

MARINA MENDONÇA LEÃO

**MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO GRANDE – BACIA
DO RIO PARAÍBA DO SUL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil, para
obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2011**

**MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO GRANDE –
BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil, para
obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 22 de fevereiro de 2011.



Prof. Aisson Carraro Borges
(Co-orientador)



Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos



Prof.^a Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco



Prof.^a Ann Honor Munteer
(Orientadora)

AGRADECIMENTOS

Minha orientadora, Ann Mounteer pela orientação e apoio durante essa trajetória.

Aos co-orientadores Alisson e Eduardo por todas as dúvidas atendidas.

Ao professor Rafael pelo apoio e ensinamentos.

A todos os outros professores funcionários e colegas que estiveram presentes durante meu percurso.

Agradeço ao meu marido, mãe e toda família que sempre estiveram do meu lado.

À Enegisa S/A, pela formação profissional e oportunidade de realizar esse trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, pela qualidade do ensino e oportunidade.

INDICE

RESUMO	IV
ABSTRACT	V
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	2
3 REVISÃO DA LITERATURA	3
3.1 MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	3
3.2 ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	5
3.3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	14
3.3.1 <i>Rio Grande, Afluente da Bacia do Rio Paraíba do Sul</i>	14
3.3.2 <i>Geomorfologia</i>	16
3.3.3 <i>Solos</i>	17
3.3.4 <i>Clima</i>	18
3.3.5 <i>Uso e ocupação do solo</i>	18
3.3.6 <i>Usos e qualidade da água</i>	19
4 MATERIAL E MÉTODOS	21
4.1 COLETA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA.....	21
4.2 COLETA DAS AMOSTRAS.....	23
4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS.....	24
4.4 ÍNDICES DE QUALIDADE.....	25
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
5.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA).....	25
5.2 ÍNDICE DE TOXICIDADE (IT).....	34
5.3 ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO (IET).....	41
5.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS PARA PROTEÇÃO DA VIDA AQUÁTICA E DE COMUNIDADES AQUÁTICAS (IVA).....	42
5.5 ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON-WIENER (H').....	43
5.5.1 <i>Fitoplâncton</i>	43
5.5.2 <i>Zooplâncton</i>	50
5.5.3 <i>Zoobenton</i>	55
5.5.4 <i>Síntese dos resultados</i>	59
6 CONCLUSÕES	62
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

RESUMO

LEÃO, Marina Mendonça, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2011. **Monitoramento da qualidade da água do Rio Grande – bacia do Rio Paraíba do Sul.** Orientador: Ann Honor Mounteer. Co-orientadores: Alisson Carraro Borges e Eduardo Antônio Gomes Marques

A avaliação da qualidade da água do Rio Grande, afluente da bacia do Rio Paraíba do Sul, foi realizada através do monitoramento de parâmetros físicos e químicos, microbiológicos e hidrobiológicos para verificar sua correlação com alterações na diversidade de habitats e microhabitats e determinar o impacto da modificação da qualidade de água sobre as comunidades biológicas. O monitoramento da qualidade da água foi realizado em onze pontos nos municípios de Bom Jardim, São Sebastião do Alto e Santa Maria Madalena (RJ) em oito campanhas de coleta nos meses de junho, agosto e dezembro de 2008; maio, abril, julho e outubro de 2009 e janeiro de 2010. Os parâmetros quantificados incluem metais (arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio e zinco), fenóis, oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, amônia, nitritos, nitratos, fósforo total, temperatura, turbidez, sólidos totais e fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton. As coletas das amostras e as análises físicas e químicas, microbiológicas e hidrobiológicas foram realizadas conforme os procedimentos dispostos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os dados gerados foram convertidos em índices de qualidade – índice de qualidade da água (IQA), índice de toxicidade (IT), Índice do Estado Trófico (IET), Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA) e índice Shannon-Wiener (H') sendo realizada a interpretação das variáveis individuais e a relação com os demais. Enquanto IQA e IVA apontaram para qualidade regular a ótima durante o período de monitoramento, os índices biológicos apontaram para qualidade de ruim a péssimo na maioria do tempo. Foi possível verificar que nos pontos onde foram observados maiores concentrações de substâncias tóxicas, fósforo e matéria orgânica, houve ausência de espécies não tolerantes e presença de espécies tolerantes nas comunidades hidrobiológicas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton), evidenciando efeitos de contaminação por despejos industriais.

ABSTRACT

LEÃO, Marina Mendonça, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, February, 2011.
Monitoring of water quality in the Rio Grande - Paraíba River Basin South
Advisor: Ann Honor Mounteer. Co-advisors: Alisson Carraro Borges and Eduardo Antônio Gomes Marques

The assessment of water quality in the Rio Grande, a tributary basin of the Paraíba do Sul, was performed by monitoring physical-chemical, microbiological and hydrobiological parameters to check their correlation with changes in the diversity of habitats and microhabitats and determine the impact of modification of water quality on biological communities in the future. Monitoring physical, chemical and biological water was conducted at eleven points in Bom Jardim, São Sebastião do Alto and Santa Maria Madalena (RJ) in eight collection campaigns in the months of June, August and December 2008, May, April, July and October 2009 and January 2010. The parameters analyzed include metals (arsenic, barium, cadmium, lead, copper, chromium, mercury and zinc), phenols, dissolved oxygen, fecal coliforms, pH, biochemical oxygen demand, total nitrogen, ammonia, nitrites, nitrates, total phosphorus, temperature, turbidity, total solids and phytoplankton, zooplankton and zoobenton. Collections and analyses were performed according to Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). The data was converted to quality indexes - water quality index (WQI), toxicity index (TI), trophic state index (TSI), index of water quality for protection of aquatic life and aquatic communities (LAI) and Shannon-Wiener index (H'). Examination of the relationships among variables and indices showed that while the WQI and LAI consistently pointed to good water quality, the biological indices indicated poor water quality. It was also verified that at points where there were higher concentrations of toxic substances, phosphorus and organic matter, non-tolerant species were absent from the hydrobiological communities (phytoplankton, zooplankton and zoobenton), suggesting contamination by industrial wastes.

1 INTRODUÇÃO

A crise ambiental se manifesta pela degradação e escassez crescente dos recursos naturais com sério comprometimento na qualidade e quantidade dos mesmos. A água é um recurso natural frágil, finito e de difícil acesso por se encontrar mal distribuída, sendo que a poluição dos recursos hídricos é um agravante para a racionalização do uso da mesma (AQUINO, 2010).

Os rios são a principal destinação do lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais brutos ou tratados. O monitoramento da quantidade e qualidade das águas superficiais tem sido muito usado pelo meio científico como um eficiente instrumento para a avaliação da oferta hídrica, base para o aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como, para a minimização dos impactos sobre o meio ambiente. Nos estudos de concepção de tratamento dos esgotos, nos processos de licenciamento ambiental e no planejamento de recursos hídricos de uma bacia há a necessidade de se conhecer o impacto do lançamento dos esgotos (von Sperling, 2007).

A determinação da eficiência requerida no tratamento, bem como a possível alocação de cargas poluidoras em uma bacia, é função dos requisitos ambientais do corpo d'água receptor. Em estudos de empreendimentos de usinas hidrelétricas, é usual a necessidade de se estudar a qualidade da água no trecho do rio situado a jusante da barragem, ou mesmo em trechos desviados, que veiculam vazão reduzida (von Sperling, 2007).

Os índices de qualidade da água são usados como instrumentos de comunicação com o público das condições ambientais dos corpos hídricos. No entanto, esses índices têm recebido críticas porque diferentes índices podem levar a diferentes classificações da qualidade de um mesmo corpo de água. Isso ocorre porque os diversos índices são calculados com base nos valores de diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos. Dessa forma, dado índice pode mascarar algumas condições do meio aquático. As empresas de energia precisam saber quais índices são mais representativos da qualidade da água, para poder melhor avaliar o impacto da construção de novas usinas hidrelétricas (von Sperling, 2007).

2 OBJETIVO

O objetivo do trabalho foi realizar análise comparativa de índices de qualidade da água que se baseiam em diferentes parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos para avaliar o uso conjunto dos índices na avaliação dos impactos da implantação de barragens para geração de energia hidrelétrica. Os índices a serem comparados são os índices de qualidade da água (IQA) e de toxicidade (IT), desenvolvidos pela *National Sanitation Foundation* e o índice de diversidade proposto por Shannon-Wiener (H'), para as comunidades hidrobiológicas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton).

A análise comparativa foi realizada com banco de dados de dois anos de monitoramento da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Grande, nos municípios de São Sebastião do Alto e Santa Maria Madalena – Rio de Janeiro, onde serão construídas três pequenas centrais hidrelétricas nos próximos anos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Monitoramento Ambiental de Ecossistemas Aquáticos

Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas; a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 2005).

A avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada por meio da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas e biológicas. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas, constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e usos respectivamente compatíveis.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada. Entretanto, isso apresenta também algumas limitações, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (WHITFIELD, 2001).

As análises dos parâmetros físicos e químicos da qualidade da água são de grande importância para o conhecimento das condições do ambiente aquático. No entanto, é importante que a avaliação por meio de indicadores biológicos seja analisada em conjunto para o manejo e a proteção dos ecossistemas aquáticos, visto que indicadores biológicos demonstram se a integridade ambiental está sendo mantida. Essas comunidades, incluem o plâncton, composto pelo fitoplâncton (base da produtividade primária); pelo zooplâncton (elo de ligação entre os produtores e os consumidores superiores) e holoplâncton (que compreende os animais que passam todo o seu ciclo de vida em estado de flutuação e à deriva na coluna d'água). Juntamente com o bacterioplâncton, esses componentes constituem a unidade básica da teia alimentar dos ecossistemas aquáticos.

As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total (física,

química e biológica) dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour *et al.*, 1999). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996).

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2010), a comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadora da qualidade da água, principalmente em reservatórios, e a análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes de alterações ambientais. Esta comunidade é a base da cadeia alimentar e, portanto, a produtividade dos elos seguintes depende da sua biomassa.

As populações fitoplânctônicas têm o seu crescimento sazonal controlado por vários fatores ambientais, dentre os quais destacam-se radiação solar, temperatura, nutrientes dissolvidos, predação por organismos herbívoros, parasitismo e competição (ESTEVES, 1998).

Em geral, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae são as classes de Chlorophyta mais frequentes do fitoplâncton. As Chlorophyceae possuem aproximadamente 8000 espécies conhecidas sendo que 90% são de ambientes lacustres (FOTT, 1971). A grande maioria das Chlorophyceae habita preferencialmente lagos mesotróficos ou eutróficos e são cosmopolitas. A dispersão pelo vento é um fator decisivo para o caráter cosmopolita desse grupo.

Um fator de grande influência sobre a distribuição do fitoplâncton é a composição química do meio. Dentre os compostos que têm maior influência destacam-se os nutrientes essenciais (P, N, Ca, Mg, etc.), compostos derivados do metabolismo da própria comunidade fitoplanctônica (carboidratos, antibióticos, vitaminas e toxinas) e gases dissolvidos (oxigênio, metano e gás sulfídrico). Estes compostos podem atuar de diferentes maneiras, muitas vezes por estarem em altas ou baixas concentrações em cada uma das camadas d'água. De maneira geral, sua atuação está associada a outros fatores como, por exemplo, temperatura (estratificação térmica) (ESTEVES, 1998).

Os microinvertebrados planctônicos (zooplâncton) também vêm sendo avaliados como indicadores da qualidade da água de lagos e reservatórios em diversos países, especialmente no monitoramento do processo de eutrofização (Andronikova, 1996), através da relação entre as diversas alterações na comunidade zooplanctônica e o grau de trofia. Além do zooplâncton, os invertebrados bentônicos (zoobenton) têm propriedades que favorecem sua utilização como indicadores da qualidade da água.

Estas incluem:

- 1) seu hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados;
- 2) seus ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e fazendo com que reflitam mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades;
- 3) sua alimentação dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde substâncias tóxicas tendem a acumular;
- 4) as comunidades que formam com elevada diversidade biológica, o que significa maior variabilidade de respostas frente a diferentes tipos de impactos ambientais; e
- 5) seu papel importante nos ecossistemas aquáticos, formando um elo entre os produtores primários e os consumidores secundários, como os peixes, além do papel fundamental que desempenham no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Rosenberg e Resh, 1993; Ward et al., 1995; Reece e Richardson, 1999; Callisto et al., 2001).

A distribuição e diversidade de invertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença de vegetação aquática e presença e extensão de mata ciliar. São indiretamente afetadas por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (Ward et al., 1995; Galdean et al., 2000).

Os principais métodos envolvidos na avaliação das comunidades biológicas abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour et al., 1999).

3.2 Índices de Qualidade da Água

O índice de qualidade da água (IQA) foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos, por meio de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, tendo sido selecionados os parâmetros relevantes para avaliar a qualidade das águas (CETESB, 2010). O tratamento dos dados da pesquisa definiu um conjunto de nove parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas, quais sejam, oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato,

fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A cada parâmetro foi atribuído um peso de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA, e traçadas curvas de variação da qualidade das águas em função da concentração do mesmo.

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos a tratatividade dessas águas.

O IQA multiplicativo foi calculado pela seguinte fórmula (CETESB, 2010):

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$$

onde: q_i = qualidade do parâmetro i , obtida através da curva específica do parâmetros

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1:

<u>Parâmetro</u>	<u>Peso (w)</u>
OD (% OD sat.)	0,17
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	0,15
Ph	0,12
DBO (mg/L)	0,10
Nitrogênio total (mgN/L)	0,10
Fósforo total (mg PO ₄ /L)	0,10
Diferença de temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos totais (mg/L)	0,08

Os valores do índice, que variam entre 0 e 100, foram utilizados para definir o nível de qualidade da água, conforme especificado no Quadro 1.

Quadro 1- Relação entre o valor do IQA e qualidade da água (CETESB, 2010)

Faixa	Nível de Qualidade
$79 < IQA \leq 100$	Ótimo
$51 < IQA \leq 79$	Bom
$36 < IQA \leq 51$	Regular
$19 < IQA \leq 36$	Ruim
$IQA \leq 19$	Péssimo

A crescente urbanização e industrialização de algumas regiões têm como consequência maior comprometimento da qualidade das águas dos rios e reservatórios, devido, principalmente, à maior complexidade de poluentes lançados no meio ambiente e à deficiência dos sistemas de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população (von Sperling, 2007).

O índice de toxicidade (IT) é utilizado para representar o potencial de toxicidade de um corpo de água. Este índice assume o valor 0 ou 1, indicando, no caso de “0”, a ocorrência de concentrações de substâncias tóxicas (principalmente metais e solventes orgânicos) acima do valor máximo permitido pela legislação e, no caso de “1”, a ocorrência de concentração dentro de limites da legislação (von Sperling, 2007).

Como o IQA não considera a presença de substâncias tóxicas, um índice frequentemente utilizado para representar o potencial de toxicidade de uma água é o índice de Toxicidade (IT). O IT foi calculado pelo método IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas), e levou em consideração os valores dos parâmetros amônia (nitrogênio amoniacal), arsênio, bário, cádmio, chumbo, cianetos, cobre, cromo, índice de fenóis, mercúrio, nitritos, nitratos e zinco. Comparou-se os valores analisados com os limites definidos para Classe 2 segundo a Resolução CONAMA 357/2005, para classificar a toxicidade, conforme consta no Quadro 2 (von Sperling, 2007).

Quadro 2 - Classificação IGAM do grau de contaminação do curso de água por substâncias tóxicas (P = limite do parâmetro na Res. CONAMA 357/2005)

Contaminação	Concentração em relação à classe de enquadramento
Baixa	concentração $\leq 1,2 .P$
Média	$1,2.P < \text{concentração} \leq 2,0.P$
Alta	Concentração $\geq 2 .P$

A pior situação identificada no conjunto total de resultados das campanhas de amostragem, para qualquer parâmetro tóxico, definiu a faixa de contaminação do período em consideração. Portanto, se apenas um dos parâmetros tóxicos em dado ponto de coleta apresentou-se duas vezes maior que sua concentração limite, em pelo menos uma das campanhas do ano, a contaminação por tóxicos naquele ponto foi considerado alta (IGAM, 2004).

O índice de Shannon, também chamado de índice Shannon-Weaver ou de índice Shannon-Wiener, H' (Odum, 1985), é uma medida matemática da diversidade de espécies em determinada comunidade. A vantagem desse índice é que leva em consideração o número das espécies e as espécies dominantes. O índice de diversidade de espécies baseia-se no princípio de que os ecossistemas estáveis, ou com ausência de distúrbios, apresentam grande número de espécies com poucos indivíduos em cada espécie, ou seja, possuem grande diversidade. Já os ecossistemas alterados, por exemplo, por poluição, apresentam a situação inversa, com um reduzido número de espécies e ocorrência elevada de indivíduos em cada espécie. Dessa forma, a quantificação da diversidade de espécies em uma comunidade retrata o grau de poluição ou equilíbrio a que esta se encontra submetida (Von Sperling, 2007).

Com o objetivo de se avaliar as alterações ambientais dos corpos de água monitorados e seus reflexos na estrutura das comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton, foi calculado o Índice de Diversidade Biológica de Shannon-Wiener (H'), através da avaliação da abundância e da diversidade de espécies. O índice foi utilizado para classificar a água quanto aos graus de poluição, conforme o Quadro 3. A utilização dessas medidas na avaliação ecológica da qualidade das águas superficiais segue o pressuposto de que uma dada sobrecarga de poluentes acarreta alterações nas condições abióticas do meio, as quais, por sua vez, influenciam na composição e estabilidade das populações da biota aquática (von Sperling, 2007). O H' foi calculado pela expressão (Shannon, 1963):

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n \ln\left(\frac{n_i}{n}\right)}$$

onde: S = número de espécies;

n_i = número de indivíduos de cada espécie;

n = número total de indivíduos de todas as espécies.

