio dissolvido são demonstrados na Tabela 4.5, onde observa-se que todos os tributários apresentam concentrações acima de 6.0 mg OD/L, exceto SN3 em abr/03, que apresentou 5.8 mg OD/L, valor este não muito distante do limite da classe 1. Os valores mais elevados de OD (Figura 4.3) foram verificados nos meses de primavera (~9.0 mg/L), devido às baixas temperaturas e maior precipitação, que proporcionam uma maior oxigenação das águas.

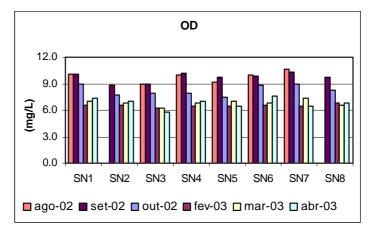


Figura 4.3: Oxigênio dissolvido nos tributários.

#### Turbidez

Os valores de turbidez (figura 4.4) mantiveram-se baixos nas estações amostrais durante todo o período, exceto no ponto SN2 em mar/03, quando chegou a 70.6 NTU. Este valor, isoladamente, pode ser associado ao passeio de gado, comum nas áreas de campo.

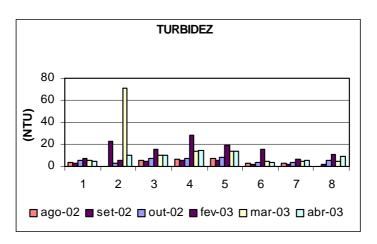


Figura 4.4: Turbidez nos tributários do Sistema Salto.

Os demais parâmetros de qualidade, por não terem tido nenhuma ocorrência fora dos limites estipulados pelo CONAMA/86 para classe 1, serão apresentados na forma de médias dos períodos de primavera e verão.

## ▶ pH

O pH mostra duas tendências: neutralidade no verão e ligeira acidez no período da primavera; demonstrando acentuada variabilidade sazonal (Figura 4.5). Como o pH está relacionado com a dissociação das moléculas de água, é natural que o período de maior disponibilidade hídrica e íons H<sup>+</sup> apresente um leve decréscimo do pH.

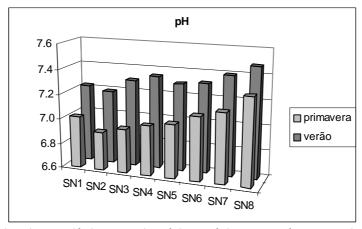


Figura 4.5: Potencial hidrogeniônico nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

#### Nitrato

O nitrato está diretamente relacionado com processos de produção e decomposição de matéria orgânica. Na figura 4.6, observa-se tendência de concentrações mais elevadas na primavera. Com a temperatura mais baixa, a decomposição da matéria orgânica é mais lenta, portanto, o consumo de nitrato é menor do que no verão. A mineralização do nitrogênio (nitrificação) é conduzida por microorganismos e favorecida em ambientes equilibrados como em mata nativa, o que explica as maiores concentrações de nitrato nos pontos de mata nativa (SN6 e SN7) e florestamento (SN5).

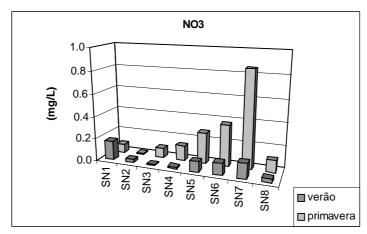


Figura 4.6: Nitrato nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

#### Sulfato

Dentre as formas de enxofre em ecossistemas aquáticos, o íon sulfato  $(SO_4^{2-})$  assume maior importância, visto que constitui a principal fonte deste elemento para os produtores primários. A distribuição de íons sulfato é fortemente influenciada pela formação geológica da bacia de drenagem, motivo pelo qual a concentração de sulfato pode variar desde valores não detectáveis até valores de saturação. Assim, nas regiões de predominância de rochas ígneas não sulfatadas, em que não há influência marítima, as concentrações de sulfato são, em geral, abaixo de 1 mg/L.

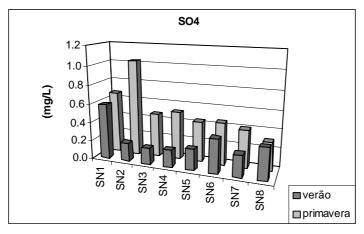


Figura 4.7: Sulfato nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

A figura 4.7 demonstra que as concentrações de sulfato apresentaram tendência de concentrações mais elevadas na primavera, o que pode estar relacionado com as principais fontes

de enxofre para os ambientes aquáticos: as chuvas (lavagem da atmosfera) e a agricultura (pela aplicação de adubos contendo enxofre). Atenção para o pico de sulfato em SN2 na primavera, quando atingiu 2.05 mg/L em set/02, coincidindo com o pico de fósforo total (Figura 3.14, adiante) e corroborando uma possível origem antrópica, da aplicação de insumos na agricultura.

## Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Os valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio são apresentados na figura 4.8, mostrando-se baixos nos tributários amostrados, com tendência de valores mais elevados no verão.

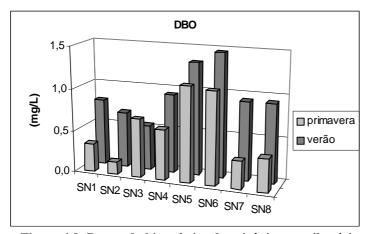


Figura 4.8: Demanda bioquímica de oxigênio nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

Os valores mais elevados em SN5 e SN6 encontram-se em áreas de florestamento e mata nativa, respectivamente, mas salienta-se que o ponto de mata nativa (SN6) também é bebedouro de gado, o que deve ter motivado os altos valores aí verificados, em função de ser um local de sombra e pouso para os animais. Já no ponto de florestamento (SN5), existe muita matéria orgânica vegetal em decomposição, em função da derrubada de pinus e acúmulo de acículas.

#### ➤ Coliformes Totais e Fecais

A tabela 4.6 expõe os resultados de coliformes totais e fecais obtidos no ponto SN8, escolhido por ser o único representante da classe de uso urbano. O ponto SN8, tributário do reservatório Salto, além de representar a classe de uso urbano (por ser próximo á diversas casas e

condomínios), tem as margens ocupadas de um lado por um clube de lazer e de outro por camping 'selvagem' (sem banheiros públicos).

Tabela 4.6: Coliformes fecais e totais na área urbana (SN8) do Sistema Salto em meses de primavera e verão e limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 20/1986.

PARÂMETRO E	CONAMA			AMOSTRAGENS				
UNIDADE	Classe 1	Classe 2	Classe3	set/02	fev/03	mar/03	abr/03	
Colif. Fecais (/100 mL)	200	1000	4000	71	576	90.700	52.000	
Colif. Totais (/100 mL)	1000	5000	20000	921	19.863	987.000	235.900	

Por este motivo, os níveis de coliformes totais e fecais apresentaram-se acima dos níveis admitidos pelo CONAMA para classe 2 em fev/03 e muito acima do limite estabelecido para a classe 3 nos meses de março e abril de 2003, coincidindo com o período de maior estiagem e movimento das atividades turísticas. Salienta-se que a contagem foi realizada em apenas uma amostra por coleta, realizada mensalmente, motivo pelo qual insuficiente (mínimo 5 amostras mensais) para classificação por este parâmetro.

A seguir, a Tabela 4.7 expõe os valores extremos (máximos e mínimos) dos demais parâmetros de qualidade da água, que também estão relacionados com a produtividade nos tributários. Adiante, os resultados serão discutidos em termos de médias sazonais dos períodos de primavera e verão.

Tabela 4.7: Máximos e mínimos dos parâmetros de qualidade da água relacionados com a produtividade primária do sistema.

	Parâmetro	Temp	Sat. OD	DQO	Condutiv.	Sól. T.	PT	NT	CT
	Unidade	°C	%	mg/L	S/cm	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L
Máximos e míninos	SN1	20.84	99.1	43.03	26	63.50	1.92	0,17	5.78
		8.31	73.7	4.33	17	14.00	0.19	0.01	2.18
	SN2	23.85	93.0	24.92	19	58.00	5.67	0.25	4.86
		18.08	66.3	3.47	14	17.50	0.86	0.19	1.35
	SN3	22.38	92.7	37.30	31	81.50	2.31	0.24	9.83
		11.68	68.6	4.09	21	12.30	0.58	0.03	1.55
	SN4	21.54	94.7	30.83	32	121.00	2.22	0.73	10.33
		10.43	69.1	4.96	20	11.40	0.28	0.09	2.85
	SN5	20.55	88.8	35.50	33	95.00	2.71	0.30	11.62
		9.40	69.6	0.38	19	9.90	0.39	0.04	2.40
	SN6	19.83	96.6	21.66	30	102.50	3.45	0.21	7.28
		9.37	77.1	3.79	20	10.20	0.70	0.03	1.59
	SN7	19.93	97.1	22.43	30	71.00	2.64	0.08	5.53
		9.42	74.9	2.65	20	16.40	0,63	0.02	1.45
	SN8	20.77	93.1	27.10	37	69.00	2.22	0.73	4.67
		15.57	75.0	3.87	29	9.20	0.90	0.29	1.54

### Temperatura

A temperatura da água nos tributários oscilou entre 11.3°C e 18.7°C na primavera e entre 17.8°C e 20.5°C no verão, refletindo o clima subtropical que proporciona temperaturas amenas durante o ano todo (Figura 4.9).

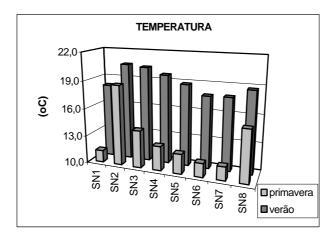


Figura 4.9: Temperatura da água nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

Observa-se que as estações amostrais (EAs) SN6, SN7 (mata nativa) e SN5 (florestamento) apresentam sempre as menores temperaturas devido à cobertura vegetal, enquanto as maiores temperaturas estão associadas às menores lâminas d'água (SN2 e SN3) e localizadas em pontos desprovidos de cobertura vegetal. A exceção faz-se no ponto SN8 (Figuras 4.10 e 4.11, uso urbano), que apesar da boa cobertura vegetal, obteve temperaturas elevadas.



Fig. 4.10: Calha Parshall na estação SN8, montante. Fig. 4.11: Detalhe da EA SN8, uso urbano, jusante.

# Demanda Química de Oxigênio

A demanda química de oxigênio (Figura 4.12) mostrou tendência de valores mais elevados na primavera, o que se justifica por ser este um período de temperaturas relativas ainda baixas e menores taxas de degradação da matéria orgânica. As maiores concentrações de DQO foram verificadas na primavera, nas estações SN1, SN3 (uso misto) e SN4, SN5 (florestamento). Já no período de verão, quando é potencializada a degradação bioquímica da matéria orgânica, os pontos altos de DQO ocorreram em SN2 (campo), SN4 (florestamento) e SN8 (urbano), em decorrência da concentração propiciada por menores vazões e, especialmente, do aporte de matéria orgânica em SN8.

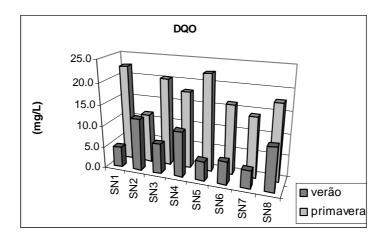


Figura 4.12: Demanda química de oxigênio nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

#### Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica das águas mostrou-se mais elevada no verão (17 a 34  $\mu$ S/cm) do que na primavera (14 a 29  $\mu$ S/cm), em virtude das temperaturas mais elevadas propiciarem maior solubilização dos sais (Figura 4.13). A mesma tendência foi evidenciada quanto ao teor de sólidos totais, apresentado na Figura 4.14, a seguir.

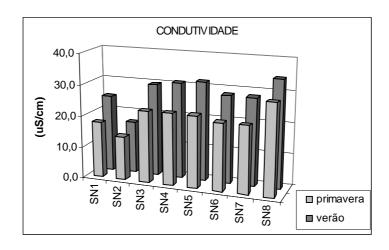


Figura 4.13: Condutividade elétrica nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

#### Sólidos Totais

As concentrações de sólidos totais variaram entre 36,72 e 62,86 mg/L no verão e entre 25.15 e 49,73 mg/L na primavera.

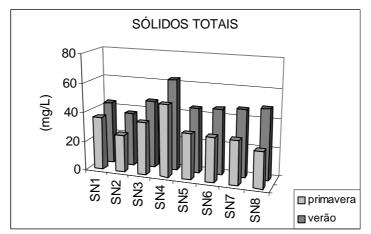


Figura 4.14: Sólidos totais nos tributários: médias dos períodos de primavera e verão.

O teor de sólidos totais manteve-se mais elevado no verão, devido ao fator de concentração já mencionado. Os valores mais elevados foram constatados no ponto SN4 (florestamento, após estrada de chão), contrastando com SN5 (mesmo uso, a montante da referida estrada) e confirmando a produção de sedimentos propiciada pela estrada. Além de partículas inorgânicas, o teor de sólidos totais inclui também compostos orgânicos e microorganismos, o que explica as elevadas concentrações em SN6 e SN7 (mata nativa).

## Fósforo Total

Do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes, no entanto, o ortofosfato assume maior importância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos produtores primários. Na água, o íon fosfato (P-orto), pode estar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio. Como a faixa de pH em águas continentais situa-se entre 5 e 8, as espécies de P-orto predominantes são H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> e HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Os níveis de fosfato inorgânico dissolvido são muito baixos quando comparados as demais frações, pois sua presença depende da densidade e da atividade de organismos fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas. Como estes reservatórios possuem características oligotróficas á mesotróficas, optou-se pela determinação do P-total, devido às baixas concentrações de P-orto verificadas e para uma maior confiabilidade nos resultados. A seguir, a Figura 4.15 apresenta as concentrações de P-total observadas nos tributários.

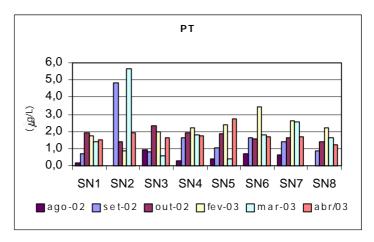


Figura 4.15: Fósforo Total nos tributários.

Os teores de fósforo total (PT) mantiveram-se abaixo de 2 µg/L em ago/02 e abaixo de 3 µg/L em out/02 e abr/03, valores estes considerados usuais para os tributários de um modo geral. Os picos de concentração de PT ocorreram em SN2 (campo), em set/02 (4.8 µg/L) e mar/03 (5.7 µg/L), demonstrando ser esta uma fonte esporádica de contribuição mais significativa.

Houve uma tendência de concentrações mais elevadas em fev/03 na maioria dos pontos SN4, SN5 (florestamento), SN6, SN7 (mata nativa) e SN8 (urbano), sendo que o pico em SN6 pode ter origem em dejetos animais, uma vez que é também utilizado pelo gado para dessedentação e descanso. Já em SN1 e SN3 (uso misto: campo e florestamento), as

concentrações mostraram-se ligeiramente superiores no mês de out/02, podendo estar associadas com o período de plantio das culturas anuais (primavera).

Embora não dispondo de EA em tributário de uso agrícola, sabe-se que nesta região existem diversas propriedades pequenas e isoladas, geralmente localizadas em meio ao campo, que é o uso preponderante na bacia. Desta forma, os usos campo e misto podem ter contribuição também desta fonte, do tipo difusa.

## Nitrogênio Kjeldahl Total

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos devido à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante, ao invés do fósforo, na produção primária de ecossistemas aquáticos. Dentre as diferentes formas de nitrogênio presentes em águas naturais, o nitrato e amônia assumem maior importância por representarem as principais formas utilizadas pelos produtores primários (Esteves, 1998).

As fontes de nitrogênio para os cursos d'água podem ser muitas, mas na região em questão pode-se destacar o desmatamento, que remove a vegetação natural e plantada (florestamento) e a aplicação de fertilizantes nitrogenados na agricultura, ambas fontes difusas que podem incrementar a exportação de nitrogênio do solo para a água.

Analiticamente, nitrogênio orgânico e amônia são determinados juntos e referidos como Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), termo que se refere á técnica utilizada em sua determinação. Esta análise fornece uma estimativa do conteúdo de nitrogênio total, preferida por serem baixos os valores esperados em águas naturais. Os resultados obtidos são apresentados na Figura 4.16.

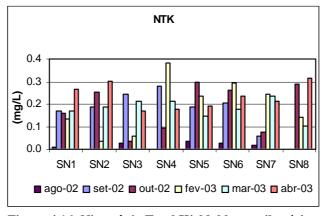


Figura 4.16: Nitrogênio Total Kjeldahl nos tributários.

Os teores de nitrogênio total mostram tendência de elevação com o aumento da temperatura. Tomando-se como exemplo as condições mais próximas ao equilíbrio, no ponto SN7 (mata nativa, a montante da estrada), têm-se concentrações crescentes até fev/03, diminuindo gradativamente nos meses subseqüentes. Esta tendência se repete nos demais pontos de floresta: SN6 (mata nativa, a jusante da estrada), SN5 e SN4 (florestamento, a montante e jusante da estrada, respectivamente), embora estes já possuam alguma interferência no ambiente natural. No ponto SN6 esta interferência é a estrada e o passeio do gado para dessedentação. Já os pontos SN4 e SN5 sofrem a intervenção causada pelo florestamento de Pinus, que favorece o acúmulo de material orgânico particulado na forma de galhos e acículas. O acúmulo deste material na superfície do solo pode ser também responsável pelos teores de NTK ligeiramente superiores nos tributários de florestamento do que em mata nativa.

#### Carbono Orgânico Total

Os compostos de carbono no ambiente aquático são constituintes da matéria orgânica vegetal ou podem ser oriundos de descargas domésticas e industriais. Segundo Esteves (1998), o carbono orgânico total (COT) pode ser agrupado em duas categorias principais: carbono orgânico detrital e carbono orgânico particulado da biota (COP-biota).

O carbono orgânico detrital é, por sua vez, composto de duas frações: carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital). Aqui foram analisadas as frações particulada e dissolvida juntas, sem filtração. Geralmente a concentração de COD é cerca de 10 vezes a do COP-detrital e estas duas frações juntas excedem muitas vezes a da biomassa viva, o que deve justificar a não limitação da produtividade primária por este nutriente (Esteves, 1998).

Considerando que a concentração de carbono orgânico dissolvido esteja diretamente relacionada com o estado trófico de lagos e reservatórios, a medida do carbono orgânico total (COT) serve como indicativo do nível energético em rios e riachos, onde a contribuição de COP-detrital terrestre (alóctone) é vital para a manutenção energética do sistema (Esteves, *op cit.*). Desta forma, busca-se evidenciar entre os tributários dos diversos usos do solo na bacia quais têm maior participação de contribuição em termos energéticos para os reservatórios (Figura 4.17).

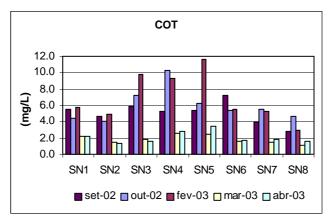


Figura 4.17: Carbono Orgânico Total nos tributários.

Neste contexto, o COT mostrou-se mais abundante nos pontos SN3 (uso misto: campo, florestamento), SN4 e SN5 (florestamento). Nestes pontos, a concentração de COT oscilou entre 5.21 mg/L e 10.33 mg/L na primavera, chegando a 11.62 mg/L em fev/03. Embora os valores de COT tenham sido elevados em todos os pontos em fev/03, o mesmo não aconteceu nos meses subseqüentes, mar/03 e abr/03, quando foram encontradas as menores concentrações de COT (entre 1.07 e 3.39 mg/L).

A sazonalidade dos resultados pode ser relacionada com a degradação da matéria orgânica no ambiente, que é favorecida em temperaturas mais elevadas, justificando assim os valores mais elevados nos meses de primavera, e relativamente mais baixos no verão, onde as condições ambientais favorecem a degradação. A tendência geral apresentada pelo COT em fev/03, por outro lado, pode estar relacionada com o pico de biomassa (maior intensidade luminosa) ou com a liberação de exsudatos de espécies vegetais.

As maiores concentrações de COT verificadas nos tributários dos pontos de florestamento demonstram que as florestas plantadas alteram os níveis energéticos do ecossistema aquático. Isto quer dizer que caso houvesse disponibilidade dos demais nutrientes indispensáveis à produtividade primária, esta seria consideravelmente incrementada. Como as águas dos tributários irão se encontrar no ambiente lêntico (reservatório), poderão lá encontrar os nutrientes e as condições necessárias para o desenvolvimento da comunidade primária.

#### 4.1.2.4. Razões N / P

A razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo total num ecossistema aquático pode ser relacionada com a produtividade do sistema. A relação ideal entre NT/PT deve ser de

10:1 para a não limitação da produção primária por nenhum desses elementos. Os valores abaixo expostos referem-se as razões verificadas em cada uma das coletas, após conversão das concentrações de PT para mg/L.

ago-02 **set-02** out-02 fev-03 **mar-03** abr-03 SN1 46.43 232.55 82.79 77.69 119.15 177.39 181.04 39.07 SN<sub>2</sub> sm 38.81 32.59 158.92 SN<sub>3</sub> 30.56 293.03 16.03 28.14 366.90 103.64 SN4 2582.29 174.63 47.98 171.53 116.28 103.78 SN<sub>5</sub> 95.45 176.57 161.61 98.00 373.33 70.17

164.59

45.28

207.62

84.41

93.33

63.06

97.92

91.52

61.46

137.62

124.51

254.26

Tabela 4.8: Razão N/P nos tributários.

A tabela 4.8 demonstra que entre as fontes de nutrientes para os reservatórios, exemplificadas através dos tributários, a proporção entre os elementos é invariavelmente superior àquela considerada ideal, donde pode-se concluir que o nitrogênio não é um nutriente limitante, pois encontra-se em quantidade superior à necessária em relação ao fósforo.

#### **4.1.3.** Síntese

SN<sub>6</sub>

SN7

SN8

39.73

29.95

sm

126.67

40.23

810.13

A concentração de sedimentos em suspensão apresentou-se maior em áreas de campo, seguida pelos usos: banhado, florestamento, urbano e mata nativa. Foi confirmada a influência das estradas na produção de sedimentos em área de campo, após florestamento. A tendência geral é de maior descarga sólida no período da primavera, em função da vazão propiciada no período de chuvas.

Os tributários apresentaram boa qualidade, de uma maneira geral podendo ser enquadrados na classe 1 do CONAMA N.20/86. As exceções ocorreram em área de campo, onde ocorreu um pico de turbidez (classe 2) em março/03; OD apresentou nível de classe 2 na área de banhado em abril/03; e na área urbana foi verificada presença de coliformes totais e fecais (classe 3) durante todo verão.

O PT apresentou concentrações muito baixas, com as maiores em torno de 5 µg.L-1 em

área de campo nos dois períodos e tendência de concentrações mais elevadas no verão (fev/03) em florestamento, mata nativa e urbano; já em uso misto (campo e florestamento), as concentrações mostraram-se ligeiramente superiores na primavera (out/02), podendo estar associadas com o período de plantio das culturas anuais (primavera). Os usos agrícolas, representados na região por diversas propriedades isoladas e geralmente localizadas em áreas de campo podem estar contribuindo para os picos de PT neste uso por meio de contaminação difusa.

O nitrogênio não é um nutriente limitante nos tributários, pois encontra-se em quantidade superior à necessária em relação ao fósforo. O nitrogênio total mostra tendência de elevação com o aumento da temperatura. Áreas de florestamento de Pinus favorecem o acúmulo de material orgânico particulado na forma de galhos e acículas, responsáveis pelos teores de NTK ligeiramente superiores em tributários de florestamento do que em mata nativa.

O COT mostrou-se mais abundante em usos misto (campo, florestamento) e florestamento. As maiores concentrações de COT e NTK verificadas nos tributários de florestamento demonstram que as florestas plantadas alteram os níveis energéticos do ecossistema aquático, podendo ser responsáveis pelo aumento do aporte desses nutrientes nos reservatórios do Sistema Salto.

### 4.1.4. Referências Bibliográficas

- APHA AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1995. **Standart Method for the Examination of Water and Wastewater**. Washington. 1298 p.
- CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1992. **Resoluções**CONAMA: 1984 A 1991. Brasília. 4°ed. 245 p.
- Esteves, F. de A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência Ltda. 602 p.
- Foster, I.D.; Gurnell, A.M.; Webb, B. 1995. **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester, John Wiley. 474 p.
- Garbrecht, J. & Sharpley, A.N., 1992. **Sediment-phosphorus relationships in watersheds**. In: Workshop Sediment Quality: 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe. p. 54-63.

# 4.2. MONITORAMENTO E APLICAÇÃO DO IQA NSF Coli 25 NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO E A JUSANTE, NOS RIOS PARANHANA E SINOS (RS).

#### 4.2.1. Introdução

O Sistema Salto de Hidrelétricas é constituído pelos reservatórios da Divisa, Blang, Salto e Canastra, ligados em série. Os três primeiros localizam-se na Bacia do Rio Caí e o último na Bacia do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul. Estas duas bacias hidrográficas estão ligadas, portanto, através de uma transposição realizada pela construção de um túnel de 2.080 metros de comprimento, diâmetro de 2,2 metros e dimensionado para uma vazão de 7,4 m³/s. Isto propicia a geração de 22 MW nas usinas hidrelétricas de Bugres e Canastra.

O Sistema Salto foi construído na década de cinquenta, para fins de geração de energia elétrica, alterando as características ambientais locais e criando uma nova paisagem. Inicialmente as barragens deste sistema funcionavam apenas para o armazenamento de água destinada à movimentação de turbinas, porém, posteriormente a paisagem as margens dos reservatórios sofreu grandes alterações pelo aumento de práticas agropecuárias, loteamentos e atividades turísticas.

O aumento progressivo das atividades antrópicas às margens dos reservatórios trouxe impactos negativos significativos para a qualidade da água, que se refletiram nos rios Paranhana e Sinos (corpos d'água a jusante), trazendo preocupações para as companhias de saneamento e abastecimento de água.

A preocupação com a qualidade da água ocorre principalmente pela possibilidade do desenvolvimento de florações de cianobactérias tóxicas, nos reservatórios. Apesar destes serem considerados, na maioria do tempo, entre oligotróficos e mesotróficos tem-se registrado, em casos excepcionais, ocorrência de florações de cianobactérias que afetaram os mananciais à jusante.

A área de estudos foi escolhida, também, visando a observação dos efeitos do incremento da poluição doméstica na qualidade da água, já que atualmente, os rios Paranhana e Sinos são utilizadas para o abastecimento de oito cidades, com população total estimada em 972,6 mil habitantes, pelo IBGE (1996).

#### 4.2.2. Objetivos

#### 4.2.2.1. Objetivos Gerais

Estudar a dinâmica de variáveis limnológicas nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica e rios à jusante (rio Paranhana e rio dos Sinos), com a finalidade de oferecer subsídios para o gerenciamento da qualidade da água e preservação da vida aquática.

#### 4.2.2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a dinâmica de variáveis limnológicas na área de estudo (reservatórios do Sistema Salto e rios à jusante);
- Acompanhamento, de montante à jusante, dos efeitos gerados pelo incremento da poluição na qualidade da água;
- Aplicar o IQA NSF Coli 25 para a síntese de resultados obtidos no monitoramento dos referidos reservatórios e rios;
- Realizar análise qualitativa do fitoplâncton e relacionar com as características físicas e químicas nos reservatórios.

#### 4.2.3. Materiais e Métodos

A escolha das estações amostrais (EAs) ocorreu em função dos trechos lênticos (reservatórios) e lóticos de maior importância, maior facilidade na obtenção de dados e proximidade às captações de água para abastecimento público. A Tabela 4.9 e as Figuras 4.18 e 4.19 mostram a distribuição das estações amostrais, enquanto que as Figuras 4.20 a 4.32 ilustram melhor os ambientes estudados.

Em função do número de estações amostrais e da grande distância percorrida, cada campanha de amostragem foi realizada em dois dias: no primeiro dia eram feitos todos os pontos localizados nos reservatórios Divisa, Blang e Salto (EA1 a EA8) e no segundo dia a saída do reservatório Salto e os demais pontos de jusante (EA9 a EA16). Em campo, as amostra foram acondicionadas em caixas de isopor, contendo gelo para a sua preservação.

Tabela 4.9 – Coordenadas geográficas, localizações (descrições) e justificativas para a distribuição da rede de estações amostrais - EAs.

EAs	Coordenadas geográficas	Localizações (descrições)	Justificativas
1	543875; 6760758	Tributário à direita do Reservatório da	Situação na entrada do sistema
		Divisa	
2	544409; 6758511	Tributário à esquerda do Reservatório	Situação na entrada do sistema
		da Divisa	
3	542149; 6759024	Centro do Reservatório Divisa	Situação dentro do reservatório
4	541778; 6758758	Saída do Reservatório da Divisa	Situação de saída do reservatório
5	539146; 6756563	Braço direito do Reservatório Blang	Situação do Blang neste braço
6	538876; 6755040	Braço esquerdo do Reserv. Blang	Situação do Blang neste braço
7	537069; 6755765	Saída do Reservatório da Blang	Situação de saída do reservatório
8	531537; 6757067	Centro do Reservatório do Salto	Situação dentro do reservatório
9	529505; 6753952	Saída do Reservatório do Salto	Situação de saída do reservatório
10	529008; 6753616	Centro do Reservatório da Canastra	Situação dentro do reservatório
11	521508; 6736750	Saída do Reservatório da Canastra	Situação de saída
12	520261; 6729804	Rio Paranhana (Município de	Situação antes do ponto de captação
		Igrejinha)	da CORSAN
13	519727; 6717870	Paranhana (Município de Taquara)	Situação na foz
14	520439; 6716802	R. dos Sinos (Munic. de Taquara)	Situação antes da confluência com o
			Paranhana
15	495504; 6715733	R. dos Sinos (Munic. de Campo Bom	Situação no ponto de captação da
		•	CORSAN
16	486599; 6708609	R. dos Sinos (Munic. N.Hamburgo)	Situação no ponto de captação da
			COMUSA

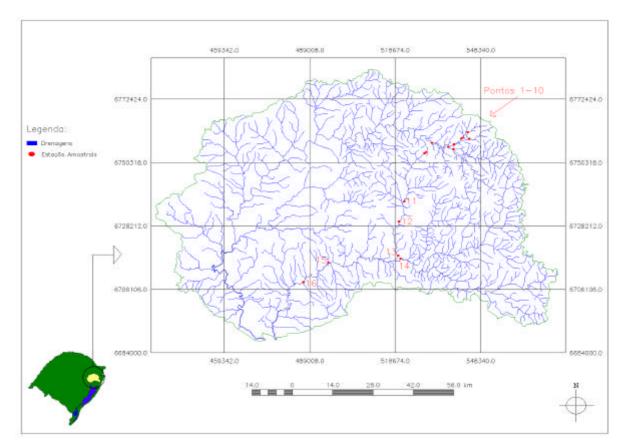


Figura 4.18 – Localização das Bacias dos rios Caí e Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul e distribuição das Estações Amostrais – EAs.

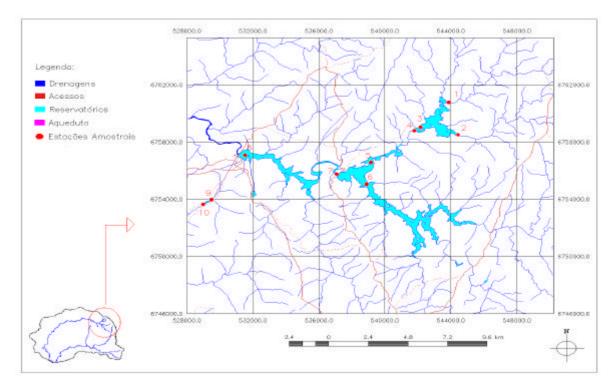


Figura 4.19 – Localização dos reservatórios Divisa (EAs 01 a 04), Blang (EAs 05 a 07), Salto (EAs 08), Canastra (EAs 09 e 10) e distribuição das Estações Amostrais – EAs, no Sistema Salto de Hidrelétrica.



Figura 4.20 - EA1: tributário à direita do Reservatório da Divisa.



Figura 4.21 - EA2: tributário à esquerda do Reservatório da Divisa.



Figura 4.22 - EA3: centro do Reservatório da Divisa.



Figura 4.23 - EA4: saída do Reservatório da Divisa.



Figura 4.24 - EA5 e EA 6: braços direito e esquerdo do Reservatório Blang.



Figura 4.25- EA7: saída do Reservatório Blang.



Figura 4.26 - EA8: centro do Reservatório do Salto.



Figura 4.27 - EA9: saída do Reservatório do Salto.



Figura 4.28 - EA10: centro do Reservatório da Canastra.



Figura 4.29 - EA13: Rio Paranhana (Município de Taquara).



Figura 4.30 - EA14: Rio dos Sinos (balneário do Município de Taquara).



Figura 4.31 - EA15: Rio dos Sinos (captação da CORSAN para o abastecimento do Município de Campo Bom).



Figura 4.32 - EA 16: Rio dos Sinos (captação da COMUSA para o abastecimento do Município de Novo Hamburgo)

Para a realização das amostragens no centro dos reservatórios e no meio da calha dos rios foi utilizado um barco movido a motor de popa. Na EA 04 (saída do reservatório Divisa) amostrou-se a água proveniente do vertedouro, já que em todo o período de estudo

a água não parou de verter e a comporta de fundo permaneceu fechada. Já na EA 07 (saída do reservatório Blang), amostrou-se a água proveniente do vertedouro, durante os períodos de cheia e da descarga de fundo, nos períodos de estiagem, pois nas épocas de seca a liberação da água ocorria somente pela comporta de fundo.

#### 4.2.3.1. Dinâmica de Variáveis Limnológicas

A avaliação da dinâmica de variáveis limnológicas, nos ambientes de estudo, foi realizada com base no monitoramento de treze variáveis da água superficial. Os critérios para a seleção das variáveis estudadas foram os seguintes: maior relação com o desenvolvimento de florações de algas e indicadores de poluição de origem doméstica, principalmente de esgoto sanitário, já que estes tem sido os principais problemas causadores de problemas em águas para abastecimento humano, no Brasil.

As variáveis ou características da água analisadas e relacionadas foram as seguintes: temperatura, transparência Secchi, turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentrações de nitrogênio e fósforo totais, teores de clorofila-*a* e concentração de coliformes totais e fecais. A transparência Secchi foi analisada apenas nas EAs localizadas no centro dos reservatórios Divisa, Blang e Salto, devido a maior probabilidade de desenvolvimento de florações de algas e cianobactérias, em função do maior tempo de residência e da baixa dinâmica da água.

As campanhas de amostragens ocorreram o período de Maio/2001 a Junho/2003 com amostragens mensais (perfazendo um total de 24 amostragens) nas 16 estações amostrais. Para a amostragem em cada EA utilizou-se sete frascos, sendo um de plástico de 1 litro (para a análise de turbidez e nitrogênio total) um frasco plástico de 1 litro para a determinação de clorofila-a; um frasco de vidro de 500 ml para fósforo total e outro para análise de coliformes totais e fecais; um frasco de Winkler de 300 ml para OD e outro para DBO e; um pote plástico de 500 ml para a amostra de fitoplâncton concentrada.

As determinações foram feitas de acordo com as metodologias listadas anteriormente (ítem 4.1) e a seguir. A temperatura, o pH e a condutividade elétrica foram medidos *in situ* através de sonda, enquanto que turbidez, OD, DBO, concentrações de nutrientes, clorofila-*a* e coliformes foram determinadas nos laboratórios do Setor de Saneamento Ambiental, do Institituto de Pesquisa Hidráulicas – IPH. Para sintetizar a

apresentação dos resultados foi aplicado o IQA NSF Coli 25, ferramenta desenvolvida e apresentado no Capítulo 2.

### - Clorofila-a

A clorofila-a foi determinada através de espectrofotometria, sendo que a extração do pigmento ocorreu em acetona 90%, segundo APHA (1995). A análise deu-se a partir da filtração de um volume de 300 ml de amostra, visto que com um volume menor teve-se dificuldades na detecção devido a baixas concentrações e com um volume maior que o referido, foram apresentadas dificuldades na filtração, principalmente nas amostras das EAs mais a jusante dos reservatórios, devido a colmatação dos filtros por argilas e outros materiais em suspensão.

#### 4.2.3.2. Análise do Fitoplâncton

O fitoplâncton foi analisado qualitativamente, com identificação a nível de gênero, nos reservatórios do Sistema Salto. As estações amostrais estudadas foram: EA 03 (centro do reservatório Divisa), EAs 05 e 06 (centro do reservatório Blang) EA 08 (centro do reservatório Salto) e EA 09 (reservatório Canastra). Para tal, foram filtrados 300 litros da água de superfície, em cada estação, com utilização de motobomba (STIHL, modelo P835) e rede de plâncton de 25 µm de malha (Figura 4.33).



Figura 4.33 – amostragem do fitoplâncton.

O material coletado foi preservado em solução Transeau (formol: etanol: água; 1:3:6) a uma concentração de 1:1, em frascos plásticos opacos, de acordo com APHA (1995). A determinação da composição qualitativa do fitoplâncton ocorreu através do uso de microscópio óptico binocular, marca Zeiss, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas. O material analisado compreende as amostragens dos seguintes meses: dezembro de 2001; janeiro, fevereiro, março, abril, maio e julho de 2002.

A bibliografia utilizada para a identificação do fitoplâncton foi a seguinte: BICUDO, 1970., entre outros artigos: CALLEGARO, 1981; CANTER-LUND e LUND, 1996; SANT'ANNA, XAVIER e SORMUS, 1988; SILVA e TORGAN, 1981; GEITLER (1925); JOLY (1963); VINYARD (1979); GERMAIN (1981); HUBER – PESTALOZZI (1962,1983); PARRA *et al.* (1983); LEITE-SANT`ANNA (1984); TRACANA (1985); TORGAN (1985); ROSA & WERNER (1993); CALLEGARO *et al.* (1993); MORO *et al.* (1994); ALVES-DA-SILVA & LAITANO. (1994); JATI. & TRAIN (1994); GARCIA-BATISTA (1994); ROSA *et al.* (1994).

#### 4.2.3.3. Análise Estatística dos Dados

A análise de freqüências relativas foi realizada no intuito de comparação entre ambientes de reservatório (lênticos) e de rios (lóticos). Para tal, organizou-se os vinte e quatro meses de dados coletados, para cada uma das variáveis, em cinco intervalos de classes. O resultado foi expresso em gráficos, tipo histogramas, de acordo com CALLEGARI-JACQUES (2003).

A análise estatística do fitoplâncton foi feita através do Índice de Jaccard (Programa Multiv), no Laboratório de Ecologia Quantitativa do Centro de Ecologia/UFRGS.

#### 4.2.4. Resultados e Discussão

## 4.2.4.1. Determinação das Médias Sazonais das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas

Os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes de oligotróficos e baixas concentrações de coliformes fecais.

A seguir são descritos os principais resultados, variável por variável. É importante ressaltar que, em alguns casos, os valores médios sazonais não têm representatividade devido aos seus desvios terem ocorrido acima de um valor aceitável. Este é o caso principalmente de determinadas médias de clorofila-*a* e de coliformes totais.

A temperatura da água variou conforme o esperado para ambientes subtropicais, sem sinal de oscilação fora do normal. Foram observadas elevações da temperatura de montante para jusante, exceto em alguns casos como o apresentado na EA 07, devido a descarga de fundo do reservatório Blang. Entre todas as EAs, a temperatura máxima foi de 29,6 °C no verão/03 (EA 16) e a mínima foi de 9,7 °C no inverno/02 (EA 02) (Figura 4.34).

A variação da temperatura numa faixa esperada é importante para mostrar que não existem indícios de impactos provenientes de efluentes ou despejos térmicos. A pequena elevação ocorrida de montante para jusante mostra o efeito da mudança de cotas mais elevadas para cotas mais baixas e a influência dos aportes de substâncias dissolvidas ou em suspensão, ao longo da bacia contribuinte.

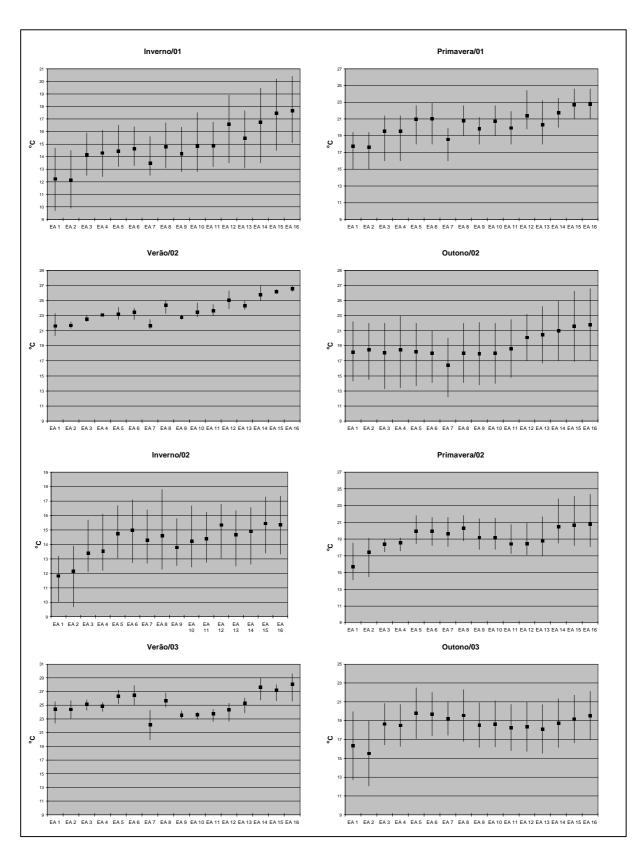


Figura 4.34 - Temperatura da água nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

A transparência Secchi, nos reservatórios, variou de regular a boa sendo que em alguns casos foi acima de 2,5m, mas nunca superior a 3,0m, nem inferior a 0,5m. As maiores transparência sempre foram observadas no reservatório Blang (Figura 4.35).

Esta boa transparência encontrada nos reservatórios é reflexo da qualidade da água destes ambientes e pode ser uma característica favorável para o crescimento de organismos fitoplanctônicos, quando estiverem presentes boas condições de temperatura e de nutrientes na água.

A turbidez foi baixa até a EA 11 (saída do Sistema Salto para o rio Paranhana), porém nos rios sofreu um aumento considerável, em todos os períodos estudados, ficando evidente uma tendência de crescimento de montante para jusante. Nos reservatórios, grande parte dos valores sempre estiveram abaixo de 10 FTU. Os maiores valores de turbidez, nestes ambientes, foram observados no verão/02, onde chegou-se a detectar 30 FTU (EA 10). Já nos rios foi bem mais elevada, chegando 71 FTU (EA 16) no inverno/01. O sistema como um todo apresentou uma turbidez bem maior nos rios do que nos reservatórios. O aumento considerável da turbidez nas estações amostrais de jusante provoca maiores dificuldades operacionais e custos para o tratamento da água (Figura 4.36).

Os sólidos totais nos reservatórios em geral apresentaram baixas concentrações, com alguns picos mais importantes, como 143,5 mg.l<sup>-1</sup> no inverno/02 (EA 09), 222,2 mg.l<sup>-1</sup> no verão/03 (EA 12) e 202,5 mg.l<sup>-1</sup> no outono/03 (EA 10). Nos rios ocorreu uma leve tendência de elevação, com um valor extremo de 222,2 mg.l<sup>-1</sup>, no verão/03 na EA 12, entretanto, na maioria das concentrações ficou abaixo de 100 mg.l<sup>-1</sup>(Figura 4.37).

As baixas concentrações de sólidos totais nos reservatórios determinaram reduzidos valores de turbidez e a boa transparência da água.

O pH apresentou maioria dos valores oscilando próximos a neutralidade, não havendo grandes diferenças dos ambientes de reservatório para os de rio. Tanto em um ambiente quanto em outro o pH esteve em boas condições e não foi obstáculo ao crescimento do fitoplancton e nem ao desenvolvimento da comunidade aquática. (Figura 4.38).

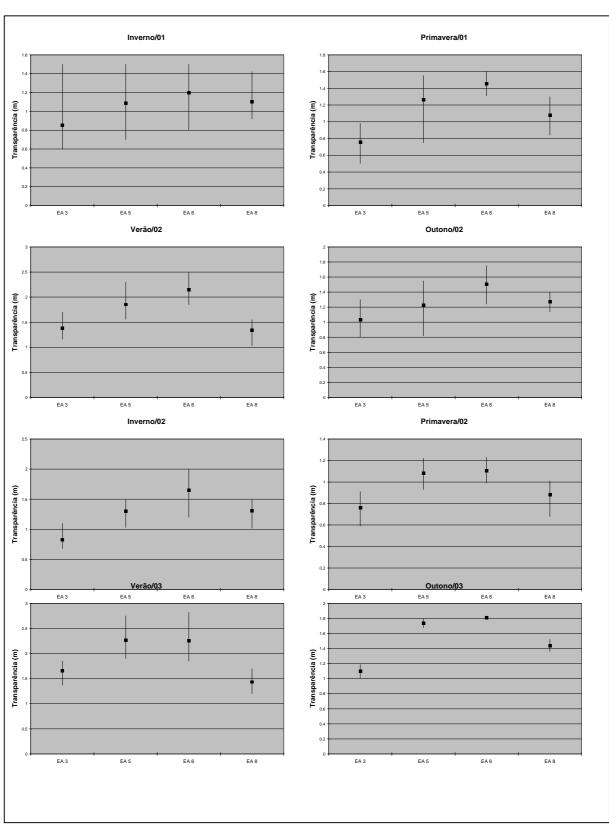


Figura 4.35- Transparência Secchi nas estações amostrais localizadas no centro dos reservatórios Divisa (EA 3), Blang (EAs 5 e 6) e Salto (EA 8): médias, máximas e mínimas sazonais.

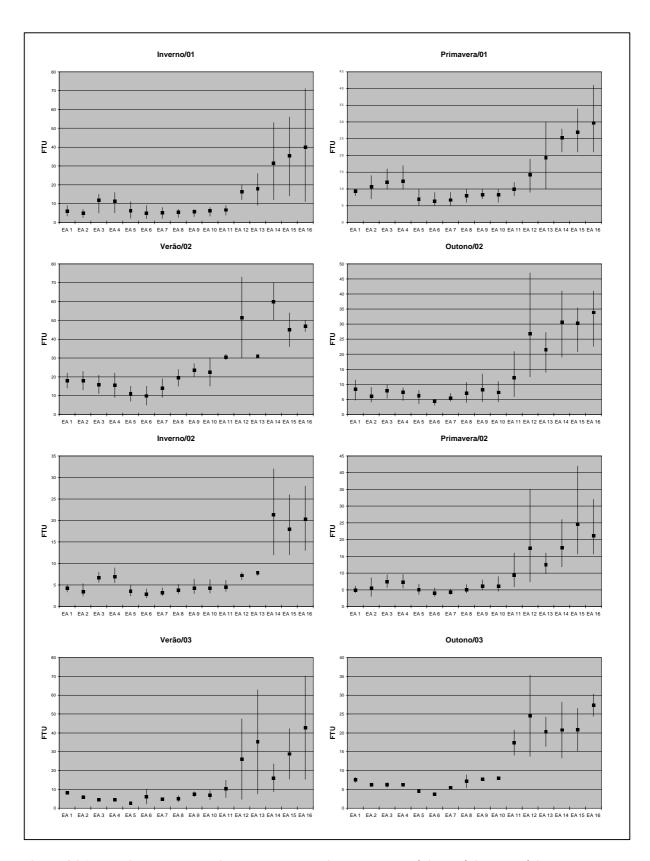


Figura 4.36 - Turbidez nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

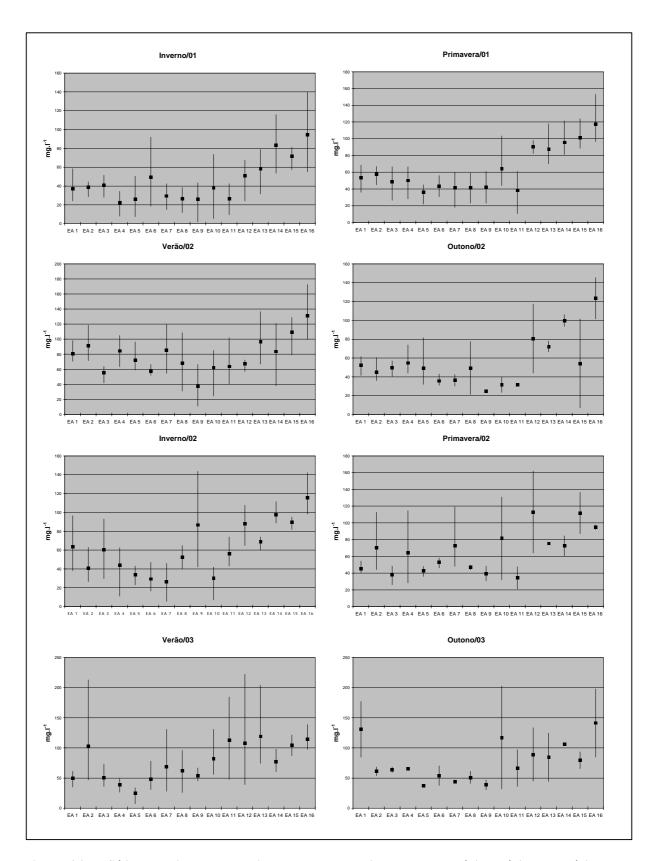


Figura 4.37 - Sólidos totais nas dezesseis estações amostrais estudadas: média, máximas e mínimas sazonais

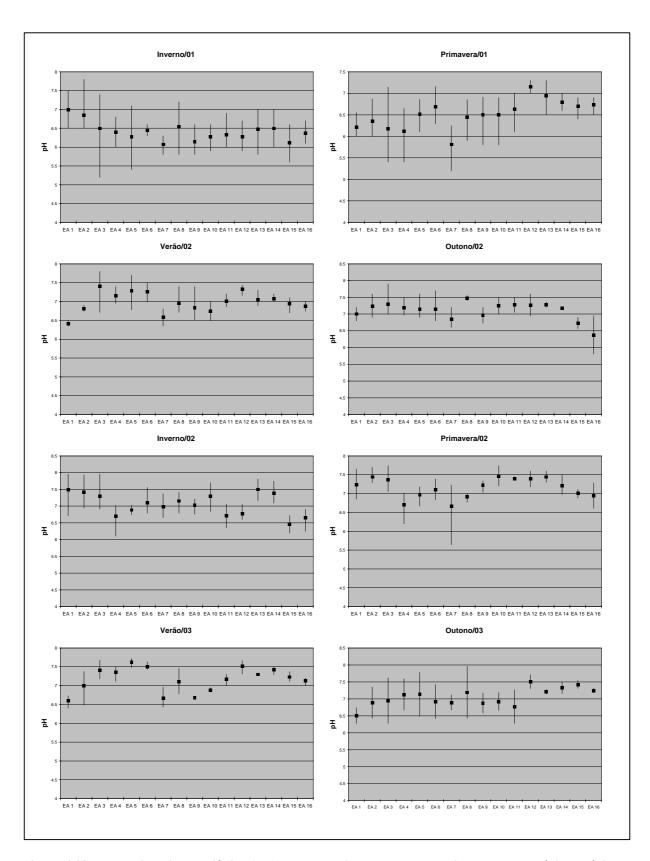


Figura 4.38 – Potencial Hidrogeniônico (pH) nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

As concentrações de oxigênio dissolvido, na maioria das EAs e em todos os períodos estudados, estiveram em um nível bom ou excelente para reservatórios e rios. Porém, é importante se destacar os 10,8 mg.l<sup>-1</sup> detectados no inverno/01 (EA 08), assim como os baixos níveis encontrados na EA 01 no verão/02, quando chegou a 2,4 mg.l<sup>-1</sup>. Nos rios, observou-se uma tendência da redução das concentrações, principalmente a partir da EA 13 (localizada no Município de Taquara), sendo que o menor valor para estes ambientes foi de 3,6 mg.l<sup>-1</sup> no verão/03 (EA 16) (Figura 4.39).

A porcentagem de oxigênio dissolvido foi boa em grande parte das EAs e em todos os períodos estudados, com algumas super saturações, dentre estas um pico de 110 % no outono/02 (EA 12). Contudo foram registradas baixas saturações nos reservatórios (26,8 % no verão/02 (EA 01)) e nos rios observou-se 44,3 % no verão/03 (EA16) e 32,1 % no outono/03 (EA 03). Nos rios ainda houve queda do percentual de saturação, mais significativa na primavera/01 e no verão/03 (Figura 4.40).

As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, assim como os bons percentuais de saturação deste gás na maioria dos períodos estudados, refletem a predominância de boas condições nos ambientes estudados, sobretudo nos ambientes lénticos. Os baixos níveis encontrados no verão/02 (EA 01) e no verão/03 (EA 16), caracterizam más condições para a comunidade aquática em geral nestes períodos. A redução do oxigênio dissolvido nas estações amostrais de jusante ocorreu, principalmente, em função destes ambientes apresentarem temperaturas mais elevadas que as registradas nos reservatórios e não em decorrência do aumento da DBO.

Em geral, as demandas bioquímicas de oxigênio foram baixas, com a maioria dos valores abaixo de 3 mg.l<sup>-1</sup>, que é o limite para a classe 1 da resolução CONAMA 20. Apesar disto, foram registrados alguns picos a serem destacados, como no inverno/01 de 5,8 mg.l<sup>-1</sup> (EA 01) e 7,0 mg.l<sup>-1</sup> (EA 02); de 5,6 mg.l<sup>-1</sup> no verão/02 (EA 03) e de 8,8 mg.l<sup>-1</sup> no inverno/02 (EA 12). Não houve uma visível diferença entre os ambientes de reservatório e os de rio, a exceção do ocorrido no outono/03 onde se observou uma tendência de aumento nas EAs de jusante, a partir da EA 09 (Figura 4.41).

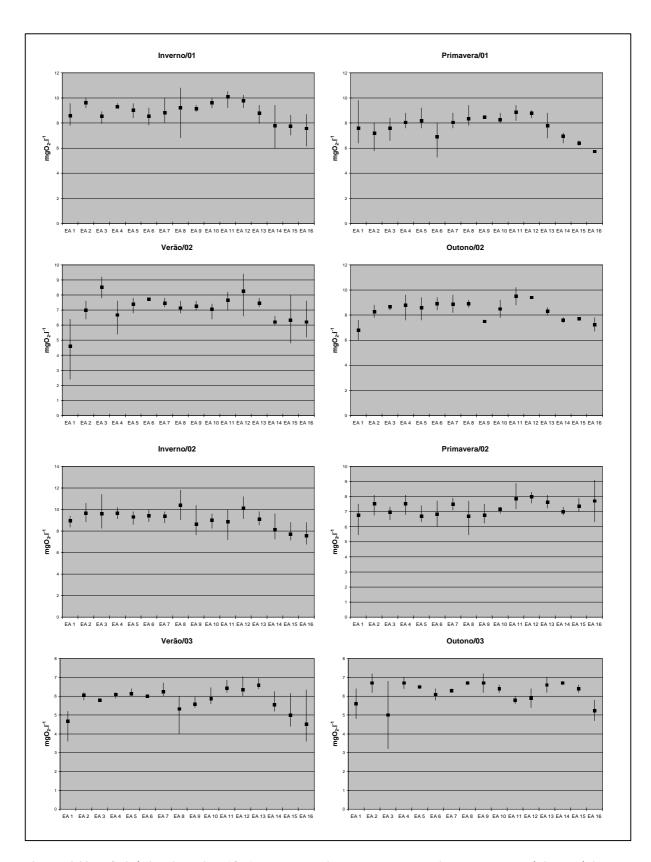


Figura 4.39 – Oxigênio dissolvido (OD) nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

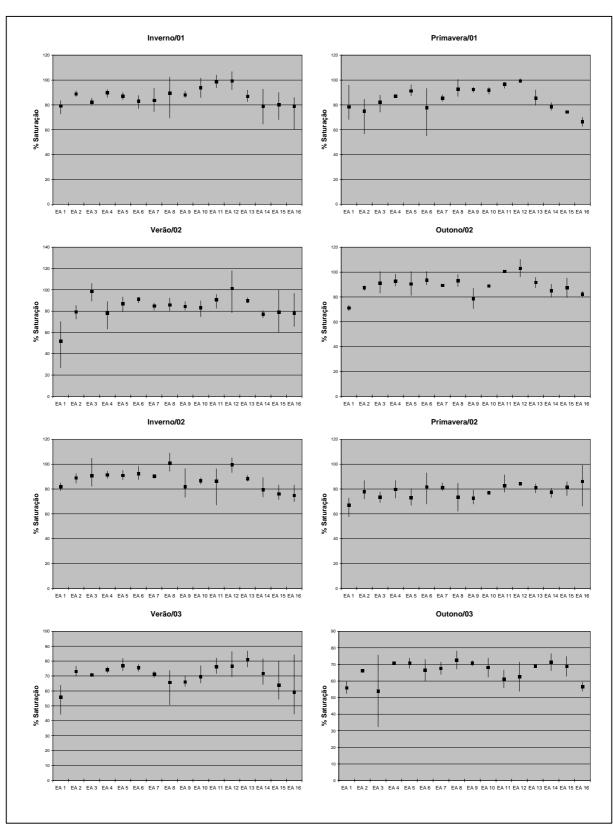


Figura 4.40 – Porcentagem de saturação de OD nas dezesseis estações amo strais estudadas: médias, máximas e mínimas.

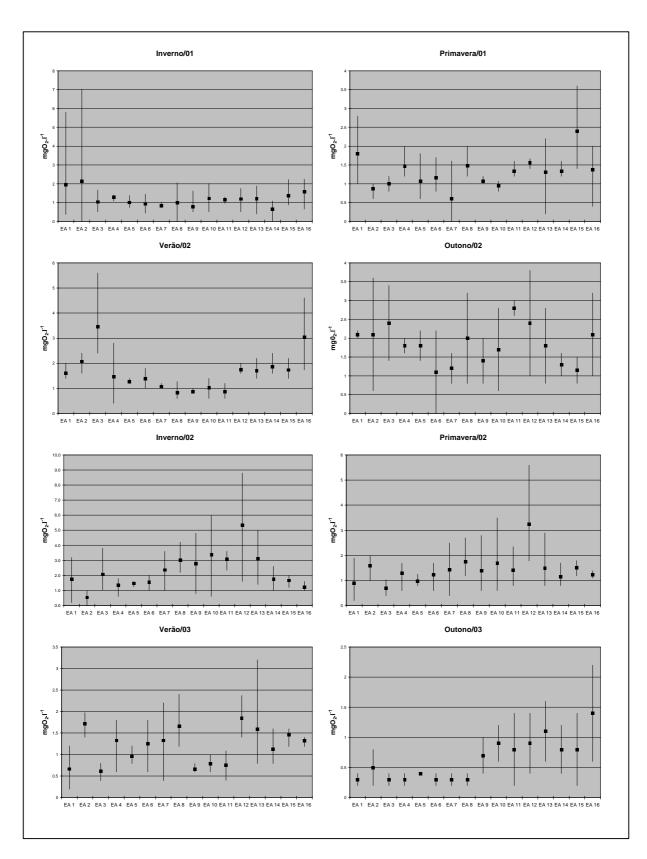


Figura 4.41 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

A condutividade elétrica da água foi extremamente baixa nos reservatórios, com valor máximo de 29μS.cm<sup>-1</sup> no verão/03 (EA 01). Nos rios esta variável sofreu aumento, chegando ao valor máximo de 126 μS.cm<sup>-1</sup>, ocorrido no outono/03 (EA 15). Destaca-se que o referido aumento deu-se a partir da EA 12, localizada no rio Paranhana na altura do Município de Igrejinha (Figura 4.42).

A boa qualidade da água dos reservatórios, demonstrada através dos resultados já mencionados é confirmada pela condutividade elétrica. Esta variável está diretamente relacionada à concentração de sais dissolvidos, que no caso dos ambientes límnicos tem origem na decomposição de compostos orgânicos, como por exemplo os originários dos lançamentos de esgotos. Isto é observado nos rios, onde existem vários pontos de lançamento de esgoto doméstico bruto.

O Nitrogênio total, em geral, oscilou numa faixa de baixas concentrações com valores inferiores a 2,17 mg.l<sup>-1</sup>, havendo apenas duas exceções com a apresentação de um pico de 7,6 mg.l<sup>-1</sup>, na primavera/01 (EA 10) e outro de 10,10 mg.l<sup>-1</sup> no mesmo período, porém na EA 15 (Figura 4.43).

Assim como a DBO, foram encontradas também boas concentrações de nitrogênio total, indicando um baixo nível de poluição por este nutriente. Apesar disso os valores extremos encontrados na primavera/01 são sinais de alerta para que se busque a preservação dos ambientes estudados.

O Fósforo total apresentou uma concentração máxima de 18μg.l<sup>-1</sup>, no outono/03 (EA 11), mas a grande maioria ficou abaixo de 4μg.l<sup>-1</sup>, mostrando ser pequena a contaminação por fósforo nos ambientes estudados. Houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de elevação das concentrações no sentido de montante a jusante, sobre tudo a partir da EA 12, no Município de Igrejinha. Nos reservatórios, os valores observados foram em sua maioria inferiores a 2μg.l<sup>-1</sup>, com um pico de 10μg.l<sup>-1</sup>, no outono/03 (EA 07) (Figura 4.44).

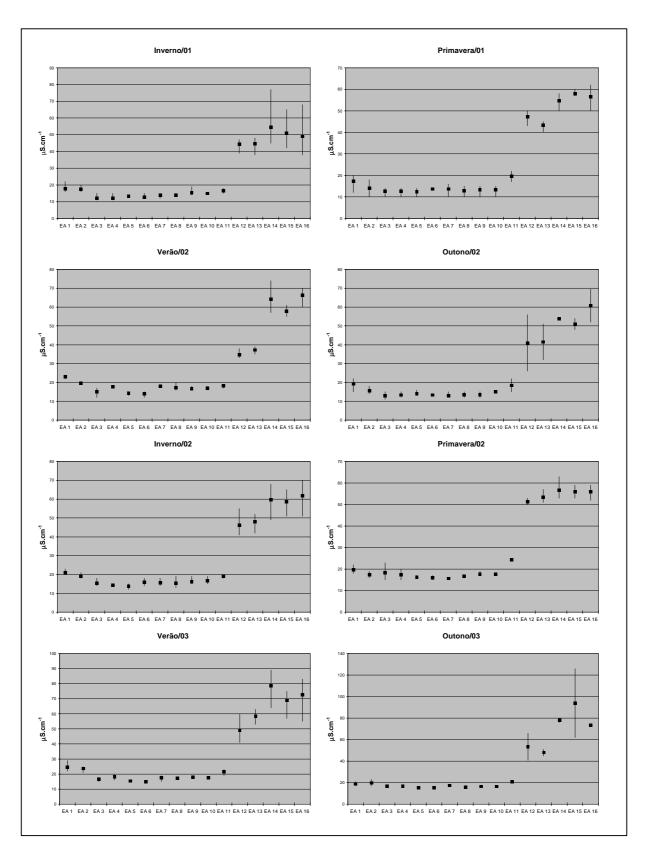


Figura 4.42 – Condutividade elétrica da água nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

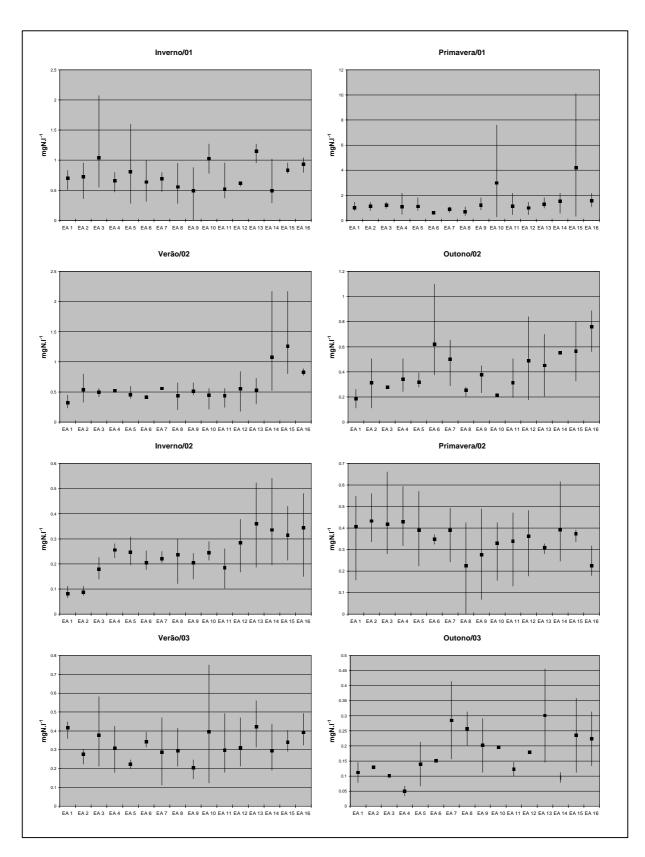


Figura 4.43 – Nitrogênio total nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

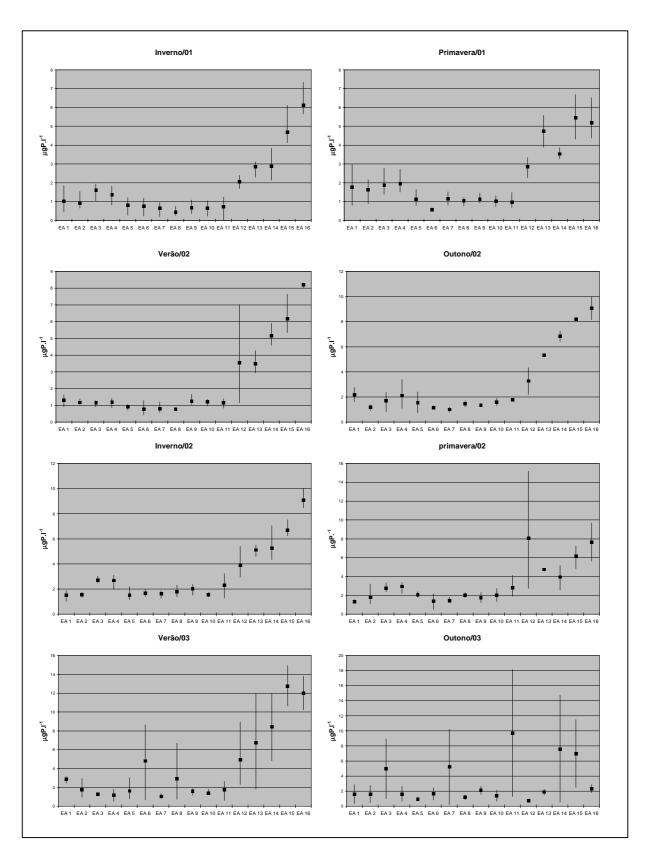


Figura 4.44 – Fósforo total nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

O fato de todas as concentrações de fósforo total ficarem abaixo do limite de 25µg.l<sup>-1</sup> estipulado pela CONAMA 20 é um dado importante, pois grande parte dos ecossistemas aquáticos brasileiros já se encontram com níveis bem superiores ao referido padrão. O fósforo é um nutriente imprescindível ao crescimento fitoplanctônico, sendo tido como o principal limitador do desenvolvimento destes organismos em ambientes lênticos tropicais e sub-tropicais.

Em relação à clorofila-*a*, na maioria dos casos ocorreram baixos teores, tendo ocorrido alguns picos maiores que 20μg.l<sup>-1</sup> no verão/03 e no outono/03, como era esperado, os reservatórios apresentaram as mais elevadas concentrações havendo uma tendência de decrescimento nas EAs dos rios, onde em alguns casos as análises mostraram concentrações não detectadas de clorofila. Nos rios, o maior valor encontrado foi de 17μg.l<sup>-1</sup>, no verão/03 (EA 14). O aumento da clorofila-*a* foi observado somente à partir da EA 03 (Figura 4.45).

A predominância de baixos teores de clorofila-a nos reservatórios ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico. Isto fica evidente quando se observa, sobretudo, a temperatura e a transparência/turbidez da água. O mesmo não se pode dizer para os rios pois nestes ambientes a turbidez observada foi na maioria das estações amostrais muito elevada, além das próprias condições de turbulência da água, que prejudicarem o desenvolvimento fitoplanctônico.

As concentrações de coliformes totais foram elevadas sobretudo nos rios, à partir da EA 11. Nos reservatórios, em geral, não observou-se altas concentrações, com exceção do inverno/01 e da primavera/01. Na inverno detectou-se altas concentrações nas EAs 01, 02, 03 e 04, chegando a 120.000 NMP/100ml. Na primavera, as EAs 01 e 02 estiveram bem contaminadas, também, e apresentaram respectivamente, 29.090 e 86.640 NMP/100ml. O valor crítico nos rios chegou a 547.500 NMP/100ml, no outono/02 (EA 14) (Figura 4.46).

Os coliformes fecais estiveram em baixas concentrações nos reservatórios, com exceção do inverno/01, onde ocorreram picos nas EAs 01 e 02, de 9.070 e 7.030 NMP/100ml, respectivamente, e outros três picos na primavera/01 nas EAs 02, 03 e 04 com concentrações que se aproximaram de 10.000 NMP/100ml. Nos rios foram detectadas

altas concentrações, principalmente a partir da EA 12, com valor máximo de 198.628 NMP/100ml, no outono/03 (EA 12) (Figura 4.47).

Apesar deste estudo ter constatado boas condições para a maioria das variáveis limnológicas, os coliformes totais e fecais estiveram em concentrações críticas e altamente preocupantes, principalmente nos trechos analisados nos rios Paranhana e dos Sinos. Isto fica evidente quando compara-se os resultados obtidos com os padrões previstos na resolução CONAMA 20/86. Nos reservatórios, foram maiores as concentrações de coliformes totais devido à atividade de pecuária extensiva, amplamente desenvolvida na região.

A aplicação do IQA NSF Coli 25, utilizando os presentes dados, confirmou a variação da qualidade da água dentro de uma faixa satisfatória, salvo em algumas situações já mencionadas neste capítulo. Nos reservatórios a qualidade da água foi visivelmente melhor que nos rios e nestes últimos observou-se, na maioria dos casos, médias sazonais de IQAs mais baixas nas estações amostrais 12 e 13, situadas no rio Paranhana, a partir do trecho da cidade de Igrejinha (Figura 4.48).

Os valores de IQA variaram em sua maioria entre 60 e 80, nos reservatórios, o que corresponderia a classificações de boa a regular, sem deixar de se registrar valores acima de 80, ainda nestes ambientes, sobre tudo nos verões de 2002 e 2003, quase elevando a classificação a níveis excelentes. No entanto, nos rios, os valores médios de IQA variaram em sua maioria entre 60 e 40, possibilitando classificar estas águas entre regulares e ruins.

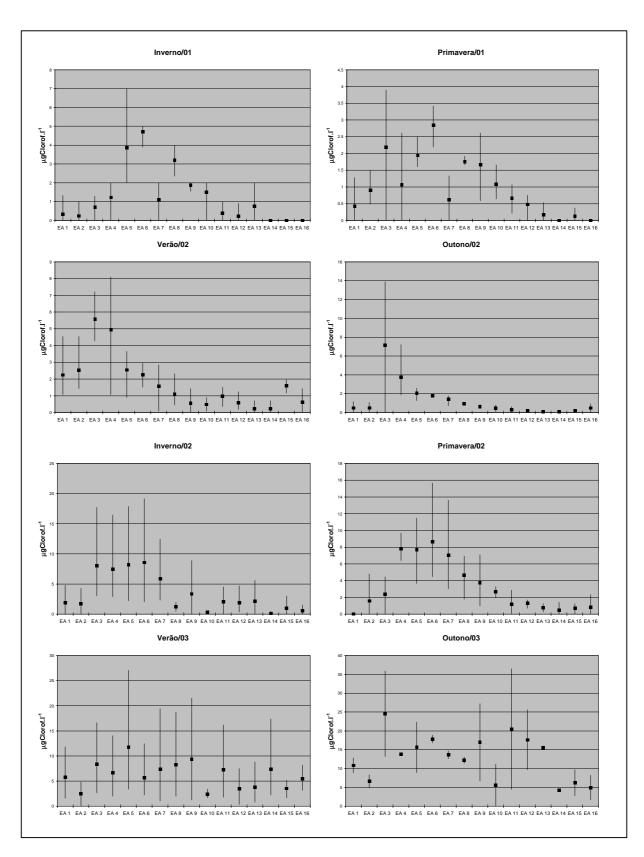


Figura 4.45 – Clorofila-a nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

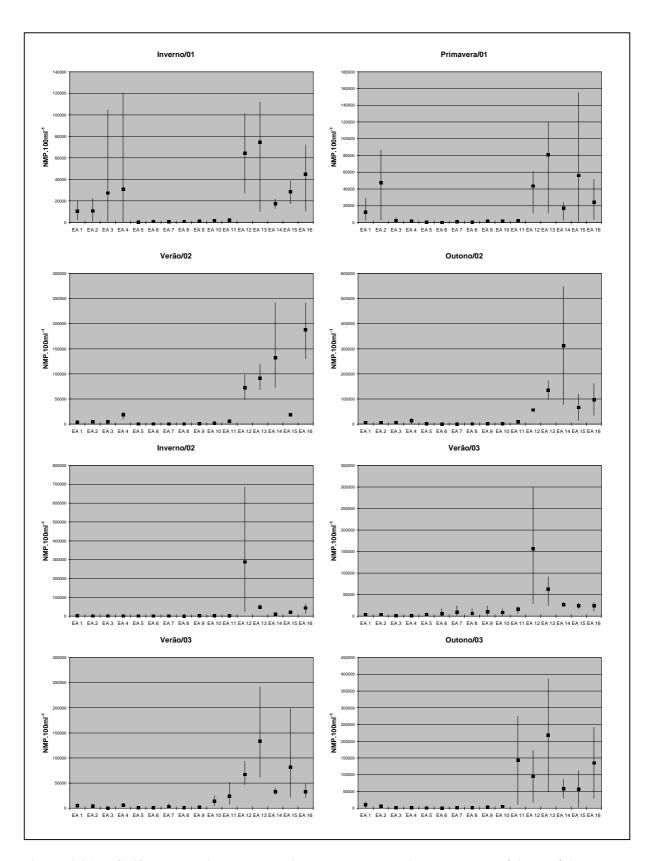


Figura 4.46 – Coliformes totais nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

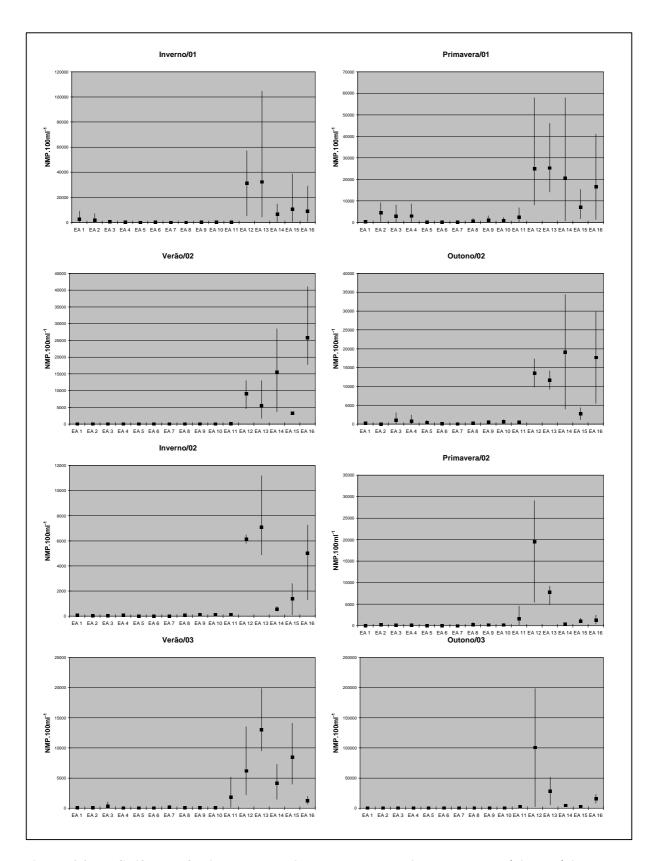


Figura 4.47 – Coliformes fecais nas dezesseis estações amostrais estudadas: médias, máximas e mínimas.

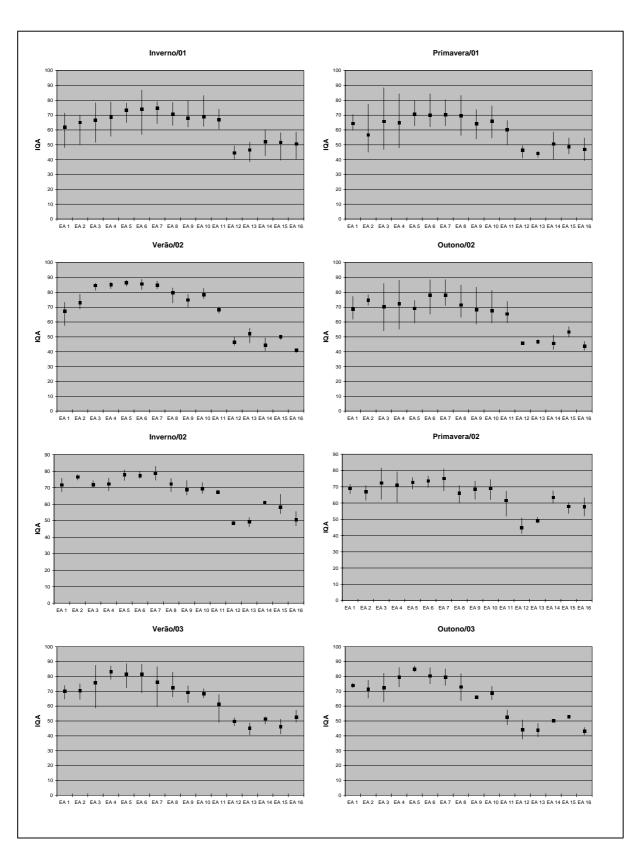


Figura 4.48 – IQA NSF-Coli25, calculado para as dezesseis estações amostrais da área de estudos: médias, máximas e mínimas sazonais,

## 4.2.4.2. Determinação das Freqüências Relativas das Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas

Conforme mencionado, exceto os coliformes e a turbidez, as demais variáveis apresentaram, em geral, baixos valores. Neste item serão descritas as freqüências relativas das variáveis físicas, químicas e biológicas. A expressão dos resultados será através de cinco classes de intervalos de valores, referente aos dados das vinte e quatro campanhas de amostragens realizadas nas EAs dos reservatórios e rios, para melhor comparação dos dois ambientes (Figuras 4.49 e 4.50).

A temperatura nos reservatórios, apresentou 98,5% dos valores dentro de três intervalos, que vão de 11,2 a 28°C. Nos rios (100%) dos valores ocorreram dentro dos mesmos intervalos, mostrando um sensível aumento da temperatura dos reservatórios para os rios.

A turbidez nos reservatórios esteve com 88,3% dos valores dentro do intervalo de 0 a 14,4 FTU. Nos rios, a distribuição das freqüências ocorreu de uma forma mais homogênea entre os cinco intervalos, sendo que 94,9% dos valores ficaram distribuídos entre quatro intervalos de classes com limites entre 0 e 58,4 FTU.

Os resíduos totais nos reservatórios apresentaram 90,6% dos valores em dois intervalos, entre 0 e 88,91 mg.l<sup>-1</sup>. Nos rios houve um comportamento semelhante com, 83,2% dos valores dentro dos dois intervalos anteriormente citados.

Para o pH os reservatórios apresentaram 98,1% dos valores em apenas um intervalo (5,6 e 8,3). Os rios manteveram esta regularidade nos seus valores com 100% dos valores no mesmo intervalo de classe.

O oxigênio dissolvido teve 82,9% dos valores em dois intervalos de ocorrência, entre 4,78 e 9,51 mg.l<sup>-1</sup>. Nos rios 89,9% das determinações estiveram distribuídas nos mesmos intervalos de classes.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) oscilou, nos reservatórios, com 99,2% dos valores em dois intervalos, ou seja, de 0 a 3,55 mg.l<sup>-1</sup>. Já nos rios 94,2% das determinações ocorreram nos mesmos intervalos.

A condutividade elétrica da água apresentou nos reservatórios 98,5% dos valores dentro do intervalo de 0 a 24  $\mu$ S.cm<sup>-1</sup>. Nos rios, esta distribuição de valores foi bem menos regular, com 91,4% das determinações ocorrendo em dois intervalos de classes, ou seja, entre 25 e 75  $\mu$ S.cm<sup>-1</sup>.

O nitrogênio total oscilou de uma maneira muito restrita, com 98,5% dos valores dentro do intervalo de 0 a 2,03 mg.l<sup>-1</sup>, nos reservatórios. Nos rios esta oscilação restrita se manteve, com 95% das determinações dentro do mesmo intervalo de classe.

O fósforo total, nos reservatórios, manteve 97,2% dos valores no intervalo de 0 a 3 μg.l<sup>-1</sup>. Já nos rios 93,4% dos valores ocorreram em três intervalos distribuídos entre 0 e 11 μg.l<sup>-1</sup>, o que determina uma distribuição mais homogênea em relação ao fósforo total dos reservatórios.

A clorofila-*a* apresentou, nos reservatórios, 94,7% dos valores entre dois intervalos com variação de 0 a 15 μg.l<sup>-1</sup>. Enquanto que nos rios esta distribuição foi mais restrita, com 95% das determinações ocorrendo no intervalo de 0 a 7 μg.l<sup>-1</sup>.

Os coliformes totais apresentaram 100% dos valores no intervalo de 0 a 137.352 NMP.100ml<sup>-1</sup> nos reservatórios. Nos rios, 95,7% dos valores ocorreram dentro de dois intervalos situados entre 0 e 274.706 NMP.100ml<sup>-1</sup>.

A totalidade das determinações de coliformes fecais nos reservatórios ficaram no intervalo de 0 a 137.352 NMP.100ml<sup>-1</sup>. Nos rios, a distribuição dos valores foi um pouco menos homogênea, mas 98,4% destes ocorreram em dois intervalos, ou seja, entre 0 e 79.451 NMP.100ml<sup>-1</sup>.

Os gráficos contendo as distribuições de freqüências relativas das variáveis descritas, são expostos nas Figuras 4.49 e 4.50. Porém, em função dos coliformes terem sido detectados em um amplo espectro de concentrações e dos reservatórios terem um nível de contaminação bem menor que os rios, optou-se pela determinação das freqüências relativas de coliformes totais e fecais somente dos reservatórios, ver Figura 4.51.

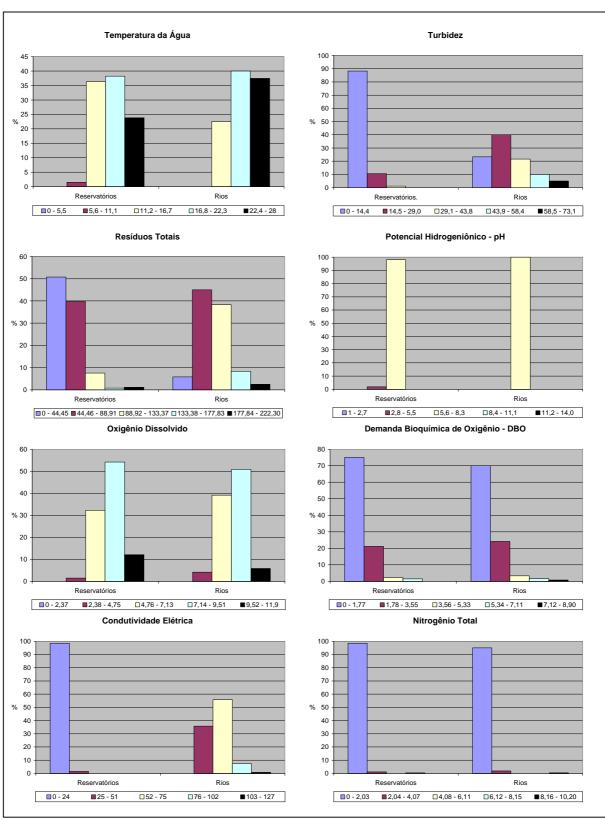


Figura 4.49 – Freqüências relativas (%) das variáveis estudadas, no Sistema Salto e trechos dos rios a jusante. Sendo os intervalos nas seguintes unidades: temperatura -  ${}^{\circ}$ C; turbidez - FTU, Resíduos totais, oxigênio dissolvido, DBO – mg.l<sup>-1</sup> e condutividade elétrica –  $\mu$ S.cm<sup>-1</sup>.

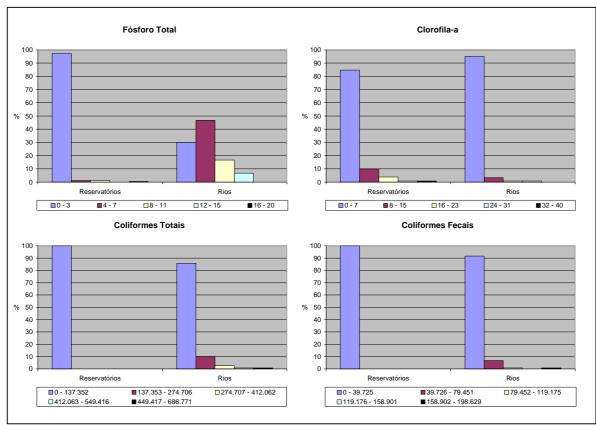


Figura 4.50 - Freqüências relativas (%) das variáveis estudadas, no Sistema Salto e trechos dos rios a jusante. Sendo os intervalos nas seguintes unidades: fósforo total e clorofila- $\alpha - \mu g.\Gamma^1$  e coliformes totais e fecais em NMP.100m $\Gamma^1$ .

Utilizando-se os valores máximos de coliformes totais e fecais dos reservatórios para a delimitação dos intervalos de classes, observou-se que 98,5% das determinações de coliformes totais ocorreram dentro do intervalo de 0 a 55.098 NMP.100ml<sup>-1</sup>, enquanto que 94,2% dos valores de coliformes fecais, estiveram dentro do intervalo de 0 a 1.841 NMP.100ml<sup>-1</sup>(Figura 4.51).

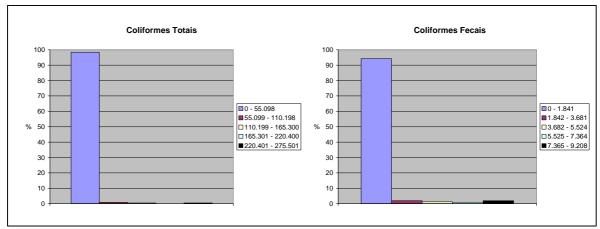


Figura 4.51 – Freqüências relativas (%) cos coliformes totais e fecais nos reservatórios do Sistema Salto. Sendo os intervalos em NMP.100ml<sup>-1</sup>.

#### 4.2.4.3. Aspectos Qualitativos do Fitoplâncton

Os gêneros de algas fitoplanctônicas, encontradas nos reservatórios Divisa, Blang, Salto e Canastra, do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS), foram: (1) Divisão Bacillariophyta: Amphora, Asterionella, Aulacoseira, Cymatopleura, Fragilaria, Frustulia, Gomphoneis, Gomphonema, Navicula, Nitzschia, Pinnularia, Rhizosolenia, Surirella, Synedra, Tabellaria; (2) Divisão Chlorophyta: Ankistrodesmus, Arthrodesmus, Closterium, Coenocystis, Cosmarium, Dictyosphaerium, Dimorphococcus, Errerella, Micrasterias. Euastrum, Gloeocystis, Kirchneriella, Micractinium, Pediastrum, Pediastrum, Pleodorina, Roya, Scenedesmus, Selenastrum, Sphaerocystis, Sphaerozosma, Staurastrum, Tetrastrum, Volvox; (3) Divisão Chrysophyta: Dinobryon, Mallamonas; (4) **Divisão Cyanophyta**: Anabaena, Cylindrospermopsis; (5) Divisão Dinophyta: Glenodinium. Gonyaulax, Peridinium; **(6)** Divisão **Euglenophyta**: Phacus, Trachelomonas. A Figura 4.52 mostra a representatividade das divisões fitoplanctônicas em função do número de gêneros encontrado.

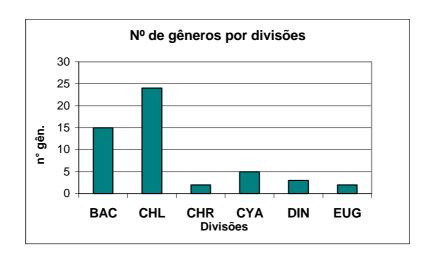


Figura 4.52: Número de gêneros, em função de divisões fitoplanctônicas, encontrados nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS), durante os períodos de verão e outono de 2002. BAC = Bacillariophyta; CHL = Chlorophyta; CHR = Chrysophyta; CYA = Cyanophyta; DIN = Dinophyta; EUG = Euglenophyta. Gên = gêneros.

O Índice de Jaccard foi utilizado para analisar a similaridade entre os gêneros. A Tabela 4.10, apresenta a ocorrência conjunta de gêneros fitoplantônicos, nas estações amostrais.

Tabela 4.10: Ocorrência conjunta de gêneros fitoplantônicos, nas estações amostrais, determinada pelo Índice de Jaccard. Valores a partir de 0,70.

	Anabaena	Asterionella	Aulacoseira	Dictyosphaerium	Errerella	Rhizosolenia	Staurastrum
Anabaena	/	0,74	0,92	0,79	/	/	0,87
<i>Asterionella</i>	0,74	/	0,73	0,72	/	/	/
<i>Aulacoseira</i>	0,92	0,73	/	0,82	/	/	/
Dictyosphaerium	0,79	0,72	0,82	/	/	/	0,77
Errerella	/	/	/	/	/	0,70	/
Rhizosolenia	/	/	/	/	0,70	/	/
Staurastrum	0,87	/	/	0,77	/	/	/

Tendo-se em vista os resultados de clorofila-*a*, apresentados anteriormente, pode-se concluir que os ambientes estudados (reservatórios) situam-se entre oligotrófico e mesotrófico de acordo com a classificação dada por WETZEL (1993). Isso se confirma pela presença dos gêneros *Asterionella*, *Aulacoseira e Rhizosolenia* característicos desse tipo de ambiente (WETZEL, 1993). O resultado do Índice de Jaccard (Tabela 4.10) também mostra a correlação entre estes gêneros, confirmando a ocorrência conjunta deles em ambientes com baixa concentração de nutrientes.

Durante o período estudado não ocorreu floração de algas. Foram encontrados 51 gêneros distribuídos em 6 divisões. Dentre os gêneros encontrados três são de maior relevância para este trabalho, pois podem originar florações tóxicas: *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* (todos da divisão Cyanophyta - Cianobactérias). Além destes, o gênero *Dinobryon* (divisão Chrysophyta), que é um dos mais prejudiciais à qualidade das águas, por produzir forte sabor e odor de peixe ou capim (BRANCO, 1986). A não ocorrência dessas florações pode ser explicada pela falta de condições propícias para o desenvolvimento do fitoplâncton, como a baixa concentração de fósforo apresentada. Dentre os 51 gêneros citados, os que tiveram maior similaridade, em relação à presença nas mesmas estações amostrais, determinada pelo Índice de Jaccard foram *Anabaena* com *Aulacoseira* e *Anabaena* com *Staurastrum*, mas há a necessidade de um estudo mais aprofundado para a afirmação da co-existência destes gêneros.

#### 4.2.5. Síntese dos Resultados

Os reservatórios apresentaram, em geral, água de boa qualidade com alta transparência, teores de nutrientes característicos de ambientes de oligotróficos, e baixas concentrações de coliformes fecais.

A predominância de baixos teores de clorofila-a nos reservatórios ocorreu principalmente em função das baixas concentrações de fósforo total, visto que em geral as demais variáveis estudadas foram favoráveis ao crescimento fitoplanctônico. Isto fica evidente quando se observa, sobretudo, a temperatura e a transparência/turbidez da água. O mesmo não se pode dizer para os rios pois nestes ambientes a turbidez observada foi, na maioria das estações amostrais, muito elevada, além das próprias condições de turbulência da água, que prejudicaram o desenvolvimento fitoplanctônico.

A grande diversidade do fitoplâncton (51 gêneros) confirma a classificação do estado trófico dos reservatórios entre oligotróficos e mesotróficos, mostrando que o evento de floração da cianobactéria *Cylindrospermopsi*, ocorrido no verão de 1998, foi um caso excepcional, promovido pela disponibilização de nutrientes do sedimento de fundo dos

reservatórios. Esta disponibilização de nutrientes deu-se, provavelmente, pela abertura da comporta de fundo do reservatório Divisa (primeiro da série em cascata).

Nos rios houve uma tendência, em praticamente todos os períodos, de elevação dos valores no sentido de montante a jusante, sobre tudo a partir da EA 12, no Município de Igrejinha. Este aumento ocorreu especialmente na turbidez e nos coliformes, no caso deste último, ultrapassando dezenas de vezes o determinado na resolução CONAMA 20/86, para águas de classe 3, a menos restritiva para águas destinadas ao tratamento para consumo humano.

O fato de todas as concentrações de fósforo total ficarem abaixo do limite de 25µg.l<sup>-1</sup>, estipulado pela CONAMA 20/86, é um dado importante pois grande parte dos ecossistemas aquáticos brasileiros já se encontram com níveis bem superiores ao referido padrão.

Os valores de IQA variaram em sua maioria entre 60 e 80, nos reservatórios, o que corresponderia a classificações de boa a regular, sem deixar de se registrar valores acima de 80, ainda nestes ambientes, sobre tudo nos verões de 2002 e 2003, quase elevando a classificação a níveis excelentes. No entanto, nos rios os valores médios de IQA variaram em sua maioria entre 40 e 60, possibilitando classificar estas águas entre ruins e regulares.

Por fim é importante se ressaltar a necessidade da preservação da água dos reservatórios, que encontram-se em boas condições, assim como a recuperação da qualidade nos rios Paranhana e dos Sinos, importantes mananciais de abastecimento de água na região metropolitana de Porto Alegre.

#### 4.2.6. Referências Bibliográficas

- ALVES-DA-SILVA, S.M.; LAITANO, C.S. Euglenaceae pigmentadas do Banhado do Jacaré, em um Parque de Proteção Ambiental, Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, n. 45, p. 89-116, 1994.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water.** 19 Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.
- BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R.M.T. *Algas de águas continentais brasileiras*. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino e Ciências (FUNBEC). São Paulo, 1970.

- CALLEGARO, V. L. M. Diatomáceas da Lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, Série Botânica, n. 27, p. 69-99, 1981.
- CALLEGARO, V.L.M.; SILVA, K.R.L.M.; SALOMONI, S.E. Flórula diatomológica de ambientes lênticos e lóticos do Parque Florestal Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, n. 43, p. 89-136, 1993.
- CANTER-LUND, H. & LUND, J. W. G. Freshwater algae: their microscopic world explored. Biopress limited, Bristol, 1996.
- CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1992. **Resoluções CONAMA: 1984 A 1991**. Brasília. 4°ed. 245 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.
- GARCIA-BATISTA, M. Floração de Scenedesmus Meyen sobre a areia litoral da Lagoa Camboim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, n. 45, p. 21-27. 1994.
- GEITLER, L. Die Süsswasser-flora Deutschalands, Österreichs und der Schweiz: cyanophyceae. Jena: Verlag Von Gustav Fischer, 1925. 480p.
- GERMAIN, H. Flore des Diatomées (Diatomophycées). Paris: Société Nouvelle des Editions Boubé, 1981.
- HUBER PESTALOZZI. **Das Phytoplankton des Sübwassers: Chlorophyceae** (**Grünalgen**), **Ordnung: Chlorococcales.** Stuttgart: E.schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung; Die Binnengewässer, 1983. 1044p.
- JATI, S.; TRAIN, S. Euglenaceae pigmentadas de ambientes lênticos da Ilha Porto Rico, Município de Porto Rico, Paraná, Brasil. Iheringia, Série Botânica, n. 45, p. 117-142, 1994.
- JOLY, A.B. **Gêneros de algas de água doce da cidade de São Paulo e arredores**. São Paulo: Instituto de Botânica, Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, 1963. 186p.
- LEITE-SANT'ANNA, C. Chlorococcales (chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Berlin: Bibliotheca Phycologica, 1984. 348p.
- MORO, R.S.; GARCIA,E.; OLIVEIRA JR.; H.F. Diatomáceas (Bacillariophyceae) da Represa Alagados, Ponta Grossa, Paraná, Brasil; (exclusive cêntricas). **Iheringia**, Série Botânica n.45, p. 5-19, 1994.
- PARRA, O.O.; GONZALEZ, M. & DELLAROSSA, V. Manual Taxonomico del fitoplancton de aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile Chlorophyceae. Concepcion: Universidade de Concepcion, 1983. 151p.

- ROSA, Z.M.; WERNER, V.R. Diatomáceas da Lagoa de Tramandai e da Lagoa do Armazém, no Rio Grande do Sul, Brasil: II Gêneros *Gyrosima* Hassal, *Pleurosigma* W. Smith e Mastogloia Twaites. **Iheringia**, Série Botânica, n. 43, p. 67-87, 1993.
- ROSA, Z.M.; WERNER, V.R.; DACROCE, L. Diatomáceas da Lagoa de Tramandai e da Lagoa do Armazém, Rio Grande do Sul: III Ordem Centrales. **Iheringia**, Série Botânica, n. 45, p. 29-55, 1994.
- SANT'ANNA, C. L.; XAVIER, M. B. & SORMUS, L. Estudo Qualitativo do Fitoplâncton da Represa de Serraria, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 48, n. 1, p. 83-102, 1988.
- SILVA, S. M. A. & TORGAN, L. C. Nota sobre Euglenofíceas (Euglenaceae) de um açude no Morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil. *Iheringia*, Série Botânica, n. 28, p. 95-106, 1981.
- TORGAN, L.C. Estudo Taxonômico das Diatomáceas (Bacillariophyceae) da Represa de Águas Belas, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, n. 33, p. 17-104, 1985.
- TRACANA, B.C. Algas del noroeste argentino (excluyendo las Diatomophyceae). San Miguel de Tucuman, República Argentina: **Opera Lilloana**, n. 35, 136p. 1985.
- VINYARD, W. C. **Diatoms of North America**. California: Eureka Printing Company, 1979. 119p.
- WETZEL, R. G. Limnologia. Fundação Caloutre Gulbenkian. Lisboa, 1993.

# 5. QUALIDADE DOS SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SISTEMA SALTO

### 5.1. INTRODUÇÃO

A qualidade de sedimentos vem sendo cada vez mais abordada no monitoramento de ambientes límnicos, uma vez que eles integram as características espaço-temporais da bacia de drenagem e podem ser considerados tanto como fonte, quanto estoque de nutrientes e contaminantes em ecossistemas aquáticos continentais.

Do ponto de vista do ecossistema, os sedimentos devem ser abordados de forma integrada com a qualidade da água porque os contaminantes não são fixos permanentemente nos sedimentos, ao contrário, podem ser ciclados química e biologicamente (Förstner *et al.*, 1992).

O aumento da produtividade primária é um dos aspectos da qualidade da água em que os sedimentos estão envolvidos, podendo desencadear eutrofização não apenas pelo aporte externo de nutrientes, mas pela sua liberação a partir de sedimentos autóctones, caso em que a disponibilização de nutrientes pode se perpetuar mesmo cessando as fontes externas.

A disponibilidade de nutrientes (fósforo e nitrogênio) nas águas superficiais acelera o processo de eutrofização e a susceptibilidade do ecossistema aquático com relação ao fósforo (sua capacidade de 'suporte') irá depender de características hidráulicas e condições ambientais.

Ânions fosfato se ligam a cátions metálicos através de sorção, substituição isomórfica ou solução sólida, causando efeitos significativos na distribuição do fósforo em sedimentos de lagos e reservatórios (Stumm & Morgan, 1970).

Os reservatórios poderão reter o fósforo de maneira mais eficiente quanto maior o seu tempo de detenção (Esteves, 1998). O fósforo absorvido pelo fitoplâncton e acumulado em grandes quantidades nos sedimentos pode ser liberado para coluna d'água quando ocorre anoxia hipolimnética. A ressuspensão de sedimentos e as transformações químicas que ocorrem dentro do sistema são fatores que concorrem para alteração da qualidade da água e daí a importância de estimar a qualidade dos sedimentos de fundo dos reservatórios e identificar suas fontes (Hasholt, 1991; Förstner et al., 1992; Garbrecht & Sharpley, *op cit.*).

A investigação do nível de fósforo e nitrogênio em solos e sedimentos de fundo dos tributários e reservatórios do Sistema Salto teve por objetivo identificar as principais fontes de nutrientes que possam estar contribuindo para a fertilização desses mananciais.

#### 5.2. METODOLOGIAS

As estações amostrais (EAs) foram estabelecidas com base no mapa de usos do solo (Figura 3.10) e tiveram por objetivo conhecer os níveis de fósforo e nitrogênio nas principais classes de usos verificadas na bacia hidrográfica e tributários, que representam fontes e corredores de sedimentos e nutrientes para os reservatórios. Foram coletadas 23 amostras de solo e estabelecidas 8 estações de amostragem nos tributários, contemplando todos os usos do solo exceto agricultura nos tributários, que em função da pequena área drenada não foi possível identificar tributário representativo deste uso.

As estações de amostragem (EAs) dos tributários são apresentadas na Figura 5.1, de montante para jusante: tributário do reservatório Divisa em florestamento (SN5), campo (SN4) e banhado (SN3); tributário do reservatório Blang em área de campo (SN2); no Arroio Santa Cruzinha, jusante do Blang, em mata nativa (SN6 e SN7) e uso misto (SN1); e tributário do reservatório Salto, em área urbana (SN8).

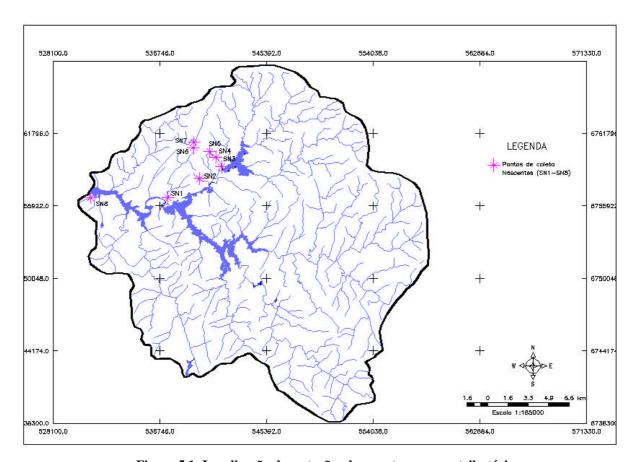


Figura 5.1: Localização das estações de amostragem nos tributários.