Quadro 3 - Relação entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener e o grau de poluição do curso de água (von Sperling, 2007)

Classe H'	Grau de Poluição
$H' \geq 3,0$	Não poluída
$3,0 > H' \geq 2,5$	Poluição muito fraca
$2,5 > H' \geq 2,0$	Poluição fraca
$2,0 > H' \geq 1,5$	Poluição moderada
$1,5 > H' \geq 1,0$	Poluição forte
$H' \leq 1,0$	Poluição excessiva

O IVA (ZAGATTO *et al.*, 1999) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral e leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), variáveis essas agrupadas no IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (1990). Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis:

- **Grupo de variáveis essenciais** (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade). Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3 e que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, e padrões preconizados pelas legislações americana (USEPA, 1991) e francesa (Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática.

- **Grupo de substâncias tóxicas** (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis). Neste grupo foram incluídas as variáveis que são atualmente avaliadas pela Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo e que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas.

Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

Nível A: Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução

CONAMA 357/2005 para águas classes 1 e 2 (BRASIL, 2005). (ponderação 1). As exceções são o Oxigênio Dissolvido (OD) para classe 1 cujo valor é =6,0 mg/L O₂ e os Fenóis Totais.

Nível B: Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo (ponderação 2).

Nível C: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

Níveis B e C: Limites obtidos das legislações francesa e americana (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986), (USEPA, 1991).

Tabela 1 - Limites obtidos das legislações francesa e americana (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986)

Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis essenciais (VE)	OD (mg/L)	A	≥ 5,0	1
		B	3,0 a 5,0	2
		C	< 3,0	3
	pH	A	6,0 a 9,0	1
		B	5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5	2
		C	< 5,0 e > 9,5	3
	Toxicidade	A	Não tóxico	1
		B	Efeito crônico	2
		C	Efeito Agudo	3
Substâncias tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A	≤ 0,001	1
		B	> 0,001 a 0,005	2
		C	> 0,005	3
	Cromo (mg/L)	A	≤ 0,05	1
		B	> 0,05 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A	0,009	1
		B	> 0,009 a 0,05	2
		C	> 0,05	3
	Chumbo total (mg/L)	A	≤ 0,01	1
		B	> 0,01 a 0,08	2
		C	> 0,08	3
	Mercúrio (mg/L)	A	≤ 0,0002	1
		B	> 0,0002 a 0,001	2
		C	> 0,001	3
	Níquel (mg/L)	A	≤ 0,025	1
		B	> 0,025 a 0,160	2
		C	> 0,160	3
	Fenóis totais (mg/L)	A	≤ 1,0	1
		B	> 1,0 a 7,5	2
		C	> 7,5	3
	Surfactantes (mg/L)	A	≤ 0,5	1
		B	> 0,5 a 1,0	2
		C	> 1,0	3
	Zinco (mg/L)	A	≤ 0,18	1
		B	> 0,18 a 1,0	2
		C	> 1,0	3

Cálculo do IPMCA

Dadas as ponderações para as variáveis determinadas em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IPMCA} = \text{VE} \times \text{ST}$$

onde:

VE: Valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais;

ST: Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas.

Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte:

Valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática de acordo com a tabela abaixo.

Quadro 4 - Relação entre o valor de IPMCA e o nível de qualidade da água

Faixa	Nível de Qualidade
1	Boa
2	Regular
3 e 4	Ruim
≥ 6	Péssima

O valor resultante do IVA descreve cinco classificações de qualidade, representadas abaixo.

Quadro 5 - Relação entre o valor de IVA e o nível de qualidade da água

Faixa	Nível de Qualidade
$IVA \leq 2,5$	Ótima
$2,6 < IVA \leq 3,3$	Boa
$3,4 < IVA \leq 4,5$	Regular
$4,6 < IVA \leq 6,7$	Ruim
$6,8 \leq IVA$	Péssima

Conforme descrito pela Cetesb (2011), o IAP é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas. Assim, o índice será composto por três grupos principais de variáveis:

IQA – grupo de variáveis básicas (Temperatura da Água, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Coliformes Termotolerantes, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Resíduo Total e Turbidez);

ISTO – a) Variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas (Potencial de Formação de Trihalometanos - PFTHM, Número de Células de Cianobactérias, Cádmio, Chumbo, Cromo Total, Mercúrio e Níquel);

b) Grupo de variáveis que afetam a qualidade organoléptica (Ferro Dissolvido, Manganês, Alumínio Dissolvido, Cobre Dissolvido e Zinco).

O IAP é calculado a partir do produto entre o antigo IQA e o ISTO, segundo a seguinte expressão:

$$IAP = IQA \times ISTO$$

Quadro 6 - Classificações do IAP relacionados com o nível de qualidade da água

Faixa	Nível de Qualidade
$79 < IAP \leq 100$	Ótima
$51 < IAP \leq 79$	Boa
$36 < IAP \leq 51$	Regular
$19 < IAP \leq 36$	Ruim
$IAP \leq 19$	Péssima

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foram aplicadas apenas fósforo total.

Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo.

O Índice do Estado Trófico apresentado e utilizado no cálculo do IVA, será composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as equações:

- Rios

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

- Reservatórios

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT)) / \ln 2)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em mg.L^{-1} ;

ln: logaritmo natural.

Na interpretação dos resultados, os pontos serão classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual.

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, é comum observar-se um incremento do processo, após o período de inverno, em que se mostra menos intenso. Nesse sentido, a determinação do grau de eutrofização médio anual de um corpo hídrico pode não identificar, de forma explícita, as variações que ocorreram ao longo do período anual, assim também serão apresentados os resultados mensais para cada ponto amostral.

Quadro 7 - Relação do Índice de Estado Trófico do fósforo com o grau de trofia

P-total-P (mg.m^{-3})	Estado Trófico
$P=8$	Ultraoligotrófico
$8 < P = 19$	Oligotrófico
$19 < P = 52$	Mesotrófico
$52 < P = 120$	Eutrófico
$120 < P = 233$	Supereutrófico
$233 < P$	Hiperotrófico

3.3 Descrição da área de estudo

3.3.1 Rio Grande, Afluente da Bacia do Rio Paraíba do Sul

A bacia hidrográfica do Rio Grande (figuras 1e 2), formadora com o Rio Negro do Rio Dois Rios, por sua vez afluente do Rio Paraíba do Sul, no trecho inferior, pela margem direita, situa-se entre os paralelos $21^{\circ}40'$ e $22^{\circ}25'$, de latitude sul e os meridianos $41^{\circ}55'$ e $42^{\circ}45'$, de longitude oeste. Apresenta, na sua confluência com o Rio Negro, uma área total de drenagem de 1.850 km^2 . O Rio Dois Rios é o maior afluente do Paraíba do Sul pela margem direita e desemboca a montante da cidade de São Fidélis. Possui vazão média anual em torno de $42,6 \text{ m}^3/\text{s}$, considerada baixa por ser um rio de “serras altas”. A causa principal da reduzida descarga é a baixa pluviosidade

da bacia, em torno de 1.000 mm/ano (AGRAR, 2006).

Em cerca de 30 km de extensão, o trecho superior do Rio Grande apresenta declividades acentuadas com cotas variando de 1.100m a 600m, correspondendo ao trajeto entre a sua cabeceira e a localidade de Banquete. Em seu trecho médio, apresenta curso menos íngreme, atingindo a cota 200m após percorrer 84 km, até a localidade de Manoel de Moraes. Deste ponto em diante apresenta-se com pequena declividade, com altitude caindo para 100m em 26 km. O trecho final, de aproximadamente 34 km, apresenta declividades mínimas (AGRAR, 2006).

A região objeto do presente estudo corresponde a um trecho da bacia hidrográfica do Rio Grande, desde sua cabeceira até a confluência com o córrego Água Limpa, nos municípios de Santa Maria Madalena, São Sebastião do Alto e Bom Jardim (AGRAR, 2006).

O Rio Grande nasce em Nova Friburgo, e desempenha a função de linha divisória entre os municípios de Santa Maria Madalena, São Sebastião do Alto e São Fidélis. Desemboca na junção com o Rio Negro onde forma o Dois Rios, que desemboca no Rio Paraíba do Sul. Atravessa o município de Bom Jardim desde o local denominado Barra do Bengalas, divisa com o município de Nova Friburgo, até a Fazenda Santa Rosa do Rio Grande, nas divisas do município de Cordeiro (margem esquerda) e Trajano de Moraes (margem direita). Em todo seu percurso ele é margeado por arbustos e gramíneas. Suas águas são claras, transparentes e de fria temperatura. Durante seu percurso recebe rios menores e córregos, que, então, formam quedas d'água e piscinas naturais. O rio atravessa o município em extensão calculada em 35 Km. Não é navegável devido ao grande acúmulo de rochas em seu leito. Deságua no Rio Paraíba do Sul, na altura do município de Miracema (AGRAR, 2006).

O Rio São José nasce no Município de Nova Friburgo e entra no Município de Bom Jardim banhando o Distrito de São José do Ribeirão. Depois de um percurso, no município, de 25 Km, deságua no rio Grande pouco adiante das Furnas Mão de Luva. Em todo o seu percurso ele é circundado por arbustos e gramíneas. Suas águas são claras, transparentes e de temperatura fria (AGRAR,2006).

Nessa região estão sendo construídas novas usinas hidrelétricas, e, como parte do processo de licenciamento ambiental, precisa-se realizar um programa de monitoramento da qualidade da água de longo prazo.

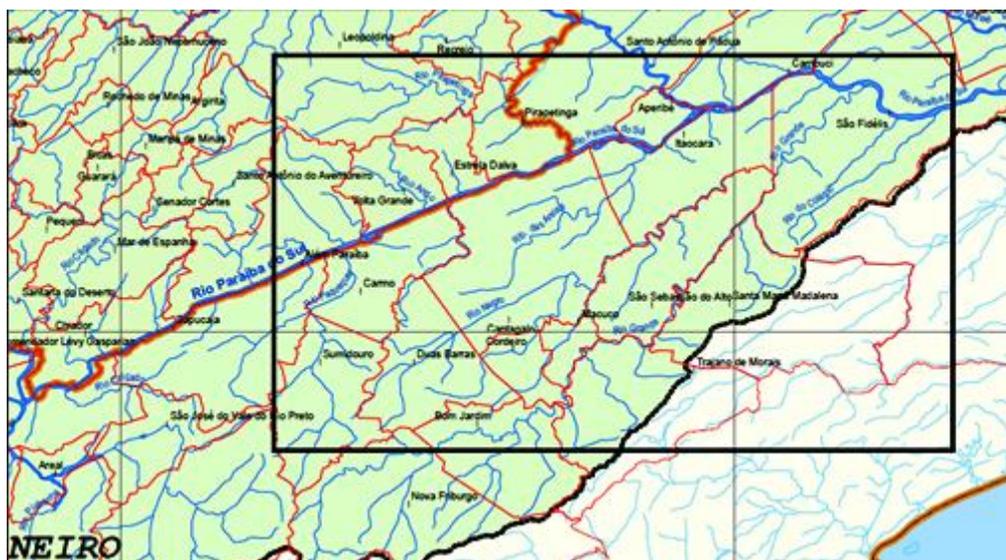


Figura 1 - Rio Grande localizado na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.
 (http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/20061114112330_Bacia_Rio_Paraiba_do_Sul_MUNICIPIOS.pdf)

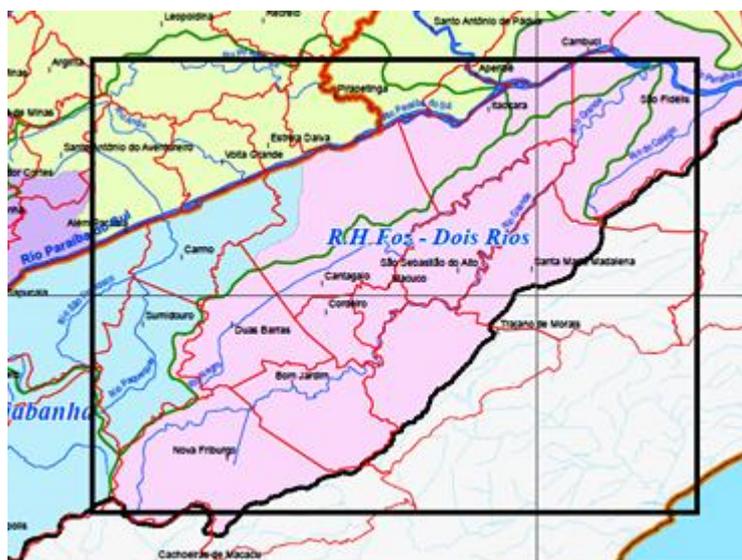


Figura 2 - Região hidrográfica do Rio Grande.
 (http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/20061114112943_Bacia_Rio_Paraiba_do_Sul_RegioesHidrograficas.pdf)

3.3.2 Geomorfologia

Os estudos da Agrar Consultoria e Estudos Técnicos, 2006, mostram que a bacia do Rio Grande está inserida na Unidade Morfoestrutural – Cinturão Orogênico do Atlântico, que representa uma das mais importantes feições geotectônicas da fachada atlântica brasileira (CPRM, 2000).

A escarpa da Serra do Mar compreende um conjunto diversificado de

alinhamentos montanhosos e de degraus de borda de planalto com configurações morfológicas distintas. Trata-se, portanto, de uma macrounidade geomorfológica que está subdividida em seis unidades. A área de estudo faz limite ao sul com duas dessas unidades: a unidade escarpa da Serra dos Órgãos e a unidade escarpas das serras de Macaé, Macabú e Imbé (AGRAR, 2006).

A primeira unidade geomorfológica consiste em conjunto de escarpas caracterizadas como um terreno de transição entre os terrenos planos e as elevações isoladas do recôncavo da baixada da Baía de Guanabara e a zona montanhosa do Planalto Reverso da Região Serrana, região esta onde se insere o trecho da bacia do Rio Grande em estudos (AGRAR, 2006).

A escarpa da Serra dos Órgãos, entre Teresópolis e Nova Friburgo, sustenta a linha de cumeada com altitudes entre 1.100 e 1.300m, a oeste, para 1.400 a 2.000m, a leste. Destaca-se próximo a Nova Friburgo, o Pico da Caledônia, com 2.319m, como o ponto mais elevado da Serra do Mar (AGRAR, 2006).

A escarpa da serra de Macaé caracteriza-se por uma linha de cumeada sustentada com altitudes entre 1.200 e 1.600m, com picos de até 1.900m. A escarpa da Serra de Macabu apresenta linha de cumeada que sustenta altitudes entre 1.100 e 1.500m, com picos de 1.600m (AGRAR, 2006).

A área dos estudos é composta por esses sistemas de relevo e denominada de Unidade Geomorfológica Planalto Reverso da Região Serrana (AGRAR, 2006).

O sistema de relevo montanhoso ocupa predominantemente a bacia na área dos estudos. É caracterizado por apresentar cotas sempre superiores a 1.000m, podendo registrar picos com 1.800m de altitude (AGRAR, 2006).

3.3.3 Solos

Os dados considerados no presente estudo baseiam-se no mapa de solos do Estado do Rio de Janeiro, na escala 1:500.000, da Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM, 2000). O mapa foi elaborado ainda na antiga metodologia da Embrapa, enquanto que atualmente os novos mapas usam o novo Sistema de Classificação de solos da Embrapa (1999). Para que haja a conversão para o novo sistema é preciso informações mais detalhadas sobre os perfis que foram analisados. Desta forma apresenta-se na Tabela 3 a correlação entre a classificação adotada e o atual Sistema Brasileiro de Classificação, até o terceiro nível categórico (AGRAR, 2006).

Tabela 2 - Correlação entre a classificação adotada e o atual sistema brasileiro de classificação (Agrar Consultoria e Estudos Técnicos, 2006)

Classificação adotada	Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (Embrapa, 1999)
Latosolo Vermelho-Amarelo Álico	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd)
	LATOSSOLO AMARELO Distrófico (LAd)
Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (PVAd)
	ARGISSOLO AMARELO Distrófico (PAd)
	NITOSSOLO HÁPLICO Distrófico (NXd)
Podzólico Vermelho Amarelo Álico	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (PVAd)
	ARGISSOLO AMARELO Distrófico (PAd)
	NITOSSOLO HÁPLICO Distrófico (NXd)
Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico (PVAd)
	ARGISSOLO AMARELO Eutrófico (PAd)
	NITOSSOLO HÁPLICO Eutrófico (NXe)
Podzólico Vermelho escuro Eutrófico	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico (PVAd)
	NITOSSOLO VERMELHO Eutrófico (NVe)
Cambissolo Álico	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico (CXbd)
Solos Litólicos Álico	NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico (RLd)

3.3.4 Clima

O clima da região é caracterizado por condições influenciadas pela variação das cotas altimétricas, pela morfologia da área e pela proximidade do litoral. Apresenta um regime pluviométrico com uma estação de precipitações abundantes (outubro a março), com máximas em janeiro e fevereiro, e nos demais meses por uma estação mais seca, com mínimo registrado nos meses de julho e agosto. Segundo a classificação de Thornthwaite (1948), a região possui clima úmido, com pouco ou nenhum déficit de água, mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo.

De um modo geral, com o afastamento da serra e o decréscimo da latitude em direção ao Vale do Paraíba, verifica-se a diminuição progressiva das precipitações e o aparecimento de estações secas. Contrariamente ao que ocorre com as precipitações, com a descida para o vale, verifica-se o aumento gradativo das temperaturas. (AGRAR, 2006).