Na Figura 5.2 apresentam-se as EAs dos reservatórios, em que um maior detalhamento foi dado ao reservatório Divisa, por ser localizado à montante dos demais.

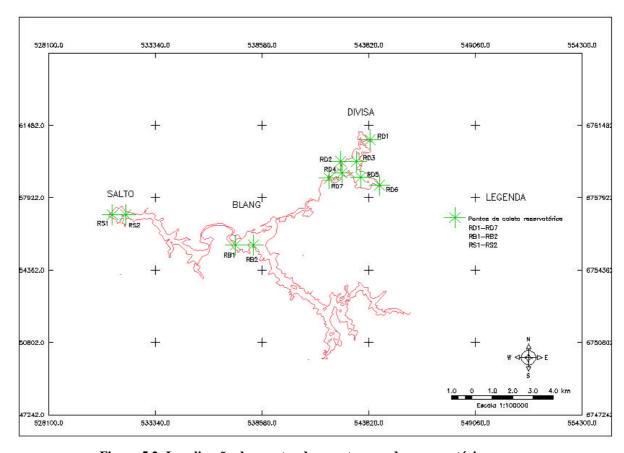


Figura 5.2: Localização dos pontos de amostragem dos reservatórios.

#### 5.2.1. Coleta e preservação

A campanha de amostragem dos tributários foi realizada mensalmente, nos períodos de primavera (agosto, setembro e outubro de 2002) e verão (fevereiro, março e abril de 2003), caracterizando períodos de chuva e estiagem, respectivamente. As coletas de solos e sedimentos de fundo nos reservatórios foram realizadas no verão, com maior número de estações, objetivando uma ampla representatividade. O número de estações (pontos) de amostragem (N), número de coletas (C) e as épocas das amostragens encontram-se descritas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Pontos e períodos de amostragem nos solos, tributários e reservatórios do Sistema Salto.

Amostragens	N (ptos)	C (coletas)	Estação	Período
Solos	23	1	Verão	Março de 2003
Tributários	8	6	Primavera, Verão	Set a Out 2002 e Fev a Abr 2003
Reservatórios	11	1	Verão	Janeiro de 2003

Os sedimentos foram amostrados nas mesmas estações de coleta de água nos tributários e reservatórios, tendo sido coletados 2 kg de material que foram condicionados em frascos de polietileno de boca larga. O material da camada superficial dos sedimentos de fundo foi coletado com draga do tipo *Eckman* revestida com pintura epoxi, preservando do efeito de perda da fração fina e contaminação por metais. As amostras de sedimentos para análise química foram imediatamente refrigeradas quando da coleta e, no laboratório, congeladas até o momento da preparação para análise. Os sedimentos coletados foram utilizados para as seguintes determinações: i) análise granulométrica; ii) teor de matéria orgânica (M.O.) na fração total; iii) fósforo (total e biodisponível) e nitrogênio total nas frações total, agregados (465 - 62  $\mu$ m), silte grosso (62 - 31  $\mu$ m) e silte médio + fino + argila (< 31  $\mu$ m); iv) elementos maiores na fração < 62  $\mu$ m.

#### 5.2.2. Técnicas de Laboratório

#### 5.2.2.1. Granulometria

Método da distribuição granulométrica por peneiramento, efetuado a partir de 200 g de amostra coletada para este fim, com o objetivo de discriminar as amostras em termos granulométricos. Efetuada a etapa de preparação das amostras, com a retirada dos sais solúveis, secagem e quarteamento, procedeu-se à separação via úmida em peneira com abertura de 62 μm. As partículas maiores que 62 μm foram secas em estufa e posteriormente peneiradas em intervalos de phi (φ) inteiro (segundo a Escala de Wentworth (1922), *apud*. Suguio 1973). A fração inferior a 62 μm, correspondente as granulometrias silte e argila, foi separada pelo método da pipetagem, que se baseia na Lei de Stokes. A individualização do percentual da fração silteargila foi adotada apenas nos casos onde a fração de finos foi superior a 5 % do peso da amostra total de acordo com Suguio, *op cit*..

Espera-se identificar qual a efetiva contribuição das frações F< 62 μm, bem como das outras classes granulométricas, especialmente aquelas em que se encontram presentes os poluentes nos sedimentos. Isto se justifica uma vez que os nutrientes e metais pesados têm tendência a acumularem-se na fração fina (Förstner & Wittmann, 1981). Por outro lado, a abundância de outras classes granulométricas não seria propícia ao aprisionamento, disponibilizando-os para a coluna d'água.

#### 5.2.2.2. Matéria Orgânica

O teor de matéria orgânica (M.O.) na fração fina foi estabelecido por queima, que consiste na pesagem de alíquotas de 1 grama de amostra, em cadinhos de porcelana, previamente tarados e, posterior calcinação à temperatura de 550°C, durante 4 horas. A concentração da M.O. é obtida pela diferença percentual de perda de massa após calcinação (Allen, 1989).

#### 5.2.2.3. Análise Química

Foram realizadas análises de fósforo e nitrogênio totais, fósforo disponível, elementos maiores (Si, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, Ti, P) e teor de matéria orgânica (M.O). Também foram determinados os teores de fósforo e nitrogênio nas fontes de contribuição (solos e tributários) dos reservatórios e *in situ* (sedimentos autóctones), com o objetivo de verificar fontes de nutrientes para a produtividade primária.

#### Solos

As amostras de solo coletadas no campo foram secas ao ar e peneiradas em abertura de 1 mm. Posteriormente essas amostras foram enviadas para o Laboratório de Análises de Solo e Plantas da Faculdade de Agronomia da UFRGS para a realização das seguintes determinações: percentual de argila pelo método do densímetro; pH em água 1:1; P e K pelo método Melich I; M.O. por digestão úmida; Ca, Mg, Al, Mn e Na trocáveis extraídos com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>; S-SO<sub>4</sub> extraído com CaHPO<sub>4</sub> 500 mg L<sup>-1</sup> de P; Zn e Cu extraídos com HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup>; e B extraído com água quente conforme procedimento descrito por Tedesco *et al.* (1995).

#### Tributários e reservatórios

As amostras dos tributários e reservatórios foram analisadas no Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da UFRGS. Ao chegarem ao laboratório, as amostras dos tributários (SN1-SN8) foram congeladas para posterior peneiramento, realizado à úmido, onde separou-se três frações: F<200>62 μm, F<62>31 μm e F<31 μm. De outro modo, das amostras dos reservatórios (RD1-7, RB1-2, RS1-2) foram analisadas na fração total (sem peneiramento).

A preparação para a análise química envolve o lento descongelamento das amostras e peneiramento a úmido em peneira inerte em PVC, com malha de poliéster ou nylon para evitar contaminação metálica. A amostra que passa pela malha é coletada em potes de polietileno e seca em estufa à temperatura não superior a 40° C. Quando as amostras estão secas, são homogeneizadas em *graal* de ágata e condicionadas em frascos de vidro para posterior análise.

A análise para investigação ambiental, caso presente, procura identificar poluentes potencialmente disponíveis para o meio aquático, que caracterizam-se por serem facilmente extraídos com a utilização de ácidos fracos, o que denominamos de ataque parcial.

Por outro lado, a extração total de poluentes engloba tanto os elementos ligados à matriz cristalina, característicos de uma contribuição natural, quanto aqueles fracamente ligados e potencialmente disponíveis para o meio. As concentrações totais são mais fiéis para avaliação do nível de *background* natural e o grau de contaminação em sedimentos. A extração total não permite avaliar o risco potencial de liberação dos elementos, mas fornece uma informação mais completa, motivo pelo qual as discussões serão primeiramente relatadas em relação aos teores totais e o risco potencial de liberação será abordado à partir das concentrações de fósforo disponível.

As metodologias utilizadas são as mesmas praticadas pelo Laboratório de Análises de Solo e Plantas da Faculdade de Agronomia da UFRGS, devido à natureza das amostras incluir solos e para que as análises possam ser correlacionadas entre si. São brevemente descritas a seguir as técnicas utilizadas para determinação de fósforo total, nitrogênio total e fósforo biodisponível, todas descritas por Tedesco *et al.* (1995).

#### - Fósforo Total

Essa metodologia possibilita a determinação do PT e do NT em uma única digestão com  $H_2O_2$  e  $H_2SO_4$  como mistura de digestão. A adição prévia de  $H_2O_2$  propicia uma pré-digestão da amostra, evitando a formação de espuma e perda de material após a adição de  $H_2SO_4$ , no início

do aquecimento. A mistura de digestão (Cu e Se) atua como catalizador. A seguir eleva-se a temperatura a 350-375 °C para obter a digestão completa do material, em bloco digestor.

São utilizados para a digestão das amostras tubos de ensaio (ou de digestão) de 25 x 250 mm em vidro *Pyrex*. A diluição no próprio tubo de digestão conduz ao erro visual de aproximadamente 1%. Após a decantação (6 – 12 horas) são retiradas alíquotas do extrato para as determinações.

A determinação do fósforo total foi modificada, de modo a atender um espectro mais amplo de concentrações. Utilizou-se uma técnica também empregada para plantas e resíduos orgânicos detalhada em Malavolta *et al.* (1997), que baseia-se na formação de um composto amarelo do sistema vanadomolibdofosfórico em acidez de 0,2 a 1,6 N. A cor desenvolvida é medida em espectrofotômetro a 400 nm.

#### - Nitrogênio Total

A determinação do conteúdo de nitrogênio foi realizada no mesmo extrato de digestão. O procedimento de digestão é baseado no método recomendado por Bremner (1965) *apud* Tedesco *et al.* (1995), com inclusão de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e mantidas as proporções dos reagentes. É retirada uma alícota para destilação em aparelho de arraste de vapor (micro-Kjeldahl), após adição de NaOH 10 M, coletando-se o destilado em indicador de ácido bórico e titulando-se com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> diluído.

#### - Fósforo disponível (Melich I)

Conhecido como método do extrator duplo ácido (HCl 0,05M e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125M), solubiliza parte do fósforo adsorvido pelos constituintes de solo, quantidades consideradas "disponíveis" pelos estudos de correlação (Tedesco *et al.*, 1995). Dissolve também minerais apatíticos, propiciando valores erroneamente elevados em solos adubados com fosfato natural, fato que não acontece na extração de solo com resina de troca iônica. A determinação é feita com adição dos reagentes P-B (Molibdato de amônio) e P-C (ácido 1-amino-2-naftol-4-sulfônico, sulfito de sódio e metabissulfito de sódio) e a leitura é feita em espectrofotômetro a 660 nm.

#### - Fósforo Biodisponível (Método da Resina)

Adicionalmente, foi testada outra metodologia para determinação do fósforo disponível. A utilização de resinas trocadoras de íons para o fracionamento do fósforo inorgânico mais fracamente adsorvido, conforme Santos (2000), fornece a individualização de suas formas lábeis e moderadamente lábeis. Esta metodologia está mais relacionada com a extração de fósforo 'biodisponível', pois caracteriza-se por um mecanismo de captura do fosfato similar aquele utilizado pelas plantas. A técnica pode ser usada para extração em solos caracterizados por amplas variações em seus constituintes físicos e químicos (Miola, 1995), de modo que foi testada em todos os reservatórios, assim como nos sedimentos de tributários e solos.

A extração caracteriza-se por ser a mais próxima das condições encontradas no ambiente natural, visto ser processada em água, em um período relativamente elevado (16 h), em agitação. A recuperação de fósforo das resinas se dá com HCl 0,5 M e a determinação é feita com adição dos reagentes P-B e P-C, procedimento descrito em Tedesco *et al.* (1995). A leitura é feita em espectrofotômetro a 660 nm.

#### Elementos maiores

Os elementos maiores foram analisados no Laboratório da Fluorescência de Raios-X do Instituto de Geociências da UFRGS, em aparelho Rigaku Modelo RIX 2000, em condições de 40 Kv e 20 mA. As amostras foram preparadas sob a forma de pastilha vítrea, destinada à análise dos elementos maiores, sendo necessário apenas 1g de amostra.

Utilizou-se a técnica da Fluorescência de Raios-X no material coletado em 11 pontos de amostragem incluindo tributários e reservatórios, visando à determinação da composição química geral das amostras em termos de elementos maiores. Esse método é fundamentado na emissão de energia secundária (fluorescente) quando da excitação dos átomos da amostra por Raios-X. Cristais com espaçamentos conhecidos são utilizados para difratar os Raios-X emitidos. O comportamento dos elementos e a simplicidade do espectro são vantagens que se somam à boa exatidão e reprodutibilidade dos resultados, além da ampla capacidade de detecção (Formoso *et al.*, 1984).

#### 5.2.2.4. Análise dos dados

As análises químicas foram realizadas em triplicatas e apresentados os valores médios, resultados de uma única coleta em solos e reservatórios, enquanto nos tributários foram realizadas seis coletas e estas são representadas pela média sazonal (3 meses) e pelo coeficiente de variação (cv). A correção do efeito de matriz (Horowitz, 1991) foi aplicada somente às amostras de solos e tributários, devido ao maior tamanho das partículas (representado pelo d<sub>50</sub>) e variabilidade granulométrica.

#### 5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.3.1. Granulometria

As curvas granulométricas representativas dos sedimentos amostrados nos tributários, solos e reservatórios são apresentadas na Figura 5.3. As curvas demonstram que os sedimentos dos tributários e solos possuem  $d_{50}$  das partículas menores que 0.177 mm (areia fina), enquanto nos reservatórios,  $d_{50}$  dos sedimentos são formados por partículas inferiores ao tamanho de 0.063 mm (areia muito fina).

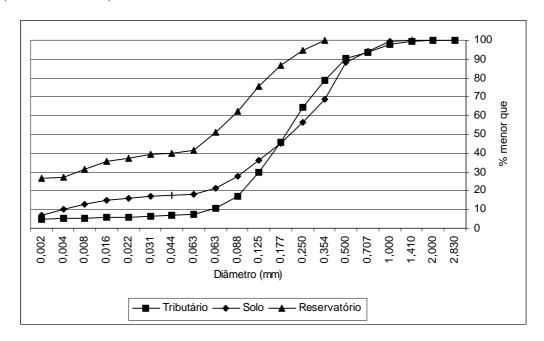


Figura 5.3: Distribuição do tamanho de partículas (%) dos sedimentos de fundo em tributários, reservatórios e nos solos na região do Sistema Salto.

Se considerarmos o percentual de d<sub>90</sub> observa-se que nos tributários e no solo as partículas são inferiores a 0.500 mm (areia grossa), enquanto nos reservatórios, d<sub>90</sub> delas são menores que 0.177 mm (areia fina), demonstrando assim, a variabilidade granulométrica natural dos diferentes ambientes estudados (lótico, lêntico e terrestre).

#### 5.3.2. Conteúdo de fósforo e nitrogênio no solo

Os níveis médios de fósforo e nitrogênio totais no solo são aqui considerados como Nível de Base Natural (NBN), ou *background* destes elementos, visto tratar-se de uma região de cabeceira da bacia hidrográfica, ainda pouco impactada. Na Tabela 5.2 encontram-se a localização das estações de amostragem de solo e os respectivos usos, concentrações de fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldalh (NTK) e fósforo disponível por Melich I (P disp) e resinas-P.

Tabela 5.2: Localização das EAs de solo, uso do solo, concentração de fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo disponível por Melich I e Resinas.

Estações de amostragem	Coordenadas (UTM)	Uso do Solo	PT (mg kg <sup>-1</sup> )	NTK (%)	P-Melich (mg kg <sup>-1</sup> )	P-Resinas (mg L <sup>-1</sup> )
US1	549752 6762250	Lavoura de alho	1056,44	0,31	26,00	44,96
US2	549083 6763991	Mata nativa	760,26	0,36	2,46	4,65
US3	548088 6764075	Campo	548,04	0,37	2,61	3,23
US4	544578 6765540	Mata nativa	830,23	0,37	2,36	8,15
US5	544407 6765046	Campo	599,35	0,38	1,23	6,65
US6	549960 6761705	Trevo vermelho	767,26	0,32	1,50	3,65
US7	550905 6760923	Pinus	862,88	0,41	2,35	4,08
US8	540456 6745645	Couve	1296,64	0,54	70,64	76,36
US9	540596 6746657	Batata	1532,19	0,64	53,89	52,71
US10	539329 6748301	Milho	841,89	0,44	5,71	5,81
US11	536899 6755513	Eucalipto	739,28	0,20	0,17	1,16
US12	537647 6756144	Eucalipto	839,55	0,16	0,41	1,55
US13	538403 6757180	Mata nativa	900,19	0,22	0,07	0,78
US14	539554 6757829	Pinus	506,06	0,25	1,06	0,21

US15	541219 6759554	Pinus adulto	756,58	0,30	1,72	2,33
US16	541552 6760600	Azevém	838,82	0,24	1,85	2,33
US17	551030 6745529	Batata	1044,41	0,56	25,17	21,32
US18	550878 6745914	Batata	1184,21	0,46	35,81	25,58
US19	558564 6753920	Maçã	888,16	0,37	6,75	3,10
A1	-	Campo	406,88	0,28	6,89	14,53
A2	-	Campo	655,05	0,51	8,49	14,10
PB1	-	Campo	341,21	0,21	6,45	12,30
PB2	-	Campo	441,96	-	9,14	20,59

O nível de *background* natural para o Fósforo Total (PT) foi estabelecido com base nos teores de fósforo em solos da região, que podem ser visualizados na Figura 5.4. Nela verifica-se que os solos de campo e mata nativa possuem concentrações entre 400 e 800 mg·kg<sup>-1</sup>, portanto, um valor médio de 600 mg·kg<sup>-1</sup> pode ser considerado como uma boa estimativa do nível de *background* natural para o fósforo total na região.

Níveis de PT acima de 1000 mg·kg<sup>-1</sup> são todos associados à lavouras, sendo os mais elevados provenientes de culturas como batata, couve e alho. Os teores de PT em amostras de campo variaram entre 341 - 655 mg·kg<sup>-1</sup>, com média de 499 mg·kg<sup>-1</sup>. Nas áreas de florestamento a oscilação ficou entre 506 - 863 mg·kg<sup>-1</sup>, com média de 741 mg·kg<sup>-1</sup>. As menores variações ocorreram em mata nativa (760 - 900 mg·kg<sup>-1</sup>) e pastagem (767 - 839 mg·kg<sup>-1</sup>), com médias de 830 mg·kg<sup>-1</sup> e 803 mg·kg<sup>-1</sup>, respectivamente. A agricultura apresentou maior variabilidade, entre 888 e 1532 mg·kg<sup>-1</sup>, e média de 1121 mg·kg<sup>-1</sup>.

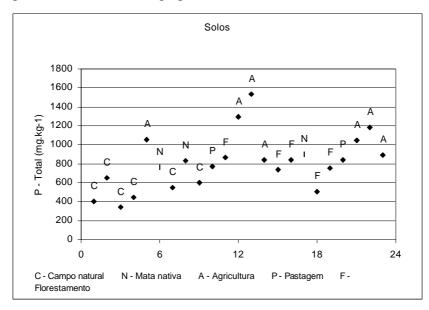


Figura 5.4: Níveis de fósforo total (PT) em solos da bacia hidrográfica do Sistema Salto.

A Figura 5.5 demonstra as concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) em solos, onde o *background* estimado através do teor médio foi de 0.27%.

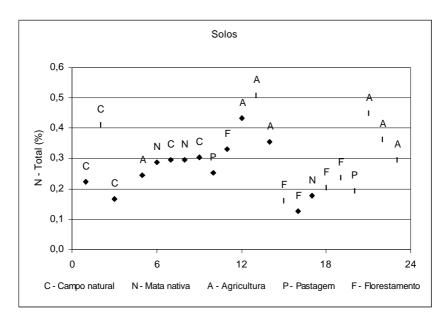


Figura 5.5: Níveis de nitrogênio total (NTK) em solos da bacia hidrográfica do Sistema Salto.

A maior variabilidade de NTK foi verificada em áreas de campo 0,21 a 0,51%, com média de 0,35%. Nas áreas de pastagem, verifica-se um teor médio de 0,28% e em mata nativa 0,32%. Baixos níveis de NTK ocorreram em florestamento 0,16 a 0,41% (média de 0,26%), enquanto a agricultura apresentou as maiores porcentagens 0,31 a 0,64% (média de 0,47%). Áreas cultivadas chegam a atingir um acréscimo de 100% em relação à mata nativa. O acréscimo de PT e NTK deve estar relacionado com a adição de adubação química utilizada em grandes quantidades nas culturas anuais devido à baixa fertilidade natural dos solos na região dos Campos de Cima da Serra.

Os teores de fósforo disponível nos solos podem ser visualizados na Figura 5.6, que demonstra níveis naturais inferiores a 10 mg·kg<sup>-1</sup>, contrastando com as áreas cultivadas, onde os valores são bem mais elevados, chegando a 70 mg·kg<sup>-1</sup>.

Os valores médios de P disponível, verificados em diferentes usos do solo no Sistema Salto são: em áreas de campo 5,80 mg.kg<sup>-1</sup>, pastagem cultivada 1,68 mg.kg<sup>-1</sup>, mata nativa 1,63 mg.kg<sup>-1</sup>, florestamento 1,14 mg.kg<sup>-1</sup> e agricultura 32 mg.kg<sup>-1</sup>, o que demonstra o grande incremento do risco potencial de liberação de P das áreas com agricultura. Entre as áreas com agricultura, também se verificou que os teores de P disponível são ainda maiores em cultivos como couve, batata e alho (Tabela 5.2).

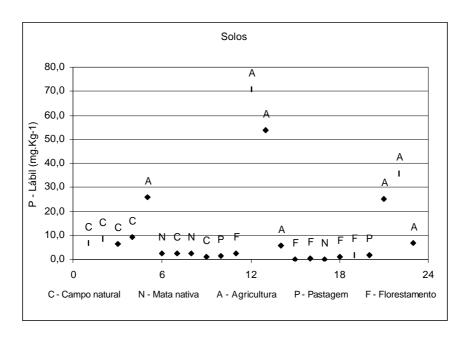


Figura 5.6: Níveis de fósforo disponíveis (Melich I) em solos da bacia hidrográfica do Sistema Salto.

A utilização de uma metodologia alternativa para determinação do fósforo disponível demonstrou resultados semelhantes, mas nem sempre equivalentes. Na figura 5.7 observa-se a tendência de valores mais elevados para resinas em quase todas as amostras de solos analisadas, sendo que o mesmo não se verifica para os tributários, apresentados adiante.

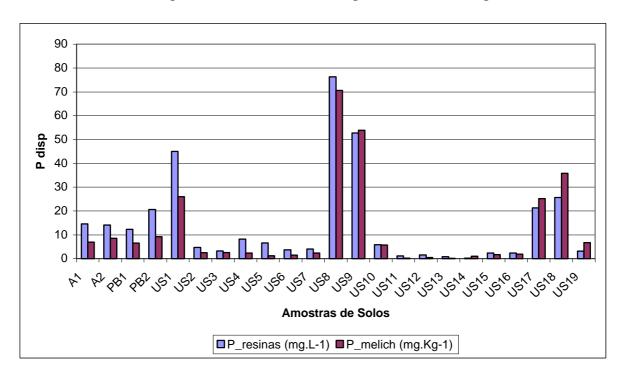


Fig. 5.7: Comparação dos níveis de fósforo disponível por resinas e Melich I em solos do Sistema Salto.

Isto provavelmente se deve ao fato de que houve uma preparação diferenciada para os dois grupos de amostras: os solos foram secos à temperatura ambiente, enquanto que as amostras dos tributários foram peneiradas a úmido e secas em estufa em temperaturas inferiores a 60°C. Outras causas para as diferenças observadas na figura 5.10 precisam ser ainda investigadas. Salienta-se que as amostras US1, US8, US9, US10, US17 e US18 estão associadas à agricultura e que as amostras A1, A2, PB1 e PB2 correspondem a amostras de campo coletadas na primavera, ao contrário de todas as demais de denominação US, coletadas no verão.

#### 5.3.3. Conteúdo de fósforo e nitrogênio em sedimentos de fundo nos tributários

As localizações das estações amostrais (EAs), análises do sedimento de fundo nos tributários e o diâmetro correspondente à 50% das partículas (d<sub>50</sub>) são apresentados na Tabela 5.3, onde observa-se concentrações crescentes de fósforo total (PT) para mata nativa, campo, misto, florestamento e uso urbano.

Tabela 5.3: Teor médio, coeficiente de variação (entre parênteses) e *range* de P-total, N-total e P-disponível entre as frações 62-31  $\mu$ m e < 31 $\mu$ m do sedimento de fundo e d $_{50}$  dos tributários do Sistema Salto.

Tipo de fonte	Fonte do material	EA	Coordenadas UTM	PT (mg Kg <sup>-1</sup> )	NT (%)	P_Melich (mg Kg <sup>-1</sup> )	d <sub>50</sub> (μm)
	Misto: campo, florestamento, nativa	SN1	537368 6756470	850,5 (0,35) 1208,7 – 395,7	0,23 (0,40) 0,31 – 0,02	7,28 (0,22) 9,5 – 5,6	707
	Campo	SN2	539861 6758099	718,0 (0,31) 1089,6 – 284,0	0,35 (0,51) 0,61 – 0,04	7,61 (0,28) 11,2 – 4,8	354
Rural	Banhado	SN3	541662 6759147	1169,9 (0,33) 1983,7 – 826,8	0,53 (0,58) 1,03 – 0,22	6,63 (0,73) 16,3 – 2,6	410
	Florestamento	SN5	541448 6759661	874,9 (0,36) 1272,0 – 386,8	0,34 (0,73) 0,62 – 0,04	3,83 (0,43) 6,0 – 1,8	500
	Mata nativa	SN7	539583 6760866	576,7 (0,36) 782,6 – 359,4	0,11 (0,21) 0,14 – 0,07	5,90 (0,50) 10,8 – 3,4	1000
	Estrada: campo, florestamento	SN4	541477 6759607	762,84 (0,59) 1775,4 – 247,8	0,25 (0,70) 0,57 – 0,11	3,49 (0,73) 7,9 – 1,4	250
Urbano	Estrada: mata nativa	SN6	539551 6760858	551,4 (0,34) 889,5 – 312,7	0,08 (0,36) 0,10 - 0,03	6,16 (0,35) 10,5 – 3,5	354
	Urbano: camping	SN8	531368 6756729	912,1 (0,26) 1142,5 – 522,8	0,13 (0,35) 0,20 – 0,06	10,68 (0,35) 18,3 – 6,3	1000

O incremento de 58% nos teores médios entre mata nativa (576,7 mg·kg<sup>-1</sup>) e o uso urbano (912 mg·kg<sup>-1</sup>) sugere a participação da componente antrópica nas nascentes dos reservatórios e os teores de fósforo disponível corroboram esta participação mostrando incrementos ainda maiores (81%) no uso urbano em relação à mata nativa.

A estação SN3 representa a foz da mesma nascente de SN4 e SN5, imediatamente antes da chegada ao reservatório Divisa e, em virtude de um barramento artificial, caracteriza-se por teores elevados de fósforo e nitrogênio totais. Os teores de P-disp mostraram uma ampla faixa de concentrações 16,3 – 2,6 mg·kg<sup>-1</sup>, mas o teor médio (6,63 mg·kg<sup>-1</sup>) relativamente baixo se comparado ao uso urbano e semelhante à mata nativa e campo demonstram: i) origem natural; e ii) equilíbrio entre produção e consumo de fósforo disponível, que deve estar sendo solubilizado e/ou consumido pela fauna bentônica.

As concentrações verificadas nas estradas não demonstraram ser responsáveis por aumento dos teores de fósforo e nitrogênio nos tributários, como esperava-se que fossem, em virtude do aporte de sedimentos. Ao contrário, as estradas mesmo contribuindo com aumento de sólidos em suspensão, propiciam um efeito de diluição para os nutrientes, provavelmente porque o material introduzido seja predominantemente mineral composto de aluminossilicatos.

O florestamento praticado muito intensamente na região (pinus e eucalipto) demonstrou aumento de 51,7% nos teores de PT e de 209% para NT, em relação à mata nativa. Já o P-disp apresentou concentrações menores em florestamento do que em mata nativa, mostrando que o incremento desses elementos ou está sendo consumido ou não está sendo imediatamente disponibilizado, seja por ser constituído de material orgânico refratário (mais lenta decomposição), seja por constituir um agregado mineral estável, que constituem reservas a longo prazo. De qualquer forma, os grandes incrementos de fósforo e nitrogênio total são indicativos de que o florestamento é responsável pelo aumento dos teores de elementos maiores (PT e NT) nos sedimentos de fundo dos tributários.

Resumindo a análise comparativa entre os usos do solo na bacia de drenagem: áreas de banhado (1169,9 mg Kg<sup>-1</sup>), urbano (912,1 mg Kg<sup>-1</sup>) e florestamento (874,9 mg Kg<sup>-1</sup>) mostraram os maiores níveis de fósforo total, enquanto que o nitrogênio total encontra-se em níveis mais elevados nos tributários de banhado (0,53%), campo (0,35%), florestamento (0,34%) e misto (0,23 – 0,25%), do que nos demais usos.

A variação temporal dos dados de concentração nos períodos de primavera e verão é apresentada a seguir (Figuras 5.7 – 5.9), onde observa-se tendência geral de teores mais elevados de P-total, N-total e P-disp no inverno do que no verão. Esta tendência é explicada pela atividade

microbiana que, estimulada pela temperatura, propicia maior consumo desses nutrientes no verão do que no inverno.

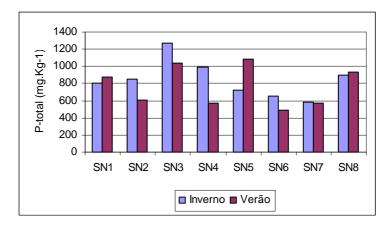


Figura 5.7: Médias sazonais das concentrações de P-total em tributários.

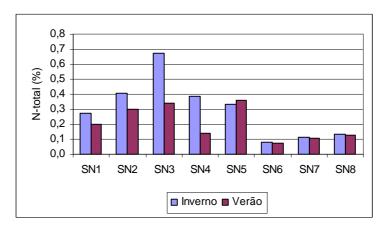


Figura 5.8: Médias sazonais das concentrações de N-total em tributários.

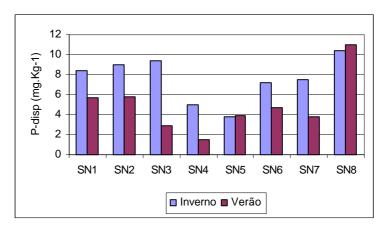


Figura 5.9: Médias sazonais das concentrações de P-disponível tributários.

A mata nativa (SN5) apresentou comportamento diferente da tendência principal, com teores de PT e NT maiores no verão, enquanto P-disp não diferiu entre os períodos.

Considerando que a mata nativa é um ecossistema em equilíbrio, uma maior diversidade de microorganismos possui condições de mineralizar, nutrir e fixar o fósforo em compostos refratários (Gachter e Meyer (1993) *apud* Mudrock *et al.* (1997)). Os usos misto (SN1) e urbano (SN8) também apresentaram teores de PT levemente maiores no verão, o que provavelmente está relacionado com as atividades agropecuária e humana, ambas mais intensas no verão.

#### 5.3.3.1. Fracionamento físico do fósforo nos sedimentos de fundo dos tributários

O fracionamento físico do fósforo por peneiramento a úmido e análises em separado das frações granulométricas teve por objetivo verificar a importância das frações silte e dos agregados maiores em concentrar fósforo e demonstrou que nem sempre a fração  $< 63 \, \mu m$  concentrou maiores teores de PT. Embora estes ainda sejam resultados preliminares, fica claro que o fósforo também pode estar associado com outras frações, neste caso, foram investigadas as frações: i) total (sem peneiramento,  $d_{50}$  na tabela 5.3); ii) agregados, aqui representados pelo intervalo entre 200 e 63  $\mu m$ ; iii) silte grosso (63-31  $\mu m$ ); e iv) silte médio á fino + argila (<31  $\mu m$ ).

A seguir são apresentados os resultados obtidos no fracionamento físico do fósforo total (Figuras 5.10 - 5.12) sob a forma de proporção relativa entre as concentrações das frações em cada estação (SN1 – SN8).

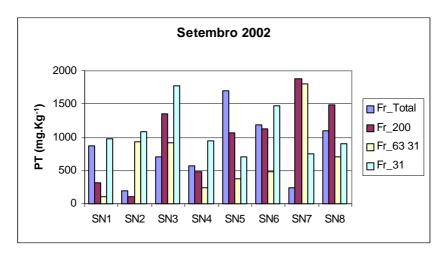


Fig. 5.10: Porcentagem acumulada da participação de cada fração em Set/02.

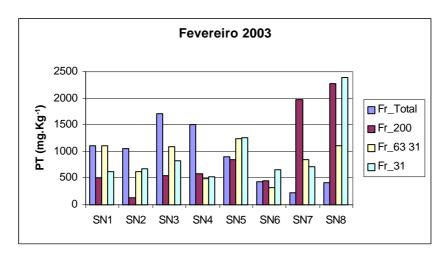


Fig. 5.11: Porcentagem acumulada da participação de cada fração em Fev/03.

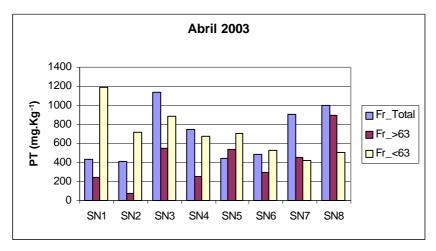


Fig. 5.12: Porcentagem acumulada da participação de cada fração em Abr/03.

Para demonstrar os resultados preliminares foram escolhidas uma coleta de cada período (setembro/02 e fevereiro/03) e uma coleta onde o fracionamento físico foi feito de maneira convencional (<63  $\mu$ m e >63  $\mu$ m). A concentração de PT na fração fina foi em parte confirmada, visto que existe a tendência de maiores teores nas frações silte grosso (63 a 31  $\mu$ m) e silte fino + argila (<31  $\mu$ m). A fração silte grosso apresentou grande variação em termos de concentração de fósforo, chegando a superar a fração silte fino + argila em alguns casos (SN7 na figura 5.10, SN1, SN3 e SN7 em 5.11). A soma dessas duas frações, que formam a fração fina (<63  $\mu$ m), predominaram sobre as demais em quase todos os casos, com algumas exceções (SN5 em 5.10 e SN7 em 5.11), que podem ser melhor visualizadas (SN7 e SN8) na figura 5.12.

A fração que compreende agregados de partículas, onde encontram-se óxidos e hidróxidos de Fe e Mn ligados por *coatings* de matéria orgânica, entre outros substratos (Horowitz, 1991), também apresentaram concentrações elevadas, por vezes superando as demais (SN7 e SN8 em 5.10 e 5.11, SN8 em 5.12). Isto era esperado porque as partículas de agregados

apresentam elevada área superficial específica (ASE), propiciada pela união de partículas menores como óxidos, argilas e matéria orgânica.

A fração total é também exposta com objetivo de demonstrar a grande variabilidade que nela se verifica em função da aleatoriedade textural (granulometria extensa), que pode diluir ou concentrar os elementos investigados, motivo pelo qual são utilizados fatores de correção do efeito de matriz (Horowitz, *op cit.*). Ocorre da fração total superar muitas vezes a fração fina, em termos absolutos, mesmo tendo em sua composição grande quantidade da fração areia que, sabese, não costuma concentrar fósforo nem metais porque não possui cargas elétricas. Entretanto, as frações areia podem conter outros substratos que não o quartzo, como óxidos e *coatings* ligando ou unindo partículas menores como argilas e os próprios óxi-hidróxidos, resultando em substratos capazes de reter quantidades apreciáveis de fósforo e possivelmente outros elementos.

As observações apontam para um comportamento complexo, onde a mineralogia e aspectos de qualidade dos sedimentos têm influência direta sobre a retenção de contaminantes e sugerem que o assunto 'substrato geoquímico' seja investigado com maior profundidade para o entendimento do controle do fósforo em sedimentos.

## 5.3.4. Conteúdo de fósforo e nitrogênio em sedimentos de fundo nos reservatórios Divisa, Blang e Salto

Com relação aos níveis de nutrientes nos sedimentos superficiais de fundo dos reservatórios, a Tabela 5.4 expõe concentrações de P-total, N-total, P-disponível (Melich I), matéria orgânica (M.O.) e o d<sub>50</sub> de algumas das amostras. Os teores PT, NT e P-disp apresentamse, em geral, mais elevados do que os sedimentos coletados nos tributários e no solo da região.

Tabela 5.4: Teor médio de P-total, N-total, P-disponível (Melich I), matéria orgânica (M.O) e d<sub>50</sub> em sedimentos de fundo nos reservatórios do Sistema Salto.

Reservatório	EA	PT (mg kg <sup>-1</sup> )	NT (%)	P_disp (mg kg <sup>-1</sup> )	M.O. (%)	d <sub>50</sub> (µm)
	RD1	1243,4	0,13	21,8	20,3	63,0
	RD2	1009,9	0,47	22,6	-	31,2
	RD3	700,7	0,15	10,4	-	22,1
Divisa	RD4	1187,5	0,41	23,9	-	22,1
	RD5	1055,9	0,41	25,5	-	22,1
	RD6	463,8	0,16	6,1	-	15,6
	RD7	1217,1	0,18	26,9	19,4	7,8
Dlong	RB1	1250,0	0,32	23,1	20,0	-
Blang	RB2	1081,2	0,29	20,1	14,8	-
Salto	RS1	1068,2	0,30	16,6	18,4	-
Saito	RS2	1087,7	0,37	44,1	19,4	-

Os teores de PT situaram-se entre 463,8 e 1250,0 mg kg<sup>-1</sup>, com média de 1033.2 mg kg<sup>-1</sup>, dos quais 21 mg kg<sup>-1</sup> em média (2.2 %) são de P disponível. Considerando que o reservatório Divisa tem formato de "V", a estação RD3 localiza-se no centro de uma dessas vertentes e têm influência apenas de campo e mata nativa, enquanto RD6 localiza-se na outra vertente do reservatório mais próximo à nascente, onde o ambiente ainda é mais lótico do que lêntico.



Fig. 5.13: Nascente da estação RD3.



Fig. 5.14: Local aproximado de RD3.



Fig. 5.15: Vista da vertente da estação RD6.



Fig. 5.16: Florestamento próximo à foz do Divisa.



Fig. 5.17: Florestamento encosta Blang na estiagem.



Fig. 5.18: Margens do Salto ocupadas por loteamentos.

Já os teores de NT variaram entre 0,27 e 0,47%, com média de 0,13%. Os valores de PT e NT podem ser considerados intermediários se comparados aos níveis baixo e severo do *Sediment Quality Guideline of Ontario* (1993) ou elevados, quando comparados aos níveis encontrados em outros sistemas lênticos como *Wind Lake* (644 mg Kg<sup>-1</sup>) e *Slapton Lay* (1200 mg Kg<sup>-1</sup>), ambos citados como eutróficos (*apud* Owens & Walling, 2002).

#### 5.3.5. Elementos maiores nos tributários e reservatórios do Sistema Salto

A composição química dos sedimentos em termos de elementos maiores foi analisada no intuito de correlacionar a ocorrência de fósforo com outros elementos e, desta forma, reconhecer quais os elementos que exercem o controle geoquímico do fósforo neste ambiente. Conforme Stumm & Morgan (1970), a concentração de fosfato em águas sobrejacentes a sedimentos é tamponada por solubilidade e adsorção ou troca de íons na interfácie águasedimento. O controle do fósforo tem sido sugerido por diversos autores e é reconhecido que está relacionado com Fe (III), Mn, Al (III) e Ca<sup>2+</sup> (Stumm *op cit.*, Moore *et al.*, 1998). Os elementos maiores analisados por meio da Fluorescência de Raios-X são expostos na Tabela 5.5 sob a forma de óxidos.

Tabela 5.5: Elementos maiores e Perda ao Fogo (PF) (em %) dos sedimentos de fundo nos tributários e reservatórios do Sistema Salto.

Tipo de material	EA	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	PF
	SN 1	52,89	18,16	8,1	0,21	0,36	0,45	0,22	0,3	1,49	0,217	17,6
	SN 2	61,04	12,94	5,47	0,098	0,30	0,31	0,24	0,39	1,65	0,162	17,4
	SN 3	48,92	16,61	11,46	0,134	0,30	0,25	0,25	0,32	2,04	0,209	195
Tributários	SN 4	47,37	21,72	12,12	0,039	0,31	0,17	0,18	0,23	2,54	0,126	15,2
Tributarios	SN 5	52,59	12,78	9,88	0,542	0,33	0,54	0,24	0,28	2,02	0,193	20,6
	SN 6	49,03	22,26	12,32	0,103	0,90	0,30	0,18	0,36	1,73	0,132	12,7
	SN 7	47,33	21,55	13,99	0,121	0,59	0,35	0,22	0,39	1,71	0,165	13,6
	SN 8	47,71	18,38	15,03	0,226	0,52	0,48	0,26	0,42	2,16	0,222	14,6
	RS 1	50,36	18,49	9,73	0,133	0,37	0,18	0,22	0,32	1,54	0,262	18,4
	RS 2	50,02	17,99	9,64	0,143	0,36	0,18	0,21	0,32	1,48	0,265	19,4
Reservatórios	RB 1	50,25	18,43	8,51	0,087	0,34	0,15	0,17	0,29	1,47	0,303	20,0
	RB 2	63,08	13,00	6,29	0,078	0,26	0,18	0,31	0,66	1,12	0,219	14,8
	RD 1	53,63	17,68	5,56	0,068	0,36	0,39	0,17	0,31	1,25	0,276	20,3
	RD 7	53,41	15,61	8,46	0,136	0,32	0,26	0,21	0,32	1,58	0,292	19,4

A correlação simples em sedimentos dos tributários e reservatórios demonstrou ser baixa entre P e Mn (0,03), Ca (-0,02), Al (-0,04), e Fe (-0,18). Por outro lado, demonstrou

melhor correlação (0,72) com a matéria orgânica (MO), Si (0,29) e K (0,28). A correlação entre P e matéria orgânica era esperada, já que parte do PT provém justamente da M.O. A relação entre P e Si é provavelmente devido à adsorção de fosfato às bordas das argilas e o K, também relacionado com as argilas, possui afinidade pelas cargas negativas geradas nas superfícies dos argilominerais. O controle do fósforo por Fe, Mn, Al (esperado em águas ligeiramente ácidas) ou Ca (mais alcalinas) não foi confirmado quando utilizadas amostras de diferentes ambientes (lótico e lêntico).

A correlação entre fósforo e os demais elementos apenas com sedimentos dos reservatórios demonstrou as seguintes relações: M.O. (0,89), Al (0,65), Fe (0,31), Mn (0,17) e Ca (0,16). Neste caso, as correlações mostraram-se maiores com M.O. e Al, do que com Fe, Mn e Ca, indicando que M.O. e Al podem estar exercendo controle sobre o fósforo nos sedimentos de fundo dos reservatórios.

Apesar da correlação entre P e Fe não ter sido mais elevada (0,31), sabe-se que a ação dos íons férricos sobre a dinâmica do fosfato depende da concentração de oxigênio e do pH no meio. Como na maioria das águas continentais (levemente ácidas), a maior parte do íon Fe<sup>3+</sup> encontra-se precipitado ou complexado, este poderia adsorver espécies fosfatadas em sua superfície.

Cabe ressaltar a influência dos microorganismos em várias reações que controlam estes elementos e que podem influenciar o seu comportamento: a) mantendo uma fração substancial de fósforo na forma orgânica particulada ou dissolvida; e b) controlando fatores ambientais que determinam a solubilidade de equilíbrio (pH, pɛ, tipo de matéria orgânica residual) (Stumm & Morgan, 1970).

#### **5.4. SÍNTESE**

Na tabela 5.6 é apresentada uma síntese dos principais resultados obtidos na investigação dos níveis de fósforo e nitrogênio em solos, bem como dos sedimentos de fundo em tributários e nos reservatórios. Em relação aos nutrientes foi possível constatar, de uma maneira geral, teores crescentes de fósforo total para os compartimentos solo, sedimentos dos tributários e sedimentos dos reservatórios. A mesma situação foi verificada para o fósforo disponível (P\_Melich), onde se

observa uma concentração crescente dos solos para os reservatórios, sugerindo um provável efeito de lixiviação os solos através dos tributários e acumulação nos reservatórios. A análise granulométrica não demonstrou diferenças significativas entre os tamanhos de grãos (d<sub>50</sub>) de solos e sedimentos dos tributários. No caso dos sedimentos dos reservatórios está bem caracterizado o efeito de seletividade dos sedimentos (d<sub>50</sub> <63 µm), o que em parte explica as maiores concentrações de fósforo disponível (P\_Melich). Por outro lado é necessário considerar que parte dos sedimentos dos reservatórios podem ter sido formados no próprio ambiente do reservatório (sedimentos autóctones) devido à decomposição de material orgânico da biota aquática (macrófitas e algas). Já em relação às concentrações do fósforo dentro de cada ambiente verificou-se que solos submetidos ao uso agrícola são os que apresentam as maiores concentrações de PT e P Melich (1120,56 mg kg<sup>-1</sup> e 32,0 mg kg<sup>-1</sup>), enquanto que os solos das áreas de florestamento são empobrecidos em relação à mata nativa. Nos tributários, verifica-se uma situação inversa, são maiores os níveis de PT e NT em florestamento do que em mata nativa e o mesmo não ocorre com o P disponível. Isto se deve a uma maior resistência dos compostos originados nas áreas de florestamento e/ou menor abundância de microorganismos aptos à sua degradação. No caso das maiores concentrações de fósforo verificadas nas áreas agrícolas, a explicação deve-se as altas doses de fertilizantes utilizadas no cultivo de culturas olerícolas como batata e alho. Felizmente as áreas agrícolas representam menos de 2% da área total da bacia hidrográfica, o que implica em menores riscos de poluição. Para o caso dos sedimentos coletados nos tributários verificou-se, conforme a tabela 5.6, uma maior concentração de PT na área de banhado (1169,88 mg kg<sup>-1</sup>) e maior concentração de P disponível na área urbanizada (10,68 mg kg<sup>-1</sup>). No caso do banhado, as maiores concentrações de PT são explicadas pela alta concentração de matéria orgânica desse sistema enquanto que para o uso urbano verifica-se o impacto do lançamento de efluentes no corpo d'água, que o aponta também como uma área fonte importante de poluição de fósforo.

Em relação aos teores de NT mostrados na tabela 5.6 verifica-se, entre os ambientes estudados, que os solos e os sedimentos apresentam teores que variam de um mínimo de 0,11% para tributários próximos a mata nativa até 0,53% no tributário localizado em área de banhado. Entre os solos o maior teor de nitrogênio foi verificado na área com agricultura (0,47%) e o menor na área com florestamento (0,26%). Essa condição novamente pode ser explicada pelos efeitos da fertilização e empobrecimento, respectivamente, sobre a disponibilidade de nutrientes.

Tabela 5.6: Resumo dos teores de fósforo e nitrogênio total e fósforo disponível (P\_Melich) nos solos, tributários e sedimentos de fundo dos reservatórios estudados.

Tr:	Fonte do material		PT	NT	P_Melich
Tipo de material			$(mg Kg^{-1})$	(%)	(mg Kg <sup>-1</sup> )
	Campo	6	498,75	0,35	5,80
Solos d <sub>50</sub> ≤ 250 μm	Pastagem	2	803,04	0,28	1,68
	Mata Nativa	3	830,23	0,32	1,63
	Florestamento	5	740,87	0,26	1,14
	Agricultura	7	1120,56	0,47	32,00
	Campo	1	718,04	0,35	7,61
	Misto	1	767,47	0,23	7,28
Tributários	Mata Nativa	1	683,45	0,11	5,90
	Florestamento	1	874,88	0,34	3,83
$d_{50} \leq 250 \; \mu m$	Estrada	2	709,31	0,16	4,83
	Urbano	1	912,14	0,13	10,68
	Banhado	1	1169,88	0,53	6,63
	Divisa	7	982,61	0,27	19,60
Reservatórios	Blang	2	1165,59	0,30	21,63
$d_{50}\!\leq 63~\mu m$	Salto	2	1077,92	0,34	30,31

Os sedimentos dos reservatórios apresentam teores de PT e NT naturalmente elevados, devido ao elevado conteúdo de material vegetal em decomposição e à sua natureza de flocos inconsolidados. A abundância de fósforo nos sedimentos autóctones dos reservatórios em relação às nascentes representa um acúmulo (estoque) neste compartimento e uma fonte em potencial para a coluna d'água. O fósforo disponível no lodo de fundo pode ser disponibilizado, dependendo das condições físico-químicas da coluna d'água e do regime de operação das barragens.

Do exposto, procura-se salientar a importância estratégica da bacia hidrográfica do Sistema Salto, ainda pouco impactada, como de vital interesse para a conservação dos recursos hídricos e preservação da qualidade da água dos mananciais à jusante. Suas águas dão origem ao rio Caí e possuem influência direta sobre os rios Paranhana e Sinos, importantes afluentes da bacia hidrográfica do Guaíba. Apesar da influência antrópica já mencionada, esta região mantém-se ainda muito conservada, mas o equilíbrio ecológico já mostra sinais de alteração.

#### 5.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S.E. 1989. **Chemical analysis of ecological materials**. 2° ed. London: Blackwell Scientific Publications, 368 p.
- CseQGs Canadian Sediment Quality Guidelines <a href="http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/CEQG/Sediment/default.cfm">http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/CEQG/Sediment/default.cfm</a>
- Esteves, F. de A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência Ltda. 602 p.
- Formoso, M.L.L.; Trescasses, J.J.; Dutra, C.V. & Gomes, C.B. (coord.) 1984. **Técnicas** analíticas instrumentais aplicadas à geologia. São Paulo, Editora Edgard Blücher. 218 p.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1981. **Metal Polution in the aquatic environment**. Berlin, Springer-Verlag, 486 p.
- Förstner, U.; Calmano, W.; Hong, J.; Kersten, M. 1992. **Sediment quality criteria- role of redox-sensitive components**. In: Workshop Sediment Quality: 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe. p. 20-25.
- Foster, I.D.; Gurnell, A.M.; Webb, B. 1995. **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester, John Wiley. 474 p.
- Garbrecht, J. & Sharpley, A.N., 1992. **Sediment-phosphorus relationships in watersheds**. In: Workshop Sediment Quality: 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe. p. 54-63.
- Golterman, H.L.; Cayno, R.S.; Ohnstad, M.A.M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. IBP Handbook, n.8, 2 ed, Oxford Blacwell Sci. Publ. 214 p.
- Hasholt, B. 1991. **Influence of erosion on the transport of suspended sediment and phosphorous**. In: Vienna Symposium, 1991. Sediment and stream water quality in changing environment: trends and explanation. p. 329-338.
- Horowitz, A. J. 1991. **A primer on sediment-trace element chemistry**. 2<sup>a</sup> Edition, Lewis Publishers Inc., 136 p.
- Malavolta, E. *et al.* 1997. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba, POTAFOS. 319 p.
- Miola, G.R. 1995. Extração de P, K, Ca e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de P para as plantas. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, UFRGS. 127 p.