3.3.5 Uso e ocupação do solo

As áreas dos municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto são

de 816,8 e 397 km², respectivamente, que somadas correspondem juntas a 17,4% da área da região serrana e 2,8% da área do Estado do Rio de Janeiro.

Santa Maria Madalena possui uma área significativa de formações florestais de mata Atlântica (35% de seu território), incluindo parte da área do Parque Estadual do Desengano. Por outro lado, São Sebastião do Alto quase não possui área florestada (2,7%); é mais significativa a área de vegetação secundária (capoeira) que representa 9,5% do seu território. O uso predominante em ambos os municípios é o de pastagem (56,4% em Santa Maria Madalena e 86,5% em São Sebastião do Alto).

Os municípios de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto são de pequeno porte em termos populacionais, juntos somaram uma população de apenas 18.736 habitantes em 2000 e de 19.025 em 2007. A densidade demográfica é reduzida: 13 hab/km² em Santa Maria Madalena e 21 hab/km² em São Sebastião do Alto, bem inferior as densidades regional e estadual. Os distritos-sede desses municípios concentram 56% da população de Santa Maria Madalena e 40% da população de São Sebastião do Alto. Dos seis distritos de Santa Maria Madalena, apenas dois têm população predominantemente urbana (Santa Maria Madalena e Triunfo). Os distritos têm populações muito distintas, variando de 194 habitantes no distrito de Sossego a 5.764 no distrito-sede. Em São Sebastião do Alto, a população se distribui entre os três distritos de forma mais equânime; quanto à distribuição urbana e rural, dois de seus distritos têm metade da população urbana (São Sebastião do Alto e Valão do Barro) e no distrito de Ipituna apenas um quarto é urbano.

3.3.6 Usos e qualidade da água

A bacia do Rio Grande apresenta um alto grau de desenvolvimento em alguns trechos, com a presença de grandes concentrações humanas e industriais que utilizam suas águas para diversos fins: diluição de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, irrigação, aproveitamento hidrelétrico, entre outros menos significativos. Estes diferentes usos sem o planejamento integrado acabam contribuindo em certo comprometimento na qualidade de suas águas (AGRAR, 2006).

Alguns usos da água verificados na bacia do Rio Grande referem-se diluição de despejos de efluentes domésticos e industriais e aproveitamento hidrelétrico. Merece destaque o uso da água para diluição de despejos domésticos e industriais na região da cidade de Nova Friburgo. Essa região, localizada na bacia do Rio Bengala, tributário do Rio Grande, possui a maior concentração industrial, destacando-se o têxtil, de curtume e metalurgia. É a principal responsável pelo lançamento de esgotos domésticos de uma

população estimada em 120 mil habitantes, sem qualquer tipo de tratamento (AGRAR, 2006).

O uso da água para irrigação é feito por uma associação de pequenos produtores rurais, denominada APROSOL. A captação feita no curso superior do Rio Grande e no córrego São Lourenço, apenas no período de estiagem, pela manhã, durante um período de três horas. Os campos cultivados são drenados com o auxílio de bambus ou canos preenchidos por brita, enterrados no terreno, o que permite que excedente de água utilizada na irrigação volte rapidamente para a bacia hidrográfica (AGRAR, 2006).

Constatou-se que nas cidades de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, o esgoto é indiretamente lançado no Rio Grande. Na primeira cidade o esgoto vai para o córrego São Domingos e o Ribeirão Santíssimo que por sua vez são afluentes do Rio Grande. Os esgotos da sede São Sebastião são lançados no Rio Grande, enquanto que os de seus distritos Valão do Barro e Ipituna são lançados direto para o Rio Negro (AGRAR, 2006).

De um modo geral, o trecho da bacia sob estudo foi enquadrado na Classe 2 (CONAMA 357/2005), baseado em estudos realizados pelo Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Dessa forma, todas as análises de qualidade da água tomam como padrão os limites de concentração estabelecidos pelo CONAMA para rios de Classe 2 (AGRAR, 2006).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O trecho do Rio Grande foi avaliado através de monitoramento de parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e hidrobiológicos ao longo de dois anos a fim de estudar as alterações na qualidade da água e microhabitats.

4.1 Coleta das amostras de água

A avaliação da qualidade da água do Rio Grande nos municípios de São Sebastião do Alto e Santa Maria Madalena (RJ) foi realizada em onze pontos de amostragem (Figuras 3 a 5), descritos a seguir.



Figura 3 – Localização dos onze pontos de coleta ao longo do Rio Grande (GOOGLE EARTH, 2010).



Figura 4 – Pontos de coleta próximos a São Sebastião do Alto e Santa Maria Madalena (GOOGLE EARTH, 2010).

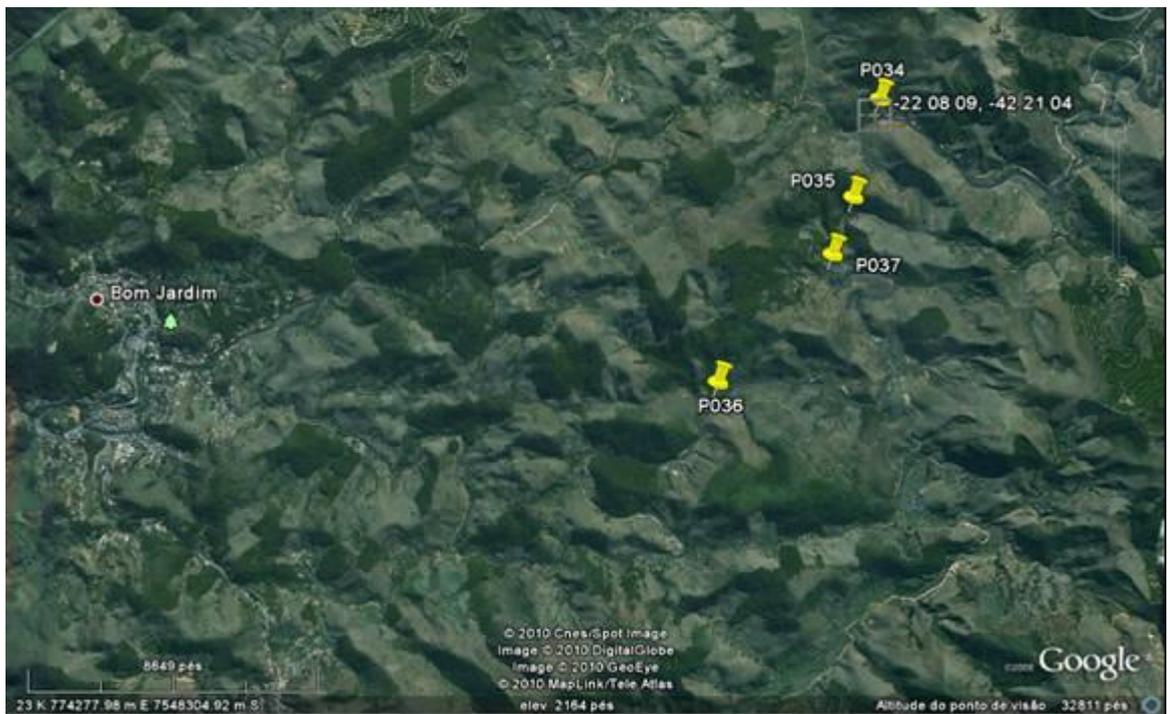


Figura 5 – Pontos de coleta próximos a Bom Jardim (GOOGLE EARTH, 2010).

- P034 – Bom Jardim. Ponte Berçot. Jusante do empreendimento PCH Santo Antônio. Coordenadas UTM: 0773222 E e 7549726 N.
- P035 – Montante do eixo da Barragem da PCH Santo Antônio. Coordenadas UTM: 0772927 E e 7548771 N.
- P036 – Coordenadas 771617 E e 7547029 N.
- P037 – Sítio Aconchego. Corpo do Reservatório da PCH Santo Antônio. Coordenadas UTM: 0772730 E e 7548230 N.
- P038 - Final do reservatório da PCH São Sebastião do Alto. Ponte Santa Alda. Coordenadas UTM: 799802 E e 7569347 N
- P039 - Depois do rochedão e 100 metros à frente do curral - +/- próximo da Escola E. Adão. Coordenadas UTM: 801261 E e 7570048 N.
- P040 - A montante do eixo da PCH São Sebastião do Alto. Perto do curral entre 2 bambus. Coordenadas UTM: 0800679 E e 7571090 N.
- P041 - Ponte da Chica. A jusante de São Sebastião e final do reservatório PCH Caju. Coordenadas UTM: 802059 E e 7571972 N.
- P042 - Após a casa e o braço do Rio +/- 200 metros - corpo do reservatório da PCH Caju. Coordenadas UTM: 804073 E e 7574020 N.
- P043 - A montante do eixo do barramento da PCH Caju. A 200 metros do eixo. Coordenadas UTM: 804974 E e 7575306 N
- P044 - A jusante do Barramento - Ponte Caju - Coordenadas UTM: 805211 E e 7575680 N.

4.2 Coleta das amostras

Oito coletas de amostras foram feitas pela Energisa Soluções, nos meses de junho, agosto e dezembro de 2008; maio, abril, julho e outubro de 2009 e janeiro de 2010. A coleta e processamento das amostras foram realizados de acordo com as seguintes normas:

- *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).
- ABNT NBR-9898 - jun/1987 - Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores;
- CETESB - L5.316 - mar/1979 - Métodos de amostragem de bentos marinho e de água doce;
- CETESB – L5.314 – dez/1990 - Métodos de coleta de zooplâncton marinho e de água doce;

- CETESB - L5.313 - jun/1991 - Coleta de fitoplâncton marinho e de água doce: procedimento;
- CEMIG - ag/199 - Guia de coleta de amostras de água em reservatório.

Para a análise dos parâmetros físico-químicos, as coletas foram feitas no corpo hídrico, com auxílio de um balde e caneco de inox. As determinações de temperatura, pH e OD foram realizadas por meio de sondas, diretamente nos cursos d'água.

As amostras para exame bacteriológico foram colocadas em frascos esterilizados e depois em sacos plásticos fechados.

Para análise de fitoplâncton foram coletadas duas amostras para cada ponto de amostragem. Para análise qualitativa foram filtrados 100 litros da amostra em rede de fitoplâncton (25 μm de interstício), e o volume filtrado (100 ml) preservado sob refrigeração. Para a análise quantitativa, uma amostra de 5 L foi coletada e preservada com formol 4%.

Para análise qualitativa de zooplâncton foi coletada uma amostra para cada ponto de amostragem. Foram filtrados 100 litros da amostra em rede de zooplâncton (25 μm de interstício), e o volume filtrado (100 ml) refrigerado. Para análise quantitativa de zooplâncton três gotas de uma solução rosa de Bengala 0,5% foram adicionadas ao frasco de coleta e após cinco minutos de espera, foram acrescentados três mL de formol 4%.

Amostras de sedimento foram coletadas para a análise de zoobentos usando uma concha e acondicionadas em sacos plásticos.

Todas as amostras foram imediatamente acondicionadas em caixas de isopor, contendo gelo suficiente para refrigerá-las a cerca de 4°C e enviadas para o laboratório Bioagri Ambiental e Analytical Solutions.

4.3 Métodos Analíticos

As análises físicas, químicas e biológicas foram realizadas na Bioagri Ambiental e Analytical Solutions, conforme os procedimentos dispostos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros físico-químicas quantificados e os métodos utilizados estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Métodos de caracterização da qualidade das amostras de água

PARÂMETRO	MÉTODO*	PARÂMETRO	MÉTODO*
Cádmio	SM 3500 Cd	Nitrogênio Kjeldahl	SM 4500 Norg
Chumbo	SM 3500 Pb	Nitrogênio amoniacal	SM 4500 NH ₃
Cianeto	SM 4500 CN ⁻	Nitrato	SM 4500 NO ₃ ⁻
Cobre	SM 3500 Cu	Nitrito	SM 4500 NO ₂ ⁻
Coliformes termotolerantes	SM 9221	Oxigênio dissolvido	SM 4500 - O
Cromo total	SM 3500 Cr	pH	SM 4500 H+
DBO	SM 5210	Sólidos em suspensão	SM 2540 D
Fenóis	SM 6420/ NBR	Sólidos dissolvidos	SM 2540 C
Fósforo total	SM 4500 P	Temperatura da água	SM 2550
Mercúrio	SM 3500 Hg	Turbidez	SM 2130
Níquel	SM 3500 Ni	Zinco	SM 3500 Zn

*SM - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

O monitoramento biológico foi realizado para avaliar as respostas das comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais. A avaliação qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton foi realizada de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2005). Os resultados foram expressos em indivíduo.ml⁻¹ para o fitoplâncton, org.l⁻¹ para o zooplâncton, indivíduo.m⁻² para o zoobênton.

4.4 Índices de Qualidade

Os dados gerados foram convertidos em índices de qualidade – índice de qualidade da água (IQA), índice de toxicidade (IT), Índice do Estado Trófico (IET), Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA) e índice Shannon-Wiener (H') sendo realizada a interpretação das variáveis individuais e a relação com os demais. O IAP não foi analisado pois, para o cálculo do ISTO, as variáveis obrigatórias alumínio dissolvido e potencial de formação de trihalometanos não foram analisados. Os gráficos seguiram modelos do Igam.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)

A variação do IQA ao longo dos dois anos de monitoramento está apresentada na Figura 6. É possível verificar que a qualidade da água piorou no final de 2009 e

início de 2010. As condições do IQA ótima e boa foram observadas na maior parte do monitoramento, não acusando problemas relacionados tanto a fontes pontuais de poluição, (por exemplo, esgotos sanitários e efluentes industriais), quanto a fontes difusas, (por exemplo, pela drenagem pluvial da área urbana e rural e por rejeitos de mineração)

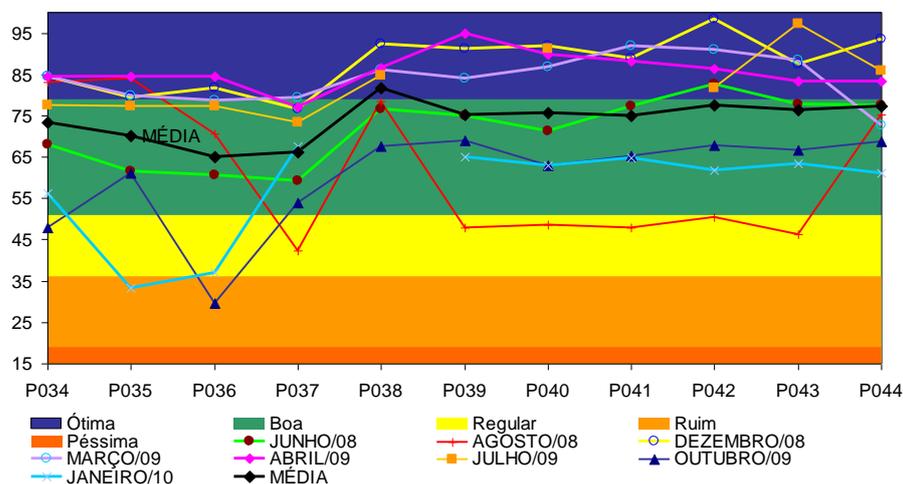


Figura 6 – Índice de qualidade da água (IQA) na bacia do Rio Grande.

Em geral, entre os pontos P034 a P037 foram observados valores mais baixos que nos demais, o que pode estar relacionado com o uso da água para diluição de despejos domésticos e industriais na região da cidade de Nova Friburgo localizada próxima e acima desses pontos. A bacia do Rio Bengala, tributário do Rio Grande, apresenta maior concentração industrial, além de ser a principal responsável pelo lançamento de esgotos domésticos de uma população estimada em 120 mil habitantes, sem qualquer tipo de tratamento. Em agosto de 2008 houve variação nos resultados, apontando qualidade boa nos pontos P034 a P036, P038 e P044 e regular no restante dos pontos monitorados. A qualidade da água diminuiu nos dois últimos monitoramentos (outubro de 2009 e janeiro de 2010).

Constatou-se também, que nas cidades de Santa Maria Madalena e São Sebastião do Alto, o esgoto é lançado indiretamente no Rio Grande. Na primeira cidade o esgoto vai para o córrego São Domingos e o Ribeirão Santíssimo que por sua vez são afluentes do Rio Grande. Os esgotos de São Sebastião são lançados no Rio Grande, enquanto que os seus distritos Valão do Barro e Ipituna são lançados direto para o Rio Negro.

Cada uma das fontes acima citadas possui características próprias quanto aos poluentes que carregam. Os esgotos domésticos, por exemplo, apresentam compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos. No caso dos efluentes industriais, há uma maior diversificação nos contaminantes lançados nos corpos de água, em função dos tipos de matéria-prima e processos industriais utilizados. O deflúvio superficial urbano pode, porém, conter, diversos poluentes que se depositam na superfície do solo. Na ocorrência de chuvas, os materiais acumulados superficiais, constituindo fonte de poluição tanto maior quanto menos eficiente for a coleta de esgotos ou a limpeza pública.

Quanto à atividade agrícola, seus efeitos dependem muito das práticas utilizadas e da época do ano em que se realizam as preparações do terreno para o plantio, assim como do uso intensivo dos defensivos agrícolas. A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando da ocorrência de chuvas em áreas rurais. Os agrotóxicos, altamente solúveis em água, podem contaminar águas subterrâneas e superficiais através do seu transporte com o fluxo de água.

Segundo o estudo da Agrar (2006), as atividades agrícolas mais desenvolvidas, predominantemente olericulturas, estão situadas na bacia do ribeirão São José e na parte alto do rio Grande. Apesar do uso de agrotóxicos, não existem dados de medição na água e em sedimentos que atestem a presença desses compostos.

Os valores encontrados para os parâmetros que compõem o IQA, em cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento estão apresentados nas figuras 7 a 15. Os limites mínimos e máximos dos parâmetros para águas enquadradas na Classe 2 (Res. CONAMA 357) são indicados nestas Figuras.

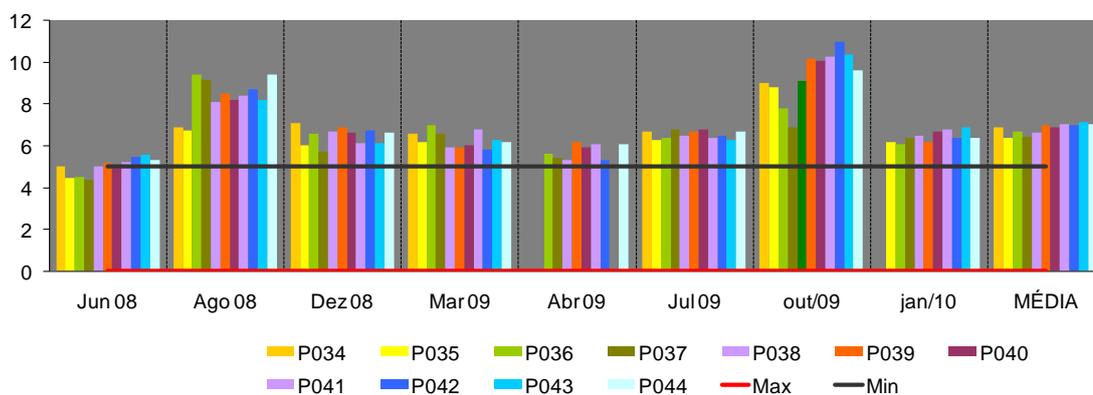


Figura 7 – Oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

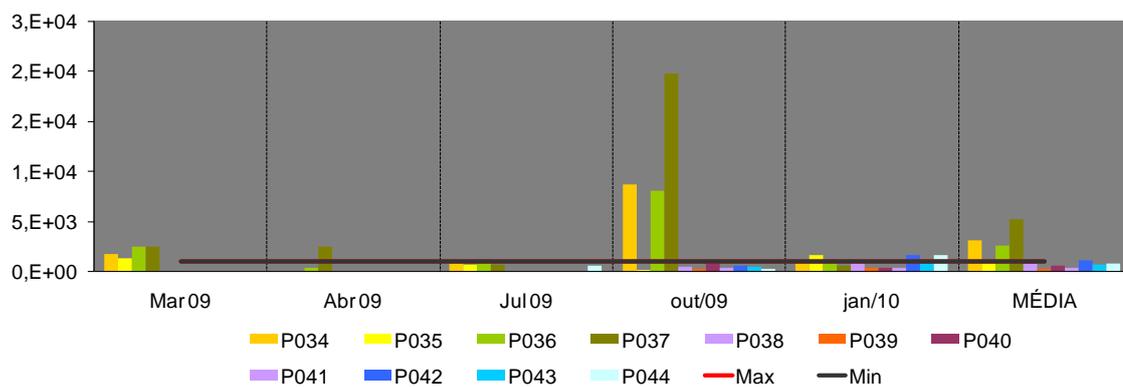


Figura 8 – Coliformes termotolerantes (NMP/100ml) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

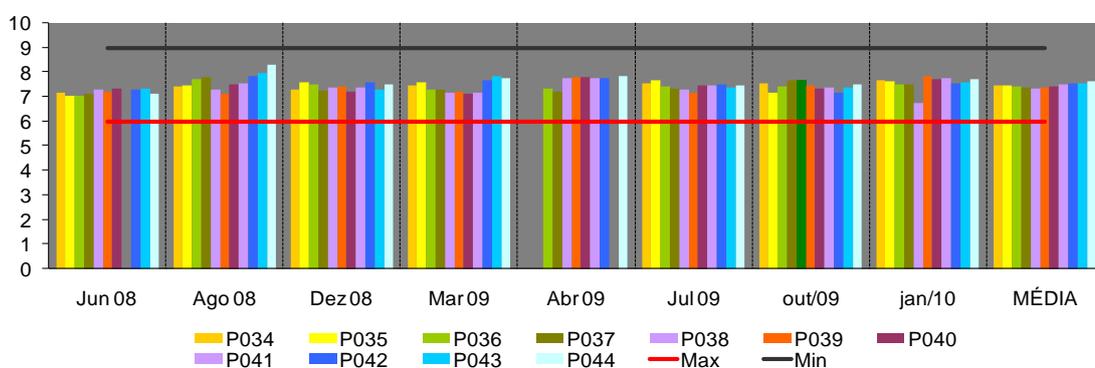


Figura 9 – Valores de pH ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

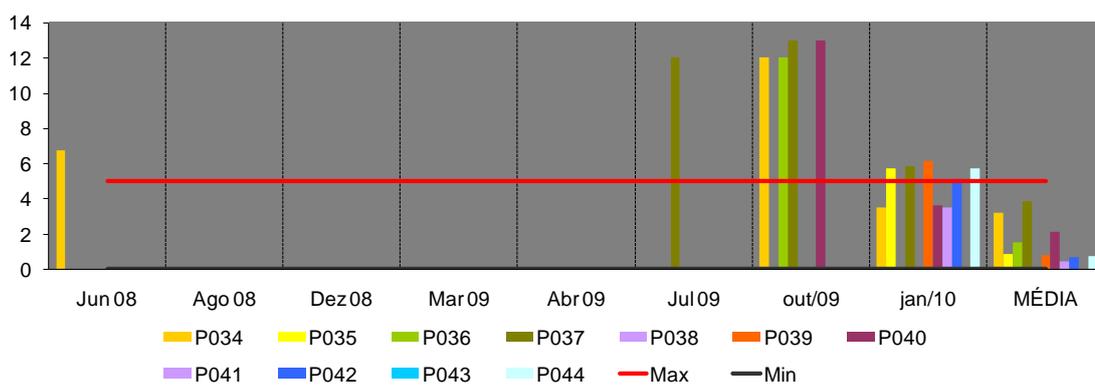


Figura 10 – DBO (mg.l⁻¹) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

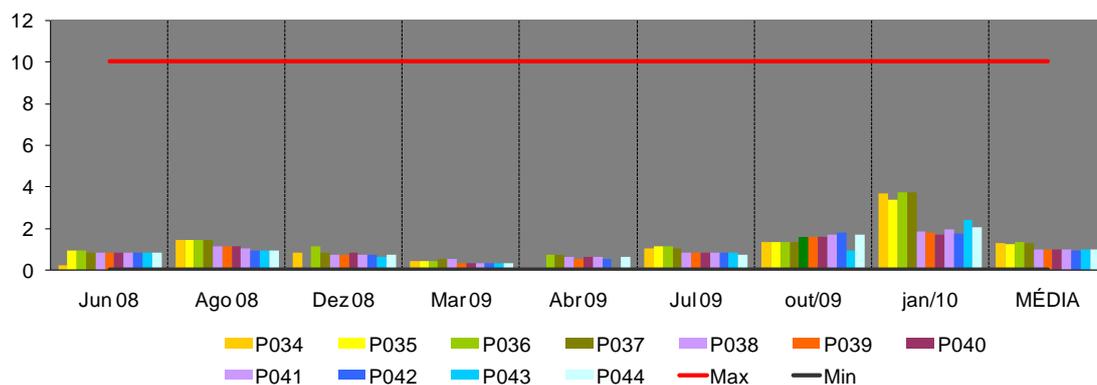


Figura 11 – Nitrato (mg.l⁻¹) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

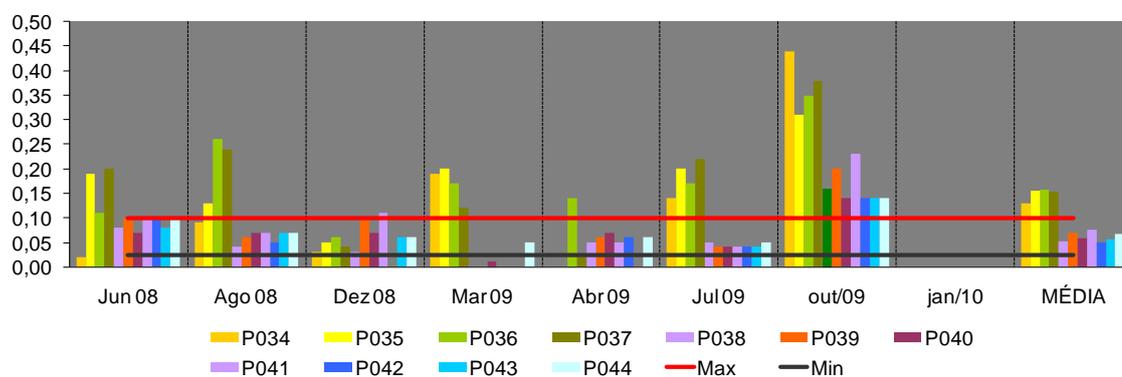


Figura 12 – Fósforo total (mg.l⁻¹) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

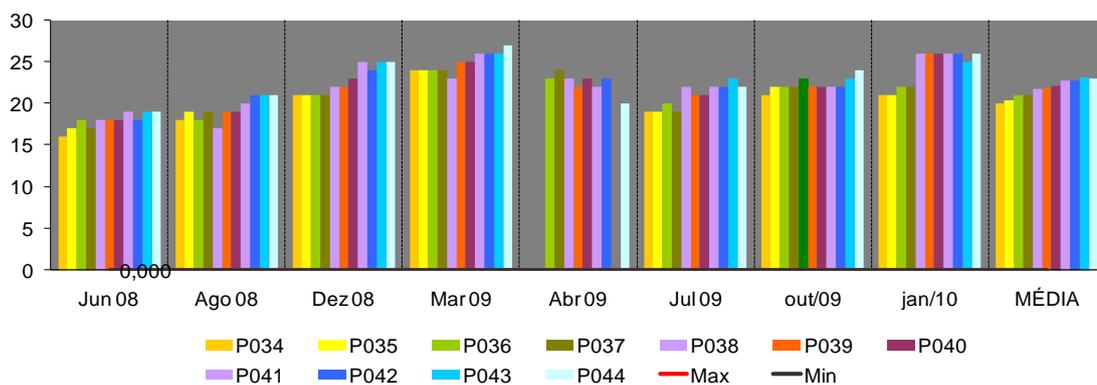


Figura 13 – Temperatura (°C) da água ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

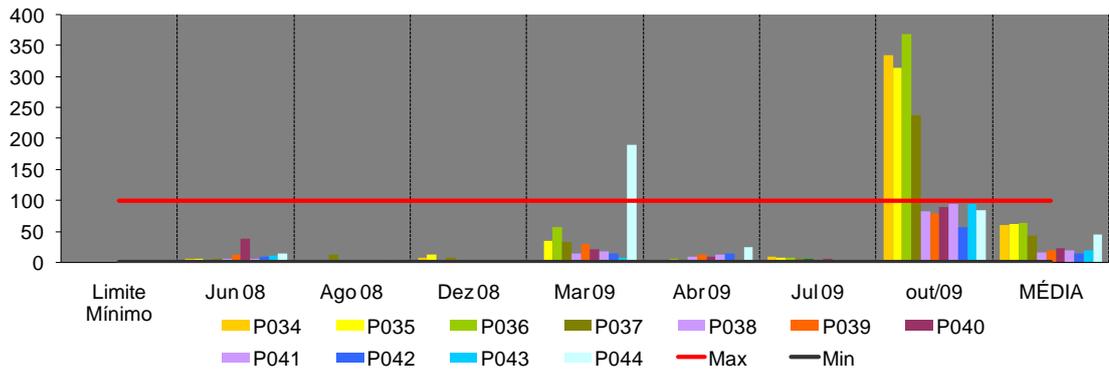


Figura 14 – Turbidez (UNT) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

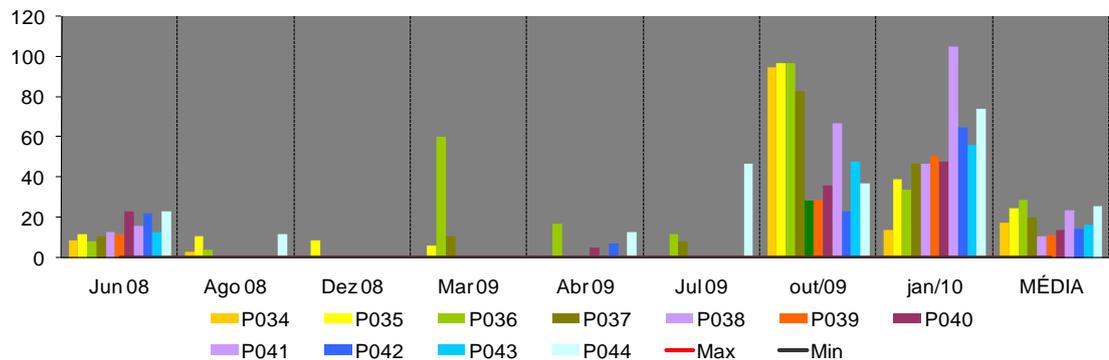


Figura 15a – Sólidos em suspensão totais (mg.l^{-1}) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

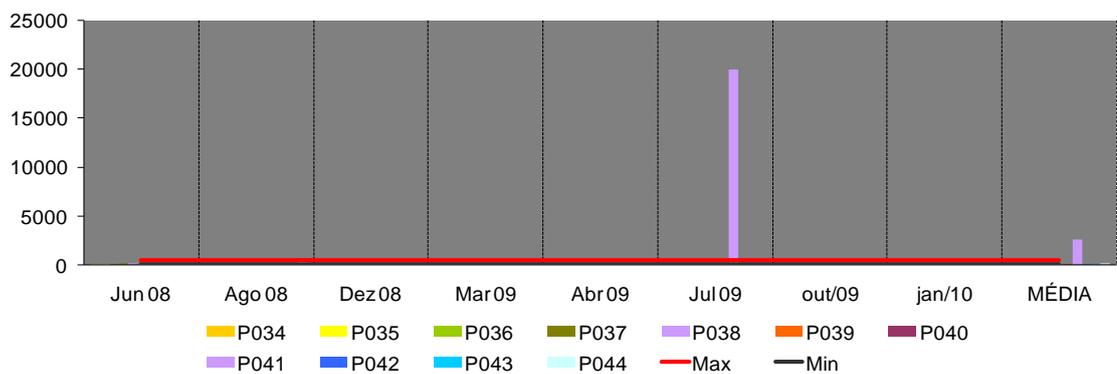


Figura 15.b – Sólidos dissolvidos totais (mg.l^{-1}) ao longo do Rio Grande nas oito campanhas de coleta.

Os resultados de oxigênio dissolvido (Figura 7) indicam boa oxigenação da água ao longo do trecho estudado em todas as datas de coleta, com valores sempre acima do limite de 5 mg.l^{-1} , para águas Classe 2. A difusão do oxigênio acontece mediante

contato e penetração direta do ar atmosférico na água. Da atmosfera, o O₂ entra na água principalmente por mistura mecânica provocada pela ação dos ventos, por correntes naturais de massas hídricas e agitações causadas pela topografia do terreno. O sistema de relevo montanhoso ocupa predominantemente a bacia na área dos estudos. É caracterizado por apresentar cotas sempre superiores a 1.000m, podendo registrar picos com 1.800m de altitude. Como a área de estudo fica no limite ao sul com a unidade escarpa da Serra dos Órgãos e a unidade escarpas das serras de Macaé, Macabú e Imbé, compreende um conjunto diversificado de alinhamentos montanhosos e de degraus de borda de planalto com configurações morfológicas distintas, favorecendo a oxigenação da água.

A concentração de oxigênio na água varia com a temperatura, bem como a solubilidade desse gás depende ainda da pressão atmosférica e da salinidade da água. Segundo a classificação de Thornthwaite (1948), a região possui clima úmido, com pouco ou nenhum déficit de água, mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo, também favorece a boa oxigenação da água. O clima da região, caracterizado por condições influenciadas pela variação das cotas altimétricas, pela morfologia da área e pela proximidade do litoral, apresenta regime pluviométrico com uma estação de precipitações abundantes (outubro a março), com máximas em janeiro e fevereiro, sendo os demais meses caracterizados por estação mais seca, com mínimo registrado nos meses de julho e agosto.

Os coliformes termotolerantes (Figura 8) estiveram presentes e com ocorrências acima do limite legal, possivelmente decorrente dos lançamentos de esgotos sanitários provenientes dos municípios de São Sebastião do Alto, Santa Maria Madalena e Bom Jardim. Destaca-se, o mês de outubro de 2009, época de chuva (Figura 16), os coliformes foram bastante elevados. Os resultados mais elevados foram registrados entre os pontos P034 a P037, mais impactados pela cidade de Bom Jardim.

O Rio Dois Rios recebe a contribuição dos afluentes Negro e Bengala onde são lançados os esgotos domésticos, sem tratamento, das cidades de Cantagalo e Nova Friburgo, respectivamente, tornando-se as principais fontes de poluição por material fecal nesse rio.

No caso da cidade de Nova Friburgo, a única forma de tratamento existente consiste nas fossas sépticas, as quais não atendem a atual demanda. Essas unidades, raramente implantadas, carecem de qualidade técnica de projeto, construção, operação e manutenção. Essas irregularidades em pouco tempo apresentam inúmeros problemas,

eliminando seus benefícios e tornando esse dispositivo totalmente ineficiente.

Em alguns casos as fossas sépticas são dotadas de unidades complementares (sumidouros ou filtros biológico anaeróbio), cujas finalidades são prejudicadas pelo mau uso das fossas sépticas, provocando obstruções devido ao excesso de sólidos previamente não removidos. As atuais condições permitem afirmar que na região não existe qualquer tipo de tratamento, agravando substancialmente o grau de poluição das águas de superfície.