- Moore, P.A.; Reddy, K.R. & Fisher, M.M. 1998. Phosphorus flux between sediment and overlying water in Lake Okechobee, Florida: spatial and temporal variations. **J. Environ.**Qual. 27: 1428-1439.
- Moore, P.A.; Reddy, K.R. & Graetz, D.A. 1991. Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of a hypereutrophic lake. **J. Environ. Qual**. 20: 869-875.
- Mudroch, A. & Azcue, J.M. 1995. **Manual of Aquatic Sediment Sampling**. Lewis Publishers. 218 p.
- Mudroch, A.; Azcue, J.M. & Mudroch P. 1997. **Physico-chemical analysis of Aquatic Sediment**. Lewis Publishers. 287 p.
- Owens, P.N. and Walling, D.E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Wat. Res.* 36: 685-701, 2002.
- Santos, D.R. 2000. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. Tese de Doutorado, Faculdade de Agronomia, UFRGS. 210 p.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1970. Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. NY, Wiley Interscience. 583 p.
- Suguio, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, Edgard Blücher, Ed. da Universidade de São Paulo. 317p.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C.A. *et al.* 1995. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS. 174 p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

#### 6. ÍNDICE DE FÓSFORO

#### 6.1 INTRODUÇÃO

As condições com que os solos são utilizados em uma bacia hidrográfica apresentam uma relação estreita com a qualidade da água que é drenada para os rios, lagos e os reservatórios dessa bacia. Assim quanto mais intenso for o uso desse solo seja por atividades agrícolas ou pela urbanização, maiores serão os impactos sobre a qualidade da água. Isto ocorre porque o deflúvio oriundo dessas áreas transporta uma quantidade muito maior de poluentes quando comparado com o deflúvio proveniente de uma floresta ou de um campo nativo. No caso de áreas agrícolas e urbanas o deflúvio superficial caracteriza-se por transportar substâncias tóxicas e nutrientes que podem se encontrar tanto ligadas aos sedimentos como dissolvidos na água do deflúvio. A presença de nutrientes como fósforo e o nitrogênio na água em concentrações acima dos níveis considerados como normais poderá ocasionar a eutrofização dos corpos de água e com isso favorecer o crescimento de plantas e algas do meio aquático provocando um desequilíbrio nesse meio com conseqüências negativas para o uso desses corpos de água.

O excesso de fósforo nos corpos de água é atribuído a cargas poluentes oriundas do lançamento de efluentes industriais, doméstico e agrícola (dejetos de animais em confinamento) ou a carga de poluição difusa proveniente de áreas sob cultivo. No caso da poluição difusa torna-se difícil à identificação das fontes e, por conseqüência, a aplicação de medidas mitigativas para seu controle. Seria razoável supor, entretanto, que nas áreas onde o cultivo é caracterizado por aplicações de fósforo em altas dosagens, seja por meio de fertilizantes químicos ou orgânicos, a concentração de fósforo no deflúvio originário dessas áreas representa um risco para contaminação das águas.

Por outro lado, considera-se que a maior parte do fósforo presente no deflúvio encontra-se na forma particulada, ou seja, ligado aos sedimentos. Dessa forma é de se esperar também que quanto maior for a erosão na bacia maior será a presença de sedimentos no deflúvio superficial e, conseqüentemente, maior poderá será a quantidade de fósforo transportado para os corpos de água. O risco de contaminação representado pelo fósforo depende também, além dos fatores já citados, da proximidade das fontes de contaminação aos corpos de água.

Verifica-se então que a identificação de áreas de risco de contaminação por fósforo em bacias rurais depende da combinação de vários fatores. Assim, nas áreas onde combinam-se fatores

como alta concentração de fósforo no solo, elevado risco de erosão e proximidade de um corpo de água é provável que essa área apresente um risco potencial elevado de contaminação por fósforo. Condição distinta a esse exemplo poderia ser a de uma outra área que também apresente alta concentração de fósforo no solo, porém, se encontra distante de um corpo de água.

Considerando todos esses fatores tem sido proposta uma maneira de identificar áreas de maior risco de contaminação com fósforo em bacias hidrográficas através de índices indicadores de áreas de risco. São os chamados P-index e foram inicialmente propostos por Lemunyon e Gilbert (1993) e mais tarde modificado por Eghball e Gilley (2001), onde esses autores levaram em consideração fatores como escoamento superficial, grau de erosão, nível de fósforo no solo e taxas e métodos de aplicação de fósforo no solo. A avaliação desse método foi realizada por Sharpley (1995) que aplicou o método do P-index em diferentes bacias hidrográficas em que a erosão e o fósforo total foram medidas e encontrou uma boa relação entre esses dois fatores. No Brasil não consta na literatura referência ao uso desse método para determinações de áreas de risco de fósforo em bacias hidrográficas. Porém, problemas de floração em reservatórios têm sido constatados com grande freqüência, o que justifica sua utilização para auxiliar na identificação de áreas de risco para fins de planejamento integrado de bacias hidrográficas. Esse trabalho teve como propósito adaptar o uso do P-index para ser aplicado na bacia hidrográfica de um sistema de reservatórios em cascata na região sul do Brasil.

#### 6.2 METODOLOGIAS

O P-index foi aplicado em uma bacia hidrográfica de 52,48 km² referente aos reservatórios Divisa, Blang e Salto dispostos em cascata, na bacia do Rio Caí, Rio Grande do Sul. Esses reservatórios integram o Sistema Salto de Hidrelétricas e foram construídos na década de 50 para fins de geração de energia elétrica e regularização de vazões.

O índice de risco de fósforo proposto nesse trabalho foi composto por três fatores considerados importantes para comporem um índice de fósforo, conforme sugerido por Lemunyon e Gilbert (1993). Assim, disponibilidade de fósforo no solo, perda de solo e a distância que a fonte se encontra da drenagem foram os fatores considerados importantes para comporem um índice onde se atribui ao fator erosão um peso maior que os demais.

A cada um dos fatores atribuiu-se diferentes classes representadas por valores numéricos que

variaram de zero a oito conforme apresentado na tabela 6.1. Para obtenção do índice de risco de fósforo os três fatores foram multiplicados e com isso foi obtido um valor numérico. A transformação do valor numérico em um índice de risco de fósforo foi determinada de acordo com a tabela 6.2.

Tabela 6.1: Fatores utilizados no índice de risco de fósforo e suas respectivas classes.

			Classes		
Características/ Unidade	Nenhuma 0	Baixa 1	Média 2	Alta 4	Muito Alta 8
Perda de solo (t ha <sup>-1</sup> ) (fator 1,5)	0	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-1,5	>1,6
Distância da drenagem (m) (fator 1,0)	>150	150-100	100–80	80-50	<50
Nível de P no solo (mg kg <sup>-1</sup> ) (fator 1,0)	-	1,1-4,0	4,1-6,0	>6,1	>8,0

Tabela 6.2 Intervalos das classes utilizados no Índice de Fósforo.

Classes	Variação
Nulo	0 – 0,1
Baixo	0,2-0,5
Média	0,6 – 12,0
Alta	12,1 – 144
Muito Alta	144,1 - 768

A obtenção dos fatores utilizados na composição do índice foi realizada conforme os seguintes procedimentos:

#### 6.2.1. Fator perda de solo

O fator perda de solo foi obtido através da utilização da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) associada ao um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Com o uso dessas duas ferramentas foi possível não só quantificar as perdas de solo, mas também espacializar essas perdas na bacia hidrográfica estudada. A EUPS é dada pela expressão:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Onde:

A - representa a perda de solo por erosão hídrica, em t/(ha ano);

R - erosividade da chuva, em MJ mm/ha h ano;

K - erodibilidade do solo, em t ha h/ha MJ mm;

L - comprimento da rampa (adimensional);

S - declividade (adimensional);

C - uso e manejo do solo (adimensional); e

P - práticas conservacionistas (adimensional).

Devido à falta do fator R para o município de São Francisco de Paula, foi utilizado neste trabalho, o valor de R calculado para o município de Vacaria por Scalabrin *et al.* (1994), por ser um município de altitude semelhante e próximo a São Francisco. O valor de R utilizado foi então, 5565 MJ mm/ha h ano.

O fator K foi obtido, primeiramente, pela determinação do tipo de solo que ocorre na bacia através de um mapa de solos do estado na escala 1:750.000 (Streck *et al.*, 2002). Constatou-se, desta forma, a ocorrência na bacia hidrográfica estudada de uma associação de solos do tipo Neossolo/Cambissolo. Assim, com base nos valores de profundidade, teor de silte e areia e teor de óxidos de alumínio, o fator K foi calculado através da equação proposta por Denardin *et al.* (1991), obtendo-se um valor de 0,0494 t ha h/ha MJ mm.

O fator LS da EUPS foi calculado utilizando-se o software USLE-2D que foi validado por Pante *et al.* (2002) para ser utilizado no cálculo do fator LS de bacias hidrográficas. O software USLE-2D calcula o fator LS a partir de um modelo numérico de elevação (MNE). Para esse trabalho

o MNE foi obtido a partir da digitalização de curvas de níveis espaçadas de 20 em 20 metros, de cartas topográficas de escala 1:50.000 do Serviço Geográfico do Exército. Com o uso do software USLE-2D foi gerado um arquivo tipo *raster* do fator LS, que foi processado em ambiente de um SIG.

O fator C foi determinado conforme informações contidas na tabela 6.3 onde se procurou associar a cada uso do solo um fator C correspondente. O uso do solo na bacia hidrográfica foi determinado utilizando-se imagens de satélite (TM - LANDSAT, bandas 3, 4 e 5) dentro de um ambiente SIG através de uma classificação supervisionada.

Tabela 6.3. Valores do fator C atribuídos aos diferentes usos do solo utilizados na EUPS.

Usos do solo	Fator C	Fonte:
Água	0	Wishmeier & Smith (1978)
Campo natural	0,005	Wishmeier & Smith (1978)
Mata nativa densa	0,001	Wishmeier & Smith (1978)
Mata nativa rala	0,002	Wishmeier & Smith (1978)
Florestamento	0,005	Wishmeier & Smith (1978)
Agricultura anual	0,75	Calculado
Cidade	0,03	Wishmeier & Smith (1978)

Já para o fator P considerou-se a não adoção de práticas conservacionistas em toda bacia hidrográfica e, portanto, atribui-se o valor um para esse fator.

No passo seguinte para determinação das perdas de solo foram feitos cruzamentos em ambiente SIG de todos os diferentes planos de informação representados pelos fatores da equação na forma de matriz numérica, com resolução de 30x30m, no software Spring–INPE. Com isto, através da linguagem LEGAL, obteve-se um novo plano de informação com a perda de solo de toda a bacia hidrográfica classificada em cinco classes.

#### 6.2.2. Fator nível de P no solo

Estes níveis foram obtidos através da análise de amostras de solo que foram coletadas em diferentes áreas da bacia hidrográfica de forma a representar as diferentes classes de uso encontradas

na bacia. Para determinação da concentração de fósforo nas amostras utilizou-se o método Mehlich I (Tedesco *et al.*, 1995), devido a sua alta correlação com o fósforo disponível no solo. Através da associação da matriz de uso do solo com o nível de fósforo encontrado em cada classe foi possível determinar o nível de fósforo nos diferentes usos do solo na bacia.

#### 6.2.3. Fator distância da drenagem

O cálculo da distância à rede de drenagem foi feito a partir de um zoneamento da área de estudo, assim, obteve-se um PI na forma de matriz temática, com resolução 30x30m, no software Spring. Esta matriz foi transformada em numérica através da linguagem LEGAL e após fatiada. Para cada intervalo, foi atribuído um valor, conforme tabela 6.1. Estes valores foram adaptados de Weld *et al.* (2002), que realizou um trabalho semelhante na Pensilvânia (EUA).

#### 6.2.4. Obtenção do índice de fósforo

O índice de risco de fósforo foi obtido através da multiplicação das matrizes temáticas: perda de solo, distância da drenagem e o nível de fósforo no solo que resultou em uma quarta matriz temática que foi classificada conforme as classes apresentadas na tabela 6.2 e, com isso, obteve-se um mapa de risco de fósforo da bacia hidrográfica estudada.

#### 6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme a classificação da imagem de satélite analisada e apresentada na figura 6.1 e a pesquisa de campo, o uso atual do solo encontrado na bacia é constituído basicamente por áreas de campo natural, florestamento, mata nativa, e pequenas áreas agrícolas distribuídas conforme as porcentagens apresentadas na tabela 6.4, onde se verifica que mais de 74% representam áreas de campo natural e somente 1,26% com áreas agrícolas.

Tabela 6.4. Usos do solo na bacia hidrográfica do Sistema Salto e suas respectivas áreas.

Classes de uso	Área (%)
Campo	74,26
Florestamento	8,91
Mata nativa	12,93
Lavoura anual	1,26
Urbano	0,49

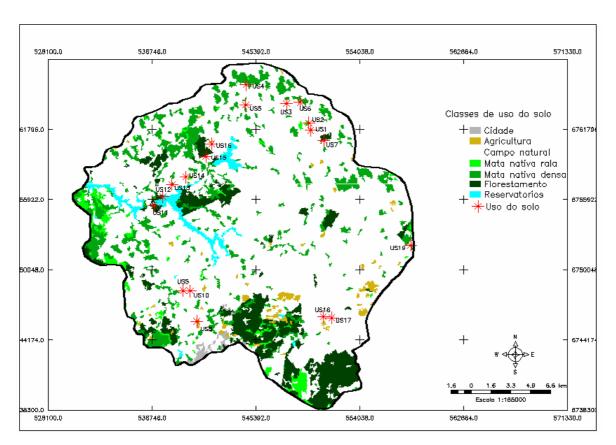


Figura 6.1. Classes de usos do solo na bacia hidrográfica do Sistema Salto.

Na figura 6.1, é possível verificar os locais onde foram retiradas as amostras de solo e, na tabela 6.5, verificam-se os teores de P para as diferentes classes de uso do solo. Esses valores representam uma média de diferentes áreas dentro da mesma classe de uso. Os resultados mostram que as áreas com campo natural e florestamento possuem um nível muito baixo de fósforo no solo (ROLAS, 1994), enquanto que a área de mata nativa apresenta um nível baixo de fósforo no solo.

Estes baixos níveis podem ser explicados pelo fato de se tratar de sistemas que possuem uma baixa fertilidade natural dos solos e onde praticamente não se aplicam nutrientes via adubação.

As áreas com lavoura anual apresentam alto teor de fósforo no solo (Tabela 6.5), pelo fato de se tratar de sistemas e culturas altamente demandadores de fertilizantes. Além disto, conforme pôde ser observado em saídas de campo para a região, muito raramente são realizadas amostragens e posterior análise em laboratório dos solos para saber a real necessidade de nutrientes para a cultura, sendo assim, muitas vezes é superestimada a quantidade de adubos aplicados nestas áreas, além de não serem adotadas práticas conservacionistas aos solos com lavouras.

Tabela 6.5: Níveis médios de fósforo disponível nos solos para as diferentes classes de uso.

Classes de uso do solo	Teor de P * (mg L <sup>-1</sup> )
Campo	2,6
Florestamento	1,8
Mata nativa	2,6
Lavoura anual	20,6

<sup>\*</sup> Determinado pelo extrator de Mehlich-I

As perdas de solo são apresentadas na Figura 6.2, onde se pôde verificar que a maior parte da área da bacia possui baixa perda de solo devido, principalmente, ao uso do solo ser constituído essencialmente por campo natural, que proporciona uma boa cobertura do solo durante a maioria dos meses do ano, associado à topografia que apresenta um relevo suave. Já as áreas de maiores perdas de solo estão associadas com as áreas cultivadas com culturas anuais. Estes sistemas, conforme foi possível verificar em campo são caracterizados pelo intenso revolvimento do solo realizado durante o plantio e pela não utilização de práticas adequadas de manejo e conservação do solo. A combinação desses fatores favorece os processos de erosão hídrica e consequentemente as perdas de solo.

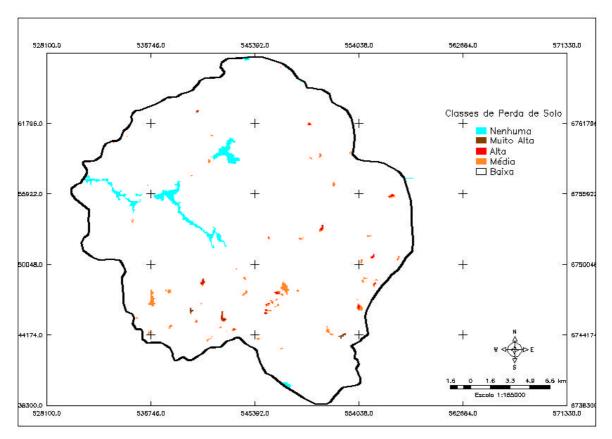


Figura 6.2: Perdas de solo na bacia do Sistema Salto.

O índice de fósforo construído a partir dos fatores descritos nos parágrafos acima e mais a distância da drenagem possibilitou a elaboração do mapa da Figura 3 que representa o risco potencial de contaminação por fósforo para bacia hidrográfica do Sistema Salto. Pelo mapa da Figura 3 verifica-se que a área da bacia em estudo mostrou-se, predominantemente, de baixo risco de contaminação por fósforo. Isto pode ser explicado pelo fato de que a maior parte da área da bacia é constituída por campo natural, um sistema caracterizado por não receber nutrientes via adubação, além de possuir uma baixa fertilidade natural conforme mostrado na Tabela 5.

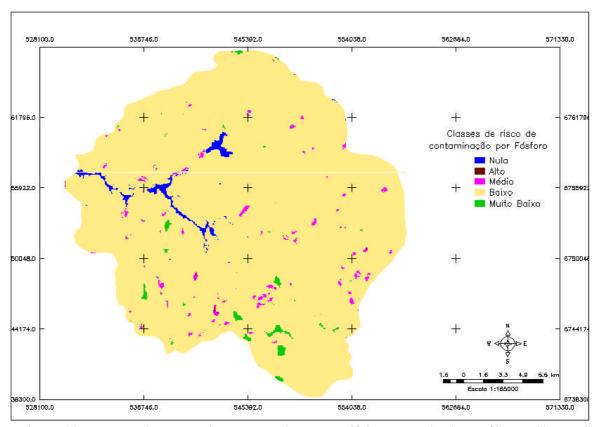


Figura 6.3: Mapa do risco potencial de contaminação por fósforo na bacia hidrográfica do Sistema Salto.

As áreas de maior risco de contaminação encontradas na bacia estão associadas aos sistemas de cultivo altamente demandadores de fertilizantes. O uso dos fertilizantes condiciona que os solos das áreas submetidas ao cultivo apresentem maiores valores de fósforo conforme apresentado na Tabela 6.5. Associado a este aspecto, verifica-se também que são as mesmas áreas sob cultivo que apresentam maiores perdas de solo conforme resultados obtidos pela EUPS. No entanto, percebe-se que só aquelas áreas próximas às drenagens são apontadas como de maior índice de risco de fósforo, o que representa uma porcentagem muito pequena quando comparada com a área total da bacia hidrográfica. Esses resultados de certa forma explicam as baixas concentrações de fósforo solúvel encontradas tanto na água dos reservatórios como nos sedimentos do fundo do leito dos tributários que serão apresentados no capítulo 5.

Os resultados indicam claramente que a baixa intensidade de uso que está sendo submetida à bacia hidrográfica do Sistema Salto, representada pela classe de uso com campo natural e reflorestamento, tem sido adequada para manter a qualidade da água dos reservatórios. No entanto, é preocupante o futuro dessas áreas uma vez que os baixos retornos financeiros que vem ocorrendo com a pecuária têm estimulado os pecuaristas a arrendarem suas terras para agricultura, em especial

para cultivos olerícolas como batata e alho. Sabe-se, no entanto, que essas culturas são altamente demandadoras de fertilizantes e agrotóxicos e que oferecem altos riscos de perda de solo devido ao manejo intenso do solo praticado nesses cultivos. Essa seria uma grande questão a ser debatida com os comitês de bacias uma vez que se cria um conflito entre as necessidades de preservar as bacias hidrográficas dos reservatórios para manter a qualidade da água e as necessidades econômicas dos agricultores que levam a mudanças de uso do solo quase sempre orientadas para condições de uso mais intensivas e, portanto, que oferecem maiores riscos para degradação dos recursos hídricos. Uma alternativa poderia ser que dentro dos planos de manejo das bacias hidrográficas houvesse um zoneamento de áreas para identificar aquelas cujo uso deveria ser de baixa intensidade para evitar riscos de degradação da qualidade da água. Nessas condições se poderia pensar em possíveis compensações que poderiam ser dadas aos agricultores para evitar que essas áreas fossem utilizadas com agricultura e com isso comprometer a preservação dos recursos hídricos.

#### 6.4 SÍNTESE DO TRABALHO

Este trabalho refere-se á aplicação de um método para identificar as áreas de risco de poluição difusa com fósforo em condições de bacias hidrográficas rurais. Para bacias rurais são consideradas como áreas de risco aquelas que apresentam elevada suscetibilidade a erosão associada a elevados níveis de fósforo no solo e proximidade da calha fluvial. Aqui, procurou-se testar um índice baseado nessa premissa. Para tanto, foram criados diferentes planos de informações em ambiente SIG como mapa de erosão, nível de fertilidade dos solos e proximidade da calha fluvial ou do reservatório. O cruzamento dessas informações gerou um mapa onde são apontados os pontos mais vulneráveis de contaminação com fósforo na bacia. Resultados mostraram que os pontos mais vulneráveis representam uma porcentagem muito pequena da área total e estão associadas às áreas de atividade agrícola da bacia. Dessa forma o índice estudado mostrou-se bem adequado para identificação de áreas de risco de contaminação de fósforo em áreas agrícolas.

#### 6.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARMICHAEL, W.W. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Watanabe, M.F., K. Harada, W. W. Carmichael & H. Fujiki (ed.) **Toxic** *Microcystis***.** CRC Press, Boca Raton, New York, London, Tokyo, p. 1-12, 1996.
- EGHBALL, B.; GILLEY, J.E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil and Water Conservation,** vol 56, n° 3. p. 202 206, 2001.
- LEMUNYON, J.L.; GILBERT, R.G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture,** no 6.p.483 486, 1993.
- PANTE, A., MINELLA, J.P.G, MERTEN, G.H. Cálculo do fator LS da EUPS utilizando um método computacional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Cuiabá, 2002. Anais (**Resumos**).
- Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 3. ed. Passo Fundo, SBCS Núcleo Regional Sul, p. 224. 1994
- SCALABRIN, G.A.; SILVA, P.R.; E CASSOL, E.A. Erosividade das chuvas em Encruzilhada do Sul, Vacaria e Uruguaiana, RS, para um período de dez anos (1982-1991). In: Salão de Iniciação Científica, VI, Porto Alegre, UFRGS, Anais. Ciências Agrárias. **Resumo** 299, p.92, 1994.
- SHARPLEY, A. N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality** 24. p. 947 951, 1995.
- SHARPLEY, A.N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide paper strips. **Journal of Environmental Quality** 22. p. 678 680, 1993.
- STRECH, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P. Solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS, 2002. 107p.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. *et al.* 1995. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS. 174 p. (Boletim Técnico de Solos, 5).
- WELD, J.L., PARKONS, R.L., BEEGLE, D.B, SHARPLEY, A.N., GDUREK, W.J, CLOUSER, W.R. Evaluation of phosphorus based nutrient management strategies in Pennsylvania. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 57, n°6, p. 448 454, 2002.
- WISCHMEIER, W.H, SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation

planning. USDA Agric. Handbook. U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 1978.

# 7. RECOMENDAÇÕES PARA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO SISTEMA SALTO.

#### 7.1. USO E MANEJO DO SOLO DO ENTORNO DOS RESERVATÓRIOS

Em relação ao uso e manejo da bacia hidrográfica dos reservatórios e sua relação com a qualidade da água, foi verificado que devido a ocupação das áreas serem em sua maior parte destinadas a pecuária extensiva (74,26%), os riscos de assoreamento e de transferência de contaminantes para os reservatórios são baixos. Entretanto, durante as atividades do projeto tem se constatado uma tendência de mudança desse cenário devido aos problemas econômicos da pecuária de corte. Com os baixos preços da carne muitos pecuaristas estão arrendando as terras para agricultores que plantam culturas de grande valor econômico como alho e batata ou vendendo as terras para as grandes empresas florestadoras. Essas duas atividades podem, a médio e logo prazo, mudar as condições de qualidade de água dos reservatórios. No caso da agricultura, o que pôde ser verificado durante o projeto é que as práticas agrícolas utilizadas nos sistemas de produção são intensivas em insumos como fertilizantes, inseticidas e herbicidas e que não são acompanhadas de nenhuma prática de conservação do solo como cultivo em nível, preparo do solo com revolvimento mínimo ou sistema de terraceamento. Com isso, espera-se que a permanecer esse cenário desfavorável para pecuária de corte a agricultura irá se expandir sobre essas áreas e com isso deverá aumentar as áreas de risco de contaminação.

Outra grande mudança de uso do solo que está ocorrendo na bacia em função da baixa remuneração da pecuária de corte é a substituição dos campos nativos por florestamento com pinus e eucalipto por grandes empresas florestadoras. Essa atividade poderá também afetar a qualidade e quantidade de água dos reservatórios. Em relação à quantidade foi possível verificar o depoimento de vários pecuaristas da região que constataram mudanças hidrológicas em córregos e nascentes (redução da vazão) onde foram implantados alguns florestamentos. Em se tratando de uma área rica em nascentes é preocupante o impacto que esses empreendimentos podem gerar nas condições hidrológicas da bacia. O segundo aspecto preocupante, é que no momento do corte das espécies florestais faz-se necessária a construção de caminhos para permitir o tráfego de equipamentos pesados (caminhões e tratores), que geram uma grande produção de sedimentos.

Diante desse provável cenário é importante que se estabeleça um plano de uso e manejo dos solos dessa bacia baseado em recomendações que poderão atenuar os impactos gerados por essas mudanças. A estratégia desse plano de manejo deve estar voltada para o planejamento de uso do solo da bacia para identificar o potencial de uso das terras conforme a aptidão agrícola dessas áreas. Assim, poderá haver um ordenamento territorial que discipline o uso correto das diferentes áreas da bacia. Nesse ordenamento territorial deverão ser estabelecidas áreas de preservação permanente, que segundo o Código Florestal (Lei 7511/86) devem ser preservadas as áreas do entorno de reservatórios, rios e das nascentes, bem como os corredores biológicos entre as Unidades de Conservação existentes. Dessa forma será possível evitar o uso do solo com agricultura ou florestamento em áreas consideradas não aptas para essas atividades.

O segundo aspecto a ser contemplado no plano de manejo dessas áreas deve ser a implementação de práticas de conservação de solos para as áreas que serão exploradas para agricultura. Entre as práticas a serem recomendadas devem estar incluídas práticas que mantenham o solo coberto a maior parte do tempo possível, aumentem a infiltração da água no solo e reduzam o escoamento superficial. Associado a implementação de práticas conservacionistas devem ser implementadas ações para controlar o uso e o descarte de agrotóxicos no ambiente. Preferencialmente deveriam ser estimuladas práticas com caráter agroecológico, pois uma agricultura baseada no alto uso de insumos poderá representar uma alto risco de contaminação as águas dessa região.

No que diz respeito às atividades de florestamento, deverão ser implementadas medidas que atenuem os impactos para a bacia. A primeira medida deveria ser a de evitar o florestamento sobre áreas de nascentes. A segunda medida seria o planejamento correto das estradas que serão utilizadas para a extração das madeiras. A estradas devem ser planejadas de forma a seguir o nível do terreno e nunca deveriam ser construídas no sentido do desnível. Além disso é necessária a adequação dessas estradas com a colocação de revestimento primário com material resistente a erosão, carreadores e caixas de retenção e lombadas. Todas essas medidas evitarão que as estradas se tornem uma fonte importante de produção de sedimentos.

Por fim, considera-se que a medida mais efetiva para evitar os impactos á qualidade da água dos reservatórios seria manter as condições de uso de solo da bacia, que seria a pecuária de corte. Para isso poderia ser implementado um programa de modernização da pecuária de corte visando mudar os atuais sistemas de produção de baixa tecnologia e baixos rendimentos para um sistema de produção de alta tecnologia e alto rendimento e com isso possibilitar um incremento de renda a

pecuária local. Também outra possibilidade para agregar renda à pecuária local seria fomentar o turismo rural. Em se tratando de uma região de clima agradável e bonito cenário existe um grande potencial para exploração dessa atitividade.

#### 7.2. OPERAÇÃO DO SISTEMA DE HIDRELÉTRICAS

A partir do monitoramento de 24 meses, realizado nos recursos hídricos da região, pode-se concluir que a qualidade da água está preservada e que, aparentemente, o evento de floração de cianobactérias ocorrido no verão de 1998, nos reservatórios do Sistema e que atingiu as Bacias Hidrográficas do Caí e dos Sinos, foi acarretado, entre outros fatores, pelo acionamento das comportas de fundo do reservatório Divisa, primeiro do sistema em cascata. Em função disso, recomenda-se que no futuro, de modo a preservar as características oligotróficas a mesotróficas dos reservatórios e evitar a reincidência de florações, o gerenciamento e operação das barragens seja norteado não apenas pela regularização de vazões, mas sim, pela preservação da qualidade da água.

Para tal deverão ser evitadas práticas hoje utilizadas, como a abertura das comportas de fundo do reservatório Divisa apenas quando a situação de *déficit* hídrico e escassez de chuvas impõe a necessidade de regularização dos níveis de água dos reservatórios Blang, Salto e do Rio Paranhana. A abertura das comportas de fundo quando o reservatório permanece longo período fechado propicia a ressuspensão e liberação de um estoque muito grande de nutrientes até então retidos nos sedimentos.

Uma alternativa para esta situação e para que ainda se possa utilizar este recurso em épocas de seca seria proceder a abertura periódica das comportas de fundo, sempre quando as condições climáticas não favoreçam o desenvolvimento de florações para que, mesmo havendo disponibilização de nutrientes, o supercrescimento de algas não seja favorecido. As condições que seriam propícias para a abertura seriam: i) época de chuvas porque aumenta a turbidez, diminuindo a transparência da água e condições para entrada de luz; ii) inverno por causa das baixas temperaturas; iii) tempo nublado após a ocorrência da chuva, porque em épocas como outono e primavera as temperaturas já são amenas e já existem condições favoráveis para a ocorrência de florações, então, o bloqueio da insolação direta nos dias encobertos e a baixa transparência da água propiciada pela chuva, seriam condições atenuadas para épocas mais quentes em que a abertura tivesse que ocorrer.

As situações que deverão ser a qualquer custo evitadas para a abertura das comportas de fundo são: épocas de escassez de chuvas, temperaturas muito quentes, insolação direta e boa transparência da água. Recomenda-se a abertura em torno de seis vezes ao ano ou, de dois em dois meses, para evitar a formação de estoque de nutrientes nos sedimentos de fundo. Nos períodos mais críticos (final da primavera, verão e início do outono) e principalmente nas épocas de estiagem, observar e escolher sempre ocasiões em que as condições climáticas não favoreçam o desenvolvimento de florações, do contrário as comportas não deverão ser abertas.

Outras recomendações visando a manutenção da qualidade da água do Sistema Salto seriam:

- Quanto ao gerenciamento: monitoramento da qualidade da água quando da abertura da comporta, verificando as alterações sofridas e realizando-se previsões a partir deste monitoramento quanto à ocorrência de florações, possibilitando a tomada de decisão para fechamento da comporta e evitando assim a disponibilização de mais nutrientes.
- Construção de sanitários e locais para deposição de lixo nos locais frequentados por veranistas e camping, às margens dos reservatórios Blang e Salto.
- Adequação das áreas para o recebimento de turistas, com esclarecimentos a respeito da destinação do lixo gerado e o uso de sanitários.
- Realizar um zoneamento da área do entorno dos reservatórios respeitando os usos múltiplos, indicando áreas para realização de práticas desportivas, camping, pesca, incentivando as práticas de turismo ecológico entre outras que poderão contribuir para o desenvolvimento sustentável da região.

### APÊNDICE I: Tabelas dos Dados Brutos e Médias Sazonais

Tabela 1 - Temperatura da água (°C) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	io/01		prir	mavera/0	01	V	erão/02		0	utono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	1	verão/03		outo	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	11,8	9,7	14,7	12,8	15,0	18,9	19,4	23,3	20,3	21,3	22,2	18,0	14,3	10,0	12,3	13,2	14,5	14,1	18,6	25,5	25,3	22,4	20,0	12,7
EA 2	11,8	9,9	14,5	12,4	15,0	18,5	19,4	22,2	21,3	21,7	22,0	19,0	14,5	9,7	12,8	13,9	19,1	14,5	18,8	24,5	25,7	23,1	19,0	12,1
EA3	12,5	12,8	15,5	15,9	16,0	21,3	21,4	23,1	22,4	22,2	22,0	19,0	13,3	12,1	12,4	15,7	18,7	17,5	19,0	25,3	25,8	24,3	20,8	16,4
EA4	12,4	12,9	16,1	15,8	16,0	21,3	21,4	23,2	23,1	23,1	23,0	19,0	13,4	12,2	12,4	16,1	19,1	17,6	19,0	25,2	25,4	24,1	20,7	16,3
EA 5	13,2	13,5	14,5	16,5	18,0	22,3	22,6	24,1	23,0	22,5	22,0	19,0	13,7	13,1	14,5	16,7	19,6	18,5	21,8	27,2	26,6	25,2	22,5	17,1
EA 6	13,7	13,3	15,1	16,4	18,0	22,2	22,9	23,9	24,0	22,5	21,0	19,0	14,1	12,7	15,1	17,1	20,0	18,2	21,6	27,9	26,6	25,1	22,0	17,4
EA7	12,8	13,0	12,5	15,6	16,0	19,8	19,9	21,3	22,5	21,3	20,0	17,0	12,2	12,7	13,8	16,4	19,2	18,1	21,6	20,0	22,3	24,3	21,0	17,5
EA8	13,5	13,1	15,9	16,7	19,0	20,8	22,6	24,9	23,3	25,0	22,0	18,1	14,1	12,3	13,7	17,8	20,3	18,8	21,8	26,8	25,4	24,7	22,3	16,8
EA9	13,2	12,8	14,7	16,4	18,0	20,4	21,2	23,1	22,7	22,5	22,1	18,0	13,8	12,5	13,1	15,8	18,4	17,8	21,5	23,3	24,2	23,1	20,9	16,2
EA 10	13,0	12,8	16,0	17,5	19,0	20,6	22,6	22,8	24,7	23,0	22,0	18,0	14,0	12,4	13,6	16,7	18,3	17,8	21,5	23,9	24,0	22,9	21,1	16,2
EA 11	14,0	13,2	15,5	16,8	18,0	19,9	21,9	23,5	23,0	24,5	22,5	18,7	14,8	12,8	14,3	16,2	17,3	17,3	20,7	24,2	24,4	22,6	20,7	15,8
EA 12	16,2	13,5	17,8	18,9	20,0	19,8	24,4	26,3	23,9	25,0	23,2	20,1	17,0	13,1	16,2	16,8	17,1	17,3	20,9	25,3	25,2	22,6	21,0	15,7
EA 13	13,9	13,1	17,3	17,7	18,0	19,8	23,2	24,2	23,8	25,0	24,2	20,5	16,7	12,5	15,2	16,4	17,6	17,0	21,7	26,1	26,0	23,9	20,7	15,5
EA 14	15,2	13,5	18,9	19,5	20,0	21,8	23,5	25,0	25,4	27,0	25,0	21,0	17,0	12,6	15,6	16,6	18,5	19,1	23,8	28,1	29,0	25,8	21,3	16,2
EA 15	15,7	14,5	19,4	20,2	21,0	22,6	24,6	26,1	26,0	26,5	26,3	21,6	16,9	13,4	15,7	17,3	18,2	19,7	24,1	28,0	28,0	25,6	21,7	16,6
EA 16	15,4	15,1	19,8	20,4	21,0	22,7	24,6	26,5	26,2	27,0	26,6	21,8	17,0	13,3	15,4	17,4	18,1	20,0	24,4	29,0	29,6	25,6	22,1	17,0

Tabela 2 - Temperatura da água (°C) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	erno/01		prin	navera/0	1	V	erão/02		OL	utono/02		inv	/erno/02		prir	navera/0	2	,	verão/03		OL	utono/03	,
	mínimo n	náximo n	nédia	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo r	máximo n	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo n	náximo r	nédia	mínimo r	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo r	náximo r	nédia
EA 1	9,7	14,7	12,3	15,0	19,4	17,8	20,3	23,3	21,6	14,3	22,2	18,2	10,0	13,2	11,8	14,1	18,6	15,7	22,4	25,5	24,4	12,7	20,0	16,3
EA 2	9,9	14,5	12,2	15,0	19,4	17,6	21,3	22,2	21,7	14,5	22,0	18,5	9,7	13,9	12,1	14,5	19,1	17,5	23,1	25,7	24,4	12,1	19,0	15,5
EA3	12,5	15,9	14,2	16,0	21,4	19,6	22,2	23,1	22,6	13,3	22,0	18,1	12,1	15,7	13,4	17,5	19,0	18,4	24,3	25,8	25,1	16,4	20,8	18,6
EA4	12,4	16,1	14,3	16,0	21,4	19,6	23,1	23,2	23,1	13,4	23,0	18,5	12,2	16,1	13,6	17,6	19,1	18,6	24,1	25,4	24,9	16,3	20,7	18,5
EA5	13,2	16,5	14,4	18,0	22,6	21,0	22,5	24,1	23,2	13,7	22,0	18,2	13,1	16,7	14,8	18,5	21,8	20,0	25,2	27,2	26,3	17,1	22,5	19,8
EA 6	13,3	16,4	14,6	18,0	22,9	21,0	22,5	24,0	23,5	14,1	21,0	18,0	12,7	17,1	15,0	18,2	21,6	19,9	25,1	27,9	26,5	17,4	22,0	19,7
EA7	12,5	15,6	13,5	16,0	19,9	18,6	21,3	22,5	21,7	12,2	20,0	16,4	12,7	16,4	14,3	18,1	21,6	19,6	20,0	24,3	22,2	17,5	21,0	19,2
EA8	13,1	16,7	14,8	19,0	22,6	20,8	23,3	25,0	24,4	14,1	22,0	18,1	12,3	17,8	14,6	18,8	21,8	20,3	24,7	26,8	25,6	16,8	22,3	19,5
EA9	12,8	16,4	14,3	18,0	21,2	19,9	22,5	23,1	22,8	13,8	22,1	18,0	12,5	15,8	13,8	17,8	21,5	19,2	23,1	24,2	23,5	16,2	20,9	18,5
EA 10	12,8	17,5	14,8	19,0	22,6	20,7	22,8	24,7	23,5	14,0	22,0	18,0	12,4	16,7	14,2	17,8	21,5	19,2	22,9	24,0	23,6	16,2	21,1	18,7
EA 11	13,2	16,8	14,9	18,0	21,9	19,9	23,0	24,5	23,7	14,8	22,5	18,7	12,8	16,2	14,4	17,3	20,7	18,4	22,6	24,4	23,7	15,8	20,7	18,3
EA 12	13,5	18,9	16,6	19,8	24,4	21,4	23,9	26,3	25,1	17,0	23,2	20,1	13,1	16,8	15,3	17,1	20,9	18,5	22,6	25,3	24,4	15,7	21,0	18,4
EA 13	13,1	17,7	15,5	18,0	23,2	20,3	23,8	25,0	24,3	16,7	24,2	20,5	12,5	16,4	14,7	17,0	21,7	18,8	23,9	26,1	25,3	15,5	20,7	18,1
EA 14	13,5	19,5	16,8	20,0	23,5	21,8	25,0	27,0	25,8	17,0	25,0	21,0	12,6	16,6	14,9	18,5	23,8	20,5	25,8	29,0	27,6	16,2	21,3	18,8
EA 15	14,5	20,2	17,5	21,0	24,6	22,7	26,0	26,5	26,2	16,9	26,3	21,6	13,4	17,3	15,5	18,2	24,1	20,7	25,6	28,0	27,2	16,6	21,7	19,2
EA 16	15,1	20,4	17,7	21,0	24,6	22,8	26,2	27,0	26,6	17,0	26,6	21,8	13,3	17,4	15,4	18,1	24,4	20,8	25,6	29,6	28,0	17,0	22,1	19,6

Tabela 3 – Transparência da água - transparência Secchi (m) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	o/01		prii	mavera/	01	V	erão/02		0	utono/0	2	ir	overno/0	2	pri	mavera/	02	1	/erão/03		outor	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA3	1,50	0,60	0,68	0,64	0,50	0,80	0,98	1,16	1,30	1,70	1,30	1,00	0,80	1,10	0,70	0,68	0,59	0,91	0,78	1,75	1,85	1,37	1,19	1,01
EA5	1,50	0,70	0,95	1,20	0,75	1,50	1,55	1,70	1,56	2,30	1,55	1,30	0,82	1,39	1,49	1,03	0,93	1,22	1,10	2,75	2,14	1,90	1,79	1,68
EA6	1,50	0,80	1,31	1,18	1,31	1,45	1,60	2,10	1,85	2,50	1,75	1,52	1,24	1,75	2,00	1,20	0,99	1,23	1,09	2,82	2,10	1,85	1,83	1,80
EA8	1,42	0,92	1,09	0,98	0,84	1,10	1,30	1,03	1,45	1,55	1,40	1,27	1,14	1,49	1,41	1,02	0,68	0,96	1,01	1,70	1,40	1,20	1,36	1,52

Tabela 4 - Transparência da água - transparência Secchi (m) - nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	ir	nverno/01		prin	navera/0	1	V	erão/02		OI	utono/02		in	verno/02		prin	navera/0	2	v	erão/03		OL	itono/03	
	mínimo	máximo r	média	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo n	náximo n	nédia	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo r	máximo r	nédia	mínimo r	náximo n	nédia
EA3	0,60	1,50	0,86	0,50	0,98	0,76	1,16	1,70	1,39	0,80	1,30	1,03	0,68	1,10	0,83	0,59	0,91	0,76	1,37	1,85	1,66	1,01	1,19	1,10
EA 5	0,70	1,50	1,09	0,75	1,55	1,27	1,56	2,30	1,85	0,82	1,55	1,22	1,03	1,49	1,30	0,93	1,22	1,08	1,90	2,75	2,26	1,68	1,79	1,74
EA 6	0,80	1,50	1,20	1,31	1,60	1,45	1,85	2,50	2,15	1,24	1,75	1,50	1,20	2,00	1,65	0,99	1,23	1,10	1,85	2,82	2,26	1,80	1,83	1,81
EA8	0,92	1,42	1,10	0,84	1,30	1,08	1,03	1,55	1,34	1,14	1,40	1,27	1,02	1,49	1,31	0,68	1,01	0,88	1,20	1,70	1,43	1,36	1,52	1,44

Tabela 5 – Turbidez (FTU) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	10/01		prii	mavera/0	01	V	erão/02		0	utono/02	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	,	verão/03		outor	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	5,6	3,4	6,0	9,0	10,0	10,0	8,0	22,0	14,0	18,0	11,5	4,7	9,0	3,4	4,4	5,1	4,6	4,1	6,1	8,1	8,2	8,3	8,2	6,8
EA 2	5,3	2,5	5,0	7,0	14,0	11,0	7,0	23,0	13,0	18,0	9,1	4,1	5,1	2,4	2,8	5,3	8,6	3,0	5,0	6,9	6,0	5,0	6,7	5,7
EA3	5,0	15,0	13,0	14,0	16,0	10,0	10,0	21,0	11,0	16,0	9,8	5,4	8,5	5,6	6,5	8,0	9,5	7,1	5,7	4,3	4,7	5,0	6,9	5,5
EA4	5,1	16,0	11,0	13,0	17,0	10,0	10,0	22,0	9,0	15,5	8,9	4,6	8,8	5,5	6,5	9,0	9,6	6,9	5,5	4,1	4,7	5,2	6,1	6,4
EA 5	2,2	11,0	7,0	5,0	10,0	5,0	6,0	15,0	7,0	11,0	7,5	3,5	8,0	3,1	2,5	5,0	6,7	4,8	3,6	2,4	2,7	2,9	4,7	4,5
EA 6	1,9	9,0	5,0	4,0	9,0	5,0	5,0	15,0	5,0	10,0	5,0	3,0	5,0	2,6	2,0	4,1	5,6	3,7	3,0	2,2	6,2	10,1	3,5	3,9
EA7	2,1	6,0	8,0	5,0	9,0	5,0	6,0	19,0	9,0	14,0	7,0	4,4	5,0	2,8	2,5	4,4	5,2	3,6	4,3	5,0	4,9	4,8	5,7	5,2
EA8	2,7	7,0	6,0	6,0	10,0	6,0	8,0	24,0	15,0	19,5	10,8	3,9	6,5	3,4	3,0	5,2	6,6	4,7	4,1	3,4	5,1	6,7	5,4	8,9
EA9	3,1	7,0	6,0	7,0	10,0	7,0	8,0	27,0	20,0	23,5	13,5	4,2	7,0	3,5	3,0	6,4	8,0	5,0	5,6	6,1	7,5	8,8	7,5	7,8
EA 10	3,3	8,0	6,0	8,0	10,0	6,0	9,0	30,0	15,0	22,5	11,0	4,2	7,0	3,4	3,1	6,3	9,0	4,6	4,6	4,5	7,0	9,4	8,0	8,1
EA 11	3,8	8,0	6,0	9,0	10,0	12,0	8,0	29,0	32,0	30,5	21,0	5,9	9,9	3,9	3,5	6,1	16,0	6,2	5,9	5,6	10,3	14,9	20,8	14,0
EA 12	17,0	16,0	12,0	20,0	15,0	19,0	9,0	30,0	73,0	51,5	47,0	12,5	21,0	6,2	7,9	7,5	35,0	10,0	7,4	4,7	26,1	47,5	35,3	13,8
EA 13	16,0	21,0	9,0	26,0	18,0	30,0	10,0	31,0	31,0	31,0	27,3	14,0	23,5	7,2	8,2	8,2	16,0	12,0	9,8	7,6	35,3	62,9	24,2	16,4
EA 14	21,0	53,0	12,0	40,0	27,0	28,0	21,0	70,0	50,0	60,0	41,0	19,0	32,0	12,0	32,0	20,0	26,0	15,0	11,9	8,7	16,1	23,5	13,3	28,2
EA 15	29,0	56,0	14,0	43,0	26,0	34,0	21,0	54,0	36,0	45,0	35,5	20,8	34,9	12,0	26,0	16,0	42,0	16,0	15,7	15,4	28,9	42,3	15,2	26,5
EA 16	32,0	71,0	11,0	46,0	27,0	41,0	21,0	50,0	44,0	47,0	41,0	22,6	38,0	13,0	28,0	20,0	32,0	16,0	15,7	15,3	42,8	70,2	24,4	30,3

Tabela 6 – Turbidez (FTU) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	/erno/01		prin	navera/0	)1	V	erão/02		OL	ıtono/02		in	/erno/02		prin	navera/0	2	V	erão/03		οι	itono/03	
	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo r	náximo r	média	mínimo r	máximo r	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo r	máximo n	nédia	mínimo n	náximo n	nédia
EA 1	3,4	9,0	6,0	8,0	10,0	9,3	14,0	22,0	18,0	4,7	11,5	8,4	3,4	5,1	4,3	4,1	6,1	4,9	8,1	8,3	8,2	6,8	8,2	7,5
EA2	2,5	7,0	5,0	7,0	14,0	10,7	13,0	23,0	18,0	4,1	9,1	6,1	2,4	5,3	3,5	3,0	8,6	5,5	5,0	6,9	6,0	5,7	6,7	6,2
EA3	5,0	15,0	11,8	10,0	16,0	12,0	11,0	21,0	16,0	5,4	9,8	7,9	5,6	8,0	6,7	5,7	9,5	7,4	4,3	5,0	4,7	5,5	6,9	6,2
EA4	5,1	16,0	11,3	10,0	17,0	12,3	9,0	22,0	15,5	4,6	8,9	7,4	5,5	9,0	7,0	5,5	9,6	7,3	4,1	5,2	4,7	6,1	6,4	6,3
EA5	2,2	11,0	6,3	5,0	10,0	7,0	7,0	15,0	11,0	3,5	8,0	6,3	2,5	5,0	3,5	3,6	6,7	5,0	2,4	2,9	2,7	4,5	4,7	4,6
EA6	1,9	9,0	5,0	5,0	9,0	6,3	5,0	15,0	10,0	3,0	5,0	4,3	2,0	4,1	2,9	3,0	5,6	4,1	2,2	10,1	6,2	3,5	3,9	3,7
EA7	2,1	8,0	5,3	5,0	9,0	6,7	9,0	19,0	14,0	4,4	7,0	5,5	2,5	4,4	3,2	3,6	5,2	4,4	4,8	5,0	4,9	5,2	5,7	5,5
EA8	2,7	7,0	5,4	6,0	10,0	8,0	15,0	24,0	19,5	3,9	10,8	7,1	3,0	5,2	3,9	4,1	6,6	5,1	3,4	6,7	5,1	5,4	8,9	7,2
EA9	3,1	7,0	5,8	7,0	10,0	8,3	20,0	27,0	23,5	4,2	13,5	8,2	3,0	6,4	4,3	5,0	8,0	6,2	6,1	8,8	7,5	7,5	7,8	7,7
EA 10	3,3	8,0	6,3	6,0	10,0	8,3	15,0	30,0	22,5	4,2	11,0	7,4	3,1	6,3	4,3	4,6	9,0	6,1	4,5	9,4	7,0	8,0	8,1	8,1
EA 11	3,8	9,0	6,7	8,0	12,0	10,0	29,0	32,0	30,5	5,9	21,0	12,3	3,5	6,1	4,5	5,9	16,0	9,4	5,6	14,9	10,3	14,0	20,8	17,4
EA 12	12,0	20,0	16,3	9,0	19,0	14,3	30,0	73,0	51,5	12,5	47,0	26,8	6,2	7,9	7,2	7,4	35,0	17,5	4,7	47,5	26,1	13,8	35,3	24,6
EA 13	9,0	26,0	18,0	10,0	30,0	19,3	31,0	31,0	31,0	14,0	27,3	21,6	7,2	8,2	7,9	9,8	16,0	12,6	7,6	62,9	35,3	16,4	24,2	20,3
EA 14	12,0	53,0	31,5	21,0	28,0	25,3	50,0	70,0	60,0	19,0	41,0	30,7	12,0	32,0	21,3	11,9	26,0	17,6	8,7	23,5	16,1	13,3	28,2	20,8
EA 15	14,0	56,0	35,5	21,0	34,0	27,0	36,0	54,0	45,0	20,8	35,5	30,4	12,0	26,0	18,0	15,7	42,0	24,6	15,4	42,3	28,9	15,2	26,5	20,9
EA 16	11,0	71,0	40,0	21,0	41,0	29,7	44,0	50,0	47,0	22,6	41,0	33,9	13,0	28,0	20,3	15,7	32,0	21,2	15,3	70,2	42,8	24,4	30,3	27,4

Tabela 7 – Sólidos totais (mg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