Resultados do pH (Figura 9) estão dentro da faixa esperada para corpos naturais, com leve predomínio de valores alcalinos. Não contando com fatores excepcionais (antropogênicos), o valor do pH de águas naturais oscila entre 6,5 e 8,5. Valores de pH na faixa de 6 a 9 são considerados compatíveis, em longo prazo, para a maioria dos organismos. Valores de pH acima ou abaixo destes limites são prejudiciais ou letais para a maioria dos organismos aquáticos. (Boers, 1991).

Valores mais elevados de DBO (Figura 10) foram observados a partir de julho de 2009. Os maiores aumentos em termos de DBO em corpos de água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. As ocorrências de DBO são decorrentes dos lançamentos de esgotos sanitários sem nenhum tipo de tratamento nesse curso de água, provavelmente provenientes dos municípios de Santa Maria Madalena, São Sebastião do Alto e Bom Jardim.

As concentrações de nitrato (Figura 11) foram baixas, mas observou-se um aumento a partir de outubro de 2009. Maiores concentrações nessa data principalmente entre os pontos P034 a P037, dia de chuva (Figura 16). A poluição lançada em outubro de 2009 (aumento de DBO) possibilitou a transformação de nitrogênio orgânico em nitrato, por isso os elevados valores em janeiro de 2010.

O fósforo, importante nutriente encontrado nas águas naturais na forma de fosfato, esteve presente em elevadas concentrações (Figura 12), principalmente entre os pontos P034 e P037, onde o impacto é causado pela cidade de Bom Jardim, região com forte tradição agrícola e um dos maiores produtores de café da região. Também é forte fornecedor de hortaliças e de legumes, com destaque no inhame, amplamente produzido no distrito de Barra Alegre.

Apesar dessas ocorrências de fósforo estarem associadas em parte à característica natural da água da região, observou-se que o quadro é bastante agravado pelos despejos das áreas urbanas e pelo escoamento superficial. As piores condições foram encontradas em outubro de 2009 e nessa época os materiais em suspensão

indicados pela turbidez e sólidos em suspensão também foram elevados o que pode ser explicado pela chuva (Figura 16).

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo constitui um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células.

A presença conjunta de nitrogênio e fósforo nos despejos provoca o enriquecimento do meio aquático, tornando-o mais fértil e possibilita o crescimento em maior intensidade dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, caracterizando o processo de eutrofização.

Os valores de temperatura encontrados na água (Figura 13) seguem as variações sazonais do ar. A temperatura da água é um fator que influencia a grande maioria dos processos físicos, químicos e biológicos na água, assim como outros processos como a solubilidade de gases dissolvidos. Elevada temperatura faz diminuir a solubilidade de gases como, por exemplo, o oxigênio dissolvido, além de aumentar a taxa de transferência de gases, o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis. Além disso, as atividades fisiológicas de um organismo (respiração, digestão, reprodução, alimentação e etc.) estão intimamente ligadas à temperatura.

Cada espécie tem uma temperatura na qual melhor se adapta e se desenvolve, sendo essa temperatura chamada de temperatura ótima. As temperaturas acima ou abaixo do ótimo influenciam de forma a reduzir e seu crescimento. Em caso de temperaturas extremas, podem acontecer mortalidades.

Altos valores de turbidez (Figura 14) foram registrados em março e em outubro de 2009. Em março a turbidez foi mais reduzida do que em outubro e, provavelmente não foi devida às chuvas, como pode-se observar na Figura 16. O ponto P044 foi o que mais apresentou concentrações elevadas em março.

Os materiais em suspensão indicados pela turbidez (Figura 14) e sólidos em suspensão (Figura 15a) apresentaram amplitudes bastante acentuadas, sendo os

principais responsáveis pelo decréscimo da qualidade das águas nesse período. Os sólidos totais dissolvidos (Figura 15b) apresentaram um pico muito acima do limite da Resolução CONAMA 357 em julho de 2009.

Os sólidos provêm do carreamento de solos pelas águas pluviais, devido a processos erosivos e desmatamentos na bacia, do lançamento de esgotos domésticos e de efluentes indústrias e da dragagem para remoção de areia. Ressalta-se que a maior parte da bacia apresenta suscetibilidade erosiva, o que contribui com o assoreamento dos cursos de água através do escoamento pluvial. Esse fato é agravado pelos diversos usos do solo na área da bacia que ocasionam perdas do solo, pois o rio Grande nasce na Serra do Morro Queimado no bairro de São Lourenço, localizado no terceiro distrito de Nova Friburgo, Campo do Coelho, zona rural da cidade. O rio banha as áreas rurais da cidade cortando bairros como Conquista, Campo do Coelho, Rio Grande de Cima, e o distrito de Riograndina. e sofre com a erosão causada pelas enxurradas e por causa das construções irregulares às suas margens. (Wikipedia, 2010).

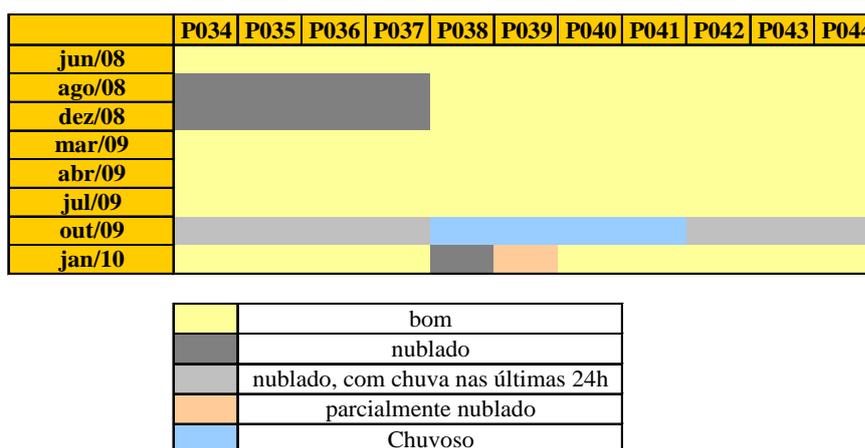


Figura 16 – Representação do tempo no dia da coleta das amostras.

5.2 Índice de Toxicidade (IT)

A ocorrência de toxicidade está apresentada na Figura 17, onde a pior situação identificada no conjunto total de resultados das campanhas de amostragem, para qualquer parâmetro tóxico, definiu o grau de contaminação para o período em consideração (IGAM, 2004).

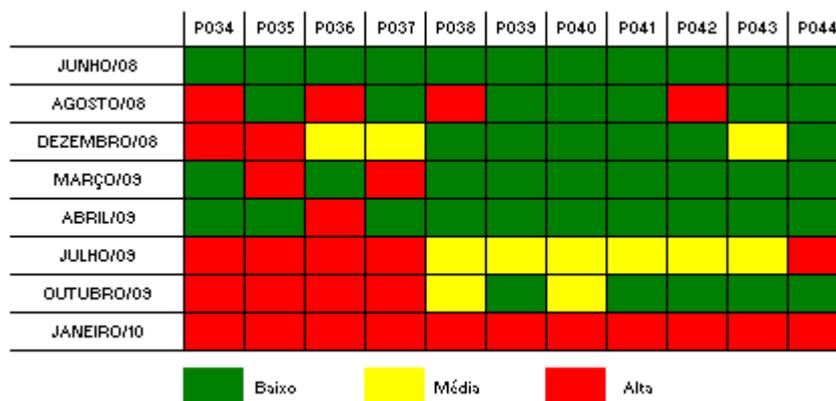


Figura17 – Ocorrência de substâncias tóxicas em níveis acima dos limites da Resolução CONAMA 357/2005 no período de monitoramento da bacia do Rio Grande.

Os valores encontrados de substâncias tóxicas, em cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento estão apresentados nas Figuras 18 a 27, e na Figura 11 (nitrato). Os limites máximos dos parâmetros para águas enquadradas na Classe 2 (Res. CONAMA 357) também são indicados nestas Figuras.

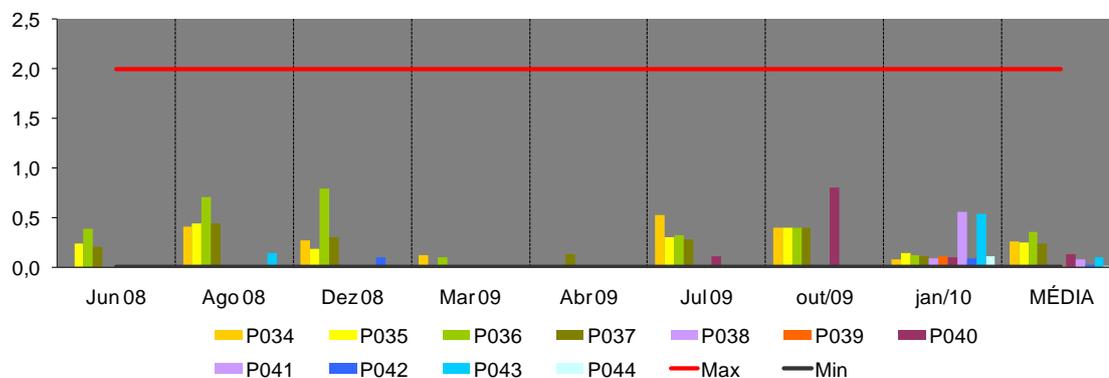


Figura 18 – Amônia (nitrogênio amoniacal, mg.l^{-1})

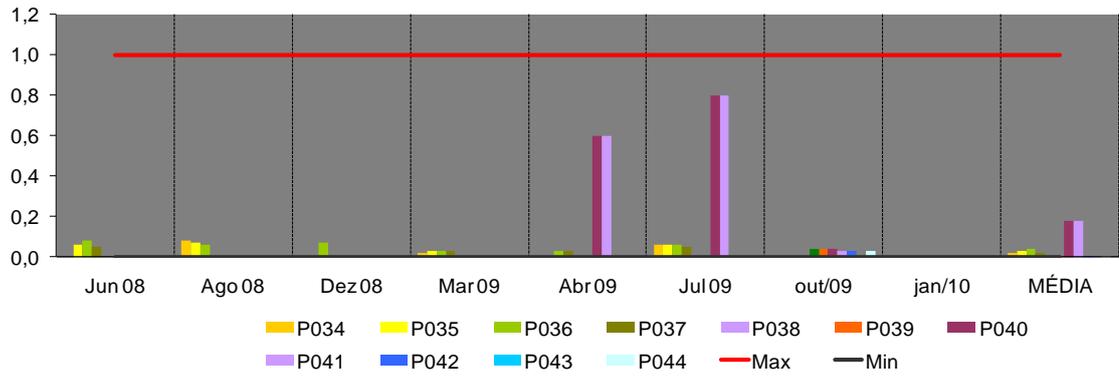


Figura 19 – Nitrito (mg.l⁻¹)

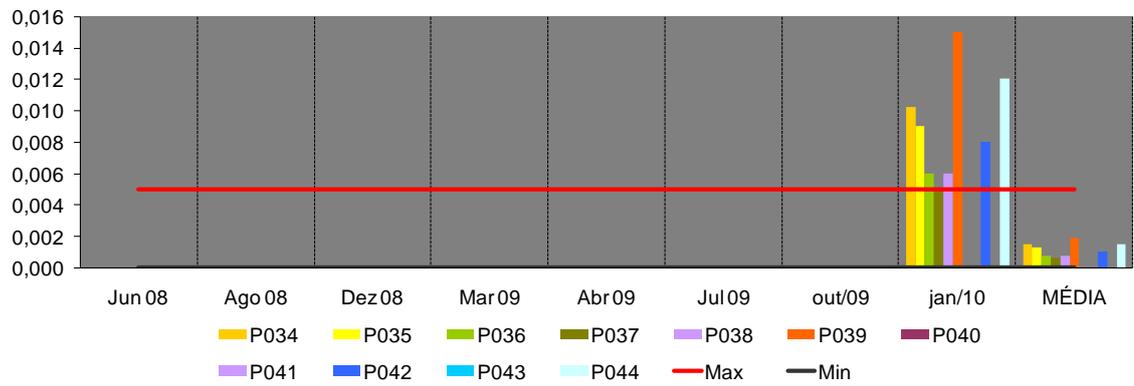


Figura 20 – Cianetes (mg.l⁻¹)

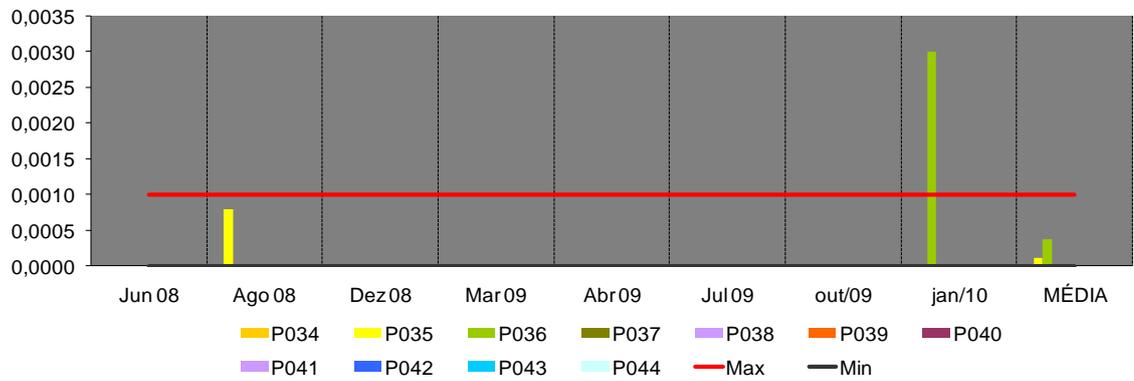


Figura 21 – Cádmiu (mg.l⁻¹)

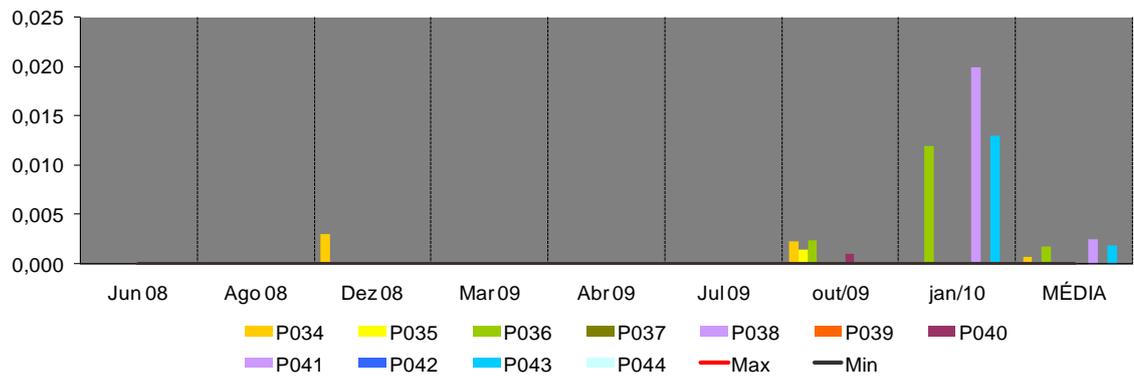


Figura 22 – Chumbo (mg.l⁻¹)

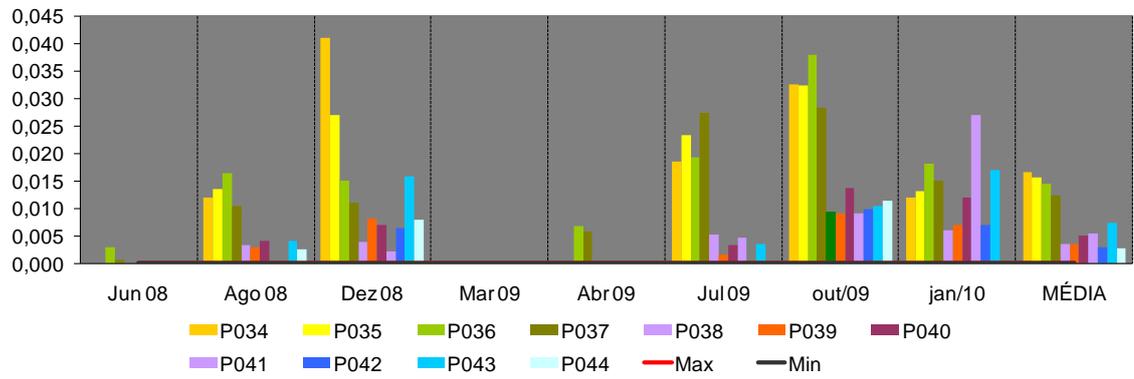


Figura 23 – Cobre (mg.l⁻¹)

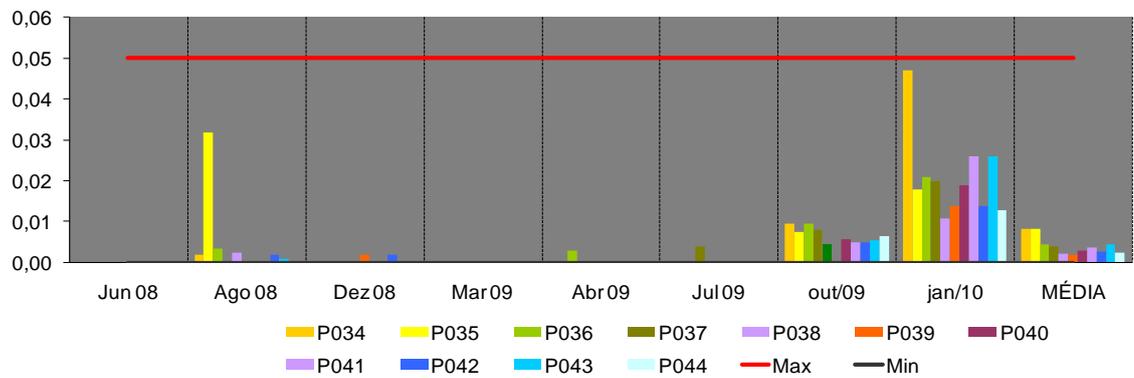


Figura 24 – Cromo (mg.l⁻¹)