I		inverr	no/01		pri	mavera/	01	V	erão/02		0	utono/0	2	ir	overno/0	2	pri	mavera	02	,	verão/03		outor	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	58,5	24,0	33,5	32,5	36,0	56,0	68,5	74,0	98,0	70,5	61,5	54,5	41,5	38,0	56,5	96,5	54,5	41,0	40,5	35,0	61,5	53,0	84,5	177,5
EA2	41,0	41,0	44,5	28,5	45,0	61,5	67,0	71,5	85,0	118,5	60,5	36,0	38,0	33,0	26,5	63,0	54,5	112,5	44,0	213,0	47,0	49,0	68,5	54,0
EA3	28,0	51,5	43,0	42,0	26,5	53,5	66,5	64,0	42,0	60,5	52,0	57,0	40,5	29,5	93,0	59,5	26,0	39,0	48,5	36,0	73,0	43,5	68,5	59,4
EA4	34,5	17,5	8,0	30,5	28,0	55,5	66,5	63,5	85,5	105,0	46,5	44,0	74,0	62,5	11,0	58,5	114,5	28,0	50,5	26,5	40,5	49,5	65,0	66,3
EA5	21,0	7,5	26,0	50,5	22,0	42,0	45,0	59,0	60,0	96,5	34,5	32,0	81,5	23,0	35,0	43,0	48,0	36,0	44,5	7,5	34,0	33,5	37,5	37,5
EA6	92,0	40,5	47,0	18,5	30,8	43,0	56,0	52,0	66,5	55,0	43,0	33,5	31,0	16,5	24,0	47,0	58,0	54,5	46,0	78,0	31,0	36,5	70,5	37,5
EA7	40,5	15,0	42,5	20,0	18,0	47,0	60,0	54,5	82,5	119,5	42,5	30,0	36,5	28,0	5,5	46,0	51,5	48,0	119,0	131,0	28,0	48,5	41,0	46,9
EA8	34,5	38,5	12,0	22,5	23,0	42,0	59,0	108,5	31,0	65,0	77,5	49,5	21,5	65,0	52,0	40,0	49,5	43,5	48,5	65,5	26,0	96,0	41,0	61,2
EA9	43,5	21,5	2,0	38,0	23,0	41,5	61,0	66,5	11,0	36,0	25,0	25,0	25,0	42,0	143,5	75,0	30,5	39,5	48,5	48,5	67,0	45,5	47,0	30,6
EA 10	40,5	32,0	5,5	73,5	46,0	44,0	103,5	85,0	77,0	24,5	39,5	31,5	23,5	41,5	7,0	42,0	32,0	81,5	131,0	131,0	61,0	56,0	202,5	31,9
EA 11	28,5	42,5	9,5	25,5	10,5	61,0	43,5	102,0	40,5	49,0	31,5	31,8	32,0	43,0	74,0	51,0	21,0	34,3	47,5	47,5	105,5	184,5	97,0	36,3
EA 12	67,5	57,0	24,0	55,5	98,0	91,0	82,5	72,5	72,5	57,0	44,0	80,8	117,5	107,5	92,0	65,0	162,0	113,0	64,0	64,0	39,0	222,3	133,6	45,0
EA 13	65,0	59,0	31,5	79,0	70,0	118,0	74,5	136,5	87,0	67,0	66,5	72,3	78,0	60,0	74,0	72,0	76,0	75,3	74,5	74,5	79,5	204,0	124,5	44,4
EA 14	94,0	53,5	70,5	116,0	81,0	121,5	84,5	121,0	92,0	38,0	106,0	99,8	93,5	88,5	111,5	92,5	84,5	72,5	60,5	60,5	98,0	74,5	106,0	106,0
EA 15	81,0	72,0	57,5	75,5	88,5	124,0	91,5	119,0	129,0	79,0	101,5	54,3	7,0	82,0	91,0	95,0	136,5	111,8	87,0	87,0	106,0	121,5	65,5	93,5
<b>EA 16</b>	107,5	76,0	55,0	139,5	103,0	153,0	96,5	172,5	122,0	99,5	101,5	123,5	145,5	142,0	98,0	106,5	92,0	94,8	97,5	97,5	106,5	139,0	198,0	85,0

Tabela 8 – Sólidos totais (mg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	in	verno/01		pri	mavera/0	01	٧	erão/02		0	utono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	,	verão/03		0	utono/0	3
	mínimo r	máximo ı	média	mínimo	máximo ı	média	mínimo i	máximo r	média	mínimo	máximo	média	mínimo	máximo	média									
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	24,0	58,5	37,1	36,0	68,5	53,5	70,5	98,0	80,8	41,5	61,5	52,5	38,0	96,5	63,7	40,5	54,5	45,3	35,0	61,5	49,8	84,5	177,5	131,0
EA 2	28,5	44,5	38,8	45,0	67,0	57,8	71,5	118,5	91,7	36,0	60,5	44,8	26,5	63,0	40,8	44,0	112,5	70,3	47,0	213,0	103,0	54,0	68,5	61,3
EA3	28,0	51,5	41,1	26,5	66,5	48,8	42,0	64,0	55,5	40,5	57,0	49,8	29,5	93,0	60,7	26,0	48,5	37,8	36,0	73,0	50,8	59,4	68,5	63,9
EA4	8,0	34,5	22,6	28,0	66,5	50,0	63,5	105,0	84,7	44,0	74,0	54,8	11,0	62,5	44,0	28,0	114,5	64,3	26,5	49,5	38,8	65,0	66,3	65,6
EA 5	7,5	50,5	26,3	22,0	45,0	36,3	59,0	96,5	71,8	32,0	81,5	49,3	23,0	43,0	33,7	36,0	48,0	42,8	7,5	34,0	25,0	37,5	37,5	37,5
EA 6	18,5	92,0	49,5	30,8	56,0	43,3	52,0	66,5	57,8	31,0	43,0	35,8	16,5	47,0	29,2	46,0	58,0	52,8	31,0	78,0	48,5	37,5	70,5	54,0
EA7	15,0	42,5	29,5	18,0	60,0	41,7	54,5	119,5	85,5	30,0	42,5	36,3	5,5	46,0	26,5	48,0	119,0	72,8	28,0	131,0	69,2	41,0	46,9	43,9
EA8	12,0	38,5	26,9	23,0	59,0	41,3	31,0	108,5	68,2	21,5	77,5	49,5	40,0	65,0	52,3	43,5	49,5	47,2	26,0	96,0	62,5	41,0	61,2	51,1
EA 9	2,0	43,5	26,3	23,0	61,0	41,8	11,0	66,5	37,8	25,0	25,0	25,0	42,0	143,5	86,8	30,5	48,5	39,5	45,5	67,0	53,7	30,6	47,0	38,8
EA 10	5,5	73,5	37,9	44,0	103,5	64,5	24,5	85,0	62,2	23,5	39,5	31,5	7,0	42,0	30,2	32,0	131,0	81,5	56,0	131,0	82,7	31,9	202,5	117,2
EA 11	9,5	42,5	26,5	10,5	61,0	38,3	40,5	102,0	63,8	31,5	32,0	31,8	43,0	74,0	56,0	21,0	47,5	34,3	47,5	184,5	112,5	36,3	97,0	66,6
EA 12	24,0	67,5	51,0	82,5	98,0	90,5	57,0	72,5	67,3	44,0	117,5	80,8	65,0	107,5	88,2	64,0	162,0	113,0	39,0	222,3	108,4	45,0	133,6	89,3
EA 13	31,5	79,0	58,6	70,0	118,0	87,5	67,0	136,5	96,8	66,5	78,0	72,3	60,0	74,0	68,7	74,5	76,0	75,3	74,5	204,0	119,3	44,4	124,5	84,4
EA 14	53,5	116,0	83,5	81,0	121,5	95,7	38,0	121,0	83,7	93,5	106,0	99,8	88,5	111,5	97,5	60,5	84,5	72,5	60,5	98,0	77,7	106,0	106,0	106,0
EA 15	57,5	81,0	71,5	88,5	124,0	101,3	79,0	129,0	109,0	7,0	101,5	54,3	82,0	95,0	89,3	87,0	136,5	111,8	87,0	121,5	104,8	65,5	93,5	79,5
EA 16	55,0	139,5	94,5	96,5	153,0	117,5	99,5	172,5	131,3	101,5	145,5	123,5	98,0	142,0	115,5	92,0	97,5	94,8	97,5	139,0	114,3	85,0	198,0	141,5

Tabela 9 – Potencial hidrogeniônico (pH) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	10/01		prir	mavera/0	01	V	erão/02		0	utono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	١	/erão/03	•	outor	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA1	7,4	6,5	6,6	7,5	6,0	6,1	6,6	6,4	6,5	6,4	7,2	6,8	7,0	7,8	6,7	8,0	6,9	7,7	7,2	6,7	6,4	6,7	6,7	6,3
EA2	6,5	6,5	6,6	7,8	6,0	6,2	6,9	6,8	6,7	6,9	7,6	6,9	7,2	7,4	6,9	7,9	7,3	7,7	7,3	7,4	6,5	7,2	7,4	6,4
EA3	7,4	5,2	6,4	7,0	5,4	6,0	7,1	7,8	6,7	7,7	7,9	7,0	7,0	7,0	6,9	8,0	7,1	7,7	7,3	7,4	7,7	7,2	7,6	6,3
EA4	6,6	6,0	6,2	6,8	5,4	6,3	6,7	7,0	7,1	7,4	7,5	7,1	7,0	7,0	7,0	6,1	6,2	6,9	7,0	7,5	7,5	7,1	7,6	6,7
EA5	7,1	6,1	5,4	6,5	6,6	6,1	6,9	7,4	6,8	7,7	7,6	6,9	6,9	6,7	6,9	7,0	6,7	7,1	7,2	7,7	7,5	7,7	7,8	6,5
EA6	6,6	6,3	6,6	6,3	6,6	6,3	7,2	7,0	7,3	7,5	7,7	6,8	6,9	6,8	7,0	7,6	6,8	7,4	7,1	7,6	7,4	7,5	7,4	6,4
EA7	6,3	6,0	5,8	6,2	5,2	6,0	6,3	6,4	6,6	6,8	7,2	6,6	6,7	6,9	6,7	7,4	5,6	7,2	7,2	6,6	6,4	7,0	7,1	6,7
EA8	7,2	5,8	6,5	6,7	5,9	6,6	6,9	6,8	6,7	7,4	7,4	7,5	7,6	7,3	6,8	7,4	6,8	7,0	7,0	7,5	6,8	7,1	8,0	6,4
EA9	5,8	6,4	5,8	6,6	5,8	6,8	6,9	6,5	6,6	7,4	7,2	7,0	6,7	6,8	7,1	7,2	7,3	7,3	7,0	6,7	6,7	6,7	7,2	6,6
EA 10	5,9	6,6	6,4	6,2	5,8	6,8	6,9	6,5	6,7	7,0	7,5	7,3	7,0	6,8	7,4	7,7	7,4	7,7	7,2	6,9	6,8	7,0	7,2	6,7
EA 11	6,3	6,0	6,1	6,9	6,1	6,8	7,0	6,9	7,0	7,2	7,5	7,3	7,1	6,7	7,1	6,4	7,5	7,4	7,4	7,3	7,0	7,2	7,3	6,3
EA 12	5,9	6,7	6,2	6,3	7,0	7,2	7,3	7,4	7,2	7,4	7,6	7,3	6,9	6,7	7,1	6,6	7,4	7,2	7,6	7,7	7,3	7,6	7,7	7,3
EA 13	6,8	6,3	7,0	5,8	6,5	7,3	7,0	7,0	6,9	7,3	7,2	7,3	7,4	7,2	7,5	7,8	7,4	7,6	7,3	7,3	7,3	7,3	7,1	7,3
EA 14	7,0	6,2	6,8	6,0	6,6	7,0	6,8	7,0	7,0	7,2	7,2	7,2	7,2	7,1	7,3	7,8	7,2	7,5	7,0	7,5	7,5	7,3	7,5	7,2
EA 15	5,6	6,2	6,6	6,1	6,4	6,9	6,8	6,7	7,0	7,1	6,9	6,7	6,6	6,7	6,5	6,2	7,1	6,9	7,0	7,4	7,2	7,1	7,3	7,5
EA 16	6,4	6,3	6,7	6,1	6,5	6,9	6,8	6,7	6,9	7,0	7,0	6,4	5,8	6,8	6,9	6,3	7,3	6,6	7,0	7,2	7,2	7,0	7,2	7,3

Tabela 10 – Potencial hidrogeniônico (pH) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	erno/01		prim	avera/0	1	Ve	erão/02		OL	ıtono/02		inv	erno/02		prin	navera/0	2	,	verão/03		ou	tono/03	
	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo n	náximo n	nédia	mínimo r	máximo m	nédia	mínimo n	náximo m	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo	máximo m	rédia	mínimo n	náximo n	nédia
EA 1	6,5	7,5	7,0	6,0	6,6	6,2	6,4	6,5	6,4	6,8	7,2	7,0	6,7	8,0	7,5	6,9	7,7	7,2	6,4	6,7	6,6	6,3	6,7	6,5
EA 2	6,5	7,8	6,9	6,0	6,9	6,4	6,7	6,9	6,8	6,9	7,6	7,2	6,9	7,9	7,4	7,3	7,7	7,4	6,5	7,4	7,0	6,4	7,4	6,9
EA3	5,2	7,4	6,5	5,4	7,1	6,2	6,7	7,8	7,4	7,0	7,9	7,3	6,9	8,0	7,3	7,1	7,7	7,4	7,2	7,7	7,4	6,3	7,6	7,0
EA 4	6,0	6,8	6,4	5,4	6,7	6,1	7,0	7,4	7,2	7,0	7,5	7,2	6,1	7,0	6,7	6,2	7,0	6,7	7,1	7,5	7,4	6,7	7,6	7,1
EA 5	5,4	7,1	6,3	6,1	6,9	6,5	6,8	7,7	7,3	6,9	7,6	7,1	6,7	7,0	6,9	6,7	7,2	7,0	7,5	7,7	7,6	6,5	7,8	7,1
EA 6	6,3	6,6	6,5	6,3	7,2	6,7	7,0	7,5	7,3	6,8	7,7	7,1	6,8	7,6	7,1	6,8	7,4	7,1	7,4	7,6	7,5	6,4	7,4	6,9
EA 7	5,8	6,3	6,1	5,2	6,3	5,8	6,4	6,8	6,6	6,6	7,2	6,8	6,7	7,4	7,0	5,6	7,2	6,7	6,4	7,0	6,7	6,7	7,1	6,9
EA8	5,8	7,2	6,6	5,9	6,9	6,5	6,7	7,4	7,0	7,4	7,6	7,5	6,8	7,4	7,2	6,8	7,0	6,9	6,8	7,5	7,1	6,4	8,0	7,2
EA 9	5,8	6,6	6,2	5,8	6,9	6,5	6,5	7,4	6,8	6,7	7,2	7,0	6,8	7,2	7,0	7,0	7,3	7,2	6,7	6,7	6,7	6,6	7,2	6,9
EA 10	5,9	6,6	6,3	5,8	6,9	6,5	6,5	7,0	6,7	7,0	7,5	7,3	6,8	7,7	7,3	7,2	7,7	7,5	6,8	7,0	6,9	6,7	7,2	6,9
EA 11	6,0	6,9	6,3	6,1	7,0	6,6	6,9	7,2	7,0	7,1	7,5	7,3	6,4	7,1	6,7	7,4	7,5	7,4	7,0	7,3	7,2	6,3	7,3	6,8
EA 12	5,9	6,7	6,3	7,0	7,3	7,2	7,2	7,4	7,3	6,9	7,6	7,3	6,6	7,1	6,8	7,2	7,6	7,4	7,3	7,7	7,5	7,3	7,7	7,5
EA 13	5,8	7,0	6,5	6,5	7,3	6,9	6,9	7,3	7,1	7,2	7,4	7,3	7,2	7,8	7,5	7,3	7,6	7,4	7,3	7,3	7,3	7,1	7,3	7,2
EA 14	6,0	7,0	6,5	6,6	7,0	6,8	7,0	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,1	7,8	7,4	7,0	7,5	7,2	7,3	7,5	7,4	7,2	7,5	7,3
EA 15	5,6	6,6	6,1	6,4	6,9	6,7	6,7	7,1	6,9	6,6	6,9	6,7	6,2	6,7	6,5	6,9	7,1	7,0	7,1	7,4	7,2	7,3	7,5	7,4
EA 16	6,1	6,7	6,4	6,5	6,9	6,7	6,7	7,0	6,9	5,8	7,0	6,4	6,3	6,9	6,7	6,6	7,3	7,0	7,0	7,2	7,1	7,2	7,3	7,2

Tabela 11 – Oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	10/01		prir	navera/0	01	V	erão/02		C	utono/02	2	ir	nverno/0	2	pri	mavera/	02	,	/erão/03		outor	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA1	8,9	9,6	8,1	7,8	9,8	6,4	6,6	5,0	6,4	2,4	6,0	6,8	7,6	9,4	9,2	8,4	7,5	7,3	5,5	3,6	5,2	5,2	4,8	6,4
EA2	10,0	10,0	9,2	9,4	5,8	8,0	7,8	7,0	7,6	6,4	7,8	8,2	8,8	10,6	9,6	8,9	8,1	7,7	6,8	5,8	6,2	6,2	6,2	7,2
EA3	8,9	8,7	8,6	8,0	8,4	6,6	7,8	8,6	9,2	7,8	8,8	8,4	8,8	11,4	9,2	8,3	7,3	7,1	6,5	5,8	5,8	5,8	6,8	3,2
EA4	9,6	9,2	9,2	9,2	8,8	7,8	7,6	7,6	5,4	7,0	7,6	9,2	9,6	9,6	10,2	9,2	8,1	7,7	6,8	5,9	6,2	6,2	6,4	7,0
EA5	9,6	9,4	8,7	8,4	9,2	7,6	7,8	7,8	6,8	7,6	8,8	7,6	9,4	9,6	9,8	8,6	7,4	6,3	6,4	6,4	6,0	6,0	6,4	6,6
EA6	9,2	8,7	7,8	8,4	5,3	7,4	8,0	7,8	7,8	7,6	9,0	8,4	9,4	9,4	10,0	8,9	7,7	6,9	6,0	6,0	6,0	6,0	6,4	5,8
EA7	10,0	8,7	8,0	8,6	8,8	7,8	7,6	7,8	7,4	7,2	8,2	8,8	9,6	9,8	9,6	8,8	7,9	7,5	7,1	6,7	6,0	6,0	6,4	6,2
EA8	10,8	9,7	9,5	6,8	9,4	7,8	7,8	7,6	6,8	7,0	8,6	8,9	9,2	11,8	10,4	9,1	7,7	6,9	5,5	4,0	6,0	6,0	6,8	6,6
EA9	9,4	9,2	8,9	9,0	8,6	8,4	8,4	7,6	7,2	7,0	7,6	7,5	7,4	10,4	7,8	7,7	7,5	6,5	6,2	6,0	5,4	5,4	6,2	7,2
EA 10	9,4	9,2	10,0	9,8	8,8	8,0	8,0	7,4	7,4	6,4	7,8	8,5	9,2	9,6	9,2	8,3	7,3	7,3	6,9	6,5	5,6	5,6	6,6	6,2
EA 11	10,2	10,5	10,5	9,2	9,4	9,0	8,2	7,0	8,2	7,8	8,8	9,5	10,2	7,2	10,0	9,4	8,9	7,5	7,2	6,9	6,2	6,2	6,0	5,6
EA 12	10,2	9,7	9,2	10,0	9,0	9,0	8,4	9,4	6,6	8,8	9,4	9,4	9,4	11,2	10,0	9,1	8,3	8,1	7,6	7,1	6,0	6,0	6,4	5,4
EA 13	8,9	9,4	8,9	8,0	8,8	7,8	6,8	7,4	7,8	7,2	8,0	8,3	8,6	9,8	9,0	8,6	8,1	7,5	7,2	7,0	6,4	6,4	6,2	7,0
EA 14	9,4	7,3	8,4	6,0	7,2	7,2	6,4	6,6	6,0	6,0	7,4	7,6	7,8	9,6	7,6	7,3	6,9	7,3	6,8	6,3	5,2	5,2	6,8	6,6
EA 15	8,6	7,0	7,1	8,2	6,6	6,4	6,2	4,8	8,0	6,2	7,6	7,7	7,8	8,8	7,2	7,2	7,1	7,9	7,0	6,2	4,4	4,4	6,6	6,2
EA 16	8,7	6,2	7,6	7,8	5,6	5,8	5,8	5,2	5,8	7,6	6,7	7,3	7,8	8,8	7,2	6,8	6,3	9,1	7,7	6,3	3,6	3,6	4,7	5,8

Tabela 12 – Oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	ir	verno/01		prim	navera/0	1	Ve	erão/02		OL	utono/02		in	verno/02		prir	navera/02	2	Ve	erão/03		ou	tono/03	
	mínimo	máximo r	nédia	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo n	náximo n	nédia	mínimo r	náximo m	nédia	mínimo r	máximo r	nédia	mínimo r	náximo m	iédia	mínimo n	náximo m	édia	mínimo n	náximo n	ιédia
EA 1	7,8	9,6	8,6	6,4	9,8	7,6	2,4	6,4	4,6	6,0	7,6	6,8	8,4	9,4	9,0	5,5	7,5	6,8	3,6	5,2	4,7	4,8	6,4	5,6
EA 2	9,2	10,0	9,6	5,8	8,0	7,2	6,4	7,6	7,0	7,8	8,8	8,3	8,9	10,6	9,7	6,8	8,1	7,5	5,8	6,2	6,1	6,2	7,2	6,7
EA3	8,0	8,9	8,5	6,6	8,4	7,6	7,8	9,2	8,5	8,4	8,8	8,7	8,3	11,4	9,6	6,5	7,3	7,0	5,8	5,8	5,8	3,2	6,8	5,0
EA4	9,2	9,6	9,3	7,6	8,8	8,1	5,4	7,6	6,7	7,6	9,6	8,8	9,2	10,2	9,7	6,8	8,1	7,5	5,9	6,2	6,1	6,4	7,0	6,7
EA 5	8,4	9,6	9,0	7,6	9,2	8,2	6,8	7,8	7,4	7,6	9,4	8,6	8,6	9,8	9,3	6,3	7,4	6,7	6,0	6,4	6,1	6,4	6,6	6,5
EA 6	7,8	9,2	8,5	5,3	8,0	6,9	7,6	7,8	7,7	8,4	9,4	8,9	8,9	10,0	9,4	6,0	7,7	6,9	6,0	6,0	6,0	5,8	6,4	6,1
EA7	8,0	10,0	8,8	7,6	8,8	8,1	7,2	7,8	7,5	8,2	9,6	8,9	8,8	9,8	9,4	7,1	7,9	7,5	6,0	6,7	6,2	6,2	6,4	6,3
EA8	6,8	10,8	9,2	7,8	9,4	8,3	6,8	7,6	7,1	8,6	9,2	8,9	9,1	11,8	10,4	5,5	7,7	6,7	4,0	6,0	5,3	6,6	6,8	6,7
EA 9	8,9	9,4	9,1	8,4	8,6	8,5	7,0	7,6	7,3	7,4	7,6	7,5	7,7	10,4	8,6	6,2	7,5	6,8	5,4	6,0	5,6	6,2	7,2	6,7
EA 10	9,2	10,0	9,6	8,0	8,8	8,3	6,4	7,4	7,1	7,8	9,2	8,5	8,3	9,6	9,0	6,9	7,3	7,2	5,6	6,5	5,9	6,2	6,6	6,4
EA 11	9,2	10,5	10,1	8,2	9,4	8,9	7,0	8,2	7,7	8,8	10,2	9,5	7,2	10,0	8,9	7,2	8,9	7,9	6,2	6,9	6,4	5,6	6,0	5,8
EA 12	9,2	10,2	9,8	8,4	9,0	8,8	6,6	9,4	8,3	9,4	9,4	9,4	9,1	11,2	10,1	7,6	8,3	8,0	6,0	7,1	6,4	5,4	6,4	5,9
EA 13	8,0	9,4	8,8	6,8	8,8	7,8	7,2	7,8	7,5	8,0	8,6	8,3	8,6	9,8	9,1	7,2	8,1	7,6	6,4	7,0	6,6	6,2	7,0	6,6
EA 14	6,0	9,4	7,8	6,4	7,2	6,9	6,0	6,6	6,2	7,4	7,8	7,6	7,3	9,6	8,2	6,8	7,3	7,0	5,2	6,3	5,6	6,6	6,8	6,7
EA 15	7,0	8,6	7,7	6,2	6,6	6,4	4,8	8,0	6,3	7,6	7,8	7,7	7,2	8,8	7,7	7,0	7,9	7,3	4,4	6,2	5,0	6,2	6,6	6,4
EA 16	6,2	8,7	7,6	5,6	5,8	5,7	5,2	7,6	6,2	6,7	7,8	7,3	6,8	8,8	7,6	6,3	9,1	7,7	3,6	6,3	4,5	4,7	5,8	5,3

Tabela 13 – Percentual de saturação de oxigênio dissolvido na água durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		inverr	10/01		prir	navera/(	01	V	erão/02	2	0	utono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	1	verão/03		outor	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	81,4	83,4	78,9	72,8	95,9	68,2	71,2	58,7	70,4	26,9	68,8	71,1	73,3	82,6	84,8	78,6	72,7	70,2	57,7	44,4	63,8	59,8	52,4	59,6
EA 2	91,3	87,6	89,1	86,6	56,7	84,6	84,1	80,2	85,4	72,5	89,0	87,6	85,2	92,4	89,6	84,6	86,8	74,6	71,8	69,9	76,7	72,4	66,2	66,1
EA3	82,6	81,1	85,4	79,5	84,1	74,2	87,9	100,5	105,9	89,4	100,4	89,8	83,0	104,8	85,1	82,1	77,7	73,5	69,0	71,2	72,0	69,6	75,6	32,3
EA4	88,5	86,1	92,3	91,8	88,1	87,7	85,6	89,0	63,1	81,7	88,7	98,3	90,8	88,4	94,2	91,8	86,8	79,8	72,6	72,2	76,2	74,1	71,1	70,5
EA 5	90,0	89,2	84,2	85,1	96,2	87,3	90,2	93,2	79,3	87,7	100,4	81,2	89,4	90,1	95,0	87,4	80,2	66,8	72,3	81,9	75,7	73,5	73,8	67,6
EA 6	87,6	82,0	76,8	84,9	55,1	84,8	93,1	92,8	93,0	87,7	100,5	89,8	90,2	87,6	98,2	90,8	84,2	93,0	67,9	77,9	75,7	73,2	73,0	59,8
<b>EA</b> 7	93,3	81,5	74,6	85,0	88,1	84,8	82,8	87,7	85,4	80,8	89,6	90,0	88,4	91,2	91,6	88,4	84,9	78,7	80,4	73,1	68,9	72,0	71,5	64,0
EA8	102,3	91,2	94,8	69,3	100,5	86,7	90,2	92,4	79,8	85,3	98,1	93,2	88,3	108,8	98,9	94,2	84,7	73,5	62,0	50,7	73,8	72,6	78,1	67,2
EA9	88,7	85,9	86,7	91,0	89,9	92,6	94,2	88,9	83,4	80,8	86,9	78,3	70,6	96,5	73,2	76,3	79,1	67,8	70,4	70,0	64,7	63,1	69,1	72,3
EA 10	88,3	85,9	100,1	101,5	94,0	88,5	92,5	85,9	89,6	74,7	89,0	88,9	88,1	88,9	87,3	83,9	77,0	76,0	77,7	76,9	66,8	65,2	73,9	62,3
EA 11	97,9	98,9	104,0	93,7	98,3	98,1	93,4	82,6	95,7	94,0	101,5	100,7	99,4	67,1	96,3	95,0	91,5	77,3	79,7	82,1	74,6	71,7	66,6	55,8
EA 12	102,7	92,0	95,8	106,7	98,3	97,9	101,0	117,9	78,5	107,3	110,1	102,9	96,2	105,1	100,5	93,2	85,1	83,5	84,4	86,5	73,4	69,4	71,4	53,7
EA 13	85,2	88,5	91,8	82,6	92,0	84,8	79,7	88,6	92,6	87,8	95,8	91,6	87,4	90,8	88,5	86,2	84,0	76,8	81,9	86,8	79,7	76,1	68,8	69,3
EA 14	92,6	69,3	89,6	64,4	78,6	81,8	75,5	80,4	73,8	76,4	90,2	84,9	79,8	89,2	75,3	73,5	73,1	78,3	80,5	81,6	69,2	64,4	76,5	66,3
EA 15	85,7	68,1	76,6	90,0	73,7	74,0	74,9	59,9	99,7	78,1	95,2	87,1	79,6	83,2	71,5	73,7	74,7	85,8	84,0	80,0	57,3	54,4	74,8	62,9
EA 16	85,9	60,4	82,8	86,0	62,5	67,2	70,1	65,5	72,6	96,8	84,6	82,4	79,8	83,1	71,2	69,7	66,2	99,2	92,7	84,4	48,5	44,4	53,8	59,3

Tabela 14 – Percentual de saturação de oxigênio dissolvido na água nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	in	verno/01		prii	mavera/0	)1	V	erão/02		0	utono/02	2	in	verno/02	2	prii	navera/0	)2		verão/03		OL	utono/03	
	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	média	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo i	máximo	média	mínimo	máximo ı	média	mínimo	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo r	máximo n	nédia
EA 1	72,8	83,4	79,1	68,2	95,9	78,4	26,9	70,4	52,0	68,8	73,3	71,0	78,6	84,8	82,0	57,7	72,7	66,9	44,4	63,8	56,0	52,4	59,6	56,0
EA 2	86,6	91,3	88,7	56,7	84,6	75,1	72,5	85,4	79,4	85,2	89,0	87,3	84,6	92,4	88,9	71,8	86,8	77,7	69,9	76,7	73,0	66,1	66,2	66,2
EA3	79,5	85,4	82,2	74,2	87,9	82,0	89,4	105,9	98,6	83,0	100,4	91,1	82,1	104,8	90,6	69,0	77,7	73,4	69,6	72,0	70,9	32,3	75,6	54,0
EA4	86,1	92,3	89,6	85,6	88,1	87,1	63,1	89,0	78,0	88,7	98,3	92,6	88,4	94,2	91,5	72,6	86,8	79,8	72,2	76,2	74,2	70,5	71,1	70,8
EA 5	84,2	90,0	87,2	87,3	96,2	91,2	79,3	93,2	86,7	81,2	100,4	90,4	87,4	95,0	90,8	66,8	80,2	73,1	73,5	81,9	77,0	67,6	73,8	70,7
EA 6	76,8	87,6	82,8	55,1	93,1	77,7	87,7	93,0	91,2	89,8	100,5	93,5	87,6	98,2	92,2	67,9	93,0	81,7	73,2	77,9	75,6	59,8	73,0	66,4
EA7	74,6	93,3	83,6	82,8	88,1	85,2	80,8	87,7	84,6	88,4	90,0	89,3	88,4	91,6	90,4	78,7	84,9	81,3	68,9	73,1	71,3	64,0	71,5	67,8
EA8	69,3	102,3	89,4	86,7	100,5	92,5	79,8	92,4	85,9	88,3	98,1	93,2	94,2	108,8	100,7	62,0	84,7	73,4	50,7	73,8	65,7	67,2	78,1	72,7
EA9	85,9	91,0	88,1	89,9	94,2	92,2	80,8	88,9	84,4	70,6	86,9	78,6	73,2	96,5	82,0	67,8	79,1	72,4	63,1	70,0	65,9	69,1	72,3	70,7
EA 10	85,9	101,5	93,9	88,5	94,0	91,7	74,7	89,6	83,4	88,1	89,0	88,7	83,9	88,9	86,7	76,0	77,7	76,9	65,2	76,9	69,6	62,3	73,9	68,1
EA 11	93,7	104,0	98,6	93,4	98,3	96,6	82,6	95,7	90,7	99,4	101,5	100,6	67,1	96,3	86,2	77,3	91,5	82,8	71,7	82,1	76,1	55,8	66,6	61,2
EA 12	92,0	106,7	99,3	97,9	101,0	99,1	78,5	117,9	101,2	96,2	110,1	103,1	93,2	105,1	99,6	83,5	85,1	84,3	69,4	86,5	76,5	53,7	71,4	62,6
EA 13	82,6	91,8	87,0	79,7	92,0	85,5	87,8	92,6	89,7	87,4	95,8	91,6	86,2	90,8	88,5	76,8	84,0	80,9	76,1	86,8	80,9	68,8	69,3	69,0
EA 14	64,4	92,6	79,0	75,5	81,8	78,6	73,8	80,4	76,9	79,8	90,2	84,9	73,5	89,2	79,4	73,1	80,5	77,3	64,4	81,6	71,7	66,3	76,5	71,4
EA 15	68,1	90,0	80,1	73,7	74,9	74,2	59,9	99,7	79,2	79,6	95,2	87,3	71,5	83,2	76,1	74,7	85,8	81,5	54,4	80,0	63,9	62,9	74,8	68,9
EA 16	60,4	86,0	78,8	62,5	70,1	66,6	65,5	96,8	78,3	79,8	84,6	82,2	69,7	83,1	74,6	66,2	99,2	86,1	44,4	84,4	59,1	53,8	59,3	56,5

Tabela 15 – Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	ю/01		prir	navera/0	01	V	erão/02		C	outono/0	2	ir	overno/0	2	pri	mavera/	02	1	/erão/03		outo	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	0,5	0,4	5,8	1,2	2,8	1,6	1,0	2,0	1,4	1,4	2,0	2,1	2,2	0,2	3,2	1,9	0,6	0,2	1,9	0,6	0,2	1,2	0,2	0,4
EA 2	0,0	0,6	7,0	1,0	1,0	1,0	0,6	2,4	1,6	2,2	3,6	2,1	0,6	0,6	0,0	1,0	2,0	1,8	1,0	2,0	1,8	1,4	0,2	0,8
EA3	0,5	1,7	0,8	1,2	1,2	1,0	0,8	2,4	5,6	2,4	3,4	2,4	1,4	3,8	1,4	1,0	0,7	0,4	1,0	0,7	0,4	0,8	0,4	0,2
EA4	1,3	1,1	1,4	1,4	1,2	1,2	2,0	2,8	0,4	1,2	2,0	1,8	1,6	0,6	1,8	1,7	1,6	0,6	1,7	1,6	0,6	1,8	0,2	0,4
EA 5	0,7	1,4	0,9	1,0	1,8	0,6	0,8	1,4	1,2	1,2	2,2	1,8	1,4	1,6	1,6	1,2	0,9	8,0	1,2	0,9	0,8	1,2	0,4	0,4
EA 6	0,4	1,4	0,9	1,0	1,7	1,0	0,8	1,4	1,8	1,0	2,2	1,1	0,0	1,0	2,0	1,7	1,4	0,6	1,7	1,4	0,6	1,8	0,4	0,2
EA7	1,0	0,7	0,9	0,8	1,6	0,0	0,2	1,0	1,2	1,0	1,6	1,2	0,8	1,0	3,6	2,5	1,4	0,4	2,5	1,4	0,4	2,2	0,2	0,4
EA8	2,1	1,1	0,9	0,0	2,0	1,2	1,3	1,3	0,6	0,6	3,2	2,0	0,8	2,2	4,2	2,7	1,2	1,4	2,7	1,2	1,4	2,4	0,2	0,4
EA9	0,5	0,5	0,5	1,6	1,2	1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	2,0	1,4	0,8	8,0	4,8	2,8	0,8	0,6	2,8	0,8	0,6	0,6	0,4	1,0
EA 10	0,5	0,8	1,6	2,0	1,0	0,8	1,1	1,1	1,4	0,6	2,8	1,7	0,6	0,6	6,0	3,5	1,0	0,6	3,5	1,0	0,6	0,8	0,6	1,2
EA 11	1,3	1,3	1,1	1,0	1,6	1,2	1,2	1,2	0,8	0,6	2,6	2,8	3,0	3,3	3,6	2,3	1,1	0,8	2,3	1,1	0,8	0,4	0,2	1,4
EA 12	1,4	0,5	1,1	1,8	1,4	1,6	1,7	1,7	2,0	1,6	3,8	2,4	1,0	1,6	8,8	5,6	2,4	1,8	5,6	2,4	1,8	1,4	0,4	1,4
EA 13	1,5	1,0	1,9	0,4	2,2	0,2	1,5	1,5	2,2	1,4	2,8	1,8	0,8	1,4	5,0	2,9	0,8	0,8	2,9	0,8	0,8	3,2	0,6	1,6
EA 14	0,8	0,7	1,1	0,0	1,2	1,2	1,6	1,6	2,4	1,6	1,6	1,3	1,0	1,0	2,6	1,7	0,8	1,0	1,7	0,8	1,0	1,6	0,4	1,2
EA 15	1,3	0,9	1,1	2,2	3,6	1,4	2,2	2,2	1,6	1,4	1,5	1,2	0,8	1,2	2,0	1,8	1,6	1,2	1,8	1,6	1,2	1,6	0,2	1,4
EA 16	1,8	0,7	2,2	1,6	0,4	2,0	1,7	1,7	2,8	4,6	3,2	2,1	1,0	1,6	1,0	1,1	1,2	1,4	1,1	1,2	1,4	1,4	0,6	2,2

Tabela 16 – Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	erno/01		prim	navera/0	1	Ve	erão/02		OL	ıtono/02		inv	erno/02		prin	navera/0	2	V	erão/03		ou	tono/03	
	mínimo n	náximo n	nédia	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo n	náximo m	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo n	náximo m	nédia	mínimo n	náximo m	nédia	mínimo r	máximo m	iédia	mínimo m	náximo n	nédia
EA 1	0,4	5,8	2,0	1,0	2,8	1,8	1,4	2,0	1,6	2,0	2,2	2,1	0,2	3,2	1,8	0,2	1,9	0,9	0,2	1,2	0,7	0,2	0,4	0,3
EA 2	0,0	7,0	2,1	0,6	1,0	0,9	1,6	2,4	2,1	0,6	3,6	2,1	0,0	1,0	0,5	1,0	2,0	1,6	1,4	2,0	1,7	0,2	0,8	0,5
EA3	0,5	1,7	1,0	0,8	1,2	1,0	2,4	5,6	3,5	1,4	3,4	2,4	1,0	3,8	2,1	0,4	1,0	0,7	0,4	0,8	0,6	0,2	0,4	0,3
EA4	1,1	1,4	1,3	1,2	2,0	1,5	0,4	2,8	1,5	1,6	2,0	1,8	0,6	1,8	1,4	0,6	1,7	1,3	0,6	1,8	1,3	0,2	0,4	0,3
EA5	0,7	1,4	1,0	0,6	1,8	1,1	1,2	1,4	1,3	1,4	2,2	1,8	1,2	1,6	1,5	0,8	1,2	1,0	0,8	1,2	1,0	0,4	0,4	0,4
EA 6	0,4	1,4	0,9	0,8	1,7	1,2	1,0	1,8	1,4	0,0	2,2	1,1	1,0	2,0	1,6	0,6	1,7	1,2	0,6	1,8	1,3	0,2	0,4	0,3
EA7	0,7	1,0	0,8	0,0	1,6	0,6	1,0	1,2	1,1	0,8	1,6	1,2	1,0	3,6	2,4	0,4	2,5	1,4	0,4	2,2	1,3	0,2	0,4	0,3
EA8	0,0	2,1	1,0	1,2	2,0	1,5	0,6	1,3	0,8	0,8	3,2	2,0	2,2	4,2	3,0	1,2	2,7	1,8	1,2	2,4	1,7	0,2	0,4	0,3
EA9	0,5	1,6	0,8	1,0	1,2	1,1	0,8	1,0	0,9	0,8	2,0	1,4	0,8	4,8	2,8	0,6	2,8	1,4	0,6	0,8	0,7	0,4	1,0	0,7
EA 10	0,5	2,0	1,2	0,8	1,1	1,0	0,6	1,4	1,0	0,6	2,8	1,7	0,6	6,0	3,4	0,6	3,5	1,7	0,6	1,0	0,8	0,6	1,2	0,9
EA 11	1,0	1,3	1,1	1,2	1,6	1,3	0,6	1,2	0,9	2,6	3,0	2,8	2,3	3,6	3,1	0,8	2,3	1,4	0,4	1,1	0,8	0,2	1,4	0,8
EA 12	0,5	1,8	1,2	1,4	1,7	1,6	1,6	2,0	1,8	1,0	3,8	2,4	1,6	8,8	5,3	1,8	5,6	3,2	1,4	2,4	1,8	0,4	1,4	0,9
EA 13	0,4	1,9	1,2	0,2	2,2	1,3	1,4	2,2	1,7	0,8	2,8	1,8	1,4	5,0	3,1	0,8	2,9	1,5	0,8	3,2	1,6	0,6	1,6	1,1
EA 14	0,0	1,1	0,7	1,2	1,6	1,3	1,6	2,4	1,9	1,0	1,6	1,3	1,0	2,6	1,8	0,8	1,7	1,2	0,8	1,6	1,1	0,4	1,2	0,8
EA 15	0,9	2,2	1,4	1,4	3,6	2,4	1,4	2,2	1,7	0,8	1,5	1,2	1,2	2,0	1,7	1,2	1,8	1,5	1,2	1,6	1,5	0,2	1,4	0,8
EA 16	0,7	2,2	1,6	0,4	2,0	1,4	1,7	4,6	3,0	1,0	3,2	2,1	1,0	1,6	1,2	1,1	1,4	1,2	1,2	1,4	1,3	0,6	2,2	1,4

 $Tabela\ 17-Condutividade\ elétrica\ da\ \acute{a}gua\ (\mu S.cm^{-1})\ durante\ as\ vinte\ e\ quatro\ amostragens\ (Am),\ nas\ dezesseis\ estações\ amostrais\ (EAs)\ estudadas.$ 

		inverr	no/01		priı	mavera/	01	V	erão/02		c	utono/0	2	ir	overno/0	2	pri	mavera/	02	,	verão/03	3	outo	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	16	16	22	17	20	12	20	22	24	23	21	22	15	20	20	23	18	19	22	23	29	22	21	17
EA 2	16	16	20	18	14	10	18	19	20	20	18	15	14	18	18	21	16	17	19	25	25	21	23	17
EA3	11	11	12	15	10	14	14	16	17	12	15	11	13	14	14	18	17	15	23	17	18	15	16	18
EA4	11	11	12	15	10	14	14	18	18	17	15	12	13	14	14	15	17	15	20	19	20	16	16	18
EA 5	13	13	13	14	10	13	14	15	15	13	13	16	13	14	12	15	17	16	16	16	15	15	15	16
EA 6	12	12	12	15	14	13	14	15	15	12	13	14	13	14	16	18	17	15	16	15	15	15	15	16
EA7	14	14	12	15	10	15	16	18	18	18	15	12	12	14	15	18	16	15	16	19	19	15	17	18
EA8	13	13	14	15	10	14	15	16	16	20	15	14	12	14	13	19	17	17	16	17	18	17	15	17
EA9	14	14	15	19	10	15	15	16	16	18	12	14	15	15	15	19	17	19	17	19	18	17	16	17
EA 10	15	15	15	15	10	15	15	16	17	18	15	15	15	15	16	19	18	18	17	18	18	17	16	17
EA 11	18	18	16	15	20	22	17	17	19	19	15	19	22	18	19	20	25	24	24	23	19	23	21	21
EA 12	47	47	39	45	50	49	43	38	33	33	26	41	56	43	55	41	53	50	51	41	46	60	66	41
EA 13	48	48	38	45	40	45	45	39	38	35	32	42	51	42	50	52	51	52	57	53	59	63	51	45
EA 14	45	45	77	51	50	58	56	57	74	62	54	54	54	62	49	68	63	53	54	83	89	64	76	80
EA 15	42	42	65	55	60	57	57	55	61	58	48	51	54	60	51	65	59	56	53	75	75	57	62	126
EA 16	38	38	68	53	50	62	58	60	70	69	70	61	52	65	51	70	59	57	52	83	80	55	74	73

Tabela 18 – Condutividade elétrica da água (µS.cm<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	erno/01		prii	navera/0	1	Ve	rão/02		OL	itono/02		inv	erno/02		prim	navera/02	2	ve	rão/03		OL	itono/03	
	mínimo m	náximo m	édia	mínimo i	máximo m	nédia	mínimo m	náximo m	iédia	mínimo r	náximo m	iédia	mínimo n	náximo m	iédia	mínimo m	náximo m	édia	mínimo m	náximo m	édia	mínimo r	náximo m	nédia
EA 1	16	22	18	12	20	17	22	24	23	15	22	19	20	23	21	18	22	20	22	29	25	17	21	19
EA2	16	20	18	10	18	14	19	20	20	14	18	16	18	21	19	16	19	17	21	25	24	17	23	20
EA3	11	15	12	10	14	13	12	17	15	11	15	13	14	18	15	15	23	18	15	18	17	16	18	17
EA4	11	15	12	10	14	13	17	18	18	12	15	13	14	15	14	15	20	17	16	20	18	16	18	17
EA5	13	14	13	10	14	12	13	15	14	13	16	14	12	15	14	16	17	16	15	16	15	15	16	16
EA6	12	15	13	13	14	14	12	15	14	13	14	13	14	18	16	15	17	16	15	15	15	15	16	16
EA7	12	15	14	10	16	14	18	18	18	12	15	13	14	18	16	15	16	16	15	19	18	17	18	18
EA8	13	15	14	10	15	13	16	20	17	12	15	14	13	19	15	16	17	17	17	18	17	15	17	16
EA9	14	19	16	10	15	13	16	18	17	12	15	14	15	19	16	17	19	18	17	19	18	16	17	17
EA 10	15	15	15	10	15	13	16	18	17	15	15	15	15	19	17	17	18	18	17	18	18	16	17	17
EA 11	15	18	17	17	22	20	17	19	18	15	22	19	18	20	19	24	25	24	19	23	22	21	21	21
EA 12	39	47	45	43	50	47	33	38	35	26	56	41	41	55	46	50	53	51	41	60	49	41	66	54
EA 13	38	48	45	40	45	43	35	39	37	32	51	42	42	52	48	51	57	53	53	63	58	45	51	48
EA 14	45	77	55	50	58	55	57	74	64	54	54	54	49	68	60	53	63	57	64	89	79	76	80	78
EA 15	42	65	51	57	60	58	55	61	58	48	54	51	51	65	59	53	59	56	57	75	69	62	126	94
EA 16	38	68	49	50	62	57	60	70	66	52	70	61	51	70	62	52	59	56	55	83	73	73	74	74

Tabela 19 – Nitrogênio total (mg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	o/01		prir	navera/(	)1	v	erão/02		0	utono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	,	verão/03		outo	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	0,83	0,80	0,51	0,65	0,80	1,45	0,80	0,45	0,28	0,23	0,26	0,19	0,11	0,07	0,11	0,07	0,16	0,55	0,52	0,45	0,45	0,36	0,15	0,08
EA2	0,81	0,80	0,36	0,96	1,20	1,45	0,80	0,50	0,33	0,80	0,50	0,33	0,11	0,07	0,11	0,07	0,40	0,56	0,34	0,30	0,22	0,30	0,13	0,12
EA3	0,80	2,07	0,55	0,75	0,96	1,45	1,27	0,50	0,56	0,42	0,28	0,28	0,28	0,23	0,17	0,14	0,28	0,66	0,31	0,58	0,34	0,21	0,10	0,10
EA4	0,76	0,62	0,47	0,80	0,48	2,17	0,64	0,53	0,50	0,53	0,50	0,28	0,24	0,26	0,28	0,22	0,32	0,59	0,38	0,43	0,32	0,18	0,03	0,07
EA5	0,90	0,28	0,46	1,60	0,80	1,81	0,80	0,59	0,39	0,39	0,39	0,28	0,28	0,24	0,20	0,31	0,37	0,57	0,22	0,20	0,22	0,25	0,07	0,21
EA6	1,00	0,80	0,43	0,32	0,52	0,72	0,59	0,45	0,39	0,39	0,39	0,38	1,10	0,19	0,18	0,25	0,35	0,37	0,32	0,39	0,32	0,31	0,16	0,15
<b>EA</b> 7	0,76	0,80	0,48	0,72	0,96	1,08	0,64	0,56	0,56	0,56	0,56	0,65	0,29	0,25	0,21	0,21	0,24	0,44	0,49	0,47	0,28	0,11	0,41	0,16
EA8	0,95	0,64	0,37	0,28	0,68	1,08	0,37	0,65	0,45	0,21	0,21	0,28	0,28	0,29	0,30	0,12	0,25	0,00	0,43	0,41	0,21	0,26	0,31	0,20
EA9	0,88	0,00	0,46	0,64	1,08	1,81	0,84	0,65	0,45	0,45	0,23	0,45	0,45	0,23	0,14	0,24	0,27	0,07	0,49	0,25	0,15	0,22	0,29	0,11
EA 10	1,27	1,27	0,78	0,80	1,08	7,60	0,28	0,56	0,56	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,29	0,23	0,41	0,43	0,16	0,75	0,31	0,12	0,20	0,19
EA 11	0,38	0,38	0,37	0,96	0,72	2,17	0,47	0,56	0,50	0,24	0,20	0,50	0,24	0,20	0,26	0,10	0,13	0,41	0,47	0,49	0,22	0,18	0,15	0,10
EA 12	0,64	0,64	0,57	0,64	1,08	1,45	0,47	0,65	0,84	0,18	0,84	0,18	0,45	0,38	0,31	0,17	0,18	0,43	0,48	0,47	0,25	0,21	0,18	0,18
EA 13	1,27	1,27	1,12	0,96	1,81	1,08	0,98	0,56	0,73	0,30	0,21	0,45	0,70	0,37	0,52	0,19	0,33	0,28	0,32	0,56	0,39	0,31	0,46	0,15
EA 14	0,29	0,29	1,02	0,37	1,81	2,17	0,56	0,54	0,52	2,17	0,56	0,54	0,56	0,54	0,27	0,20	0,62	0,31	0,25	0,44	0,19	0,26	0,11	0,08
EA 15	0,80	0,80	0,78	0,96	10,10	2,17	0,33	0,80	0,80	2,17	0,33	0,80	0,56	0,43	0,30	0,21	0,39	0,39	0,34	0,40	0,29	0,32	0,36	0,11
EA 16	0,80	0,90	1,01	1,04	1,08	2,17	1,46	0,78	0,83	0,89	0,83	0,89	0,56	0,48	0,40	0,15	0,32	0,18	0,18	0,32	0,36	0,49	0,31	0,13