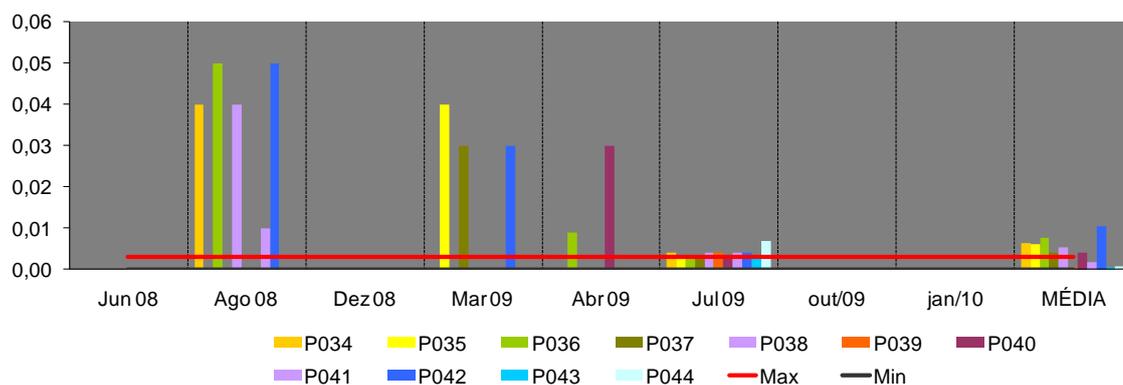


Figura 25 – Índice de fenóis (mg.l⁻¹)

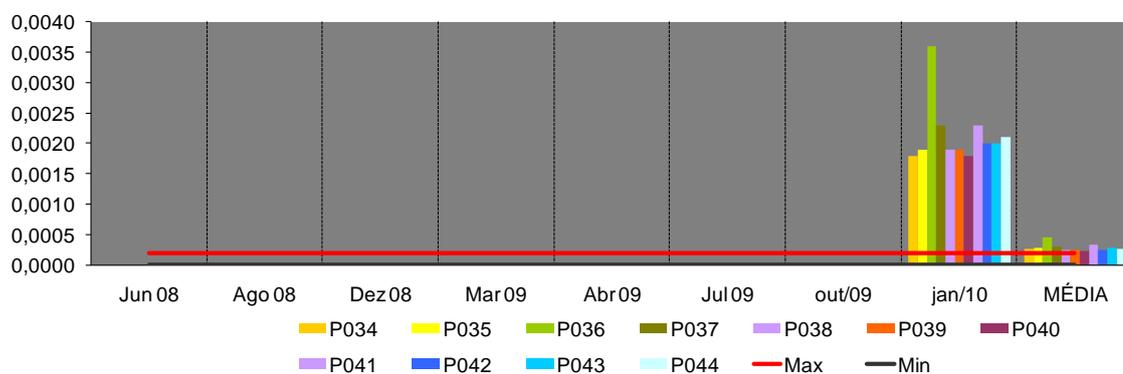


Figura 26 – Mercúrio (mg.l⁻¹)

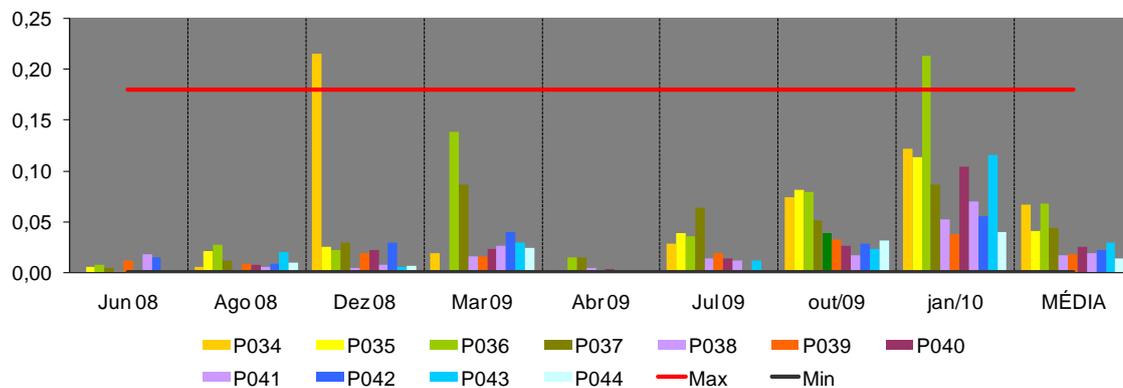


Figura 27 – Zinco (mg.l⁻¹)

As concentrações de amônia encontradas (Figura 18) não tendem a causar danos fisiológicos aos organismos aquáticos. Muitas espécies dos peixes não suportam concentrações de amônia acima de 5 mg.l⁻¹. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO

de segundo estágio. Por esses motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2010).

A presença de nitrito em concentração elevada indica (Figura 19) que a fonte de matéria orgânica presente na água encontra-se a pouca distância do ponto onde foi feita a amostragem para análise. O nitrito é uma forma transitória, sendo rapidamente oxidado a nitrato. Sua persistência indica despejo contínuo de matéria orgânica. Não se espera concentrações acima de 0,2 mg/l nas águas pouco impactadas (CETESB, 2010).

Concentrações de cianeto acima do limite permitido (0,005 mg/L) fizeram com que a toxicidade fosse classificada como alta em janeiro 2010 nos pontos P039 e P044 e média em P034, P035 e P042 (Figura 20). O íon cianeto (CN^-) liga-se fortemente com muitos metais, especialmente aqueles da série de transição, sendo frequentemente usado para extração desses metais em misturas. Conseqüentemente, o cianeto é amplamente utilizado na mineração, no refino e na eletrodeposição (galvanoplastia) de metais, como ouro, cádmio e níquel. O íon cianeto é muito tóxico para a vida animal, pois se liga fortemente aos íons metálicos da matéria viva, por exemplo, ao ferro das proteínas que são necessárias para que o oxigênio molecular seja utilizado pelas células. O cianeto é uma espécie muito estável e não se decompõe por si mesmo ou no meio ambiente, o que o torna um poluente importante da água (CETESB, 2010).

Compostos tóxicos são relacionados, principalmente, ao despejo de efluentes industriais. De acordo com os estudos da Ágrar, a área mais crítica em relação aos despejos industriais localiza-se em Nova Friburgo, no rio Bengala. Os efluentes líquidos lançados constituem-se principalmente de matéria orgânica biodegradável e poluentes tóxicos, estes formados pelos corantes e pigmentos da indústria têxtil, ou por metais pesados, resultantes do setor eletromecânico e metalúrgico.

Nova Friburgo possui uma população estimada de 182.016 habitantes (IBGE). As principais atividades econômicas são baseadas em: indústria de moda íntima, olericultura, caprinocultura e indústria (têxteis, vestuário, metalúrgicas e turismo). É a segunda maior cidade da região atrás apenas de Petrópolis e a principal cidade de uma região que compreende cerca de 12 municípios do centro norte Fluminense, tendo influência em várias cidades da zona da mata mineira (Wikipedia, 2010).

Próximo ao ponto P035 estão presentes as indústrias da região de Nova Friburgo (rio Bengala) e as que fazem ligação com o rio Grande.

Concentrações de cádmio muito acima do valor máximo permitido para cádmio (0,001 mg/L) foram encontradas em janeiro de 2010 no ponto P036 (Figura 21), caracterizando a toxicidade como alta. O cádmio é liberado ao ambiente por efluentes industriais, principalmente, de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos, bem como por poluição difusa causada por fertilizantes e poluição do ar local. Normalmente a concentração de cádmio em águas não poluídas é inferior a $1 \mu\text{g.l}^{-1}$. A água potável apresenta baixas concentrações, geralmente entre 0,01 e $1 \mu\text{g.l}^{-1}$, entretanto pode ocorrer contaminação devido a presença de cádmio como impureza no zinco de tubulações galvanizadas, soldas e alguns acessórios metálicos (CETESB, 2010).

O limite máximo permitido para chumbo (Figura 22) de 0,01 mg/L foi ultrapassado em janeiro de 2010 caracterizando a toxicidade como média nos pontos P041 e P043.

O cobre total chegou a $0,041 \text{ mg.l}^{-1}$ em dezembro de 2008 no ponto P034 (Figura 23), muito além do valor máximo permitido de $0,009 \text{ mg.l}^{-1}$. As fontes de cobre para o meio ambiente incluem minas de cobre ou de outros metais, corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir do uso agrícola do cobre e precipitação atmosférica de fontes industriais. O cobre ocorre naturalmente em todas as plantas e animais e é um nutriente essencial em baixas doses. Para peixes, muito mais que para o ser humano, doses elevadas de cobre são extremamente nocivas. Concentrações de $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ são letais para trutas, carpas, bagres, peixes vermelhos de aquários ornamentais e outros. Os microrganismos morrem em concentrações acima de $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ (CETESB, 2010).

Houve um aumento na concentração de cromo (Figura 24) a partir de outubro de 2009 e em janeiro de 2010 a concentração esteve próximo ao limite de $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$. A maioria das águas superficiais contém entre 1 e $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ de cromo. A concentração do metal na água subterrânea geralmente é baixa ($< 1 \mu\text{g/L}$). Na forma trivalente, o cromo é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças. Na forma hexavalente, é tóxico e cancerígeno. Os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente (CETESB, 2010).

Os fenóis (Figura 25) ocorreram em concentrações acima do dobro do limite máximo permitido em agosto de 2008 nos pontos P034, P036, P038 e P042, em março

de 2009 nos pontos P035 e P037 e em abril de 2009 no P036, resultando em toxicidade classificada como alta. Em julho de 2009 entre os pontos P034 e P043 a classificação foi média.

Em agosto de 2008, o lançamento de águas residuárias de processamento de frutos cafeeiro que contêm alta quantidade de fenóis, pode ter causado os resultados elevados. Os fenóis e seus derivados também aparecem em águas naturais através das descargas de efluentes industriais, por exemplo, processamento da borracha, colas e adesivos, resinas impregnantes, componentes elétricos (plásticos) e as siderúrgicas. Os fenóis são tóxicos ao homem, aos organismos aquáticos e microrganismos que tomam parte dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Nas águas tratadas, os fenóis reagem com o cloro livre formando os clorofenóis que produzem sabor e odor na água (CETESB, 2010). Por esse motivo, os fenóis constituem-se em padrão de potabilidade, sendo imposto limite máximo bastante restritivo de $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$ (BRASIL, 2004).

O valor máximo permitido para mercúrio é de $0,0002 \text{ mg.l}^{-1}$. Concentrações elevadas de mercúrio foram encontradas em janeiro de 2010 em todos os pontos coletados (Figura 26), caracterizando a toxicidade como alta. As concentrações de mercúrio nas águas geralmente estão abaixo de $0,5 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, embora depósitos de minérios possam elevar a concentração do metal na água subterrânea. Entre as fontes antropogênicas de mercúrio no meio aquático destacam-se as indústrias cloro-álcali de células de mercúrio, vários processos de mineração e fundição, efluentes de estações de tratamento de esgotos, indústrias de tintas, etc (CETESB, 2010).

Foram encontradas concentrações de zinco maiores que o valor máximo permitido ($0,18 \text{ mg.l}^{-1}$) em dezembro de 2008 no ponto P034 e em janeiro de 2010 no ponto P036 (Figura 27). No entanto esses valores foram inferiores a 1,2 vezes o limite, caracterizando a toxicidade como baixa. A presença de zinco é comum nas águas superficiais naturais, em concentrações geralmente abaixo de $10 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ (CETESB, 2010)..

5.3 Índice do Estado Trófico (IET)

O IET (P) (Figura 28) foi usado para avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento de fósforo e seu efeito relacionado ao potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como o agente causador do processo.

De acordo com os resultados obtidos no monitoramento, a concentração de fósforo, no geral, para todos os pontos, classifica o corpo d'água como mesotrófico (produtividade intermediária)/eutrófico (elevada produtividade, comparada ao nível natural básico).

Devido aos resultados obtidos, será importante acompanhar a evolução do ambiente lótico para lêntico, quando formado, especialmente em termos da concentração dos nutrientes (nitrogênio e fósforo), pH e da concentração de clorofila - a, de forma a avaliar o desenvolvimento das algas no futuro reservatório.

Segundo Von Sperling (2007), os esgotos domésticos veiculados por sistemas de esgotamento dinâmico são, na realidade, a maior fonte de contribuição de fósforo. Este se encontra presente nas fezes humanas, nos detergentes para limpeza doméstica e em outros subprodutos das atividades humanas.

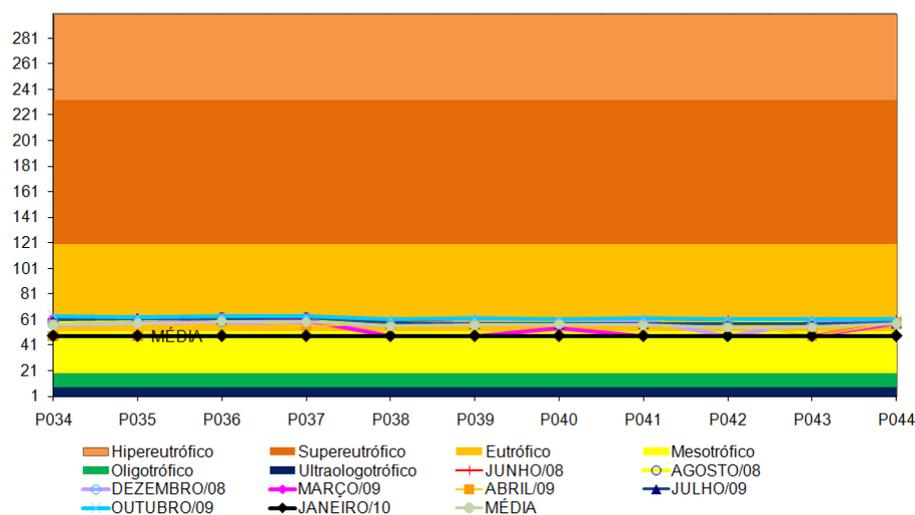


Figura 28 - Índice do Estado Trófico (IET) na bacia do rio Grande

5.4 Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA)

Para o cálculo do IVA (Figura 29) levou-se em consideração a presença e concentração de dos contaminantes químicos tóxicos cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio e fenóise das duas variáveis consideradas essenciais para a biota pH e oxigênio dissovido, variáveis essas agrupadas no IPMCA, Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, bem como o IET, índice do Estado Trófico.

Foi possível observar que também apresentou os piores resultados em janeiro de 2010, sendo a classificação nesse mês como péssima. Em outubro de 2009, no geral, a qualidade da água foi ruim.

Nos outros meses, em geral, a classificação se manteve entre ótima e boa e não expressou o problemas ocorridos na bacia.

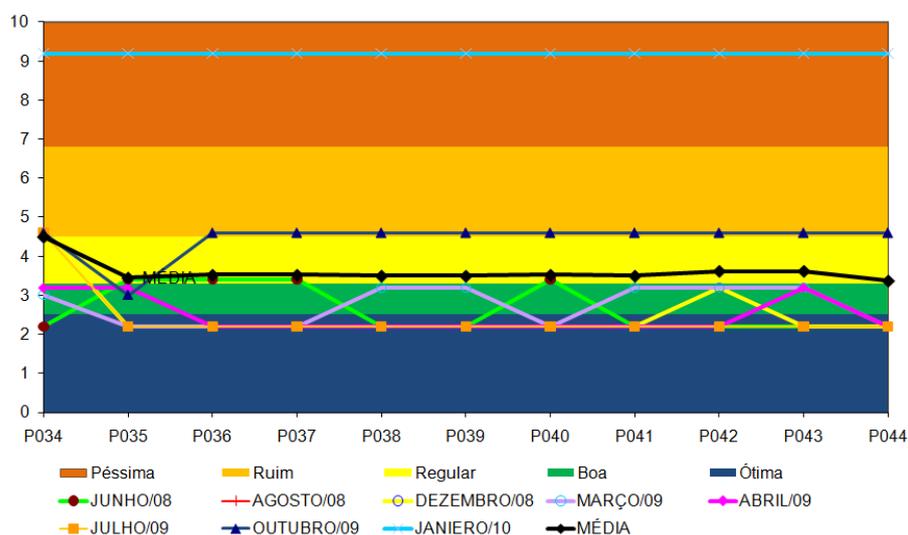


Figura 29 – Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA)

5.5 Índice de diversidade Shannon-Wiener (H')

Foram avaliados os impactos das alterações ambientais na estrutura das comunidades hidrobiológicas, por meio do cálculo dos índices de diversidade (H') do fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton.

5.5.1 Fitoplâncton

A variação do H' de fitoplâncton está apresentada na Figura 30 e foi calculada usando o número de indivíduos de cada espécie encontrada. O índice revela condição de poluição intensa e crescente ao longo do monitoramento.

O H' indica a capacidade do ambiente para abrigar espécies. É um conceito matemático que leva em conta tanto o número de espécies, como a quantidade com que cada uma contribui para o todo.

A condição de poluição forte e excessiva significa uma comunidade pouco diversificada em razão da poluição, ou seja, um reduzido número de espécies com elevado volume de indivíduos em cada espécie.