Tabela 20 – Nitrogênio total (mg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	ir	nverno/01		pri	mavera/0	)1	ν	erão/02		0	utono/02		in	verno/02	2	pri	mavera/0	2		verão/03		OL	itono/03	
	mínimo	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo ı	máximo n	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo	máximo r	nédia	mínimo r	náximo n	nédia
EA 1	0,51	0,83	0,70	0,80	1,45	1,01	0,23	0,45	0,32	0,11	0,26	0,19	0,07	0,11	0,08	0,16	0,55	0,41	0,36	0,45	0,42	0,08	0,15	0,11
EA 2	0,36	0,96	0,73	0,80	1,45	1,15	0,33	0,80	0,54	0,11	0,50	0,32	0,07	0,11	0,09	0,34	0,56	0,43	0,22	0,30	0,28	0,12	0,13	0,13
EA3	0,55	2,07	1,04	0,96	1,45	1,23	0,42	0,56	0,49	0,28	0,28	0,28	0,14	0,23	0,18	0,28	0,66	0,42	0,21	0,58	0,38	0,10	0,10	0,10
EA4	0,47	0,80	0,66	0,48	2,17	1,09	0,50	0,53	0,52	0,24	0,50	0,34	0,22	0,28	0,26	0,32	0,59	0,43	0,18	0,43	0,31	0,03	0,07	0,05
EA 5	0,28	1,60	0,81	0,80	1,81	1,13	0,39	0,59	0,46	0,28	0,39	0,32	0,20	0,31	0,25	0,22	0,57	0,39	0,20	0,25	0,22	0,07	0,21	0,14
EA 6	0,32	1,00	0,64	0,52	0,72	0,61	0,39	0,45	0,41	0,38	1,10	0,62	0,18	0,25	0,21	0,32	0,37	0,35	0,31	0,39	0,34	0,15	0,16	0,15
EA 7	0,48	0,80	0,69	0,64	1,08	0,89	0,56	0,56	0,56	0,29	0,65	0,50	0,21	0,25	0,22	0,24	0,49	0,39	0,11	0,47	0,29	0,16	0,41	0,29
EA8	0,28	0,95	0,56	0,37	1,08	0,71	0,21	0,65	0,44	0,21	0,28	0,26	0,12	0,30	0,24	0,00	0,43	0,23	0,21	0,41	0,29	0,20	0,31	0,26
EA9	0,00	0,88	0,49	0,84	1,81	1,24	0,45	0,65	0,52	0,23	0,45	0,38	0,14	0,24	0,21	0,07	0,49	0,28	0,15	0,25	0,21	0,11	0,29	0,20
EA 10	0,78	1,27	1,03	0,28	7,60	2,99	0,22	0,56	0,45	0,22	0,22	0,22	0,22	0,29	0,25	0,16	0,43	0,33	0,12	0,75	0,40	0,19	0,20	0,20
EA 11	0,37	0,96	0,52	0,47	2,17	1,12	0,24	0,56	0,44	0,20	0,50	0,31	0,10	0,26	0,19	0,13	0,47	0,34	0,18	0,49	0,30	0,10	0,15	0,12
EA 12	0,57	0,64	0,62	0,47	1,45	1,00	0,18	0,84	0,56	0,18	0,84	0,49	0,17	0,38	0,28	0,18	0,48	0,36	0,21	0,47	0,31	0,18	0,18	0,18
EA 13	0,96	1,27	1,15	0,98	1,81	1,29	0,30	0,73	0,53	0,21	0,70	0,45	0,19	0,52	0,36	0,28	0,33	0,31	0,31	0,56	0,42	0,15	0,46	0,30
EA 14	0,29	1,02	0,49	0,56	2,17	1,51	0,52	2,17	1,08	0,54	0,56	0,55	0,20	0,54	0,34	0,25	0,62	0,39	0,19	0,44	0,29	0,08	0,11	0,10
EA 15	0,78	0,96	0,83	0,33	10,10	4,20	0,80	2,17	1,26	0,33	0,80	0,56	0,21	0,43	0,31	0,34	0,39	0,37	0,29	0,40	0,34	0,11	0,36	0,24
EA 16	0,80	1,04	0,94	1,08	2,17	1,57	0,78	0,89	0,83	0,56	0,89	0,76	0,15	0,48	0,34	0,18	0,32	0,23	0,32	0,49	0,39	0,13	0,31	0,22

Tabela 21 – Fósforo total (µg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		inverr	ю/01		prir	navera/0	01	٧	erão/02		C	outono/0	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	1	verão/03		outo	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	1,0	0,5	0,7	1,9	1,6	3,0	0,8	1,3	0,9	1,6	2,2	2,7	1,6	1,0	1,9	1,6	1,6	1,2	1,3	2,4	3,2	3,0	2,9	0,4
EA 2	0,7	0,7	0,8	1,5	1,9	2,2	0,9	1,0	1,1	1,4	1,4	1,3	0,9	1,4	1,5	1,7	3,2	1,1	1,1	2,9	1,4	1,0	2,8	0,4
EA3	1,0	1,9	1,6	1,8	2,8	1,5	1,4	1,3	1,3	0,9	0,8	1,9	2,4	2,5	2,7	3,0	3,3	2,6	2,4	1,5	1,3	1,1	8,9	1,0
EA4	0,8	1,8	1,3	1,5	2,7	1,6	1,5	1,4	0,8	1,3	1,1	3,4	1,9	2,0	3,0	3,1	3,3	2,2	3,4	1,3	1,8	0,5	2,6	0,6
EA 5	0,3	1,2	0,9	0,9	1,6	0,9	0,8	0,9	0,7	1,1	0,7	2,4	1,6	1,2	1,1	2,2	2,4	1,8	2,0	0,8	1,1	3,0	1,1	0,7
EA 6	0,2	1,2	1,0	0,6	0,6	0,5	0,7	0,6	0,4	1,3	1,1	1,1	1,3	1,4	1,6	2,0	2,2	1,5	0,5	5,1	0,7	8,7	2,4	0,8
EA 7	0,2	1,0	0,7	0,8	1,5	1,2	0,8	0,6	0,6	1,2	1,2	1,0	0,8	1,3	1,9	1,7	1,8	1,4	1,2	1,4	1,0	0,8	10,2	0,2
EA8	0,3	0,8	0,5	0,3	1,2	1,2	0,8	0,7	0,8	0,9	1,7	1,5	1,2	1,4	2,3	1,7	2,3	1,8	2,0	0,7	1,3	6,7	1,5	0,9
EA9	0,5	1,1	0,8	0,4	1,5	0,9	1,0	1,1	1,1	1,7	1,3	1,3	1,4	1,5	2,2	2,4	2,3	1,7	1,2	1,9	1,7	1,2	2,6	1,6
EA 10	0,2	0,5	1,0	0,8	1,3	1,0	0,7	1,4	1,0	1,4	1,9	1,6	1,3	1,6	1,4	1,8	2,7	1,3	2,0	1,2	1,2	1,8	2,1	0,7
EA 11	0,5	0,0	1,2	1,2	1,5	0,7	0,7	1,2	1,4	0,8	1,9	1,8	1,7	3,2	1,3	2,4	4,1	1,9	2,5	2,0	0,6	2,6	1,3	18,1
EA 12	2,1	1,7	2,1	2,4	3,3	3,0	2,3	2,5	7,0	1,2	2,2	3,3	4,3	5,4	3,4	2,9	15,2	2,7	6,3	2,3	3,6	8,9	0,7	0,8
EA 13	3,0	2,3	3,1	3,1	4,8	5,6	3,9	2,9	4,3	3,2	5,4	5,3	5,2	5,2	4,6	5,5	4,9	4,8	4,6	6,5	12,0	1,8	2,3	1,5
EA 14	2,3	3,2	2,1	3,8	3,9	3,3	3,5	4,6	5,9	5,0	7,2	6,8	6,4	4,4	7,0	4,4	5,2	4,1	2,6	4,8	12,0	8,6	14,7	0,5
EA 15	4,2	4,3	4,1	6,1	4,3	6,7	5,4	7,6	5,3	5,5	8,2	8,2	8,1	6,2	7,5	6,3	7,2	4,8	6,4	10,6	12,7	14,9	11,5	2,5
EA 16	5,7	5,7	5,8	7,3	4,7	4,4	6,5	8,3	8,0	8,3	8,2	9,1	10,0	8,5	8,8	10,0	9,7	5,6	7,6	11,9	13,8	10,2	2,9	1,8

Tabela 22 – Fósforo total (μg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inv	erno/01		prim	avera/0	1	V	erão/02		οι	itono/02		inv	verno/02		prir	navera/0	2	,	verão/03		οι	itono/03	
	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo r	náximo m	nédia	mínimo r	náximo m	nédia	mínimo r	máximo n	nédia	mínimo r	náximo m	nédia	mínimo	máximo n	nédia	mínimo r	náximo n	nédia
EA 1	0,5	1,9	1,0	0,8	3,0	1,8	0,9	1,6	1,3	1,6	2,7	2,2	1,0	1,9	1,5	1,2	1,6	1,4	2,4	3,2	2,9	0,4	2,9	1,6
EA 2	0,7	1,5	0,9	0,9	2,2	1,6	1,0	1,4	1,2	0,9	1,4	1,2	1,4	1,7	1,5	1,1	3,2	1,8	1,0	2,9	1,8	0,4	2,8	1,6
EA3	1,0	1,9	1,6	1,4	2,8	1,9	0,9	1,3	1,2	0,8	2,4	1,7	2,5	3,0	2,7	2,4	3,3	2,8	1,1	1,5	1,3	1,0	8,9	5,0
EA4	0,8	1,8	1,4	1,5	2,7	1,9	0,8	1,4	1,2	1,1	3,4	2,1	2,0	3,1	2,7	2,2	3,4	2,9	0,5	1,8	1,2	0,6	2,6	1,6
EA5	0,3	1,2	0,8	0,8	1,6	1,1	0,7	1,1	0,9	0,7	2,4	1,6	1,1	2,2	1,5	1,8	2,4	2,1	0,8	3,0	1,6	0,7	1,1	0,9
EA 6	0,2	1,2	0,8	0,5	0,7	0,6	0,4	1,3	0,8	1,1	1,3	1,1	1,4	2,0	1,7	0,5	2,2	1,4	0,7	8,7	4,8	0,8	2,4	1,6
EA7	0,2	1,0	0,7	0,8	1,5	1,2	0,6	1,2	0,8	0,8	1,2	1,0	1,3	1,9	1,6	1,2	1,8	1,5	0,8	1,4	1,1	0,2	10,2	5,2
EA8	0,3	0,8	0,5	0,8	1,2	1,1	0,7	0,9	0,8	1,2	1,7	1,5	1,4	2,3	1,8	1,8	2,3	2,0	0,7	6,7	2,9	0,9	1,5	1,2
EA9	0,4	1,1	0,7	0,9	1,5	1,1	1,1	1,7	1,3	1,3	1,4	1,3	1,5	2,4	2,0	1,2	2,3	1,7	1,2	1,9	1,6	1,6	2,6	2,1
EA 10	0,2	1,0	0,7	0,7	1,3	1,0	1,0	1,4	1,2	1,3	1,9	1,6	1,4	1,8	1,6	1,3	2,7	2,0	1,2	1,8	1,4	0,7	2,1	1,4
EA 11	0,0	1,2	0,7	0,7	1,5	1,0	0,8	1,4	1,2	1,7	1,9	1,8	1,3	3,2	2,3	1,9	4,1	2,8	0,6	2,6	1,7	1,3	18,1	9,7
EA 12	1,7	2,4	2,1	2,3	3,3	2,9	1,2	7,0	3,6	2,2	4,3	3,3	2,9	5,4	3,9	2,7	15,2	8,1	2,3	8,9	5,0	0,7	0,8	0,8
EA 13	2,3	3,1	2,9	3,9	5,6	4,7	2,9	4,3	3,5	5,2	5,4	5,3	4,6	5,5	5,1	4,6	4,9	4,7	1,8	12,0	6,7	1,5	2,3	1,9
EA 14	2,1	3,8	2,9	3,3	3,9	3,5	4,6	5,9	5,2	6,4	7,2	6,8	4,4	7,0	5,3	2,6	5,2	4,0	4,8	12,0	8,5	0,5	14,7	7,6
EA 15	4,1	6,1	4,7	4,3	6,7	5,5	5,3	7,6	6,2	8,1	8,2	8,2	6,2	7,5	6,7	4,8	7,2	6,1	10,6	14,9	12,8	2,5	11,5	7,0
EA 16	5,7	7,3	6,1	4,4	6,5	5,2	8,0	8,3	8,2	8,2	10,0	9,1	8,5	10,0	9,1	5,6	9,7	7,7	10,2	13,8	12,0	1,8	2,9	2,3

Tabela 23 – Clorofila-a (μg.L<sup>-1</sup>) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	ю/01		prir	navera/0	01	٧	erão/02		O	utono/0	2	ir	nverno/0	2	pri	mavera/	02	1	/erão/03		outor	no/03
_	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA1	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3	1,1	1,1	4,5	1,2	0,3	0,0	4,8	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	4,0	1,6	11,8	12,8	8,8
EA2	0,0	0,0	1,0	0,0	0,7	1,5	0,5	4,5	1,6	1,4	0,4	1,1	0,0	0,9	0,0	4,3	4,8	0,0	0,0	4,8	0,0	2,6	8,4	4,9
EA3	1,0	0,5	0,0	1,3	0,0	3,9	2,7	5,3	4,3	7,2	7,6	13,9	0,0	3,0	3,3	17,7	4,5	2,7	0,0	2,7	5,8	16,6	35,9	13,2
EA4	2,0	1,0	0,0	1,9	0,0	0,6	2,6	8,1	1,1	5,7	1,9	7,2	2,2	3,1	2,8	16,5	7,3	9,7	6,4	2,0	4,0	14,1	13,4	14,2
EA5	7,0	4,5	2,0	2,0	1,7	1,6	2,5	0,9	3,1	3,6	2,6	1,2	2,3	2,2	4,5	17,9	11,5	8,0	3,7	3,4	4,9	27,1	8,9	22,3
EA6	5,0	5,0	5,0	3,9	3,4	2,9	2,2	2,3	2,9	1,5	2,0	1,6	1,9	4,5	2,0	19,1	15,7	5,8	4,5	2,2	2,5	12,5	16,8	18,9
EA7	0,0	1,0	2,0	1,4	1,3	0,0	0,5	1,8	2,8	0,1	1,8	1,7	0,7	2,3	2,8	12,5	13,6	3,0	4,5	1,1	1,5	19,4	12,6	14,7
EA8	3,0	3,5	4,0	2,3	1,7	1,7	1,9	0,4	0,5	2,3	1,0	0,9	0,9	2,0	0,4	1,2	6,9	5,3	1,8	2,0	4,2	18,8	11,4	13,1
EA9	2,0	2,0	2,0	1,5	1,8	2,6	0,6	1,4	0,0	0,3	0,4	0,8	1,0	1,2	0,0	8,9	7,1	1,0	3,1	1,2	5,3	21,5	27,2	6,7
EA 10	2,0	2,0	2,0	0,0	1,0	1,7	0,6	0,9	0,4	0,1	0,8	0,4	0,1	0,0	0,4	0,5	3,3	2,0	2,9	1,7	3,4	2,0	0,0	11,1
EA 11	0,0	0,5	1,0	0,0	1,1	0,7	0,2	1,5	1,1	0,4	0,6	0,3	0,0	1,6	0,0	4,5	0,5	0,1	2,9	1,8	3,9	16,2	36,5	4,5
EA 12	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,7	0,7	1,2	0,4	0,2	0,4	0,2	0,0	0,6	0,4	4,7	1,5	0,7	1,7	0,4	2,7	7,5	25,6	9,7
EA 13	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,7	0,0	0,2	0,1	0,0	0,9	0,0	5,6	0,3	1,2	0,8	0,8	1,7	8,8	16,0	15,0
<b>EA</b> 14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	1,4	2,8	2,2	17,4	4,2	4,2
EA 15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,7	2,0	1,2	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	1,2	0,9	3,7	1,7	5,2	9,7	2,8
EA 16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,4	0,9	0,5	0,0	0,0	0,4	1,5	0,0	0,3	2,3	5,2	3,1	8,2	8,2	1,7

Tabela 24 – Clorofila-a (μg.L<sup>-1</sup>) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	in	verno/01		prin	navera/0	1	Ve	erão/02		C	utono/02		in	verno/02		prir	navera/0	2	V	erão/03		OL	ıtono/03	
	mínimo	máximo n	nédia	mínimo n	náximo m	nédia	mínimo m	náximo m	nédia	mínimo	máximo n	nédia	mínimo r	náximo n	nédia	mínimo r	máximo m	nédia	mínimo r	náximo r	nédia	mínimo r	náximo r	nédia
EA 1	0,0	1,3	0,3	0,0	1,3	0,4	1,1	4,5	2,2	0,0	1,2	0,5	0,0	4,8	1,9	0,0	0,0	0,0	1,6	11,8	5,8	8,8	12,8	10,8
EA 2	0,0	1,0	0,3	0,5	1,5	0,9	1,4	4,5	2,5	0,0	1,1	0,5	0,0	4,3	1,7	0,0	4,8	1,6	0,0	4,8	2,5	4,9	8,4	6,6
EA3	0,0	1,3	0,7	0,0	3,9	2,2	4,3	7,2	5,6	0,0	13,9	7,1	3,0	17,7	8,0	0,0	4,5	2,4	2,7	16,6	8,4	13,2	35,9	24,5
EA4	0,0	2,0	1,2	0,0	2,6	1,1	1,1	8,1	5,0	1,9	7,2	3,8	2,8	16,5	7,5	6,4	9,7	7,8	2,0	14,1	6,7	13,4	14,2	13,8
EA5	2,0	7,0	3,9	1,6	2,5	1,9	0,9	3,6	2,6	1,2	2,6	2,0	2,2	17,9	8,2	3,7	11,5	7,7	3,4	27,1	11,8	8,9	22,3	15,6
EA 6	3,9	5,0	4,7	2,2	3,4	2,8	1,5	2,9	2,3	1,6	2,0	1,8	2,0	19,1	8,6	4,5	15,7	8,6	2,2	12,5	5,7	16,8	18,9	17,8
EA7	0,0	2,0	1,1	0,0	1,3	0,6	0,1	2,8	1,6	0,7	1,8	1,4	2,3	12,5	5,9	3,0	13,6	7,1	1,1	19,4	7,3	12,6	14,7	13,7
EA8	2,3	4,0	3,2	1,7	1,9	1,8	0,4	2,3	1,1	0,9	1,0	0,9	0,4	2,0	1,2	1,8	6,9	4,7	2,0	18,8	8,3	11,4	13,1	12,2
EA9	1,5	2,0	1,9	0,6	2,6	1,7	0,0	1,4	0,6	0,4	1,0	0,8	0,0	8,9	3,4	1,0	7,1	3,7	1,2	21,5	9,4	6,7	27,2	17,0
EA 10	0,0	2,0	1,5	0,6	1,7	1,1	0,1	0,9	0,5	0,1	0,8	0,4	0,0	0,5	0,3	2,0	3,3	2,7	1,7	3,4	2,4	0,0	11,1	5,6
EA 11	0,0	1,0	0,4	0,2	1,1	0,7	0,4	1,5	1,0	0,0	0,6	0,3	0,0	4,5	2,0	0,1	2,9	1,2	1,8	16,2	7,3	4,5	36,5	20,5
EA 12	0,0	0,9	0,2	0,0	0,7	0,5	0,2	1,2	0,6	0,0	0,4	0,2	0,4	4,7	1,9	0,7	1,7	1,3	0,4	7,5	3,5	9,7	25,6	17,7
EA 13	0,0	2,0	0,8	0,0	0,5	0,2	0,0	0,7	0,2	0,0	0,2	0,1	0,0	5,6	2,2	0,3	1,2	0,8	0,8	8,8	3,8	15,0	16,0	15,5
EA 14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,2	0,0	0,2	0,1	0,0	0,4	0,1	0,0	1,4	0,5	2,2	17,4	7,4	4,2	4,2	4,2
EA 15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	1,2	2,0	1,6	0,0	0,4	0,2	0,0	3,0	1,0	0,0	1,2	0,7	1,7	5,2	3,5	2,8	9,7	6,2
EA 16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,6	0,0	0,9	0,5	0,0	1,5	0,6	0,0	2,3	0,9	3,1	8,2	5,5	1,7	8,2	5,0

Tabela 25 – Coliformes totais (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	10/01		pri	mavera/	01	,	/erão/02	2	o	utono/0	2	ir	nverno/0	2	pri	mavera/	/02	,	/erão/03		outor	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA 1	16690	3076	2063	19930	2481	29090	5794	2602	3873	3654	5475	7270	4786	1376	2419	1414	2419	1497	4884	2755	3540	9804	19863	205
EA2	7080	13200	959	22350	54495	86640	2400	4884	4611	4884	7215	5475	3282	376	770	727	6488	2014	2419	2723	8664	2419	10462	1918
EA3	791	2418	1553	104624	5794	56	225	3873	5794	5475	2419	1120	12997	225	411	488	2419	107	687	73	1	1150	1986	291
EA4	755	2418	411	120331	3448	46	613	24192	9208	24192	24192	1203	15531	249	365	250	2419	150	1553	3255	9606	6488	2419	158
EA5	205	424	386	546	961	12	172	214	99	154	125	770	4034	117	238	344	8164	435	727	129	1011	816	517	196
EA6	284	2418	260	411	210	9	173	133	53	64	31	328	2419	133	161	249	17329	921	308	42	411	1733	687	308
<b>EA</b> 7	313	1733	199	578	2602	1	201	139	162	93	31	1733	416	125	387	727	24192	1674	2419	461	150	9208	613	1986
EA8	525	1299	275	1202	1300	179	219	219	461	210	326	548	770	387	1414	816	17329	1414	1120	387	1986	2098	3282	248
EA9	830	1050	649	1553	1985	20	2419	1986	687	613	141	1065	1990	397	2419	1300	24192	4198	1986	1643	1300	4352	3255	2602
EA 10	914	2012	721	2418	2359	19	1414	1553	727	2419	2613	1767	921	866	3654	1990	17329	7270	376	12633	24890	4611	5794	2909
EA 11	961	4106	1300	1733	2909	219	3441	1986	6867	7270	12997	8900	4804	556	2419	1918	22240	5794	19863	13566	7270	51720	275500	11199
EA 12	27230	101110	61310	68670	57940	11199	61310	72700	98040	48840	51720	56515	61310	155307	686770	23590	298700	29090	141360	93735	46110	61310	173287	17329
EA 13	72150	111985	10111	104624	111985	11199	120331	120331	68670	86640	173287	135664	98040	43520	61310	41060	92080	72700	24810	61425	98040	241917	387300	48840
EA 14	21870	12996	19863	14830	23820	2333	24192	72700	241920	81640	547500	312255	77010	7270	9208	11199	24192	32820	24192	27746	31300	41060	86640	29090
EA 15	37840	17329	19890	38730	155307	156	12997	22470	17329	15531	14136	67234	120331	24192	17329	24192	24192	30760	17329	21729	26130	198628	111985	2419
<b>EA</b> 16	72150	10461	68670	29090	17329	3654	51720	241917	193500	129965	161733	98071	34410	64880	14136	51720	30760	32550	12033	30437	48840	21050	241917	29090

Tabela 26 - Coliformes totais (NMP/100 mL) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	in	verno/0	1	pri	mavera/0	01	١	rerão/02		0	utono/02	2	ir	verno/0	2	pri	mavera/	02	١	erão/03		0	utono/03	3
	mínimo r	máximo	média ı	mínimo r	máximo	média	mínimo ı	máximo	média ı	mínimo r	máximo	média	mínimo	máximo	média	mínimo ı	máximo	média	mínimo ı	máximo	média	mínimo ı	máximo	média
EA 1	2063	19930	10440	2481	29090	12455	2602	3873	3376	4786	7270	5844	1376	2419	1736	1497	4884	2933	2755	9804	5366	205	19863	10034
EA 2	959	22350	10897	2400	86640	47845	4611	4884	4793	3282	7215	5324	376	770	624	2014	6488	3640	2419	8664	4602	1918	10462	6190
EA3	791	104624	27347	56	5794	2025	3873	5794	5047	1120	12997	5512	225	488	375	107	2419	1071	1	1150	408	291	1986	1139
EA4	411	120331	30979	46	3448	1369	9208	24192	19197	1203	24192	13642	249	365	288	150	2419	1374	3255	9606	6450	158	2419	1289
EA 5	205	546	390	12	961	382	99	214	156	125	4034	1643	117	344	233	435	8164	3109	129	1011	652	196	517	356
EA 6	260	2418	843	9	210	130	53	133	83	31	2419	926	133	249	181	308	17329	6186	42	1733	728	308	687	497
EA7	199	1733	706	1	2602	935	93	162	132	31	1733	727	125	727	413	1674	24192	9428	150	9208	3273	613	1986	1300
EA8	275	1299	825	179	1300	566	210	461	297	326	770	548	387	1414	872	1120	17329	6621	387	2098	1491	248	3282	1765
EA9	649	1553	1021	20	2419	1475	613	1986	1095	141	1990	1065	397	2419	1372	1986	24192	10125	1300	4352	2432	2602	3255	2929
EA 10	721	2418	1516	19	2359	1264	727	2419	1566	921	2613	1767	866	3654	2170	376	17329	8325	4611	24890	14045	2909	5794	4352
EA 11	961	4106	2025	219	3441	2190	1986	7270	5374	4804	12997	8900	556	2419	1631	5794	22240	15966	7270	51720	24185	11199	275500	143349
EA 12	27230	101110	64580	11199	61310	43483	48840	98040	73193	51720	61310	56515	23590	686770	288556	29090	298700	156383	46110	93735	67052	17329	173287	95308
EA 13	10111	111985	74718	11199	120331	81172	68670	120331	91880	98040	173287	135664	41060	61310	48630	24810	92080	63197	61425	241917	133794	48840	387300	218070
EA 14	12996	21870	17390	2333	24192	16782	72700	241920	132087	77010	547500	312255	7270	11199	9226	24192	32820	27068	27746	41060	33369	29090	86640	57865
EA 15	17329	38730	28447	156	155307	56153	15531	22470	18443	14136	120331	67234	17329	24192	21904	17329	30760	24093	21729	198628	82162	2419	111985	57202
EA 16	10461	72150	45093	3654	51720	24234	129965	241917	188461	34410	161733	98071	14136	64880	43579	12033	32550	25114	21050	48840	33442	29090	241917	135504

Tabela 27 – Coliformes fecais (NMP/100 mL) durante as vinte e quatro amostragens (Am), nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas.

		invern	o/01		pri	mavera/	01	V	erão/02		0	utono/0	2	ir	nverno/0	2	pri	mavera/	/02	,	verão/03		outo	no/03
	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
	Am 1	Am 2	Am 3	Am 4	Am 5	Am 6	Am 7	Am 8	Am 9	Am 10	Am 11	Am 12	Am 13	Am 14	Am 15	Am 16	Am 17	Am 18	Am 19	Am 20	Am 21	Am 22	Am 23	Am 24
EA1	755	219	30	9070	299	450	63	10	41	63	10	148	464	31	143	56	111	71	128	11	20	118	13	7
EA2	126	126	41	7030		9208	20	31	10	74	10	74	44	31	24	36	548	120	80	15	260	50	10	162
EA3	182	1733	11	125	225	8164	1	1	2	1	1	44	3076	25	88	43	488	5	40	1	1046	3	1	27
EA4	126	1414	8	62	219	8664	2	2	1	1	1	40	2419	31	148	20	517	8	31	1	3	7	1	27
EA5	16	194	12	18	110	397	11	3	1	1	41	31	1046	7	38	9	96	15	31	1	3	21	1	1
EA6	23	1202	1	19	203	387	4	5	2	1	1	9	365	10	28	14	72	26	22	1	1	59	1	7
EA7	17	247	4	12	49	416	7	3	2	1	1	78	40	5	23	9	58	8	16	1	3	488	1	16
EA8	65	284	12	111	59	1850	4	3	44	4	2	275	548	45	131	26	770	133	38	1	179	50	4	201
EA9	249	556	5	205	156	3130	50	17	84	10	3	492	980	46	131	166	488	91	25	31	37	199	111	134
EA 10	213	512	3	199	121	2400	27	11	23	3	5	604	1203	64	131	120	517	93	22	62	101	179	40	148
EA 11	299	605	28	156	227	6867	260	65	206	108	30	458	886	97	131	148	4611	196	236	188	140	5172	4611	384
EA 12	5247	57170	10220	51720	8664	57940	8164	12997	9804	4611	9804	13566	17329	6488	6131	5794	29090	5475	24192	13550	2909	2224	198628	2495
EA 13	5247	15531	4360	104624	14136	46110	15531	12997	1956	1720	14136	11672	9208	4884	11199	5172	9208	4884	9203	9503	9804	19863	51720	5475
EA 14	830	460	11120	14830	727	57940	2987	3654	28510	14210	34410	19189	3968	785	471	404	650	443	145	3708	7270	1450	6131	3130
EA 15	500	769	2460	38730	3873	15390	1723	2987	3654	2987	1153	2753	4352	2602	101	1439	1782	794	676	3973	7270	14136	2247	2419
EA 16	659	769	5370	29090	1317	41060	7701	17790	41060	18600	29830	17653	5475	6488	1311	7270	2481	1187	393	1175	1956	644	23100	8164

Tabela 28 – Coliformes fecais (NMP/100 mL) nas dezesseis estações amostrais (EAs) estudadas: médias, máximas e mínimas sazonais.

	inverno/01 mínimo máximo média		1	prii	mavera/	01	V	erão/02		0	utono/02	2	in	verno/02	2	pri	mavera/0	)2	V	erão/03		0	utono/03	3
	mínimo	máximo	média	mínimo	máximo	média	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo	máximo ı	média	mínimo ı	máximo r	nédia	mínimo	máximo ı	média	mínimo ı	máximo r	média	mínimo	máximo	média
EA 1	30	9070	2519	63	450	271	10	63	38	3 10	464	207	31	143	77	71	128	103	11	118	50	7	13	10
EA 2	41	7030	1831	20	9208	4614	10	74	38	10	74	43	24	36	30	80	548	249	15	260	108	10	162	86
EA3	11	1733	513	1	8164	2797	1	2	1	1	3076	1040	25	88	52	5	488	178	1	1046	350	1	27	14
EA4	8	1414	403	2	8664	2962	1	2	1	1	2419	820	20	148	66	8	517	186	1	7	4	1	27	14
EA5	12	194	60	11	397	173	1	3	2	31	1046	373	7	38	18	15	96	47	1	21	8	1	1	1
EA 6	1	1202	311	4	387	198	1	5	3	3 1	365	125	10	28	17	22	72	40	1	59	20	1	7	4
EA7	4	247	70	7	416	157	1	3	2	2 1	78	40	5	23	12	8	58	27	1	488	164	1	16	9
EA8	12	284	118	4	1850	638	3	44	17	2	548	275	26	131	67	38	770	314	1	179	77	4	201	103
EA9	5	556	254	50	3130	1112	10	84	37	3	980	492	46	166	115	25	488	201	31	199	89	111	134	123
EA 10	3	512	232	27	2400	849	3	23	12	2 5	1203	604	64	131	105	22	517	211	62	179	114	40	148	94
EA 11	28	605	272	227	6867	2451	65	206	126	30	886	458	97	148	126	196	4611	1681	140	5172	1833	384	4611	2498
EA 12	5247	57170	31089	8164	57940	24923	4611	12997	9137	9804	17329	13566	5794	6488	6138	5475	29090	19586	2224	13550	6228	2495	198628	100562
EA 13	4360	104624	32441	14136	46110	25259	1720	12997	5558	9208	14136	11672	4884	11199	7085	4884	9208	7765	9503	19863	13057	5475	51720	28598
EA 14	460	14830	6810	727	57940	20551	3654	28510	15458	3968	34410	19189	404	785	553	145	650	413	1450	7270	4143	3130	6131	4631
EA 15	500	38730	10615	1723	15390	6995	2987	3654	3209	1153	4352	2753	101	2602	1381	676	1782	1084	3973	14136	8460	2247	2419	2333
EA 16	659	29090	8972	1317	41060	16693	17790	41060	25817	5475	29830	17653	1311	7270	5023	393	2481	1354	644	1956	1258	8164	23100	15632

## APÊNDICE II:

Perfis de Variáveis Físicas e Químicas nos Reservatórios

#### 1. INTRODUÇÃO

Os efeitos do aporte de nutrientes aos reservatórios são diretamente influenciados pela hidrodinâmica da coluna d'água. Durante períodos de estratificação, trocas verticais entre o hipolímnio e o epilímnio são grandemente reduzidas e os principais movimentos são quase que inteiramente horizontais, ao redor dos contornos de mesma densidade da água. O vento e as diferenças de densidade provocam diversos tipos de ondas superficiais, correntes horizontais e turbulência ao longo dos contornos, formando padrões de circulação que determinam como as substâncias serão transportadas e distribuídas no reservatório.

Variações diurnas e sazonais do clima condicionam as características hidrodinâmicas dos reservatórios, conferindo um comportamento extremamente dinâmico a coluna d'água. Durante períodos quentes, a entrada de calor possibilita um gradiente de temperatura desde a superfície até o fundo, que resulta usualmente em duas camadas separadas por uma zona de rápida mudança de temperatura e densidade, a termóclina. Esta zona confere estabilidade à coluna d'água, restringindo a mistura entre os estratos. Em períodos de clima frio e especialmente à noite, a superfície da água esfria tornando-se mais densa e originando a movimentação de pequenas parcelas de água por convecção, que terminam por misturar a superfície da água como um todo.

A estratificação impõe uma barreira física tanto aos nutrientes que aportam o reservatório numa temperatura mais fria e que são transportados abaixo da termóclina, quanto para aqueles que são continuamente ciclados no hipolímnio em função das condições de oxi-redução. Na camada hipolimnética, o transporte vertical é facilitado próximo aos sedimentos, sendo a disponibilização de nutrientes a partir de sedimentos autóctones uma das possíveis causas para a fertilização das águas em reservatórios, portanto, as características hidrodinâmicas da coluna d'água podem ser decisivas para a resposta ecológica do sistema. A estratificação pode ser visualizada através de verticais, onde são realizadas medidas de parâmetros físico-químicos em diversos níveis de profundidades em cada estação de amostragem.

Neste estudo, realizado nos reservatórios Divisa, Blang e Salto, a campanha para verificação da estratificação foi realizada no verão de 2003, quando se verificava uma situação de *déficit* hídrico na região. As medidas foram acompanhadas por coletas para

qualidade da água em perfil e dos sedimentos de fundo, com o objetivo de conhecer as características físico-químicas da coluna d'água e investigar a possibilidade de fertilização das águas á partir de sedimentos autóctones.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram estabelecidos sete perfis verticais no reservatório Divisa e dois em cada um dos reservatórios Blang e Salto, onde foram medidos diretamente a transparência da água com disco de Secchi e, de meio em meio metro: temperatura, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, condutividade elétrica, pH e potencial de oxi-redução, com sonda multiparâmetros Hidrolab, modelo Quanta.

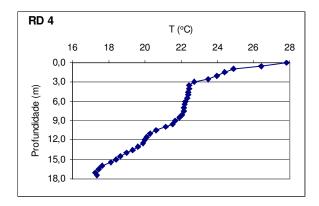
Os reservatórios Blang e Salto contaram apenas com os perfis verticais das variáveis medidas com sonda e coleta dos sedimentos de fundo, amostrados com draga *Eckman* e destinados ás análises granulométrica, de fósforo (total e disponível) e de nitrogênio total.

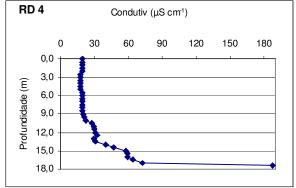
O reservatório Divisa foi escolhido para um maior detalhamento, por ser o primeiro da série e ter as comportas de fundo fechadas a maior parte do tempo (abertura a cada 1 ou 2 anos, conforme informação verbal). Nele, as estações de amostragem foram estabelecidas com base na batimetria e, ao final das medidas com sonda, também foram realizadas coletas de amostras de água com garrafa *Van Dorn*, de metro em metro, para análises de turbidez, fósforo total e clorofila-a, seguindo as recomendações de APHA (1995). As amostras para análise de clorofila-a foram realizadas até os 3 metros de profundidade, objetivando caracterizar a zona eufótica.

Salienta-se que a amostragem pontual e as condições extremamente dinâmicas da coluna d'água caracterizam esta investigação como de caráter exploratório, principalmente porque os perfis dos três reservatórios não foram realizados no mesmo horário.

## 3. RESULTADOS

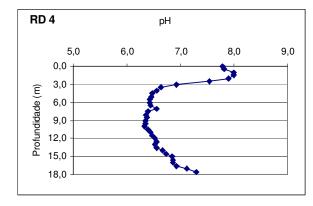
Serão apresentados três perfis (RD4, RB2 e RS2), um de cada reservatório, onde foram escolhidos os perfis de maior profundidade para demonstrar a ocorrência de estratificação térmica. As Figuras 1 a 8 apresentam as características da coluna d'água no perfil denominado RD4, localizado no centro do reservatório Divisa. O perfil de temperatura exibido na Figura 1 mostra que o Divisa encontrava-se estratificado no momento da medição, demonstrando que durante o verão, provavelmente, a estratificação seja comum neste reservatório.

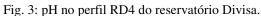




amostragem RD4, reservatório Divisa.

Fig. 1: Estratificação térmica em perfil na estação de Fig. 2: Condutividade elétrica no perfil RD4 do reservatório Divisa.





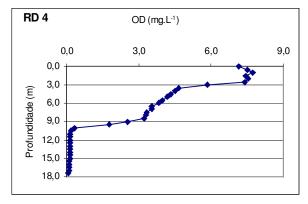
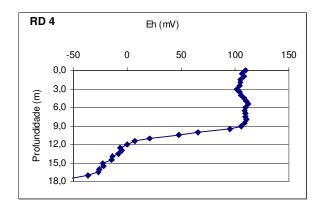


Fig. 4: Oxigênio dissolvido no perfil RD4 do reservatório Divisa.



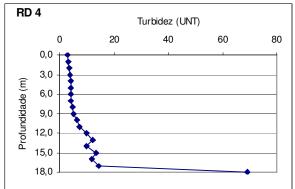
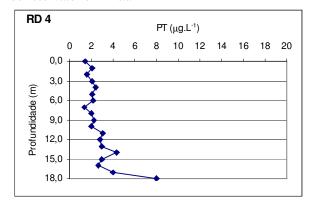
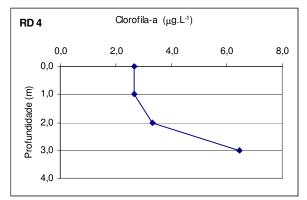


Fig. 5: Potencial de oxi-redução (Eh) no perfil RD4 do reservatório Divisa.

Fig. 6: Turbidez no perfil RD4 do reservatório Divisa.





Divisa.

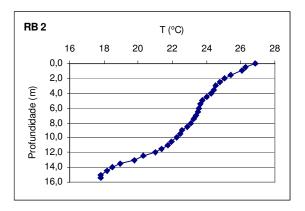
Fig. 7: Fósforo total no perfil RD4 do reservatório Fig. 8: Clorofila-a no perfil RD4 do reservatório Divisa.

A zona eufótica alcançou 2 metros de profundidade, com gradiente de temperatura na superfície induzido pelo vento. A temperatura, que na superfície era de 28°C baixou 6° nos primeiros 3 metros, onde estabilizou por volta dos 22°C até os 8m e tornou a baixar mais 5° até o fundo (17,5m), chegando a 17°C.

A condutividade elétrica começou a alterar seu padrão de comportamento a partir dos 10 metros de profundidade, passando de 18 a 50 µS cm<sup>-1</sup> aos 15 m e chegando a 170 µS cm<sup>-1</sup> aos 17,5m. O pH manteve-se em torno da neutralidade, passando de levemente alcalino na superfície à levemente ácido (entre 6 -7) na coluna d'água e aumentando novamente (pH > 7) no fundo (Figura 3).

O oxigênio dissolvido refletiu bem a estratificação, passando de 7,5 mg L<sup>-1</sup> na superfície a 6 mg L<sup>-1</sup> em torno dos 3 metros, 4 mg L<sup>-1</sup> aos 5 m e chegando a zero aos 10 m de profundidade (Figura 4). O potencial de oxi-redução (Eh), por consequência, sofreu perturbação em torno dos 3 m, mas seguiu acima de 100 mV até os 10 m, onde então passou a decrescer rapidamente, chegando a zero aos 12 m e – 51 mV aos 17,5 m (Fig. 5).

Neste ponto a transparência da água alcançou 1,85 m de profundidade. A Figura 6 mostra que a turbidez é baixa em praticamente toda a coluna d'água, aumentando lentamente até os 10 m, onde passa a aumentar rapidamente até o fundo. O fósforo total apresenta-se muito variável, mas salienta-se que nos baixos teores (em torno de 2 µg L<sup>-1</sup>) a oscilação pode ser atribuída ao erro relativo a precisão do método (10% segundo APHA, 1995). Os valores passam a aumentar significativamente somente a partir dos 17 metros. Quanto à clorofila-a, os valores mantiveram-se baixos em toda zona eufótica. O perfil do reservatório Blang é demonstrado nas Figuras 9 a 14.



RB 2 Condutividade (µS cm<sup>-1</sup>) 0 30 60 120 150 0,0 2,0 Profundidade (m) 4,0 6,0 8,0 10,0 12,0 14,0 16,0

Fig. 9: Estratificação térmica em perfil na estação de Fig. 10: Condutividade elétrica no perfil RB2 do amostragem RB2, reservatório Blang.

reservatório Blang.

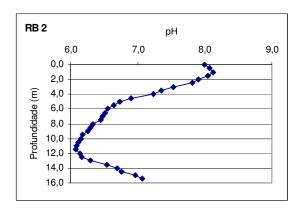


Fig. 11: pH no perfil RB2 do reservatório Blang.

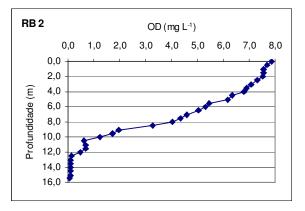
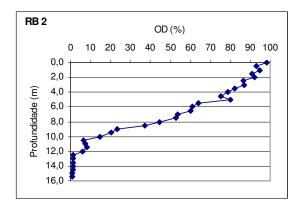


Fig. 12: Oxigênio dissolvido no perfil RB2 do reservatório Blang.



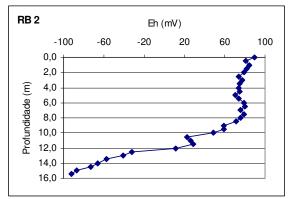


Fig. 13: Saturação de oxigênio no perfil RB2 do Fig. 14: Potencial de oxi-redução (Eh) no perfil RB2 reservatório Blang.

do reservatório Blang.

No reservatório Blang, a estratificação térmica mostrou-se menos pronunciada. O decréscimo progressivo da temperatura sugere que existem correntes em profundidades intermediárias que provocam a atenuação do perfil (Fig. 9). A variação de temperatura na superfície do reservatório Blang reflete a entrada de calor na zona eufótica, onde a transparência com disco de Secchi alcançou 2 metros de profundidade.

A condutividade elétrica mantém-se em torno de 15 e 16 µS cm<sup>-1</sup> em praticamente toda a coluna d'água, passando a 21 µS cm<sup>-1</sup> aos 13 m e 52 µS cm<sup>-1</sup> aos 15 m. O último ponto aos 15,5 m (102 µS cm<sup>-1</sup>) reflete o comportamento da interface água-sedimento, onde as condições redutoras do hipolímnio favorecem a solubilização de muitos elementos, aumentando as concentrações de sólidos dissolvidos e, consequentemente, a condutividade.

O pH fica em torno de 8 até os 2 metros, passa para 7 até os 4 metros e mantém-se na faixa entre 6 e 7 até os 14,5 m, mostrando tendência para neutralidade no fundo. O pH alcalino na superficie pode ser um reflexo da presença de algas no epilímnio. A coluna d'água levemente ácida resulta de um balanço químico e biológico, onde as condições aeróbias possibilitam a presença de uma diversidade de microorganismos aeróbios e facultativos, cujos principais compostos metabólicos são ácidos fracos. Em se tratando de um sistema equilibrado, essa produção é pequena e o pH mantém-se em torno de 6. No hipolímnio, a ação de bactérias heterotróficas consome todo o oxigênio disponível e o ambiente torna-se anóxico, possibilitando a presença de microorganismos anaeróbios obrigatórios como as bactérias metanogênicas, que consomem hidrogênio.

Os perfis de oxigênio dissolvido (OD) e o percentual de saturação deste gás (Figuras 12 e 13) demonstram zonas que estão diretamente relacionadas com a presença dos microorganismos. Da superfície até os 5 metros de profundidade tem-se mais de 6 mg.L<sup>-1</sup> de OD e 80 % de saturação. Aos 7 metros tem-se apenas 5 mg L<sup>-1</sup> de OD e 50 % de saturação, chegando a 0,6 mg.L<sup>-1</sup> aos 10 m e 0,14 mg L<sup>-1</sup> aos 12,5 m, onde estabiliza em torno de 1,4 % de saturação de oxigênio.

O perfil de oxi-redução demonstra que em torno dos 12 metros de profundidade ocorre uma mudança química no espectro de íons em solução. O potencial redox (Eh) da solução reflete uma mistura dos estados de oxidação dos elementos individualmente, onde valores positivos de Eh demonstram condições oxidantes e valores negativos resultam de condições redutoras. A Figura 14 demonstra que o Eh na superfície é de 90 mV, cai a 50 mV até os 10 m; 11 mV aos 12 m e -32 mV aos 12,5 m. Á partir daí os valores de Eh crescem negativos, indicando condições cada vez mais redutoras (-66 mV aos 14 m e -92 mV no fundo), onde os minerais são cada vez mais solúveis e, entre eles, a disponibilização de fosfatos é normalmente incrementada. O perfil do reservatório Salto é demonstrado nas Figuras 15 a 20.

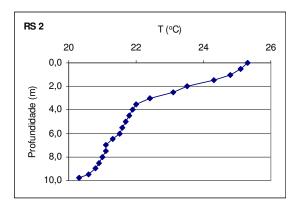


Fig. 15: Estratificação térmica em perfil na estação de amostragem RS2, reservatório Salto.

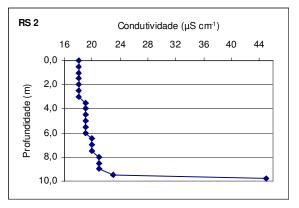
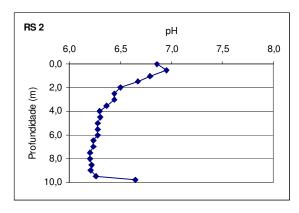


Fig. 16: Condutividade elétrica no perfil RS2 do reservatório Salto.



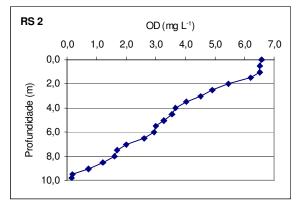
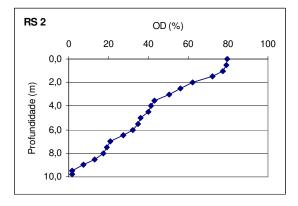


Fig. 17: pH no perfil RS2 do reservatório Salto.

Fig. 18: Oxigênio dissolvido no perfil RS2 do reservatório Salto.



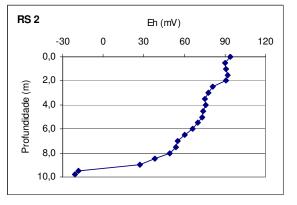


Fig. 19: Saturação de oxigênio no perfil RS2 do reservatório Salto.

Fig. 20: Potencial de oxi-redução (Eh) no perfil RS2 do reservatório Salto.

O perfil no reservatório Salto apresentou grande variação de temperatura até os 3,5 m de profundidade ( $25-22\,^{\circ}$ C), chegando aos 20 °C no fundo ( $10\,\mathrm{m}$ ). Vento e o calor até o período da tarde causam mistura da camada superficial, fazendo com que os gradientes de temperatura sejam mais suaves. A menor profundidade da coluna d'água resultou em menores variações também nos demais parâmetros, como pH (6,95-6,65), condutividade ( $18-45\,\mu\mathrm{S}\,\mathrm{cm}^{-1}$ ) e potencial redox ( $+90\,\mathrm{a}$  - $21\,\mathrm{mV}$ ).

O oxigênio dissolvido variou de 7 a 3 mg L<sup>-1</sup> até os 5 metros de profundidade. O percentual de saturação de 36 % aos 5 metros diminuiu para 7,5 % aos 9 m e 1,9 % aos 9,5 m de profundidade. O potencial redox apresentou significativas mudanças nas mesmas profundidades, decrescendo de 90 a 70 mV até os 5 metros, 27 mV aos 9 m e passando a - 18 mV aos 9,5 m.

Percebe-se que a menor profundidade da coluna d'água resulta em menores

diferenças entre os estratos e mudanças físico-químicas mais graduais, mas outros fatores podem estar contribuindo para a instabilidade da coluna d'água, como as observações nos reservatórios Blang e Salto terem ocorrido no período da tarde e que estas duas barragens possuem comportas de fundo abertas a maior parte do tempo.

# 4. SÍNTESE DOS RESULTADOS

O reservatório Divisa possui 18 metros de profundidade máxima, conforme a batimetria, já os reservatórios Blang e Salto alcançam no mínimo 16 e 10 metros de profundidade, respectivamente, de acordo com as profundidades encontradas nos perfis executados. Os reservatórios podem apresentar-se estratificados durante o verão, período em que a variação diurna de temperatura na região é bastante significativa (15 a 30°C), o que também favorece a mistura do epilímnio, induzida por correntes e ondas superficiais. A transparência da água alcança em torno de 2 metros de profundidade, demonstrando que tratam-se de águas claras e propensas à penetração da luz. O oxigênio dissolvido (OD) tende a desaparecer aos 10 m de profundidade e o potencial de oxi-redução torna-se negativo em torno de 12 m (9 m no reservatório Salto, mais raso).

No reservatório Divisa, os teores de clorofila-a mantiveram-se baixos na superfície, com maior valor (6  $\mu$ g L<sup>-1</sup>) aos 3 metros. Turbidez e fósforo total mostraram-se baixos ( $\approx$  5 UNT e 2  $\mu$ g L<sup>-1</sup>, respectivamente), em praticamente toda a coluna d'água, aumentando significativamente no hipolímnio (70 UNT e 8  $\mu$ g L<sup>-1</sup>).

Estas observações aliadas ao monitoramento da água superficial dos reservatórios durante 2 anos demonstraram que eles apresentaram características oligotróficas á mesotróficas. Entretanto, a disponibilização de fosfato no hipolímnio poderia ser responsável pela fertilização das águas caso a hidrodinâmica propiciasse o transporte e distribuição de ortofosfato para os estratos superiores da coluna d'água.

O potencial de fósforo disponível nos sedimentos de fundo, apresentado no Capítulo 5 deste relatório, demonstra que caso houvesse recirculação desse nutriente, o que poderia acontecer eventualmente de forma natural ou provocada pela abertura das comportas de fundo do reservatório Divisa, a distribuição dos nutrientes dissolvidos para os

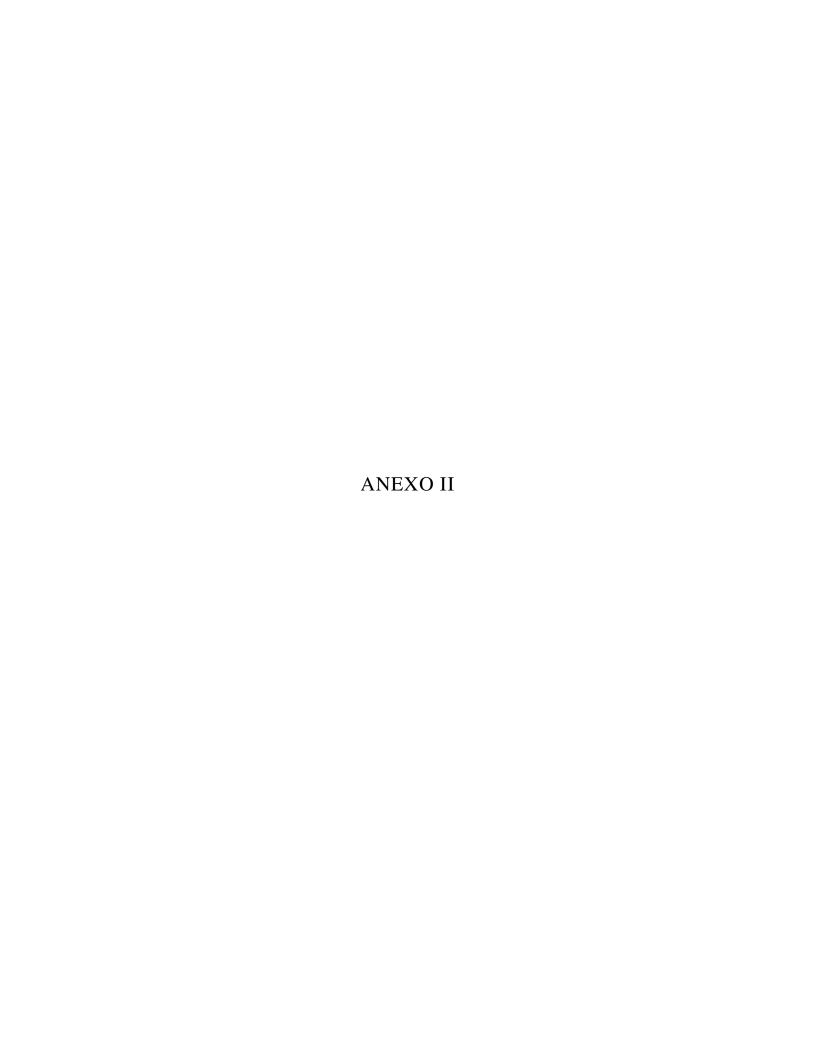
reservatórios Blang e Salto poderia atuar negativamente neste sistema que, pelo baixo grau de trofia que apresenta, encontra-se ainda em tênue equilíbrio ecológico.