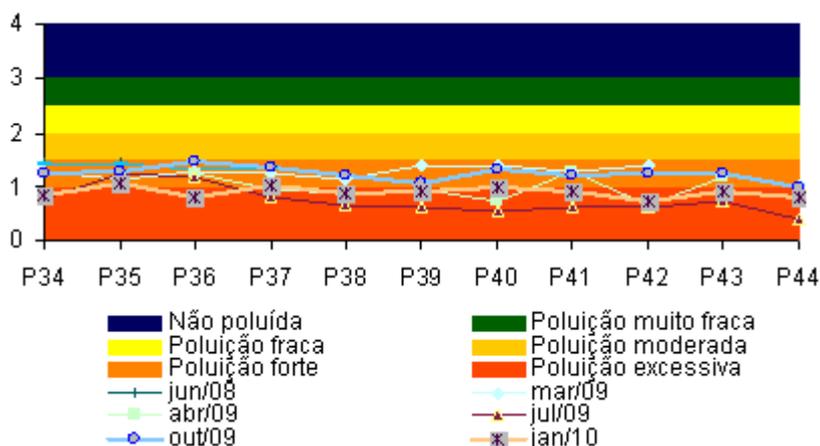


Figura 30 – Índice de diversidade (H') do fitoplâncton no Rio Grande.

A abundância relativa do fitoplâncton está representada em classes nas Figuras 30 a 37, exceto para a Bacillariophyceae e Cyanophyceae, pois só foram encontradas espécies dentro das divisões Bacillariopyta e Cyanobactéria. Está expressa na forma de densidade das populações, como indivíduos por mililitro de água (ind. ml^{-1}).

É possível verificar que a maioria das espécies encontradas pertence às classes Bacillariophyceae, Cyanophyceae, Chlamydoephyceae e Chlorophyceae. Outras classes que estiveram presentes em menores densidades foram Chrysophyceae, Euglenophyceae, Zygnemaphyceae, Xanthophyceae e Dinopyceae. Houve predomínio de Bacillariophyta nos pontos 38 a 44 e frequentemente Cyanobacteria nos pontos 34 a 37.

No geral, houve predomínio de Bacillariophyta, Cyanobacteria e Chlorophyceae. Segundo Palmer (1969), esses grupos são tolerantes à poluição orgânica e constantemente encontrados em monitoramentos. Bacillariophyta são produtores primários e indicadores de níveis de poluição, bem como de variações de pH. São encontrados em praticamente todos os tipos de água, exceto as mais quentes e as hipersalinas, como parte do fitoplâncton e do fitobênton.

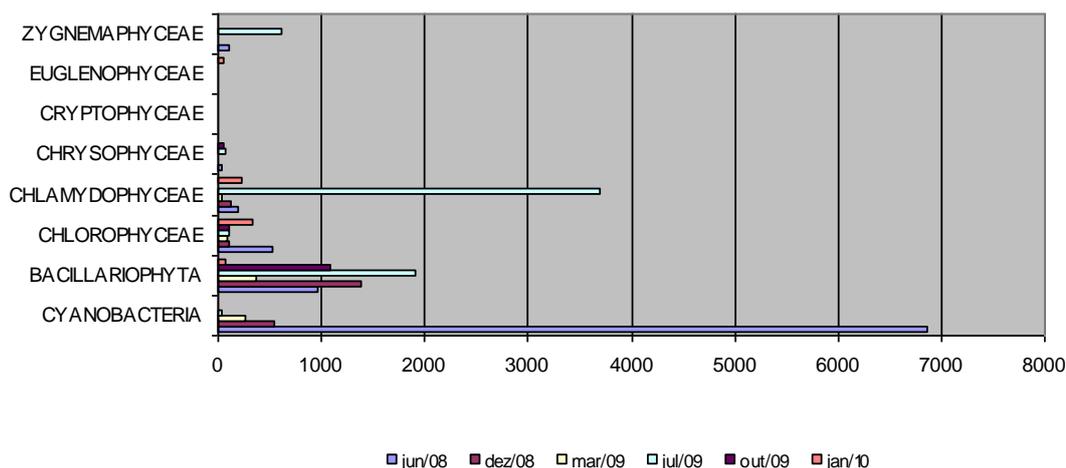


Figura 31 – Média da abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton entre os pontos P034 a P044.

Os valores extremos podem dar uma orientação sobre a qualidade da água. Assim, ausências de algas podem indicar condições desfavoráveis à vida das algas, e densidades muito elevadas podem indicar uma intensa proliferação de algas ou florações, típicas de ambientes com altas concentrações de nutrientes, em geral de origem antrópica, como esgotos e agricultura.

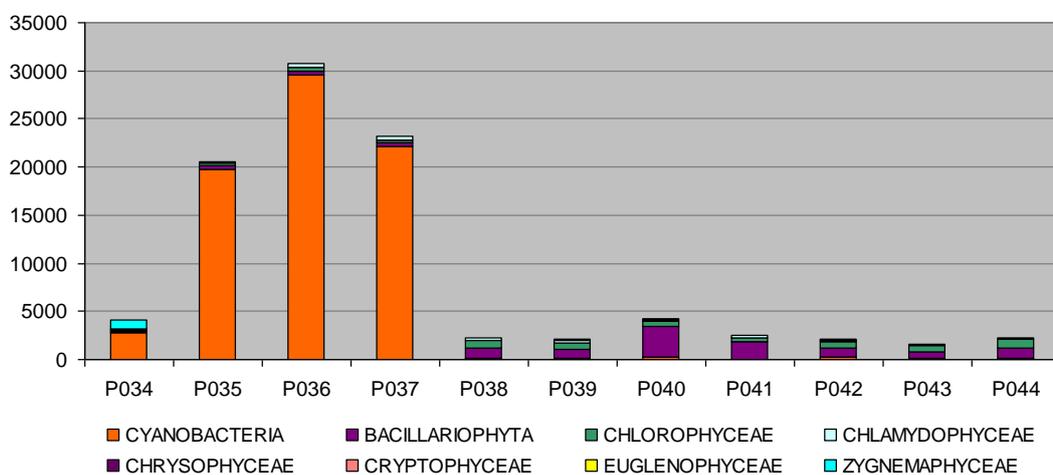


Figura 32 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em junho 2008.

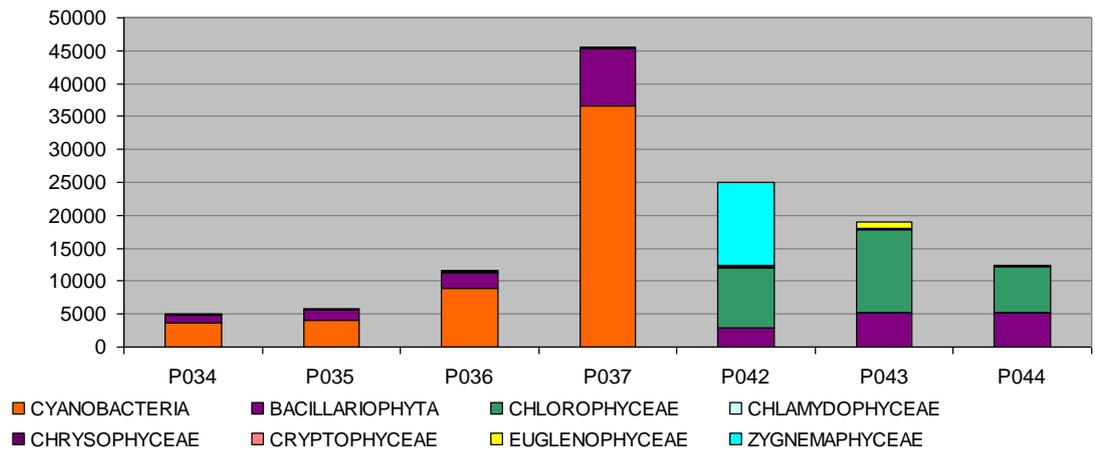


Figura 33 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em agosto 2008.

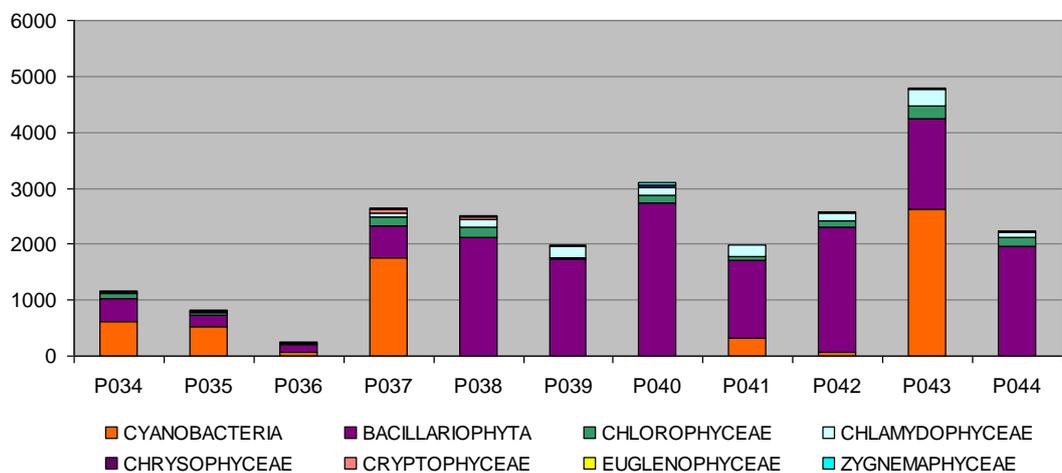


Figura 34 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em dezembro 2008.

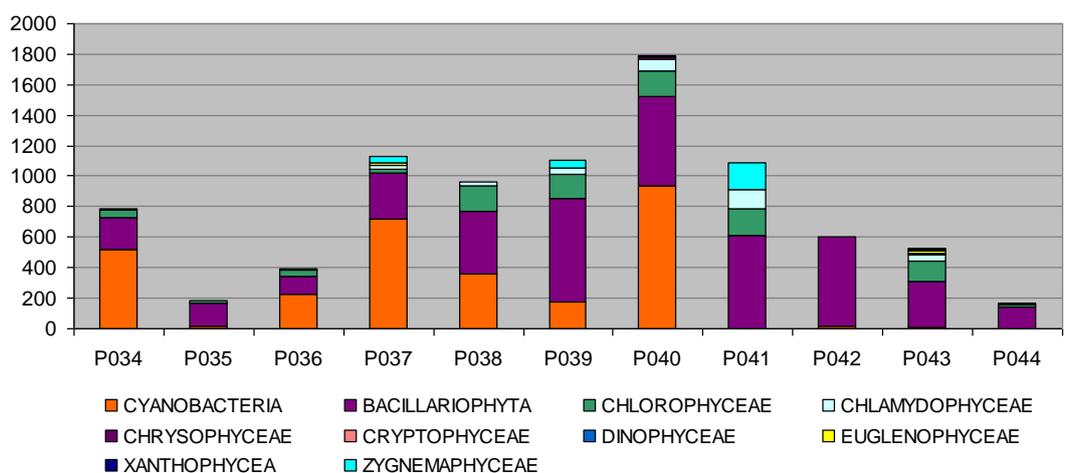


Figura 35 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em março 2009.

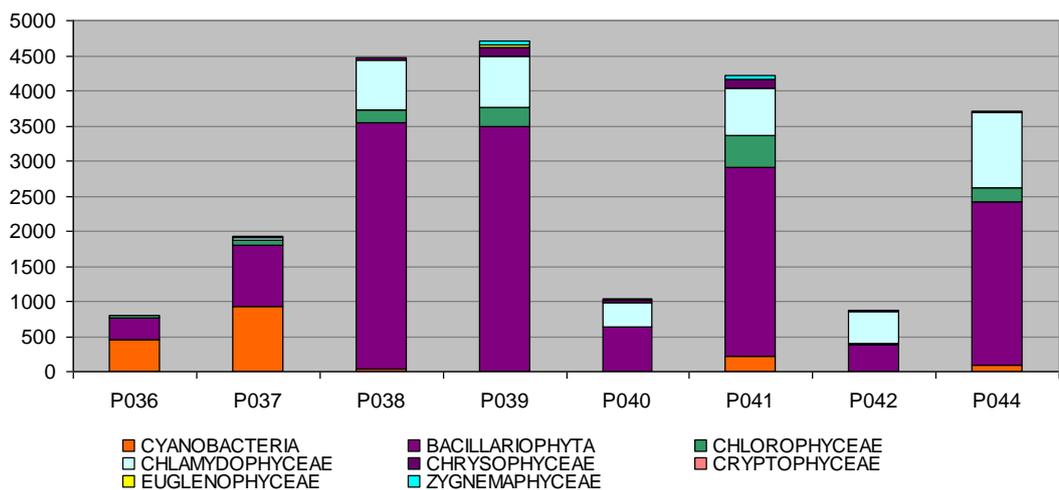


Figura 36 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em abril 2009.

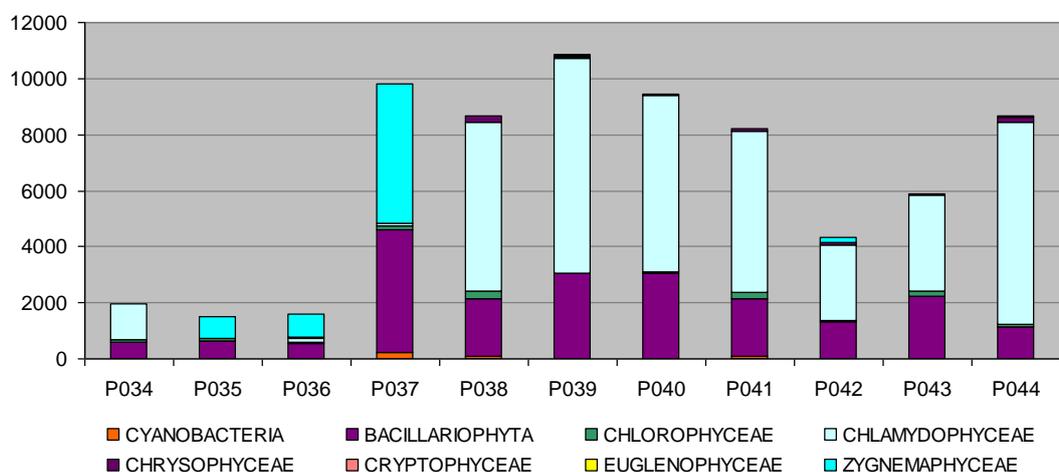


Figura 37 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em julho 2009.

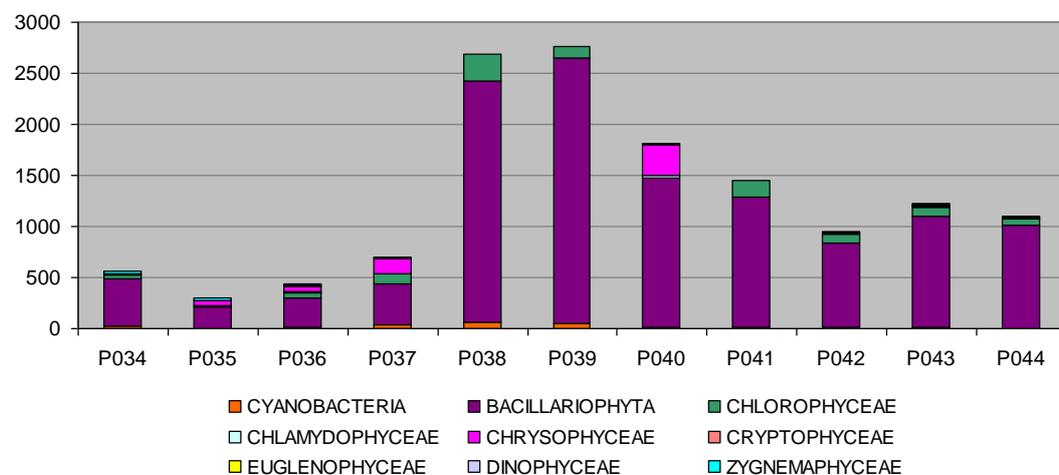


Figura 38 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em outubro 2009.

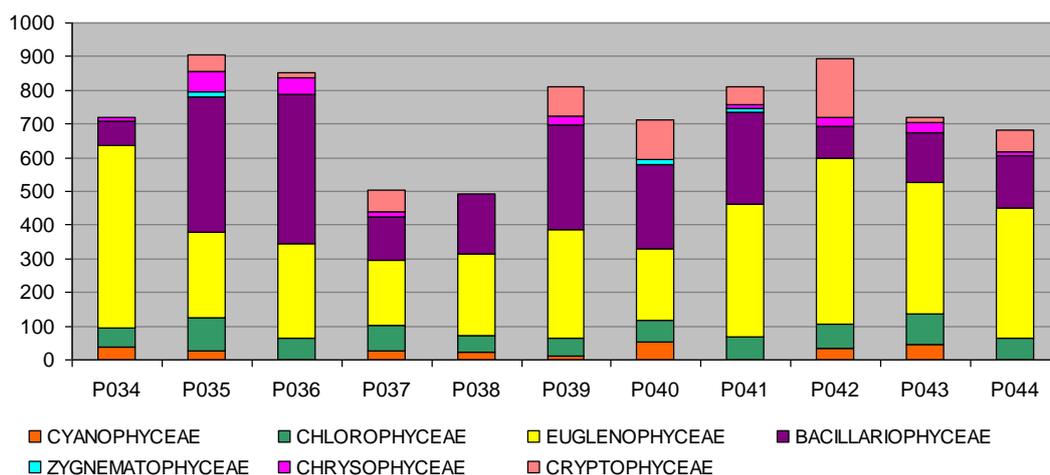


Figura 39 – Abundância relativa (indivíduos.ml⁻¹) de fitoplâncton em janeiro 2010.