### LISTA DAS PUBLICAÇÕES GERADAS PELO PROJETO SALTO:

- \* CARVALHO, EUDIMAR; CYBIS, LUIZ FERNANDO ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA NATIONAL SANITATION FOUDATION, DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA. RESUMO SUBMETIDO AO 23° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, CAMPO GRANDE, MS, 2005.
- \* Franzen, Melissa; Cybis, Luiz Fernando de A.; Merten, Gustavo H.; Carvalho, Eudimar N. de Algae blossom in reservoirs: the sediment quality importance. VII SIBESA Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Taormina, Italia, 2004.
- \* Franzen, Melissa; Cybis, Luiz Fernando de A.; Merten, Gustavo H.; Carvalho, Eudimar N. de Possíveis causas de Disponibilização de Fósforo nos reservatórios do sistema salto (rs). Simpósio Ecologia de Reservatórios, Avaré, SP, 2004.
- \* CARVALHO, EUDIMAR N. DE; CYBIS, LUIZ FERNANDO DE A.; YUNES, JOÃO S.; MERTEN, GUSTAVO H.; FRANZEN, MELISSA O FÓSFORO COMO UM ELEMENTO LIMITANTE DO CRESCIMENTO FITOPLANCTÔNICO NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO DE HIDRELÉTRICAS (RS). IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, JUIZ DE FORA, MG, 2003.
- \* Helfer, Fernanda; Lopes, Fabíola; Merten, Gustavo H.; Risso, Alfonso; Cybis, Luiz Fernando; Franzen, Melissa Determinação de áreas potencialmente erodíveis adjacentes ao reservatório divisa do sistema salto de hidrelétricas. XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Ribeirão Preto, SP, 2003.
- \* LOPES, FABÍOLA; HELFER, FERNANDA; MERTEN, GUSTAVO H.; RISSO, ALFONSO; CYBIS, LUIZ FERNANDO; FRANZEN, MELISSA DETERMINAÇÃO DE UM ÍNDICE DE FÓSFORO NUMA BACIA HIDROGRÁFICA ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO. XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, RIBEIRÃO PRETO, SP, 2003.
- \* Pastro, Silvana; Merten, Gustavo H.; Cybis, Luiz F.; Franzen, Melissa; Carvalho, Eudimar N. *Monitoramento ambiental dos reservatórios do sistema salto de hidrelétricas*. XV Salão de Iniciação Científica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2003.

- \* CARLA C. MÜLLER, EUDIMAR N. CARVALHO, LUIZ F. CYBIS ESTUDO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO, RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). XIV SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, RS, 2002.
- \* Fabiane Majolo, Carla C. Müller, Eudimar N. Carvalho, Luiz F. Cybis *Avaliação de variáveis físicas e químicas nos reservatórios do sistema salto, rio grande do sul (brasil)*. XIV Salão de Iniciação Científica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2002.
- \* Helfer, Fernanda; Carvalho, Eudimar; Franzen, Melissa; Merten, Gustavo H.; Cybis, Luiz Fernando *Aplicação de um modelo matemático para determinação de áreas potencialmente erodíveis adjacentes ao reservatório divisa do sistema Salto de hidrelétricas*. XIV Salão de Iniciação Científica Iniciação Científica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2002.
- \* CARVALHO, EUDIMAR N.; CYBIS, LUIZ FERNANDO ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA "NATIONAL SANITATION FOUNDATION" (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA. 23° CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL E REVISTA ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, NO PRELO.



### PUBLICAÇÕES GERADAS PELO PROJETO SALTO:

# ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA NATIONAL SANITATION FOUDATION, DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA

Eudimar Nascimento de Carvalho<sup>1</sup>, Luiz Fernando de A. Cybis<sup>2</sup>

# INTRODUÇÃO

Para a utilização e elaboração de índices, tendo-se os objetivos traçados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os comporão e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. O valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

Partindo-se do IQA NSF (IQA da *National Sanitation Foudation*), que já têm um uso consagrado, procurou-se obter um índice com facilidade em sua obtenção e mais adaptado a realidade atual brasileira.

## **OBJETIVO**

Através da adequação do índice de qualidade da água da *National Sanitation Foudation*, obter um índice de qualidade da água a ser aplicado em estudos de avaliação de impactos e caracterização, bem como, em atividades de gerenciamento que levem a preservação e recuperação de mananciais utilizados para abastecimento público.

## **METODOLOGIA**

### Aplicação do IQA NSF

Partindo-se da utilização do IQA da *National Sanitation Foudation (NSF)*, contendo as alterações adotadas pela CETESB, ou seja, a substituição das variáveis nitrato e fosfato, por nitrogênio total e fósforo total, calculou-se o índice de qualidade da água de reservatórios do Sistema Salto e rios Paranhana e dos Sinos (RS), Lago Guaíba (RS) e (3) rios do Estado de São Paulo. Os resultados obtidos foram as bases para a análise crítica e a adequação do IQA-NSF.

## Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade

Em primeiro lugar procurou-se identificar as variáveis, pertencentes ao IQA, que apresentavam os maiores problemas referente à qualidade da água. Em seguida, com base nas definições de estado trófico para corpos de água doce tropicais e de padrões de qualidade da água, foram observadas as variáveis que apresentavam os maiores desvios de uma situação de

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (<u>eudimar@ppgiph.ufrgs.br</u>)

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Professor e Pesquisador do IPH-UFRGS.

equilíbrio, ou seja, variáveis com tendência de apresentação de valores de sub-índices não condizentes com tais definições e padrões.

## Adequação do IQA NSF: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli 25

Para a adequação do IQA realizaram-se os seguintes passos: (1) identificação dos pontos causadores de baixa restritividade, que levaram a criação de uma nova curva de subíndices para fósforo total; e a elevação do peso dos coliformes fecais; (2) inclusão da
clorofila-a; e (3) ajuste dos pesos de todas as variáveis componentes, a partir da comparação
dos resultados obtidos com a aplicação do IQA NSF e as definições de estado trófico para
corpos de água doce tropicais.

## RESULTADOS

De acordo com o observado, na aplicação do IQA NSF, a curva de fósforo total oferece baixa restritividade, não dando importância às concentrações que de fato provocam o surgimento de florações fitoplanctônicas. A curva não mostra os gradientes de concentração do estado oligotrófico e mesotrófico, por exemplo, e sim registra apenas valores extremamente altos. A nova curva de sub-índices deste elemento encontra-se na Figura 1a.

Apesar do fósforo total ser uma variável que vem sendo utilizada para a classificação da qualidade da água em níveis tróficos, suas concentrações nem sempre representam o comprometimento desta qualidade, devido a presença de florações de algas e Cianobactérias. Por este motivo a clorofila-a vem sendo um "reforço" a este processo de classificação, pois através dela de fato tem-se a biomassa de tais organismos fitoplanctônicos. Este é o motivo da adição dos teores do referido pigmento como importante variável indicadora da qualidade da água e portanto, impressindível na obtenção de um IQA para abastecimento público de água. A curva de obtenção de valores de sub-índices para a clorofila-a, encontra-se na Figura 1b.

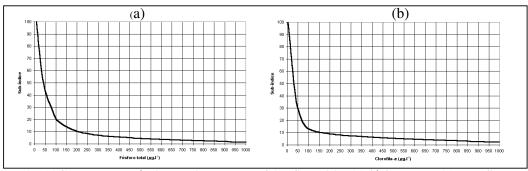


Figura 1 – (a) Curvas de sub-índices obtidas para o IQA NSF coli 25. (a) fósforo total, (b) clorofila-a.

Foi realizada uma classificação em nível de importância, observando-se o comportamento das variáveis nos ambientes da área de estudo, chegando-se a adoção dos seguintes pesos, para a agregação final dos sub-índices no IQA NSF coli 25: 0,25 para os coliformes fecais; 0,13 para a clorofila-*a*; 0,12 para o oxigênio dissolvido; 0,09 para a DBO e o fósforo total; 0,07 para os sólidos totais e o nitrogênio total; 0,06 para a temperatura da água, a turbidez e o pH.

## CONCLUSÕES

A adequação do IQA NSF, para o IQA NSF coli 25, traz uma maior confiabilidade a utilização de índice de qualidade da água, pois propicia, a partir da agregação de informações, resultados mais precisos e fáceis de serem utilizados pela comunidade em geral.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CANTER, L.W. Manual de evaluación de impacto ambiental Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 1998. 841p.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo/CETESB São Paulo: CETESB, 2001.
- COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.

(Resumo submetido ao 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.)

M. Franzen<sup>1</sup>, L.F.A. Cybis<sup>2</sup>, G.H Merten<sup>2</sup> and E.N. Carvalho<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS

.

#### **ABSTRACT**

The phosphorus content of bottom sediments represents an important nutrient supply that, depending on the hydraulic characteristics, environmental conditions and operational regime (opening of the bottom gateways) of the reservoir, can become available for aquatic biota. The Divisa, Blang and Salto series of reservoirs, built in the 1950s, are part of the Salto Hydroelectric System, located in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. The occurrence of an algal bloom in 1998 and the previous knowledge that the waters in this system were oligotrophic led us to monitor the phosphorus export potential of the bottom sediments and their possible sources in the different affluent streams, which possess different land use patterns (ranching, reforestation, native forest and urban). The low water orthophosphate values, the small contribution of external sources, and the high levels of bioavailable phosphorus in the bottom sediments corroborate the conclusion that the internal nutrient load (autochthonous sediments) was responsible for the phosphorus load that triggered the algal bloom.

#### **KEYWORDS**

Algal bloom, sediment quality, reservoirs.

#### INTRODUCTION

The Divisa, Blang and Salto reservoirs, part of the Salto Hydroeletric System, are located in the Caí watershed, at an 800-meter elevation, in a subtropical region, where the predominant economic activity is ranching and reforestation (pine and eucalyptus) and, to a lesser degree, agriculture.

Phosphorus transport (P) via surface runoff in agricultural areas may be responsible for stimulating the eutrophication process in lentic aquatic environments (Schindler, 1977; Sims *et al.*, 1998; Dorioz *et al.*, 1998). Losses of total P in agriculture are between 20 and 90%, depending on the management practices used (Sharpley *et al.*, 1992). On the other hand, the autochthonous sediments, chemically and biologically cycled within the reservoir, may act as a source or support for the P (Moore *et al.*, 1991, 1998).

Phosphorus was considered the main limiting factor of primary productivity in the Salto System reservoirs (Carvalho, 2003). In most of the continental aquatic ecosystems, sediment is the compartment that presents the highest concentrations of nutrients, especially the organic

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Professor e Pesquisador do IPH-UFRGS (lfcybis@iph.ufrgs.br)

sediments. The capacity to support the aquatic environment as to P may be easily overcome under conditions of hypolimnetic anoxia due to the reduction of relatively insoluble ferric phosphates (Mortimer, 1941, 1942), which is particularly true in noncalcareous systems (Holdren and Armstrong, 1980). In deep, stratified reservoirs such as those of the Salto system, the diffusive flux of P through the water-sediment interface may be slow, but penetration of the oxidized surface layer could provide the necessary contribution for a change in the trophic state of these systems.

The investigation of sediment quality was performed in order to evaluate the possible sources of phosphorus and nitrogen to the reservoirs.

## MATERIAL AND METHODS

This study was developed in the Caí River basin, located in the south of Brazil, where the Divisa, Blang and Salto system of three reservoirs "in cascade" are used to generate energy and regulate flows. The climate in the region is subtropical, with mean altitude 800m. Volcanic rocks represent the geological substrate. The predominant soils in the reservoir areas are characterized by shallow depth and low fertility (poor in phosphorus and rich in aluminum). The predominant use is cattle ranching and pine reforestation. Also found in the basin, but to a lesser extent, are areas used for intensive agriculture and also urban areas. In the agricultural areas, large quantities of fertilizers are used on the crops, whereas no fertilizers are used for ranching and reforestation.

To evaluate the contribution of nutrients to the reservoir, samples of bottom sediments were collected from tributaries, whose catchments represent different types of land use. Sediment samples were also collected at some points in the reservoirs.

Considering that the mean phosphorus contents found in the soil samples show a geochemical background for the region, soil samples representative of the different uses of the reservoir catchments were collected. The sampling times are listed below.

Table 1: Sampling points and periods in the tributaries, reservoirs and soils of the Salto System.

Samplings	n	Season	Period	
Tributaries	8	Spring, Summer	Sep - Oct 2002 and Feb - Apr 2003	
Reservoirs	11	Summer	January 2003	
Soils	23	Summer	March 2003	

## **Chemical Analyses**

The methodologies used by the Soils Laboratory of the School of Agronomy at the Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS) were adopted in order to compare the results of phosphorus and nitrogen content in soil and sediment samples. The techniques used to determine total phosphorus, total nitrogen and bioavailable phosphorus are all described in detail in Tedesco *et al.*, 1995. The bioavailable phosphorus was determined by Melich I.

Sample preparation for chemical analysis. The soil samples were air-dried and sieved through 1mm mesh. The tributary sediments were sieved wet in an inert sieve made of PVC with polyester or nylon mesh, where three fractions were separated:  $F>62 \mu m$ ,  $F<62>31 \mu m$  and  $F<31 \mu m$ , which were oven-dried at a temperature no higher than  $40^{\circ}$  C. In this study, the fractions  $F<62>31 \mu m$  and  $F<31 \mu m$  were analyzed separately and presented as a mean of determinations. The correction of the matrix effect was applied to the soil and tributary samples. The bottom sediments in the reservoirs were analyzed as a total fraction, since they were predominantly constituted by mud.

Grain Size. Grain size distribution was determined by sieving. The fraction below 62  $\mu$ m, corresponding to grain sizes of silt and clay, was separated by pipetting. The individualization of the percentage of the silt-clay fraction was adopted only in cases where the fine fraction was greater than 5% of the weight of the total sample.

#### **RESULTS**

The grain size curves representative of samples of soil, of reservoir sediments and tributary sediments are shown in Figure 1.

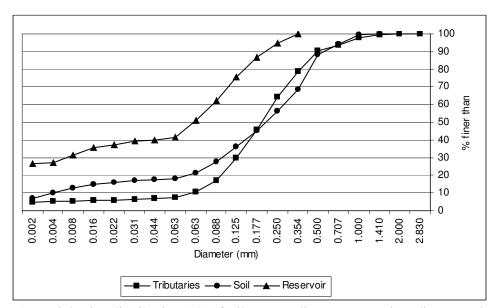


Figure 1: Particle size distribution (%) of tributary sediment, reservoir sediment and soil in the Salto System.

According to Figure 1, the curves show that 50% of the particles of the tributary sediments and soil are smaller than 0.177 mm (fine sand), while in the reservoirs 50% of the sediments are formed by particles smaller than 0.063 (very fine sand). It is interesting to note that in the tributaries and soils 90% of the particles are smaller than 0.500 mm (coarse sand), while in the reservoirs 90% of them are smaller than 0.177 mm (fine sand), thus showing the natural grain size variability of the different environments studied (lotic, lentic and terrestrial).

The natural background level of soil total phosphorus (TP) in different land use of the Salto System is presented in Figure 2. Concentrations were found to vary between 700 and 900

 $mg^{\cdot}Kg^{-1}$  for the areas of rangeland and forest, with the points above 1000  $mg^{\cdot}Kg^{-1}$  corresponding to agricultural land, the highest being associated with potato crops.

The use of fertilizers in these areas is clearly shown by the increment of Melich I-P (Figure 3). Although there are high levels of available P in the agricultural land, this applies to only a small area and is not representative of the total drainage area. Even so, we can infer that these areas, when close to a waterway, present a high potential risk for phosphorus contamination and therefore require conservationist agricultural practices.

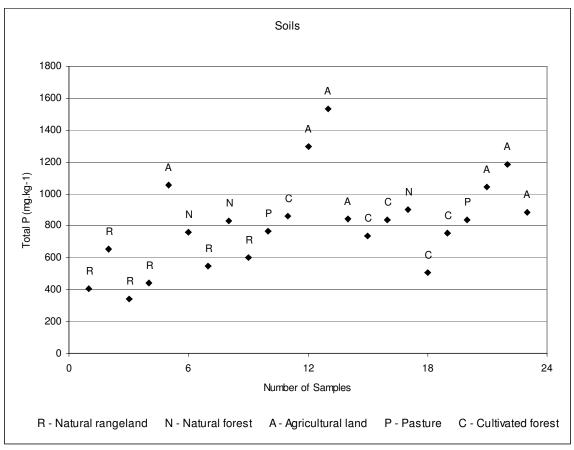


Figure 2: Total phosphorus (TP) levels in the soils of the Salto System river basin.

The Melich I - P content in the region's soils may be seen in Figure 3. The levels in natural areas are lower than 10 mg·Kg<sup>-1</sup>, contrasting with the cultivated areas, where the values are much higher, reaching 70 mg·Kg<sup>-1</sup>.

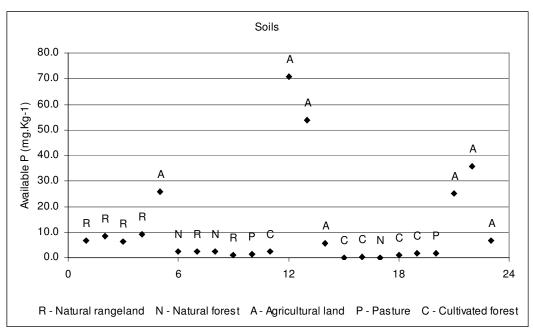


Figure 3: Available Melich I - P, representing the different types of land use found in the Salto System.

The results obtained in the Salto System tributaries are shown in Table 2, where the mean levels (Spring and Summer) of total - P, total N and Melich I - P in the bottom sediments are shown.

Table 2: Mean levels (Spring and Summer) of total P, total N and Melich I – P in the Salto System tributaries.

Point	Predominant Land Use		<b>Total – P</b> (mg Kg <sup>-1</sup> )	Total – N (%)	Melich I – P (mg·Kg <sup>-1</sup> )
N1	Rangelands, cultivated forest and natural forest		679.97	0.16	7.09
N2	Rangeland		547.27	0.30	7.40
N3	Wetlands, rangelands and cultivated forest	7	1043.31	0.25	5.58
N4	Road, rangeland and cultivated forest	9	636.55	0.27	3.09
N5	Cultivated forest	7	888.62	0.25	4.56
N6	Road and natural forest	9	674.28	0.08	7.23
N7	Natural forest	8	930.22	0.12	6.96
N8	Urban, natural forest	7	1160.36	0.11	11.96

n= number of samples

The highest total P levels were found at the wetland (1043.31 mg Kg<sup>-1</sup>), urban (1160.36 mg Kg<sup>-1</sup>) and cultivated forest (636.55 – 888.62 mg Kg<sup>-1</sup>) points. In urban use, the total P contents were much higher than those of natural forest (930.22 mg Kg<sup>-1</sup>) and the Melich I-P showed a higher contribution in urban use (11.96 mg Kg<sup>-1</sup>) than in the other tributaries, suggesting anthropic participation. Despite this, total P from the urban area proved only 45 % higher than the background of soils in the region (800 mg Kg<sup>-1</sup>).

The area that includes wetland, rangeland and cultivated forest shows quite high total P values (1043.31 mg·Kg<sup>-1</sup>) as compared with other land uses, which is explained because a large quantity of organic matter accumulates in the wetland. The Melich I-P content averages (5.58)

mg Kg<sup>-1</sup>) due to chelate formation and consumption by aquatic plants. Phosphorus retention in these environments is also favored by microbiological immobilization, precipitation in the water column and superficial adsorption in minerals (Pant and Reddy, 2001).

The total N was higher in the rangelands (0.30%), wetlands (0.25%) and cultivated forest areas (0.25%), than in the urban and natural forest uses (0.11 % and 0.12 %). Owens and Walling (2002) also studied the P and N content in rural and industrialized areas, finding results that are similar to those obtained in the Salto System. This authors verifying more elevated TP and TN contents in urban land use than in rural land use. Considering different land uses in the rural areas the same authors verifying that pasture and cultivated field showed more elevated contents in TP and natural forest more elevated contents in TN.

As to the nutrient levels in the superficial sediments in reservoir bottoms, Table 3 shows higher total P concentrations than the background of the soils in the region and in most of the tributaries that contribute to the reservoirs.

Table 3: Mean levels (Spring and Summer) of total P, total N and Melich I-P in bottom sediment in the Salto System reservoirs (mg·Kg<sup>-1</sup>).

Reservoirs	n	Total - P	Total - N	Melich I - P	
Divisa	7	982.61	2710.4	19.6	
Blang	2	1165.59	3049.2	21.63	
Salto	2	1077.92	3388	30.31	

The total P contents in the bottom sediments of the Salto System were between 463.2 mg Kg<sup>-1</sup> and 1250.0 mg Kg<sup>-1</sup>. The mean for Divisa was 982.61 mg Kg<sup>-1</sup>, 19.6 mg Kg<sup>-1</sup> of which are Melich I-P representing 2% of the total P. Blang had the highest mean total P (1165.6 mg Kg<sup>-1</sup>), of which only 1.8% are available, while in the Salto reservoir the mean concentration of total P was 1077.92 mg Kg<sup>-1</sup> and 30.31 mg Kg<sup>-1</sup> for Melich I-P (2.8%). The total P contents found in the Salto System sediment may be considered intermediate, as compared to the sediment quality guidelines of the Ontario Province in Canada (Persaud *et al.*, 1993), which establish 600 mg Kg<sup>-1</sup> as the lowest level and 2000 mg Kg<sup>-1</sup> as severe, referring to clean marginally polluted sediments and heavily polluted sediments, respectively. The total P values found in the Salto System sediment are within the limits for eutrophic lakes (630-4720 mg Kg<sup>-1</sup>), but still below the mean of these values (1920 mg Kg<sup>-1</sup>), according to comparison between various studies cited by Owens and Walling, (2002). On the other hand, the total N contents were between 1270.5 and 4065.6 mg Kg<sup>-1</sup>, with means of 2710.4 mg Kg<sup>-1</sup> at Divisa, 3049.2 mg Kg<sup>-1</sup> at Blang and 3388 mg Kg<sup>-1</sup> at Salto.

The available phosphorus in the bottom mud presented a range from 6 to 44 mg Kg<sup>-1</sup>, which represents a stock of potential P which may be made available when the physicochemical conditions of the water column allow its release. The availability of P may vary over time, depending on prevailing environmental conditions. Dissolution, ion exchange and resuspension are mechanisms that contribute to phosphorus release from the sediments.

#### DISCUSSION

The areas occupied by agriculture are small and sparse, representing annual crops of corn,

vegetables (cabbage, garlic and potatoes) and fruit (peaches and apples). Of all land uses within a river basin, intensive agriculture is typically one of the main sources of diffuse contamination in surface waters, especially in multiple-purpose reservoirs. Since it is easily transported by surface runoff, the phosphorus applied on the soil surface via fertilizer is easily carried into the receiving bodies of water, a process exacerbated during rainfall periods. The risk of contamination, however, depends upon the relative contribution of surface water from this land use.

The total P contents which are approximately similar between urban uses and native forest, and the fact that urban use takes up a small areas of influence in the Salto System river basin, suggest that the participation of the anthropic component, especially of urban use in the reservoir sources may not yet be so significant. The abundance of phosphorus in the autochthonous sediments as compared to the sources really does represent a 'stock' of phosphorus and a potential source for the water column. Considering that the water column is stratified in summer, the hypolimnion remains anaerobic during the stratification period. The hypolimnion-reducing conditions and the pH around neutral (5-7), favor the solubilization of ions H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> e HPO<sub>4</sub> (Nriagu and Dell, 1974).

Summer is also characterized by drought in the region, favoring lower water levels and, sometimes the need to open bottom gateways in Divisa (located upstream and normally closed) to regulate the levels in Blang and Salto and the downstream flows. Opening the gateways and the contribution of dissolved nutrients into the receiving bodies of water, together with the other necessary factors favored by the warm season, may induce the development of algae in downstream reservoirs.

## **CONCLUSIONS**

The low total P contents in the sediment, the small relative contribution of agriculture and urban use and the high levels of Melich I-P in the bottom sediments corroborate the conclusion that the internal load of nutrients is responsible for the contribution of phosphorus that triggered the algal bloom. The buffering capacity of the sediment compartment for phosphorus is limited, and may be rapidly surpassed when the bottom gateways are opened after being closed for long periods.

This region in which the Salto System is located is of strategic importance because it is one of the headwaters of the Guaíba hydrographic region. The preservation of the water quality is of vital interest for conserving water resources downstream. Despite the already-mentioned anthropic influence, the region is still well preserved, but ecological balance is already showing signs of change.

#### REFERENCES

Carvalho, E.N., Cybis, L.F.A., Yunes, J.S., Merten, G.H., Franzen, M. O fósforo como um elemento limitante do crescimento fitoplanctônico nos reservatórios do sistema salto de hidrelétricas (RS). In: *Congresso Brasileiro de Limnologia*, IX, 2003, Juiz de Fora, MG. CD-ROM.

- Dorioz, J.M., Pelletier, J.P. and Benoit, P. Properties physico-chemiques et biodisponibilite potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sediments dans un bassin versant du lac Leman (France). *Wat. Res.* 32 (2): 275-286, 1998.
- Holdren, G.C., Jr. and Armstrong, D.E. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Tech.* 14: 79-87, 1980.
- Moore, P.A., Reddy, K.R. and Fisher, M.M. Phosphorus flux between sediment and overlying water in Lake Okeechobee, Florida: spacial and temporal variations. *J. Environ. Qual.* 27: 1428-1439, 1998.
- Moore, P.A., Reddy, K.R. and Graetz, D.A. Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of a hypereutrophic lake. *J. Environ. Qual.* 20: 869-875, 1991.
- Mortimer, C.H. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *I. J. Ecol.* 29: 280-329, 1941.
- Mortimer, C.H. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *II. J. Ecol.* 30: 147-201, 1942.
- Nriagu, J.O. and Dell, C.I. Diagenetic formation of iron phosphates in recent lake sediments. *Am. Mineral*.59: 934-946, 1974.
- Owens, P.N. and Walling, D.E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Wat. Res.* 36: 685-701, 2002.
- Pant, H.K. and Reddy, K.R. Hydrologic influence on stability of organic phosphorus in wetland detritus. *J. Environ. Qual.* 30: 668-674, 2001.
- Persaud, D., Jaagumagi, R. and Hayton, A. (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ontario Ministry of Environment and Energy. Ontario: Queens Printer for Ontario.
- Schindler, D.W. Evolution of phosphorus limitation lakes. Science (Washington, DC) 195: 260-262, 1977.
- Sharpley, A.N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron-oxide paper strips. *J. Environ. Qual.* 22: 678-680, 1993.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., Jones, O.R., Berg, W.A. and Coleman, G.A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21: 30-35, 1992.
- Sims, J.T., Simard, R.R. and Joern, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* 27: 277-293, 1998.
- Tedesco, M. J., Gianello, C., Bissani, C.A., Bohnen, H. and Volkweiss, S.J. *Análises de solo, planta e outros materiais*. 2 ed. Porto Alegre: Instituto de Agronomia da UFRGS, 1995. Boletim Técnico de Solos, 5.
- (VII SIBESA Simposio Internazionale di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Taormina, Italia, 2004.)

# POSSÍVEIS CAUSAS DE DISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO (RS)

Melissa Franzen<sup>1</sup>, Luiz Fernando Cybis<sup>2</sup>, Gustavo H. Merten<sup>2</sup> e Eudimar Carvalho<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (maismel@yahoo.com.br)

<sup>2</sup> Professor e Pesquisador do IPH-UFRGS

Os reservatórios Divisa, Blang e Salto, ligados em série, localizam-se na bacia do rio Caí, município de São Francisco de Paula (RS, Brasil), e integram o Sistema Salto de Hidrelétricas. Construídos na década de 50 para geração de energia elétrica, possuem importância estratégica também para regularização de vazões, pois grande parte de suas águas é transposta para a bacia do rio dos Sinos. A localização do sistema de barragens propicia condições climáticas que favorecem a qualidade das águas, pois está situado em torno dos 900 metros de altitude e o clima é subtropical úmido. Os usos do solo na bacia hidrográfica também contribuem para a manutenção da qualidade da água, pois 74,5 % da área da bacia é constituída por campo, onde desenvolve-se a pecuária extensiva, 12,9 % ainda preserva a mata nativa, representada por fragmentos da Mata de Araucária, 8,9 % corresponde a florestamento restrito a Pinus e Eucalipto, e o restante ocupado por agricultura e área urbana perfazem apenas 1,7 %. A ocorrência de uma floração de cianobactérias no verão de 1998 motivou o monitoramento da qualidade da água superficial do Sistema Salto, que durante o período de 24 meses entre 2001 e 2003, demonstrou características oligotróficas á mesotróficas. Neste período, as águas dos reservatórios apresentaram concentrações de fósforo total (PT) inferiores a 10 µg.l<sup>-1</sup>, com médias entre 2 e 4 µg.l<sup>-1</sup>, condições essas praticamente limitantes com relação ao fósforo. Nos tributários, as concentrações de PT situaram-se em torno de 2 µg.l<sup>-1</sup>, chegando a 6 µg.l<sup>-1</sup> (durante os 6 meses analisados) e, nos sedimentos de fundo, as concentrações de PT situaram-se entre 600 e 1200 mg.kg<sup>-1</sup>, dos quais apenas 3 a 12 mg.kg<sup>-1</sup> são de P biodisponível. Os resultados indicam pequena contribuição das fontes, já que a produção de sedimentos na bacia é baixa e os usos de maiores concentrações, urbano e agricultura, ocupam pequena extensão em termos de área drenada. Ao que tudo indica, a fertilização das águas poderia ter sido desencadeada pela liberação de ortofosfato á partir de sedimentos autóctones. Os reservatórios mostraram concentrações de PT nos sedimentos de fundo em torno de 1000 mg.kg<sup>-1</sup>, mas o P biodisponível foi sistematicamente elevado, entre 20 e 40 mg.kg<sup>-1</sup>, em função de características dos flocos inconsolidados. Apesar da presença de P biodisponível em elevadas concentrações nos sedimentos, a sua não disponibilização para a coluna d'água pode ser explicada pela presença de ferro em quantidade suficiente para complexar o fósforo e pela estratificação verificada nos depocentros, onde a profundidade alcança os 18 metros. Por outro lado, a presença de ventos constantes e a chegada de frentes frias, poderiam causar ressuspensão de sedimentos e quebra da estratificação, mas a disponibilização do ortofosfato liberado no hipolímnio para a coluna d'água ainda teria que ter ocorrido juntamente com insolação, temperatura e transparência da água adequadas, para que pudesse desencadear floração. A não reincidência de florações no período analisado, entretanto, sugere que sejam também consideradas causas acíclicas de disponibilização de fósforo, como a abertura de comportas de fundo dos reservatórios situados a montante.

(Simpósio Ecologia de Reservatórios, Avaré, SP, 2004.)

# O Fósforo Como Elemento Limitante do Crescimento Fitoplanctônico Nos Reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas(RS)

EUDIMAR N. DE CARVALHO<sup>1</sup>, LUIZ FERNANDO CYBIS<sup>2</sup>, JOÃO S. YUNES<sup>3</sup>, GUSTAVO MERTEN<sup>4</sup>, MELISSA FRANZEN<sup>5</sup>

Palavras- Chave: Cianobactérias - Fitoplâncton - Fósforo - Oligotrófico -- Reservatórios

#### INTRODUCÃO

O Sistema Salto de Hidrelétricas é constituído por quatro reservatórios ligados em série denominados Divisa, Blang, Salto e Canastra, respectivamente. Durante o verão de 1998, foi observada uma grande floração de Cylindrospermopsis na região, que veio a contaminar os corpos d'água a jusante, que são usados como mananciais para abastecimento público. Em função do risco do surgimento de florações de cianobactérias tóxicas, nos referidos reservatórios, surgiu a necessidade deste estudo.

#### **OBJETIVOS**

Avaliar a variação da biomassa (clorofila-a) fitoplanctônica, nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas, correlacionando-a a variáveis limnológicas físicas e químicas.

#### MATERIAIS E MÉTODOS

As estações amostrais (EAs) situaram-se no centro de cada um dos reservatórios, exceto no Blang, onde fixou-se duas EAs, uma em seu braço direito e outra em seu braço esquerdo, denominadas respectivamente, Blang 1 e Blang 2. As amostragens foram realizadas mensalmente, de Dezembro/01 a Maio/02, compreendendo o verão e outono de 2002. As variáveis limnológicas analisadas foram: temperatura da água, transparência Secchi, turbidez, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio e fósforo totais, razão N:P e teor de clorofila-a, segundo APHA, 1995

#### RESULTADOS

Dentre as variáveis limnológicas estudadas observou-se que as principais contribuintes para a limitação do crescimento fitoplanctônico foram as concentrações de fósforo e/ou sua relação com o nitrogênio total, em função disto estas são as variáveis discutidas neste trabalho.

Todos os reservatórios do sistema apresentaram baixas concentrações de clorofila-a, variando de 0,1 µg.L<sup>-1</sup>a 14 µg.L<sup>-1</sup> (Tabela 1).

Tabela 1: variação da concentração de clorofila-a, nas estações amostrais (EAs), em μg.L<sup>-1</sup>.

EAs	Dez/01	Jan/02	Fev/02	Mar/02	Abr/02	Mai/02
Divisa	2,7	5,3	4,3	7,0	7,6	14
Blang 1	2,5	0,9	3,0	3,5	2,6	1,1
Blang 2	2,2	2,2	2,8	1,4	1,9	1,6
Salto	1,8	0,3	0,4	2,2	1,0	0,8
Canastra	0,5	0,9	0,3	0,1	0,8	0,3

As concentrações de nitrogênio total variaram de 0,21 mg.L<sup>-1</sup> a 1,27 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que as de fósforo total oscilaram de 0,42μg.L<sup>-1</sup> a 2,40μg.L<sup>-1</sup>. A razão N:P variou de 113 a 998 (Tabela 2).

Tabela 2: variação da razão N:P, nas estações amostrais (EAs).

amostrais (EAS).						
EAs	Dez/01	Jan/02	Fev/02	Mar/02	Abr/02	Mai/02
Divisa	918	390	443	462	337	146
Blang 1	998	638	547	363	530	116
Blang 2	864	726	924	302	371	355
Salto	486	979	553	239	220	190
Canastra	380	414	577	156	113	132

#### **CONCLUSÃO**

O baixo crescimento do fitoplâncton observado, devese principalmente à limitação imposta pelo elemento fósforo, devido a sua baixa concentração na água e consequentemente a alta razão N:P. Já que no período estudado existiam boas condições de temperatura, transparência da água e luminosidade.

Os ambientes apresentam, em geral características oligotróficas e uma boa qualidade da água para abastecimento público. Possivelmente a floração de Cylindrospermopsis observada no verão de 1998, ocorreu em função da disponibilização de fósforo retido no sedimento, ocasionada pela abertura da descarga de fundo do reservatório localizado mais a montante.

#### REFERÊNCIAS

APHA. Standard methods for the examination of water and waste water. 19 Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas/IPH; Av. Bento Gonçalves, 9500 – Campus do Vale/UFRGS – Porto Alegre – RS – Brazil - Caixa Posta I 15029; CEP: 91.501-970. (eudimar@ppgiph.ufrgs.br)

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS (Ifcybis@yortex.ufrgs.br)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Unidade de Pesquisas em Cianobactérias, FURG, Rio Grande/RS - CEP 96201-900 (dqmsarks@furg.br)

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS (merten@iph.ufrgs.br)

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS (maismel@yahoo.com.br)

# DETERMINAÇÃO DE ÁREAS POTENCIALMENTE ERODÍVEIS ADJACENTES AO RESERVATÓRIO DIVISA DO SISTEMA SALTO DE HIDRELÉTRICAS.

F. Helfer<sup>1</sup>; F. Lopes<sup>1</sup>; G. H. Merten<sup>2</sup>; A. Risso<sup>2</sup>; L. F. A. Cybis<sup>2</sup>; M. Franzen<sup>3</sup>

O Sistema Salto de Hidrelétricas, formado pelos reservatórios Divisa, Blang, Salto e Canastra, se localiza nas Bacias dos Rios Caí e Sinos, próximo a São Francisco de Paula, RS (figura 1). Este Sistema tem sua importância não apenas na geração de energia elétrica, mas também na irrigação, consumo humano e animal e atividades turísticas. O aumento progressivo das atividades antrópicas às margens dos reservatórios do Sistema tem causado impactos negativos na qualidade de água da região. Ocorrência de florações algais tóxicas, cujas toxinas não são eliminadas pela forma convencional de tratamento de água, tem sido constatada, e isso se reflete nos rios à jusante, importantes no abastecimento humano, como os rios Caí e Sinos. Tais florações são parte dos sintomas do desequilíbrio ecológico da região, pois a falta de práticas adequadas nas atividades antrópicas (agrícolas, habitacionais ou turísticas), geram aporte difuso de nutrientes para os reservatórios, causando a eutrofização das águas. Entre os nutrientes, o fósforo (P) tem sido estudado de forma mais aprofundada, visto que ele é elemento limitante ao desenvolvimento das algas (Carmichael, 1994). O incremento de P nas águas dos reservatórios se dá através do escoamento superficial (adsorvido aos sedimentos, ou diluído na água do escoamento). As práticas agrícolas inadequadas, associadas com os fatores naturais (chuva, declividade, tipo de solo), aceleram a degradação do solo, desagregando partículas que são transportadas aos reservatórios através do processo de erosão, levando consigo nutrientes como o P. Ao chegar nos reservatórios, estes nutrientes são pouco a pouco liberados. Por isso, as atividades antrópicas, em especial, a agricultura, devem ser executadas de forma racional e realizadas com a direção de um gerenciamento integrado, que propicie a conservação dos solos e, consequentemente, estabeleça o equilíbrio ambiental, trazendo de volta, desta forma, a qualidade de água desejada.

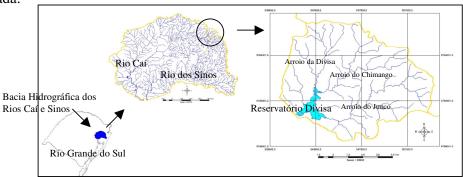


Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Reservatório Divisa

Para estudar o fenômeno da erosão, dispõe-se de métodos indiretos, por meio de modelagem matemática. Estes modelos podem ser associados a técnicas de geoprocessamento, que permitem análises espaciais do fenômeno, visando auxiliar o

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Estudante do Instituto de Agronomia da UFRGS (fehelfer@ppgiph.ufrgs.br)

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Professor e Pesquisador do IPH-UFRGS

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Doutoranda do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS

planejamento racional do uso e ocupação do solo e a exposição das áreas que necessitam de adoção de práticas de controle de erosão. Dentre estes modelos, a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), proposta por Wischmeier & Smith (1978), quando espacializada por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), permite estimar a perda de solo por erosão laminar, possibilitando contextualizar os resultados obtidos em função do uso e ocupação das terras. O geoprocessamento, na pesquisa, tem permitido um melhor gerenciamento de grandes áreas com rapidez, precisão e a custos bem mais baixos quando comparados a levantamentos feitos *in loco*.

Dentro do exposto acima, este trabalho teve como objetivos, aplicar um modelo matemático (EUPS), com o auxílio de ferramentas de geoprocessamento, na área da bacia hidrográfica do reservatório mais à montante do Sistema Salto de Hidrelétricas (Divisa), a fim de se identificar áreas com potencial de produção e perda de sedimentos.

O presente trabalho foi realizado no período de março a dezembro de 2002 e envolveu uma ampla pesquisa de campo sobre o uso atual do solo da bacia hidrográfica do reservatório Divisa, além da determinação de outros fatores para uso no modelo matemático, o que foi feito através de tabelas, mapas, equações e imagens de satélites.

Foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), cujos fatores foram processados na forma de Planos de Informação de um SIG.

A USLE é definida por: A=R\*K\*L\*S\*C\*P, onde A=perda de solo, em t/ha/ano; R=erosividade da chuva, em (MJ.mm)/(ha.h.ano); K=erodibilidade do solo, em (t.h)/(MJ.mm); L=comprimento de rampa (adimensional); S=declividade(adimensional); C=uso e manejo do solo (adimensional); e P=práticas conservacionistas (adimensional).

O fator R é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva em provocar erosão em uma área sem proteção (Bertoni & Lombardi Neto, 1990a). Em trabalhos desenvolvidos nos Estados Unidos, Wischmeier e Smith concluíram que o índice que possui melhor correlação com a perda de solo é produto da energia cinética da chuva pela sua intensidade máxima em 30 minutos (Cetâneo et al., 1982). Lombardi Neto e Moldenhauer (apud Bertoni e Lombardi Neto, 1993) propuseram a seguinte equação para determinação de um valor médio do índice de erosividade por meio da relação entre a média mensal e a média anual de precipitação: EI30=67,355(r2/P)0,85, onde EI30=média mensal do índice de erosividade, em MJ.mm/(ha.h); r=média do total mensal de precipitação, em mm; P=média do total anual de precipitação, em mm. Para a determinação da erosividade anual, soma-se o resultado dos valores mensais do índice de erosividade em cada estação pluviométrica. Fazendo-se a média da erosividade anual das chuvas de um longo período (20 anos ou mais), obtém-se o fator R da USLE. Scalabrin et al. (1994) determinaram um valor da erosividade das chuvas de 5565 (MJ.mm)/(ha.h.ano) para Vacaria - RS. Em virtude de não se possuir a erosividade calculada para São Francisco de Paula -RS, e por ser Vacaria um município de semelhante altitude e de localização próxima à São Francisco, adotou-se este valor como fator R no nosso modelo matemático.

O fator erodibilidade (K) representa a vulnerabilidade de um solo de sofrer erosão, e é determinado em função da textura, profundidade, e teor de óxido de alumínio presentes no solo (Bertoni & Lombardi Neto, 1990a). Experimentalmente, o fator K é estabelecido numa parcela com 22m de comprimento e 9% de declividade, preparado morro abaixo e permanentemente mantida sem cobertura e rugosidade superficial. Indiretamente, o fator K pode ser obtido pelo uso da Equação de Denardin et al. (1991), ou pelo uso do nomograma de Wischmeier et al. (1971). No nosso trabalho, primeiramente, foi determinado o tipo de solo que ocorre na bacia através de um mapa de solos do Estado de escala 1:1000000. Constatouse, desta forma, a ocorrência de uma associação de solos Neossolo/Cambissolo. Com base nos valores de profundidade, teor de silte e areia e teor de óxido de alumínio deste solo, o fator K foi calculado através da equação de Denardin et al (1991) para solos com mais de 1m de

profundidade: K=0,1038\*g\*0,5-0,0454\*d, onde g=teor de silte mais areia fina, em g/g; d=teor de  $Al_2O_3$ , em g/g. O valor de g utilizado foi de 0,3125g/g e de d foi de 0,190g/g. K calculado=0,0494(t.h)/(MJ.mm).

O fator comprimento de rampa (L) tem grande importância na perda de solo, uma vez que quanto maior for o comprimento, maior será a velocidade de escoamento, e, consequentemente, a capacidade de transporte do escoamento. Ao mesmo tempo, o volume e velocidade do escoamento estão diretamente relacionados ao grau de declividade do terreno (Bertoni & Lombardi Neto, 1990a). Segundo trabalho realizado por Pante et al. (2002), o cálculo in situ do fator integrado LS em grandes bacias hidrográficas de geomorfologia complexa se torna bastante difícil, moroso e incerto. O cálculo computacional do fator LS, a partir de um modelo numérico de elevação, considerando áreas acumuladas, declividade e forma das áreas (se convergentes ou divergentes), é um método revolucionário que permite uma melhor exatidão nos resultados em bacias com aquelas características. Os mesmos autores compararam o LS calculado computacionalmente com os calculados manualmente e concluíram que o primeiro evidencia as perdas de solo nas áreas de convergência de escoamento, que são, segundo Moore et al. (1988), potencialmente mais suscetíveis aos processos de erosão hídrica, devido aos solos serem mais profundos, mais úmidos e, desta forma, preferenciais para formação de escoamento concentrado, condicionando a ocorrência de sulcos. Além disso, o algorítimo usado no método computacional gera um modelo distribuído do fator topográfico LS, enquanto o método tradicional condiciona o cálculo do fator à escolha subjetiva de rampas, gerando valores pontuais do LS. A vantagem de se utilizar um modelo distribuído também reside na interação que este pode ter com rotinas de geoprocessamento, para, por exemplo, efetuar-se o cálculo completo da EUPS em uma bacia através de métodos computacionais (Pante et al. 2002). O fator LS do nosso trabalho foi calculado computacionalmente, pelo método proposto por Pante et al. (2002), utilizando, para isso, o software USLE-2D. O programa calcula o LS a partir de um MNT, que foi obtido através da digitalização de curvas de níveis espaçadas de 20 em 20 metros, de cartas topográficas de escala 1:50000. Desta forma, foi gerado um arquivo tipo raster do fator LS, que foi processado em SIG para integração com os demais fatores da EUPS.

O fator C representa o uso e manejo do solo, e é a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado e em um terreno desprotegido; o valor de C é adimensional e vai depender do tipo de cultura e manejo adotados, da quantidade de chuvas, da fase do ciclo vegetativo entre outras variáveis, cujas combinações apresentam diferentes efeitos na perda de solo (Bertoni & Lombardi Neto, 1990a). Os usos existentes na bacia hidrográfica do reservatório Divisa foram determinados através de imagens de satélite TM-LANDSAT, bandas 3, 4 e 5, de setembro/2000 e através de verdade de campo. As imagens foram classificadas e, através de ponderação por meio de linguagem LEGAL, à cada classe foi atribuído um valor de C: Água (C=0 - Wishmeier & Smith, 1978), Campo Nativo (C=0,005 - Wishmeier & Smith, 1978), Mata Nativa Densa (C=0,001 - Wishmeier & Smith, 1978), Mata Nativa Rala (C=0,002 - Wishmeier & Smith, 1978), Reflorestamento (C=0,005 - Wishmeier & Smith, 1978), Agricultura Anual (C=0,75 - calculado). Na figura 2 pode ser vista a distribuição dos usos na bacia.

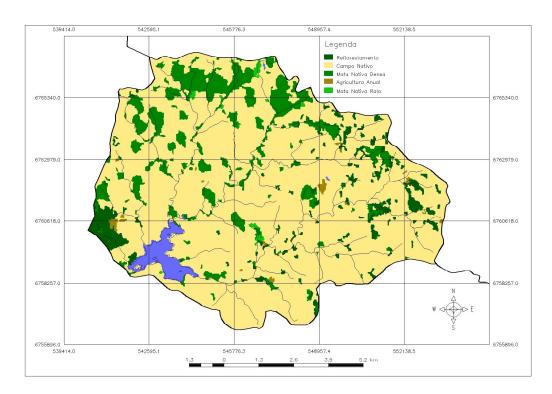


Figura 2: Uso do solo na Bacia Hidrográfica do Reservatório Divisa

Quando se pretende adequar as formas de produção agrícola de maneira a minimizar os efeitos negativos causados no meio físico, as variáveis antrópicas da EUPS devem ser tratadas separadamente. Mas se o objetivo é espacializar fenômenos por meio de geoprocessamento, a obtenção dos dados de C e P podem ser analisados de forma integrada em função do uso e ocupação do solo. Neste caso, adota-se o fator P=1, como sendo uma constante, por representar a pior situação de perdas de solo em função de práticas conservacionistas.

Multiplicação dos fatores da EUPS: cada fator da EUPS foi representado por um Plano de Informação (*layer*) na forma de matriz numérica, resolução 30x30m, no software Spring-INPE versão 3.6.06 (SIG). Através de linguagem LEGAL, foi feita a multiplicação das matrizes e gerado um *layer* com a perda de solo, em t/ha/ano, representado na figura 3.

Como se pode observar no cartograma da figura 3, a maior parte dos valores encontrados de perda de solo situam-se no intervalo entre 0 e 5 t/ha/ano. As áreas críticas, onde a perda de solo é muito alta (>20 t/ha/ano – áreas em marrom), representa 4,7% da área (4,5 km²). Aproximadamente, 17% (16 km²) da área adjacente ao reservatório Divisa possui perdas acima do tolerado (áreas em vermelho – figura 4), que, segundo Bertoni & Lombardi Neto (1990a) é de 9,8 t/ha/ano para Cambissolos e Neossolos. Essas perdas estão associadas principalmente a áreas de agricultura anual, onde o principal uso é o cultivo de batata em sistema convencional, morro-acima, morro-abaixo e topografia acentuada, demonstrando as conseqüências do pior manejo e do uso de práticas não-conservacionistas. Essas áreas apresentam um grande potencial de produção de sedimentos, e, para atenuar este problema, é importante a orientação dos agricultores para uso de práticas de conservação dos solos.

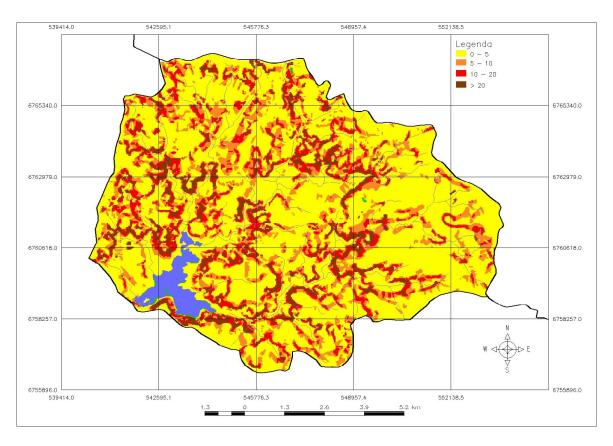


Figura 3: Perda de solo (t/ha/ano) na Bacia Hidrográfica do Reservatório Divisa

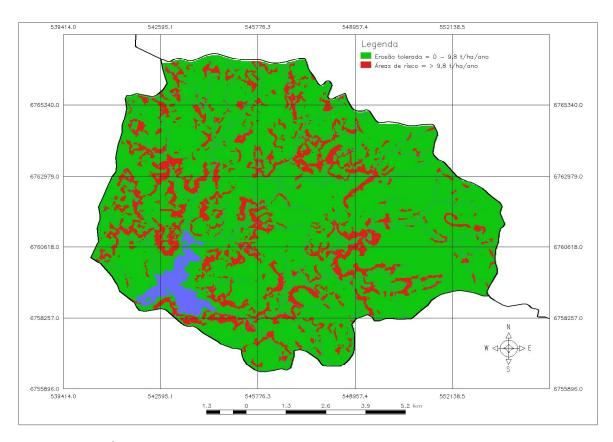


Figura 4: Áreas com perda de solo menor e maior que o limite tolerado na Bacia Hidrográfica do Reservatório Divisa

Apesar de existir ainda a necessidade e um trabalho de campo na área para calibrar o modelo, a espacialização das perdas de solo pode auxiliar na tomada de decisão, pois permite identificar áreas de monitoramento prioritário em termos dos processos erosivos, para adoção de práticas conservacionistas. O geoprocessamento, neste contexto, apareceu como uma ferramenta útil para que as análises de perda de solos pudessem ser feitas em escala regional, em tempo e custos muito menores do que se tivessem sido estimadas *in loco*.

## Referências Bibliográficas:

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Equação de perdas de solo. In: **Conservação do solo**. São Paulo: Icone, 1990a.: Cap.10, p.248-270.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. Sci. Amer., v.1, n.270, 1994.

MOORE, I.D., BURCH, G.J., E MACHENZIE, D.H. **Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies**. Trans. ASAE, 31(4):1098-1107, 1988.

PANTE, A., MINELLA, J.P.G, MERTEN, G.H. Cálculo do fator LS da EUPS utilizando um método computacional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Cuiabá, 2002. Anais (**Resumos**).

SCALABRIN, G.A.; SILVA, P.R.; E CASSOL, E.A. Erosividade das chuvas em Encruzilhada do Sul, Vacaria e Uruguaiana, RS, para um período de dez anos (1982-1991).

In: Salão de Iniciação Científica, VI, Porto Alegre, UFRGS, 17 a 21 de outubro de 1994, Anais. Ciências Agrárias. **Resumo** 299, p.92, 1994.

WISCHMEIER, W.H., E SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning**. USDA Agric. Handbook. U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 1978.

(XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Ribeirão Preto, SP, 2003.)

# DETERMINAÇÃO DE UM ÍNDICE DE FÓSFORO ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO NUMA BACIA HIDROGRÁFICA

F. Lopes<sup>1</sup>; F. Helfer<sup>1</sup>; G. H. Merten<sup>2</sup>; A. Risso<sup>2</sup>; L.F. Cybis<sup>2</sup>; M. Franzen<sup>3</sup>

<sup>2</sup> Professor e Pesquisador do IPH-UFRGS

O monitoramento de bacias hidrográficas é de fundamental importância para a verificação da qualidade da água nos reservatórios que são utilizados em diversas atividades, tais como rurais, turísticas, industriais, além do consumo humano. Considerando todos os usos do solo dentro de uma bacia, a agricultura, através da adubação, é uma das principais fontes de contaminação destes reservatórios. Através do escoamento superficial, os nutrientes originários da adubação, chegam aos corpos d'água, causando a eutrofização dos mesmos. Em resposta ao enriquecimento de nutrientes, há um aumento na produtividade da comunidade fitoplanctônica, que passa a apresentar um crescente aumento de dominância, principalmente por espécies de cianobactérias. As florações de cianobactérias causam um amplo impacto social, econômico e ambiental, através da formação da "natas verdes" na superfície das águas dos reservatórios, e de odor e sabor desagradável da água tratada para abastecimento. Além disto, a produção de metabólitos secundários bioativos destas algas, com altas propriedades tóxicas podem afetar, direta ou indiretamente, a saúde de muitos animais, inclusive o homem (Carmichael, 1996). Dos nutrientes carregados pelo escoamento superficial, o fósforo possui a maior importância no crescimento e na floração das cianobactérias, pois fica adsorvido nos sedimentos na forma de PO4 ou diluído na água da enxurrada, e, assim, é levado para os corpos d'água, onde fica na forma solúvel que é prontamente utilizada por estas algas. O principal fator que controla o movimento do fósforo para os corpos d'água é o transporte, via escoamento superficial e erosão (Sharpley et al, 1993).

Uma das maiores questões da atualidade no campo de gestão ambiental corresponde à necessidade de quantificar a erosão do solo devido a fenômenos hídricos e a definição das áreas de maior susceptibilidade, onde, por razões naturais ou por ação das atividades humanas, os índices de perda de solo, por vezes em grandes extensões, tornam-se muito elevados criando problemas de ordem ecológica, econômica e social.

Já foi proposto por diversos autores um índice fósforo para determinar o risco de contaminação potencial de fósforo em corpos d'água. Este trabalho visa uma adaptação dos métodos propostos por Eghball e Gilley, 2001 e Weld et al, 2002.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi aplicar um modelo quantitativo de perda de solo (USLE), utilizando a tecnologia do sistema de informações geográficas (SIG), associada a um índice de risco de fósforo numa bacia hidrográfica.

A área de estudo utilizada foi a bacia que contribui para os três reservatórios (Divisa, Blang e Salto) do Sistema Salto de Hidrelétricas, localizada no município de São Francisco de Paula, Estado do Rio Grande do Sul.

A determinação de um índice de perda de solo na região foi feita utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), proposta por Wischemeier e Smith (1978), onde cada fator determinado foi processado na forma de um plano de informação de um

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Estudante do Instituto de Agronomia da UFRGS (fabíola.lopes@ufrgs.br)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Doutoranda do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS

SIG. Após, foi feita a multiplicação de todos os fatores da equação, transformados em matrizes através do software Spring, originando a perda potencial de solo da região.

A USLE é dada pela expressão: A=R\*K\*L\*S\*C\*P, onde A=perda de solo por erosão hídrica, em t/(ha.ano); R=erosividade da chuva, em MJ.mm/(ha.h.ano); K=erodibilidade do solo, em t.h/(MJ.mm); L=comprimento da rampa (adimensional); S=declividade (adimensional); C=uso e manejo do solo (adimensional); e P=práticas conservacionistas (adimensional).

Devido a falta do fator R para o município de São Francisco de Paula, foi utilizado neste trabalho, o valor de R calculado para o município de Vacaria por Scalabrin et al (1994), por ser um município de altitude semelhante e próximo a São Francisco. O valor de R utilizado foi então, 5565 (MJ.mm)/(ha.h.ano).

O fator K foi obtido, primeiramente, pela determinação do tipo de solo que ocorre na bacia através de um mapa de solos do Estado de escala 1:1.000.000. Constatou-se, desta forma, a ocorrência de uma associação de solos Neossolo/Cambissolo. Assim, com base nos valores de profundidade, teor de silte e areia e teor de óxido de alumínio, o fator K foi calculado através da Equação proposta por Denardin et al (1991), obtendo-se um valor de 0,0494 t.h/(MJ.mm).

O cálculo computacional do fator LS, utilizando o software USLE 2D, proposto por Pante et al (2002), foi realizado a partir de um modelo numérico de elevação, obtido através da digitalização de curvas de níveis espaçadas de 20 em 20 metros, de cartas topográficas de escala 1:50.000. Assim, foi gerado um arquivo tipo *raster* do fator LS, que foi processado em SIG para utilização na USLE.

O fator C foi determinado através de imagens de satélite TM-LANDSAT, bandas 3,4 e 5, de setembro de 2000. Para auxiliar na correta classificação, além da imagem de satélite, foi realizada uma ampla pesquisa de campo sobre o uso e o manejo atual do solo na bacia. Através de ponderação por meio de linguagem LEGAL, a cada classe foi atribuído um valor de C.

Usos	Fator C	Fonte	
Água	0,0	Stein et al, 1987	
Campo Nativo	0,005	Wischmeier e Smith, 1965	
Reflorestamento	0,005	Wischmeier e Smith, 1965	
Mata Nativa Densa	0,001	Wischmeier e Smith, 1965	
Mata Nativa Rala	0,002	Wischmeier e Smith, 1965	
Pastagem Cultivada	0,20	Stein et al, 1987	
Olericultura	0,1759	Calculado	
Milho	0,11108	Calculado	
Batata	0,75		
Agricultura	0,10	Stein et al, 1987	
Área Urbana	0,03	Wischmeier e Smith, 1965	

O valor do fator P utilizado foi 1 como sendo uma constante, por representar a pior situação de perdas de solo em função de práticas conservacionistas.

Após a determinação do valor dos fatores da USLE, foi feita a multiplicação da mesma, sendo que cada fator foi representado por um plano de informação (PI) na forma de matriz numérica, com resolução de 30x30m, no software Spring–INPE. Com isto, através de linguagem LEGAL, obteve-se um PI com a perda de solo, em t/(ha.ano) da bacia.

Para a determinação de um índice de risco de fósforo, a matriz de perda de solo foi fatiada em cinco classes (Tabela 1), e a cada intervalo foi associado um peso correspondente, assim, associado a nenhuma erosão: peso 0, baixa erosão: peso 0,5, média erosão: peso 1, alta erosão: peso 1,5 e para muito alta erosão: peso 2,0.

O nível de fósforo no solo foi obtido através da associação da matriz uso do solo com o nível de fósforo em cada classe. Os valores de fósforo foram obtidos através de amostras de solo de cada uso na bacia e posterior análise em laboratório. As classes obtidas formam fatiadas em cinco diferentes intervalos de níveis de fósforo no solo, e a cada nível foi atribuído um valor conforme tabela 1.

O cálculo da distância à rede de drenagem, adaptado de Weld *et al* (2002), foi feito a partir de um zoneamento da área, assim obteve-se um PI na forma de matriz temática, com resolução 30x30m, no software Spring. Esta matriz foi transformada em matriz numérica e foi fatiada, assim, para cada fatia, foi atribuído um valor distinto, conforme tabela 1.

Tabela 1. Características e Pesos envolvidos no Índice de Risco de Fósforo.

Características	Unidade	Nenhuma	Baixa	Média	Alta	Muito Alta
		(0)	(0,5)	(1)	(1,5)	(2,0)
Erosão	t/ha	0	<5	5 - 10	10 - 20	>20
Distância	m	>150	150 - 100	100 - 80	80 - 50	<50
drenagem	m	>150	130 - 100	100 - 80	80 - 30	<30
Nível de P no solo	mg/l	-	<10	10 - 15	15 - 30	>30

Com estes pesos pode se definir o máximo índice de risco de contaminação com fósforo como sendo o valor 8 e o mínimo risco de contaminação o valor 0.

## Referências Bibliográficas

- Carmichael, W.W., 1996. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Watanabe, M.F., K. Harada, W. W. Carmichael & H. Fujiki (ed.) **Toxic** *Microcystis***.** CRC Press, Boca Raton, New York, London, Tokyo, p. 1-12.
- Sharpley, A.N, 1993. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide paper strips. **Journal of Environmental Quality** 22. p. 678 680.
- Eghball, B.; Gilley, J. E., 2001. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol 56, n° 3. p. 202 206.
- Weld et al, 2002. Evaluatin of phosphorus based nutrient management strategies in Pennsylvania. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 57, n°6. p. 448 454.

(XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Ribeirão Preto, SP, 2003.)

MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO DE HIDRELÉTRICAS. Silvana Pastro, Gustavo H. Merten, Luiz F. Cybis, Melissa Franzen, Eudimar Nascimento Carvalho (Laboratório de Sedimentometria, IPH/ UFRGS).

Os reservatórios do Sistema Salto e seus principais afluentes foram monitorados visando identificar conflitos entre as práticas de uso do solo e a qualidade da água, para garantia dos usos múltiplos do manancial. Os reservatórios Divisa, Blang e Salto, localizados no município de São Francisco de Paula (RS), têm as margens ocupadas por campo, florestamento e loteamentos, além de serem atrativos para atividades turísticas. As atividades econômicas da região são voltadas para o campo, com predomínio da pecuária extensiva, pinus, eucalipto e agricultura. O monitoramento ambiental contemplou a qualidade da água, sedimentos e solos, com ênfase em nutrientes (fósforo total e disponível) (CNPq/FINEP).

(XV Salão de Iniciação Científica, Porto Alegre, 2003)

ESTUDO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO, RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). Carla C. Müller, Eudimar N. Carvalho, Luiz F. Cybis (Setor de Saneamento Ambiental, IPH/UFRGS).

O estudo da comunidade fitoplanctônica é um fator de grande relevância em águas de mananciais, principalmente em ambientes de reservatório, onde possa haver riscos de desenvolvimento de florações de cianobactérias tóxicas. Este trabalho é parte do Projeto Salto, que visa o monitoramento ambiental, para a gestão integrada e sustentável e a preservação da qualidade da água, nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS), cujo financiamento é realizado pelo Fundo Setorial de Recursos Hídricos. O Sistema Salto é constituído por reservatórios em cascata e foi construído com o intuito de geração de energia elétrica, sendo que as águas da saída deste sistema são utilizadas, também, para abastecimento público. A relevância do presente estudo dá-se em função do risco de desenvolvimento de florações de cianobactérias tóxicas neste ambiente. Os objetivos são avaliar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Sistema Salto (RS), durante o verão e o outono de 2002, qualitativa e quantitativamente. Para a análise qualitativa, concentrou-se as amostras em rede de plâncton, as quais foram preservadas e estão sendo analisadas através de microscopia óptica. As análises quantitativas, de biomassa, foram realizadas por determinação de concentrações de clorofila-a. Durante o período estudado não ocorreu floração de algas. A biomassa fitoplânctônica encontrada foi muito reduzida. A maior concentração de clorofila-a encontrada foi de 8,1 µg/L no mês de dezembro (2001), associada ao surgimento de condições mais propícias ao desenvolvimento das algas, como temperatura e transparência da água (FAPERGS/CNPq/FINEP).

(XIV Salão de Iniciação Científica, Porto Alegre, 2002)

AVALIAÇÃO DE VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS NOS RESERVATÓRIOS DO SISTEMA SALTO, RIO GRANDE DO SUL (BRASIL). Fabiane Majolo, Carla C. Müller, Eudimar N. Carvalho, Luiz F. Cybis (Setor de Saneamento Ambiental, IPH/UFRGS).

O conhecimento das características físicas e químicas da água é um fato de relevância em águas de mananciais, pois além de permitir avaliar a qualidade da água, pode-se também relacioná-las com a biomassa fitoplanctônica. O Sistema Salto é constituído por reservatórios em cascata e foi construído com o intuito de geração de energia elétrica, sendo que as águas de saída deste sistema são utilizadas para abastecimento público, nas quais já ocorreram florações algais. Este trabalho é parte do Projeto Salto, que visa o monitoramento ambiental, para a gestão integrada e sustentável e a preservação da qualidade da água, nos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétrica (RS), cujo financiamento é realizado pelo Fundo Setorial de Recursos Hídricos. O presente estudo tem como objetivo avaliar as características físicas e químicas da água, nos reservatórios do referido sistema e suas implicações na biomassa fitoplanctônica. As variáveis analisadas foram: temperatura, transparência Secchi, turbidez, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais, nitrogênio e fósforo totais, além do teor de clorofila-a. As amostragens foram realizadas mensalmente durante o inverno de 2001 ao outono de 2002. Os resultados evidenciam a tendência de elevação dos valores de transparência, pH, condutividade elétrica, sólidos totais, DBO, fósforo e nitrogênio totais e clorofila-a, durante o verão e o outono. Apesar da alta transparência da água, nos dois referidos períodos, não ocorreu um desenvolvimento expressivo de fitoplâncton em função da baixa disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. O que leva a crer que episódios de florações de algas, registrados anteriormente, estão relacionados a ressuspensão de nutrientes do sedimento (CNPq/FINEP).

(XIV Salão de Iniciação Científica, Porto Alegre, 2002)

APLICAÇÃO DE UM MODELO MATEMÁTICO PARA DETERMINAÇÃO DE ÁREAS POTENCIALMENTE ERODÍVEIS ADJACENTES AO RESERVATÓRIO DIVISA DO SISTEMA SALTO DE HIDRELÉTRICAS. Fernanda Helfer, Eudimar N. Carvalho, Melissa Franzen, Gustavo H. Merten, Luiz F. A. Cybis (Laboratório de Sedimentometria, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS).

O Sistema Salto de Hidrelétricas, cujos reservatórios (Divisa, Blang, Salto e Canastra) se localizam nas bacias do Rio Caí e Rio dos Sinos do estado do RS, tem sua importância não apenas na geração de energia elétrica, mas também na irrigação, consumo humano e animal e atividades turísticas. A preocupação com a qualidade da água neste sistema se torna importante, uma vez que já foram constatados problemas de poluição, entre eles, o desenvolvimento de florações algais tóxicas, o qual é incrementado pelo aporte de nutrientes vindos através do escoamento superficial (adsorvidos aos sedimentos ou diluídos na água de enxurrada). Assim, este trabalho tem como objetivo aplicar um modelo matemático (RUSLE), com o auxílio de ferramentas de geoprocessamento, na área da bacia hidrográfica

do reservatório Divisa, a fim de determinar um índice de perda potencial de solo na região. O trabalho está sendo desenvolvido no Laboratório de Sedimentometria (IPH/UFRGS), onde estão sendo processados, em Sistema de Informação Geográfica, os fatores da equação, adquiridos através de: imagens de satélite atuais (fator cobertura e manejo do solo), mapa de solos (fator erodibilidade do solo), modelo de elevação do terreno (fator topografia) e observações a campo (fator práticas conservacionistas). O resultado final será um mapa representando o potencial de perda de solo das áreas adjacentes ao reservatório Divisa. O mapa será utilizado no projeto ao qual este trabalho está vinculado, para determinar as áreas que possivelmente estejam contribuindo com o aporte de nutrientes através dos sedimentos (FINEP, CNPq).

(XIV Salão de Iniciação Científica, Porto Alegre, 2002).

# ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA "NATIONAL SANITATION FOUNDATION" (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA

# Eudimar Nascimento de Carvalho<sup>(1)</sup>

Biólogo – Universidade Federal de Goiás; Mestre em Ecologia – Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **Luiz Fernando Cybis**<sup>(2)</sup>

Eng. Civil – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS); Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul; PhD em Eng. Sanitária e Ambiental – The University of Leeds, Inglaterra; Professor Adjunto do Departamento de Obras Hidráulicas do IPH/UFRGS.

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Instituto de Pesquisas Hidráulicas; Av. Bento Gonçalves, 9500 – Campus do Vale/UFRGS – Porto Alegre RS – Caixa Postal 15029 – CEP 91501-970 - Brasil - Tel: (51) 3316-6564 - e-mail: <a href="mailto:eudimar@ppgiph.ufrgs.br">eudimar@ppgiph.ufrgs.br</a>

**Endereço**<sup>(2)</sup>: Instituto de Pesquisas Hidráulicas; Av. Bento Gonçalves, 9500 – Campus do Vale/UFRGS – Porto Alegre RS – Caixa Postal 15029 – CEP 91501-970 - Brasil - Tel: (51) 3316-6567 - e-mail: lfcybis@iph.ufrgs.br

#### **RESUMO**

No mundo atual existe um emprego considerável de índices, pois eles têm sido ferramentas imprescindíveis em áreas como administração, economia, saúde, engenharia e meio ambiente, por exemplo. Em relação à qualidade da água os índices podem ser utilizados para indicar a qualidade para abastecimento humano, preservação da vida aquática ou ainda procurar abranger as duas questões. Os objetivos do presente trabalho são, através da adequação do índice de qualidade da água da National Sanitation Foundation (NSF), obter um índice de qualidade da água a ser aplicado em estudos de avaliação de impactos e caracterização, bem como, em atividades de gerenciamento que levem a preservação e recuperação de mananciais utilizados para abastecimento humano. Para tal, foram estudados sete casos, em que a água apresentava diferentes qualidades, então pode-se observar que este índice expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixa concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém, nos demais casos, o índice superestimou a qualidade da água, isto possibilitou a adequação do referido IQA, ou seja, a elaboração do IQA NSF Coli 25, onde foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, criada e incorporada uma curva de sub-índices de clorofila-a e adotados novos pesos para cada variável, na obtenção do IQA revisado. Dentro desta distribuição de pesos foram concedidos os maiores pesos para os coliformes e para a clorofila-a, devido as suas atuais importâncias na determinação da qualidade da água nos mananciais de água brasileiros.

**PALAVRAS-CHAVE:** IQA, Clorofila, Monitoramento da Água, IQA NSF Coli 25, Recursos Hídricos.

# **INTRODUÇÃO**

Em sentido amplo um índice ambiental é um número ou uma classificação descritiva de uma grande quantidade de dados ou informações ambientais cujo propósito principal é simplificar a informação para que possa ser útil a diretores de entidades e ao público em geral. Também, pode-se utilizar índices em estudos de impactos.

Quanto aos estudos de impactos, os índices ambientais cumprem um ou mais dos seguintes objetivos: (a) resumir os dados ambientais existentes; (b) comunicar informações sobre a qualidade do meio afetado; (c) avaliar a vulnerabilidade ou susceptibilidade a contaminação de uma determinada categoria ambiental; (d) centrar-se seletivamente nos fatores ambientais chaves; (e) servir como base para a expressão de impacto ao predizer as diferenças entre o valor de índice com projeto e o valor do mesmo índice sem projeto.

Em relação à elaboração de índices, podemos dizer que partindo-se dos objetivos a que eles serão empregados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os comporão e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis (parâmetros).

A proposta de utilização/criação de um índice é simplificar e passa por um processo de parcimônia e apresentação de um número de informações possíveis de uma forma conveniente e com significado necessário. A manipulação matemática procura reduzir duas ou mais variáveis para um simples número.

Os índices, segundo OTT (1978), apresentam duas etapas básicas na obtenção de seu valor final, assim resumidas: (a) cálculo dos sub-índices de cada uma das variáveis utilizadas no índice; (b) agregação dos sub-índices para obtenção do índice.

Para o cálculo dos sub-índices são utilizadas diferentes funções matemáticas específicas a cada um deles, procurando representar o resultado referente a uma determinada variável ambiental, genericamente assim definido (Equação 1):

```
I_i = f_i(X_i)

equação (1)

Sendo: X_i = valor observado no inésimo parâmetro I_i = sub-índice calculado usando a função f_i(X_i)
```

Depois de calculados os sub-índices, os mesmos serão agregados por uma segunda função matemática para gerar o Índice (Equação 2):

$$I = g(I_1, I_2, \dots, I_n)$$
  
equação (2)

Sendo: I = índice que se deseja obter;  $I_i =$  sub índice calculado usando a função  $f_i(X_i)$ ; n = número de parâmetros avaliados.

a) Forma Aditiva de agregação de sub-índices.

É a forma mais simples de agregação podemos simplesmente somar os sub-índices (Equação 3).

$$I = \sum_{i=1}^{n} I_{i}$$

### equação (3)

Onde:

 $I_i$  = sub-índice referente ao variável i n=número de variáveis

A utilização desta forma poderá gerar uma região ambígua onde ocorrerão falhas, sendo que, quanto mais variáveis forem incluídas no índice maior a ambigüidade. Isto poderá ser diminuído com a utilização de um coeficiente multiplicador para cada sub-índice, denominado peso. Neste caso os valores exagerados irão desaparecer e a região onde ocorre a ambigüidade diminuirá.

Usualmente os pesos são distribuídos para cada sub-índice de forma que sua soma seja 1. Portanto, com a forma aditiva utilizando pesos temos (Equação 4):

$$I = \sum_{i=1}^{n} w_i * I_i$$

## equação (4)

onde : 
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

 $w_i$  é o peso correspondente ao sub-índice i

No caso de duas variáveis temos:

$$I = I_1 * w_1 + I_2 * w_2$$
  
sendo  $w_1 + w_2 = 1$ 

A região ambígua pode ainda ser reduzida ao se estabelecer a mesma faixa de valores para o sub-índice e para o índice, tal como o estabelecimento de uma faixa de variação entre 0 e 100.

A forma aditiva ponderada, apesar de conseguir reduzir o problema da ambigüidade, pode não ser adequada para evitar um problema também bastante sério que é o eclipsamento de resultados, o que resulta na subestimação (um sub-índice muito ruim que não altera o resultado final do índice) ou superestimação (um sub-índice muito bom que eclipsa os

resultados ruins de outros) de sub-índices. Podem ainda ocorrer outras situações onde o índice não representa de forma coerente o que vem ocorrendo de uma maneira geral com todos os sub-índices ou pelo menos com os mais significativos (OTT, 1978).

Apesar destas limitações, a forma aditiva ponderada é a mais utilizada na agregação de subíndices, pelo fato de poder atribuir pesos de acordo com a importância da variável.

### b) Forma multiplicativa

A forma multiplicativa é usada em índices de escalas decrescentes e tornou-se a forma mais utilizada em índices. Uma de suas características é evitar o eclipsamento pois se um sub-índice é ruim ele afetará o índice significativamente, assim como se um sub-índice apresentar valor  $\theta$  (zero) o índice também será zerado (Equação 5).

Temos a equação básica:

$$I = \prod_{i=1}^{n} I_i^{w_i}$$
**equação (5)**
onde : 
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

# • Considerações Sobre a Utilização de Índices de Qualidade da Água

Atualmente existe um emprego considerável de índices, em todo o mundo. Com relação à qualidade da água, estes podem ser empregados para indicar a qualidade para abastecimento doméstico, preservação da comunidade aquática e ainda procurando abranger as duas questões, COUILLAR e LEFEBVRE (1985).

O índice de qualidade da água (IQA) da *National Sanitation Foundation* (NSF) é um dos índices de qualidade da água mais utilizados no Brasil. Em alguns casos com a sua metodologia original, em outro casos, com adaptações regionais, como é procedido pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo.

#### • Índice de Qualidade da Água da NSF

Originalmente para o IQA NSF foram adotadas nove variáveis (parâmetros) e cinco classes de qualidade, para o enquadramento dos valores finais obtidas através do cálculo deste IQA, conforme pode ser visto nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1: Pesos relativos adotados para o IQA/NSF. Fonte: (BROWN et al., 1970).

Variáveis (parâmetros)			Pesos relativos
Oxigênio	dissolvido	(%	0,17
saturação)			
Coliformes f	ecais		0,15
pН			0,12
Demanda bioquímica de oxigênio		0,10	
Temperatura	_ L		0,10
Fosfato			0,10
Nitrato			0,10
Turbidez			0,08
Sólidos totai	S		0,08

Tabela 2: Classificação da qualidade, valor numérico e cor. De acordo com as cinco classes determinadas para valores do IQA/NSF. Fonte: CANTER (1998).

Classificação da qualidade	Valor numérico do IQA	Cor
Muito ruim	0-25	Vermelho
ruim	26-50	Laranja
Regular	51-70	Amarelo
Bom	71-90	Verde
Excelente	91-100	Azul

# • Índice de Qualidade da Água do COMITESINOS

Em 1990 uma comissão formada por técnicos de diversas entidades ligadas ao Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS), estabelece um Índice de Qualidade da Água (IQA) para o Rio dos Sinos (RS), com base em diversos trabalhos até então existentes e a partir de critérios discutidos e adotados em alguns estados brasileiros e outros países.

A necessidade de adotar uma sistemática de informação ao público do Vale do Rio Dos Sinos, surgiu em decorrência da implantação do COMITESINOS, onde os órgãos envolvidos com monitoramento foram solicitados pelas demais entidades representativas da comunidade e integrantes do Conselho Diretor, no sentido de fornecer periodicamente informações sobre a qualidade da água do rio.

A possibilidade da inclusão de cada variável, adotada no IQA NSF, foi discutida para cálculo do IQA a ser utilizado no Rio dos Sinos, ficando mantidas todas as variáveis, exceto o desvio da temperatura de equilíbrio. A metodologia completa para a aplicação do IQA encontra-se em COMITESINOS (1990).

## • Índice de Qualidade da Água da CETESB

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo, a partir de estudos, realizou algumas adaptações ao IQA da NSF, e desde então vem utilizado-o para avaliar a qualidade das águas neste estado. O índice adaptado pela CETESB, incorpora também nove variáveis ambientais. Tendo como ponto principal de diferença, em relação ao IQA NSF, a substituição das variáveis fosfato e nitrato, por nitrogênio e fósforo totais (CETESB, 2001). A substituição destas variáveis parece pertinente, pois neste caso, as concentrações totais de nutrientes, tanto de nitrogênio quanto de fósforo trazem uma medida mais significativa do potencial destes no ambiente. Porém, é importante ressaltar que as concentrações de nitrato na água podem indicar risco à saúde humana. A Figura 1, mostra as variáveis, pesos e curvas utilizados pela CETESB.

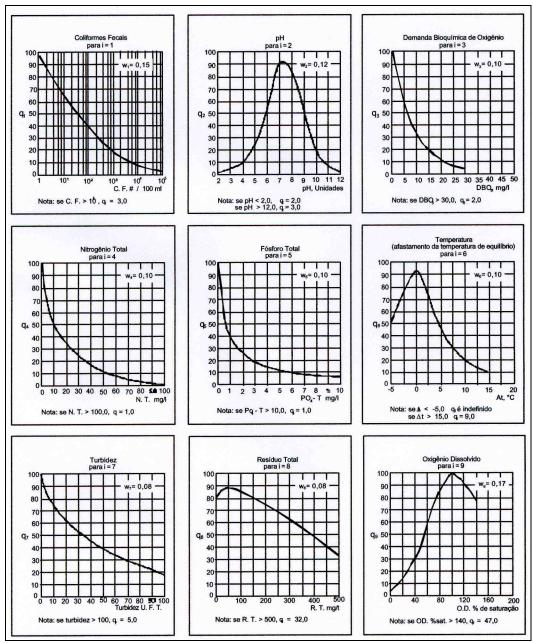


Figura 2: Curvas médias de variação de qualidade das águas. Fonte: CETESB (2000).

O IQA/CETESB é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água (conforme proposta original da NSF) correspondentes às variáveis ambientais: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (% saturação), demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez.

Portanto, os objetivos do presente trabalho são através da adequação do índice de qualidade da água da *National Sanitation Foundation* (NSF), obter um índice de qualidade da água a ser aplicado em estudos de avaliação de impactos e caracterização, bem como, em atividades de gerenciamento que levem a preservação e recuperação de mananciais utilizados para abastecimento público.

#### **MATERIAIS E MÉTODOS**

#### Aplicação do IQA NSF-CETESB

O IQA NSF-CETESB foi calculado para que se pudesse ter as referências críticas para a sua adequação e atualização pretendidas. Para tal fim foram utilizados dados de diferentes ambientes, que apresentam aspectos de qualidade da água diferentes, incluindo os reservatórios do Sistema Salto e rios Paranhana e dos Sinos (RS), o Lago Guaíba (RS) e rios e reservatório do Estado de São Paulo.

#### • Identificação dos Pontos Causadores de Baixa Restritividade

Para a utilização e elaboração de índices, tendo-se os objetivos traçados, o primeiro passo é a seleção das variáveis que os comporão e que se prestarão ao cálculo dos sub-índices. Já que o valor de um índice é uma representação de uma determinada qualidade, obtida pelo agrupamento de sub-índices, que por sua vez tiveram sua origem na observação de determinadas variáveis.

Neste sentido, procurou-se identificar as variáveis pertencentes ao IQA NSF-CETESB, que apresentavam os maiores problemas referentes a qualidade da água, ou seja, aquelas significativamente mais importantes, dentro deste objetivo, foram observadas as variáveis que apresentavam os maiores desvios de uma situação de equilíbrio, como aquelas que tenderiam a apresentação de valores de sub-índices não condizentes com o seu papel, ou grau de interferência nos ambientes aquáticos.

#### Adequação do IQA NSF-CETESB: Desenvolvimento do IQA NSF-Coli 25

Partindo do IQA NSF-CETESB, que já têm um uso consagrado, procurou-se obter um índice de qualidade da água que pudesse ter maior facilidade em sua geração e mais adaptado a realidade atual brasileira. Tendo-se isto como objetivo foram realizados os seguintes passos: (1) identificação dos pontos causadores de baixa restritividade, que levaram a criação de uma nova curva de sub-índices para fósforo total; e a elevação do peso dos coliformes fecais (2) inclusão da clorofila-*a* e (3) ajuste dos pesos de todas as variáveis componentes, a partir da comparação entre os resultados obtidos com a aplicação do IQA NSF-CETESB, padrões das Resoluções CONAMA 20/86 (CONAMA, 1992) e CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), assim como das definições de estado trófico para corpos de água doce tropicais.

É notório que o fósforo é o mais importante limitador do crescimento fitoplanctônico nos ecossistemas aquáticos continentais. Seus teores na água determinam o potencial gerador de biomassa de algas e cianobactérias que o corpo hídrico pode ter. Partindo-se deste princípio e das bases já abordadas, foi determinada a curva para o cálculo de sub-índices de fósforo total.

As principais referências bibliográficas utilizadas para a elaboração da curva de sub-índices foram as que trazem relações entre fósforo total e estado trófico, como as classificações

adotadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993), além das relações entre fósforo total e clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

A inclusão da clorofila-*a* foi realizada mediante a elaboração de uma curva de sub-índices por concentração, na qual teve-se por base a nova curva de sub-índices de fósforo total e a relações fósforo total-clorofila-*a*, descritas por CARLSON (1977).

Para o ajustamento dos pesos das variáveis, em primeiro lugar procurou-se classificar as variáveis pertencentes ao IQA em nível de importância, no que se refere à realidade atual brasileira, resultou em primeiro nível de importância os coliformes fecais; em segundo nível a clorofila-*a* e o percentual de Oxigênio dissolvido (%OD); em terceiro nível o fósforo total, em quarto nível a DBO; em quinto o nitrogênio total e os sólidos totais; em sexto nível de importância a turbidez, o pH e a temperatura da água.

#### RESULTADOS

#### Aplicação do IQA NSF-CETESB

Para analisar as diferentes respostas do IQA NSF-CETESB em função dos valores encontrados para cada uma das nove variáveis adotadas por este índice, foram utilizados dados de distintos corpos d'água do Rio Grande do Sul e do Estado de São Paulo. A seguir são colocados sete casos em que a água aparece em diferentes condições de qualidade.

No primeiro caso a amostra selecionada para análise foi do reservatório Divisa (RS) na qual tem-se um IQA com classificação boa (IQA = 89), a avaliação da qualidade da água neste caso foi satisfatória pois todas as variáveis estiveram em um bom estado, tanto no que diz respeito ao abastecimento humano (objetivo de aplicação deste IQA), quanto para a preservação da vida aquática. Porém por apresentar a concentração de coliformes fecais igual a 1 NMP/100ml esta amostra seria classificada pela Resolução CONAMA 357/05 como de classe 1, embora estando no limite para classe especial (Quadro 1).

Quadro 1: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Divisa (RS), (IQA = 89).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	22,1	-	92
Turbidez (FTU)	10	40 (para classe 1)	72
Sólidos totais (mg/L)	55	-	84
pН	7,5	6 a 9	92
%OD	87	-	92
DBO (mg/L)	1	3 (para classe 1)	89
P-Total (µg/L)	1,2	20 (para Classe 1)	91
N-Total (mg/L)	0,3	-	97
Colif. Fecais	1	200 (para classe 1)	99
(NMP/100mL)			

No segundo caso uma amostra do rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), onde obteve-se um classificação boa (IQA = 76) que, também, se considera uma avaliação aceitável pelo IQA, pois neste caso a água apresenta boas características em relação as variáveis físicas e químicas, sendo que os coliformes fecais estão em uma concentração mais elevada que no primeiro caso, o que fez cair o valor do índice mas ainda permitiu uma classificação dentro do intervalo de boa, assim como dentro da classe 1 da CONAMA 357/05 (Quadro 2).

Quadro 2: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio dos Sinos, no Município de Taquara (RS), (IQA = 76).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	23,8	-	92
Turbidez (FTU)	11,8	40 (para classe 1)	76
Sólidos totais (mg/L)	60,5	-	84
pН	6,9	6 a 9	87
%OD	80,5	-	87
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	83
P-Total (µg/L)	2,5	25 (para classe 1)	90
N-Total (mg/L)	0,2	-	98
Colif. Fecais (NMP/100mL)	145	200 (para classe 1)	36

O terceiro caso apresenta uma amostra do Rio Paranhana no Município de Três Coroas (RS) tendo-se a classificação regular (IQA = 56), revelando baixa sensibilidade para expressão da característica real da qualidade da água, pois a concentração de coliformes fecais é altissima (57.940 NMP/100ml) com o sub-índice desta variável dando 4,9 e a referida amostra pertencendo a classe 4 da CONAMA 357/05 (Quadro 3).

Quadro 3: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Paranhana, no Município de Três Coroas (RS), (IQA = 56).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	19,8	-	92
Turbidez (FTU)	19	40 (para classe 1)	67
Sólidos totais (mg/L)	91	-	84
pН	7,1	6 a 9	90
%OD	97,9	-	95
DBO (mg/L)	1,6	3 (para classe 1)	84
P-Total (µg/L)	2,9	100 (para classe 1)	95
N-Total (mg/L)	1,4	-	85
Colif. Fecais	57940	4000 (para classe	5
(NMP/100mL)		3)	

No quarto caso tem-se amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), onde a água foi classificada como de qualidade ruim (IQA = 45) quando de fato deveria estar com classificada como muito ruim, devido às alta concentração de coliformes fecais e de fósforo total e do baixo percentual de saturação de oxigênio dissolvido. A título de exemplo a referida água pertencente a classe 4 da CONAMA 357/05, (Quadro 4).

Quadro 4: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao

IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Reservatório Guarapiranga (SP), (IQA = 45).

SI-CETESD apricado	Jara amostra do Re	sci vatorio Guarapirang	a (51 ), (1QA - 43)	
Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice	
	encontrado			
Temperatura (°C)	21	-	92	
Turbidez (FTU)	15,3	40 (para classe 1)	72	
Sólidos totais (mg/L)	111	-	82	
pН	7,2	6 a 9	90	
%OD	40,1	-	30	
DBO (mg/L)	5	5 (para classe 2)	58	
P-Total (µg/L)	170	50 (para classe 3)	87	
N-Total (mg/L)	0,5	-	90	
Colif. Fecais	50000	4000 (para classe	5	
(NMP/100mL)		3)		

No quinto caso temos uma amostra do Lago Guaíba - Estação 36 do DMAE (RS) — onde também foi observada uma concentração de coliformes fecais de 50000 NMP/100ml e a concentração de fósforo total praticamente dobrada (300 µg.l<sup>-1</sup>), em relação a amostra anterior, e o percentual de saturação de OD baixo. A classificação da água, neste caso, foi dada regular e não muito ruim, como era de se esperar, apesar da concentração de fósforo total ter praticamente dobrado (Quadro 5).

Quadro 5: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao

IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Lago Guaíba (RS), (IQA = 70).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	23	-	92
Turbidez (FTU)	49	100 (para classe 2)	39
Sólidos totais (mg/L)	130	-	83
pН	7,1	6 a 9	89
%OD	44,3	-	34
DBO (mg/L)	2,8	3 (para classe 1)	74
P-Total (µg/L)	300	50 (para classe 3)	85
N-Total (mg/L)	2,09	-	80
Colif. Fecais	50000	4000 (para classe	5
(NMP/100mL)		3)	

Para o sexto caso foi selecionada uma amostra do Rio Piracicaba, na captação da cidade (Quadro 6), onde o percentual de saturação de OD foi baixo, a DBO elevada e as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, assim como a de coliformes fecais foram

elevadas, chegando a 30000 NMP/100ml. Contudo o IQA classificou a água como de qualidade ruim (IQA = 28) e não como muito ruim, como seria de esperar.

Quadro 6: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao

IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 28).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	160	100 (para classe 2)	5
Sólidos totais (mg/L)	467	-	35
pН	6,3	6 a 9	65
%OD	29,8	-	21
DBO (mg/L)	10	10 (para classe 3)	34
P-Total (µg/L)	504	150 (para classe 3)	55
N-Total (mg/L)	1,7	-	86
Colif. Fecais	30000	4000 (para classe 3)	6
(NMP/100mL)		_	

No Quadro 7 tem-se outra amostra do rio Piracicaba, esta com classificação ruim (IQA = 40). Neste caso o percentual de saturação de OD foi mais baixo ainda (25%) e as concentrações de N-total e P-total, assim como a de coliformes foram elevadas. Apesar de se ter uma classificação de ruim para a água, conforme mensionado, esta amostra também seria classificada como de classe 4 pela CONAMA 357/05, o que poderia equivaler a muito ruim no IQA.

Quadro 7: Características da água, padrões da CONAMA 357/05 e valores de sub-índice referentes ao

IQA NSF-CETESB aplicado para amostra do Rio Piracicaba (SP), (IQA = 40).

Variável	Valor	Padrão CONAMA 357	Sub-índice
	encontrado		
Temperatura (°C)	24	-	92
Turbidez (FTU)	6	40 (para classe 1)	85
Sólidos totais (mg/L)	185	-	72
pН	7,0	6 a 9	91
%OD	25,0	-	18
DBO (mg/L)	3	3 (para classe 1)	72
P-Total (µg/L)	1780	150 (para classe 3)	28
N-Total (mg/L)	2,4	-	90
Colif. Fecais	17000	4000 (para classe	7
(NMP/100mL)		3)	

Ao analisar os sete casos citados pode-se dizer que o IQA NSF-CETESB expressou bem a qualidade da água quando esta encontrava-se em um bom nível, principalmente com baixas concentrações de coliformes fecais e alto percentual de saturação de OD. Porém nos demais casos quando se teve concentrações de coliformes acima de 4000 NMP/100ml, o índice

superestimou a qualidade da água. O mesmo foi observado também com as concentrações de fósforo total.

Em relação aos pesos dados às variáveis quando da agregação para a obtenção do índice, ficou evidente que devido ao relativamente baixo peso dado aos coliformes fecais, o IQA NSF-CETESB superestimou a qualidade da água, principalmente nos casos onde esta classificação foi regular e ruim.

## Alterações

De acordo com o observado a curva de fósforo total oferece baixa restritividade, não dando importância às concentrações que de fato provocam o surgimento de florações fitoplanctônicas. A curva não mostra os gradientes de concentração do estado oligotrófico ao hipereutrófico e sim registra valores extremamente altos.

Para que se tenha uma idéia da importância do fósforo no crescimento fitoplanctônico, LUND (1965) realizou estudos que mostraram que 1,0 mg.P.l<sup>-1</sup> é capaz de produzir 15 milhões de algas *Asterionella*. O aumento da concentração de fosforo não implica somente no aumento da produção do fitoplâncton, mas também em mudanças qualitativas nesta comunidade. Isto significa dizer que a eutrofização artificial, de maneira geral, leva inicialmente a um aumento no número de espécies e no número de indivíduos. Porém, o surgimento de algumas espécies ocorre, geralmente, em detrimento do desaparecimento de outras (ESTEVES,1998)

A fim de ilustrar melhor a baixa restritividade, ou sensibilidade, da curva de sub-índices de fósforo total no IQA NSF-CETESB tem-se a Tabela 3, que mostra as relações entre concentrações e valores do sub-índice para este nutriente.

Tabela 3: Concentrações de fósforo total (em µg.l<sup>-1</sup>) e valores equivalentes do sub-índice no IQA NSF-CETESB.

Fósforo total	Sub-índice
250	90
500	60
1000	40
1500	30
2000	25
3000	18
4000	14
8000	8
10000	7

O trabalho de CARLSON (1977) realizado em lagos com baixa turbidez, traz relações entre fósforo total e teores de clorofila-a na água de superfície (Tabela 4), ficando clara a necessidade de alteração da curva de sub-índices do fósforo no IQA NSF-CETESB.

Tabela 4: Relação entre diferentes concentrações de fósforo total e teores de clorofila-a. Concentrações em μg.Γ¹.

Fósforo total	Clorofila-a
0,75	0,04
1,5	0,12
3	0,12
6	0,94
12	2,6
24	6,4
48	20
96	56
192	154
384	427
768	1183

Portanto, foi elaborada uma nova curva de sub-índices de fósforo total, que teve como referência as relações entre fósforo total e estado trófico dadas por VOLLENWEIDER (1968), por TOLEDO (1990) e por WETZEL (1993) e também as relações fósforo total-clorofila-a, descritas por CARLSON (1977). A nova curva encontra-se na Figura 2.

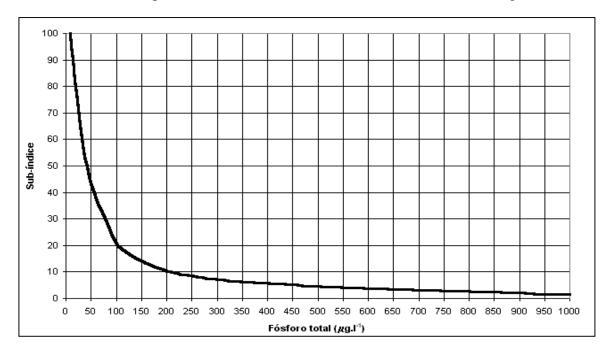


Figura 2: Curva de sub-índices de fósforo total obtida para o IQA NSF Coli 25.

Apesar do fósforo total ser uma variável que vem sendo utilizada para a classificação da qualidade da água em níveis tróficos, suas concentrações nem sempre representam o comprometimento desta qualidade, devido a presença de florações de algas e Cianobactérias. É por este motivo que a clorofila-a tem sido utilizada como variável

importante na classificação da água, através dela, de fato, tem-se a biomassa de tais organismos fitoplanctônicos. Este é o motivo da adição dos teores de clorofila-*a* para a geração de um IQA para abastecimento público de água. A curva de sub-índices de clorofila gerada para o cálculo do IQA, foi baseada na classificação de estado trófico em função da concentração deste pigmento, dada por WETZEL (1993) e pela relação entre fósforo total e clorofila-*a* descrita por CARLSON (1977), ver Figura 3.

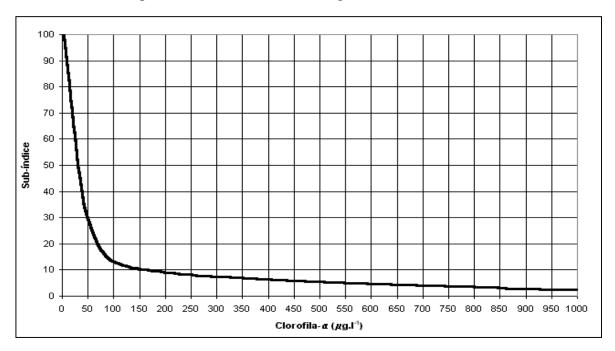


Figura 3: Curva de clorofila-a obtida para o IQA NSF Coli 25.

A aplicação do IQA NSF-CETESB, nos sete casos estudados, revelou também que as variáveis que de fato tem maior interesse, quando da obtenção do IQA, nos corpos d'água brasileiro não apresentaram pesos significativos. Evidenciando aqui outro fator causador de valores de índices superestimados. A partir desta constatação, realizou-se uma revisão dos pesos adotados na agregação de sub-índices.

Para resolver tal situação foi realizada uma classificação em nível de importância, observando-se o comportamento das variáveis nos ambientes da área de estudo, chegando-se a adoção dos seguintes pesos, para a agregação final dos sub-índices no IQA NSF coli 25: 0,25 para os coliformes fecais; 0,13 para a clorofila-*a*; 0,12 para o oxigênio dissolvido; 0,09 para a DBO e o fósforo total; 0,07 para os solidos totais e o nitrogênio total; 0,06 para a temperatura da água, a turbidez e o pH.

A adequação do IQA NSF-CETESB trouxe uma maior confiabilidade na utilização do índice de qualidade da água, pois propiciou, a partir da agregação de informações necessárias, resultados mais precisos. A este índice com as novas características denominamos IQA NSF Coli 25, em função do peso 0,25 para os coliformes fecais.

#### • Comparação entre o IQA NSF Coli 25 e o IQA NSF-CETESB

Retornando ao uso dos sete casos citados no item 4.4.1, a fim de realizar-se comparações entre os dois IQAs em questão, constata-se que o IQA NSF-CETESB classificou a água em três classes diferentes, enquanto que as mesmas amostras foram classificadas pelo IQA NSF Coli 25 em cinco classes distintas, conforme pode ser visto no Quadro 8.

Quadro 8: Valores e Classificação da qualidade da água dados pelos IQAs NSF-CETESB E NSF Coli 25.

CASOS	IQA NSF-CETESB		IQA NSF Coli 25	
0.1000	Valor	Classificação (NSF	Valo	Classificação (NSF
		original)	r	original)
Reservatório Divisa (RS)	89	Boa	91	Excelente
Rio dos Sinos (RS)	76	Boa	72	Boa
Rio Paranhana (RS)	56	Regular	42	Ruim
Reservatório	45	Ruim	29	Ruim
Guarapiranga (SP)				
Lago Guaíba (RS)	70	Regular	61	Regular
Rio Piracicaba (SP)	28	Ruim	21	Muito ruim
Rio Piracicaba (SP)	40	Ruim	26	Ruim

A classificação "excelente", pelo IQA NSF Coli 25, na amostra do reservatório Divisa ocorreu principalmente em função da quase ausência de coliformes fecais (1 NMP/100mL), que foi valorizada por este índice. Já a classificação "muito ruim" para a amostra do rio Piracicaba, ocorreu sobre tudo pela altíssima concentração destes organismos (30000 NMP/100mL), considerada no cálculo do IQA. É importante se ressaltar que águas apresentando estas altas concentrações de coliformes fecais podem ser classificadas pela Resolução CONAMA 357/05 como pertencentes à classe 4 e portanto, seu uso deve restrigir-se apenas à navegação e à harmonização paisagística.

## **CONCLUSÕES**

O IQA NSF-CETESB expressa bem a qualidade da água quando está encontra-se em um nível intermediário, quando as concentrações de coliformes fecais são baixas e o percentual de saturação de oxigênio dissolvido é alto, porém, nos demais casos, principalmente quando se tem concentrações de coliformes fecais acima de 4000 NMP/100 mL o índice superestima a qualidade da água. As concentrações de fósforo total praticamente não influenciaram no resultado do IQA, ou seja, o referido índice apresenta uma sensibilidade muito baixa às concentrações de fósforo total.

A adequação do IQA da *National Sanitation Foundation* trouxe uma melhora significativa, pois eleva os coliformes fecais e a clorofila-*a* à variáveis (parâmetros) de grande importância na classificação dos mananciais brasileiros, aproximando-se dos padrões de qualidade da água atuais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1. BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. Water quality index do we dare? **Wat. Sewage Works**, 10 October, p. 330-343, 1970.
- 2. CANTER, L.W. Manual de evaluación de impacto ambiental Técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 1998. 841p.
- 3. CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. Limnol Oceanogr. 22:361-369, 1977.
- 4. CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das água interiores do estado de São Paulo/CETESB São Paulo: CETESB, 2001.
- 5. COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.
- 6. CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1992. **Resoluções CONAMA: 1984 A 1991**. Brasília. 4°ed. 245 p.
- 7. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março, 2005. Seção 1, p. 58.
- 8. COUILLARD D.Ç LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental management.**, v. 21, p. 161-179, 1985.
- 9. ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. v. 3, 602 p.
- 10. LUND, J. W. B. The ecology of freshwater phytoplankton. **Biol. Rev.**, 40:231-293, 1965.
- 11. OTT, W.R. Environmental indeces: Theory and practice. Ann Arbor (Mich.): Ann Arbor Science Publishers, 1978.
- 12. TOLEDO, JR. A. P. Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes Outubro, 1990.
- 13. VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen an phosphorus as factors in eutrophication. Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development 192 p.(DAS/CSI/68.27), 1968.
- 14. WETZEL, R. G. Limnologia. Fundação Caloutre Gulbenkian. Lisboa, 1993.