O fósforo, importante nutriente encontrado nas águas naturais na forma de fosfato, esteve presente em elevadas concentrações (Figura 12), principalmente entre os pontos P034 e P037, correspondendo aos mesmos locais onde foram encontradas as maiores concentrações de cianobactérias e localizados próximos à cidade de Bom Jardim, região com forte tradição agrícola.

Em outubro de 2009, período de chuva (Figura 16), foram registrados os piores resultados de fósforo e DBO (Figura 10). Nessa época os organismos resistentes à poluição orgânica também foram elevados e houve predomínio de Bacillariophyta.

Os valores encontrados de substâncias tóxicas, em cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento (Figuras 18 a 27) indicam que as maiores concentrações de substâncias tóxicas foram encontradas entre os pontos 34 a 38, correspondem aos locais onde foram encontradas as maiores concentrações de Cyanobacteria e de Bacillariophyta. Estudos com fitoplâncton indicam que as algas apresentam uma rápida resposta fisiológica, e, assim, efeitos deletérios provocados por compostos tóxicos podem, ser detectados num curto período de tempo (SICKO-GOAD e STOERMER, 1988).

De acordo com os estudos da Ágrar, a área mais crítica em relação aos despejos industriais localiza-se em Nova Friburgo, no rio Bengala, região acima dos pontos 34 a 37, onde os efluentes líquidos lançados constituem-se principalmente de matéria orgânica biodegradável e poluentes tóxicos. Estes são formados pelos corantes e pigmentos da indústria têxtil, ou por metais pesados, resultantes do setor eletromecânico e metalúrgico local onde se pode observar ausência de espécies não tolerantes e

presença de espécies tolerantes a poluição.

Foi possível observar durante o monitoramento que o oxigênio, devido ao relevo do trecho, apresentou boas concentrações; a temperatura variou sazonalmente; a turbidez foi, em geral, baixa, exceto em março e novembro de 2009 e foram encontradas elevadas concentrações de fósforo durante o monitoramento. Além disto, as comunidades de fitoplâncton caracterizam-se pela grande capacidade de flutuação.

A turbulência da água, causada pela turbulência do trecho em estudo, também é um importante fator para a distribuição vertical do fitoplâncton, uma vez que a maioria destes organismos não dispõe de movimentos próprios. Segundo Esteves, 1998, a alta velocidade de renovação da água pode ser apontada como um dos principais fatores determinantes da distribuição do fitoplâncton.

A maior densidade desses organismos é encontrada na região iluminada. As variações diárias de radiação solar têm importância nas migrações diárias e conseqüentemente na distribuição vertical. É muito comum dentre os organismos do fitoplâncton que dispõem de movimentos próprios na presença de radiação solar fraca, realizam a migração para a superfície; quando a radiação é forte, a migração se dá a partes profundas (ESTEVES, 1998).

A temperatura da água atua diretamente sobre a atividade dos organismos, especialmente sobre a reprodução e movimentos intrínsecos e, indiretamente, alterando a densidade da água. A temperatura e a radiação solar têm efeitos conjuntos, que possibilitam a concentração de grande massa fitoplanctônica na superfície.

A produtividade fitoplanctônica é um processo complexo, no qual estão envolvidos diferentes fatores bióticos e abióticos que a inibem ou estimulam. Dentre os fatores bióticos podem ser citados como os mais importantes: a velocidade de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e a herbivoria. Dentre os inúmeros fatores abióticos, considera-se os mais importantes a radiação solar, a temperatura e os nutrientes, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético ((ESTEVES, 1998). Além destes, alguns gases dissolvidos (O_2 , CO_2 , CH_4), elementos traços (Cu, etc.) e substâncias orgânicas dissolvidas (polissacarídeos, hormônios, vitaminas, aminoácidos) podem ter tanto influência direta como indireta sobre a produção primária de fitoplâncton. Fontes de poluição localizadas, como esgotos domésticos e/ou industriais, podem ser um importante fator na distribuição horizontal do fitoplâncton. Na zona de influência destes efluentes, desenvolve-se, via de regra, comunidades fitoplânctônicas capazes de suportar grandes oscilações das principais

variáveis ambientais (ESTEVEES, 1998).

5.5.2 Zooplâncton

Os índices de diversidade do zooplâncton estão apresentados na Figura 40 e foram calculados usando o número de indivíduos de cada espécie encontrada. Os resultados revelam condição de poluição intensa e crescente na maior parte do monitoramento expressando uma comunidade pouco diversificada e elevado volume de indivíduos em cada espécie.

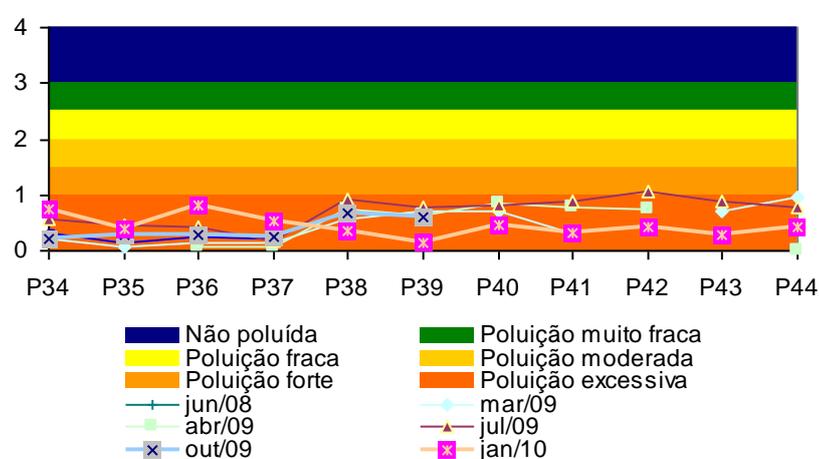


Figura 40 – Índice de diversidade (organismos/m⁻³) do zooplâncton no Rio Grande.

A abundância relativa do zooplâncton está apresentada nas Figuras 41 a 46. O filo Rotífera foi encontrado em maior proporção durante todo o monitoramento. Os copépodes também foram encontrados durante o monitoramento, mas em menor densidade e o filo Protozoa foi encontrado somente em janeiro de 2010.

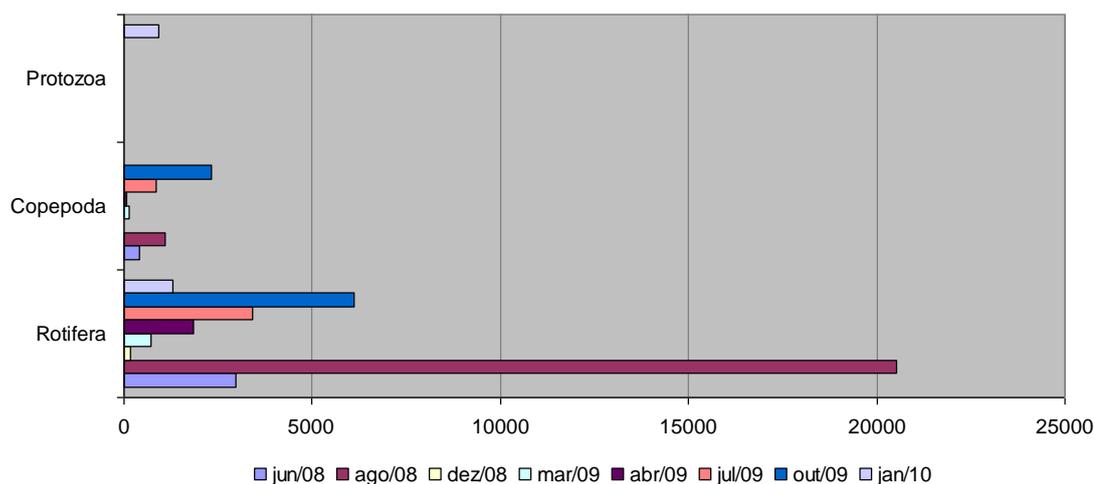


Figura 41 – Média da abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton entre os pontos P034 a P047.

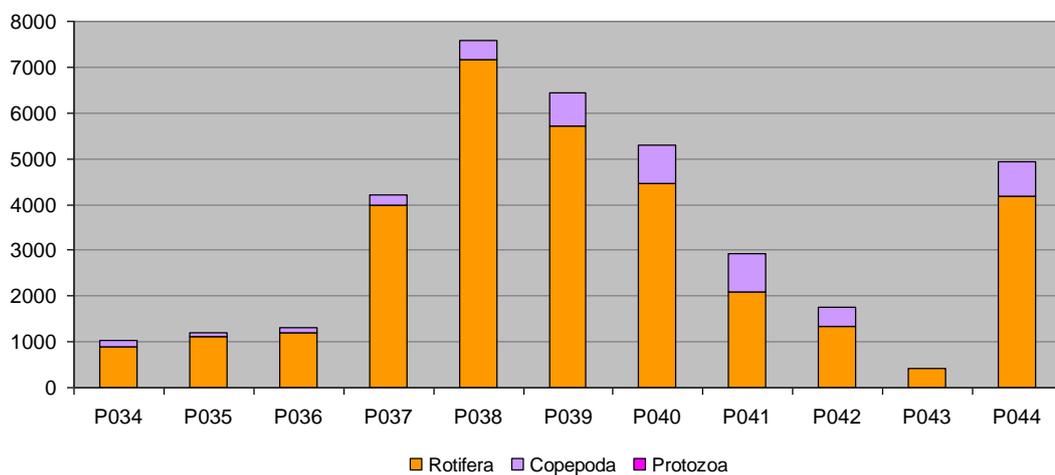


Figura 42 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em junho 2008.

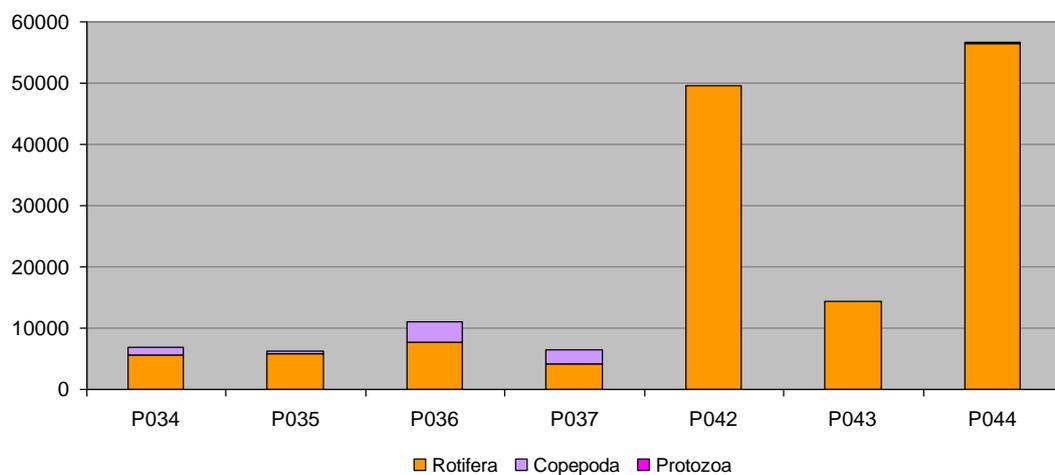


Figura 43 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em agosto 2008.

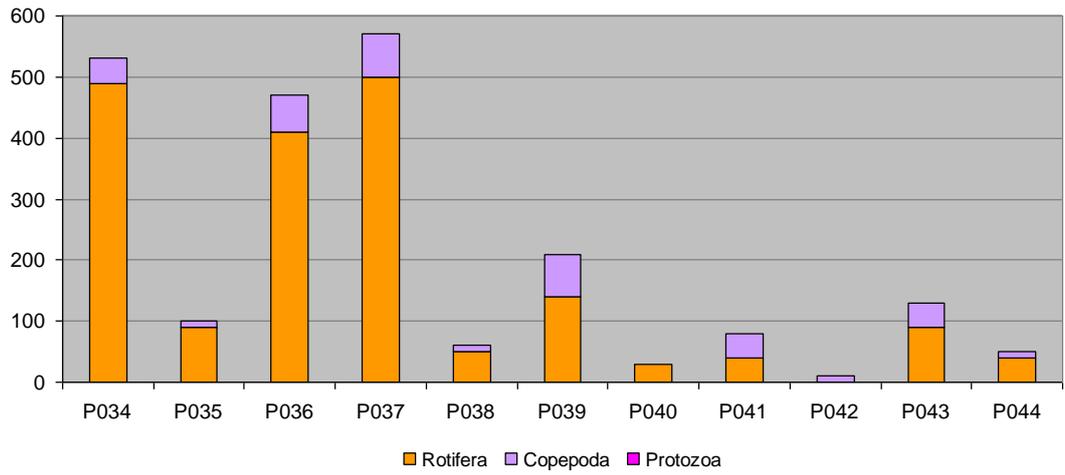


Figura 44 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em dezembro 2008.

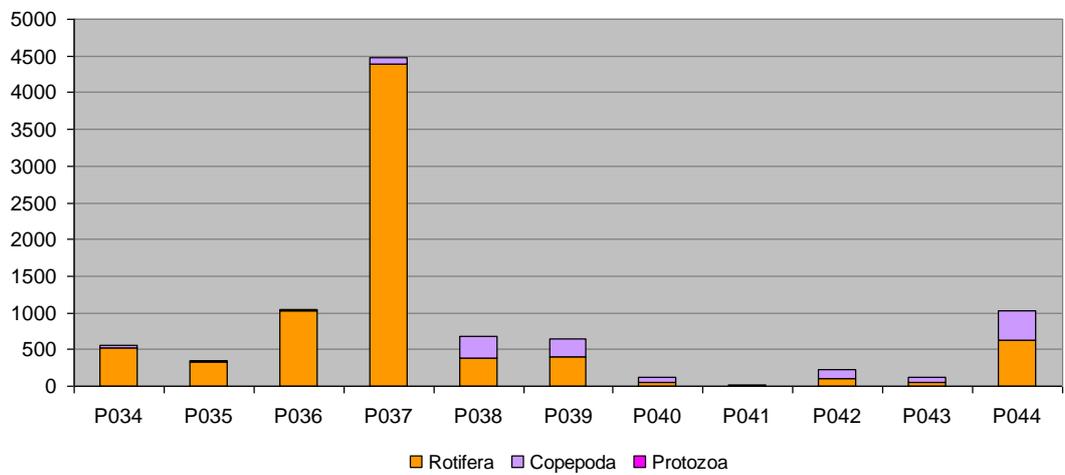


Figura 45 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em março 2009.

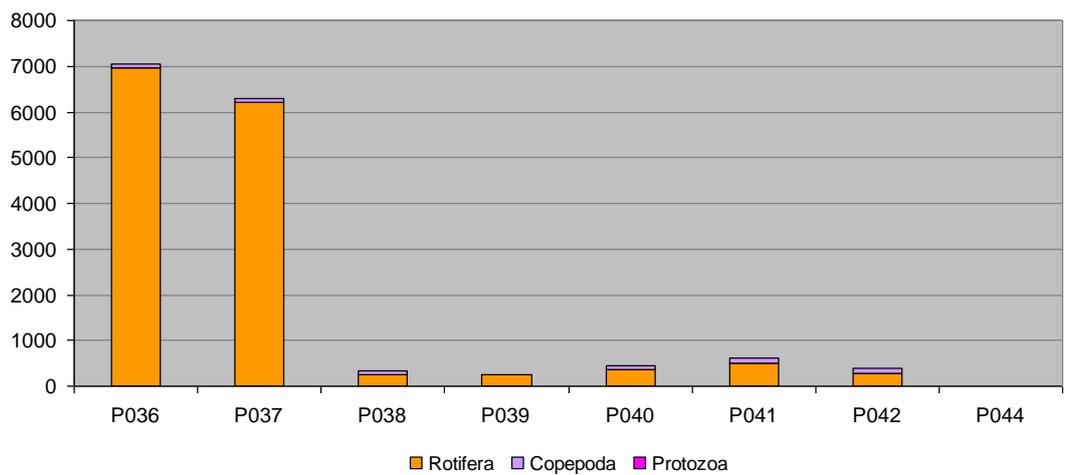


Figura 46 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em abril 2009.

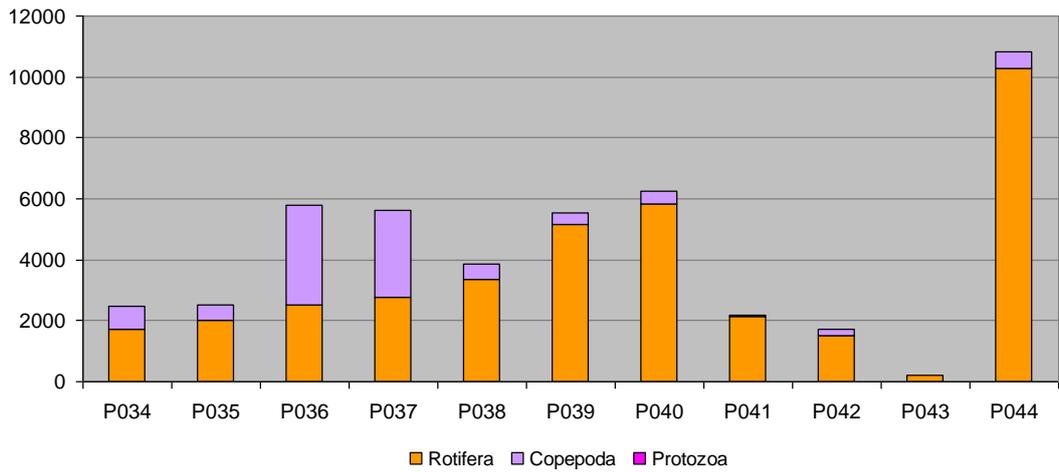


Figura 47 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em julho 2009.

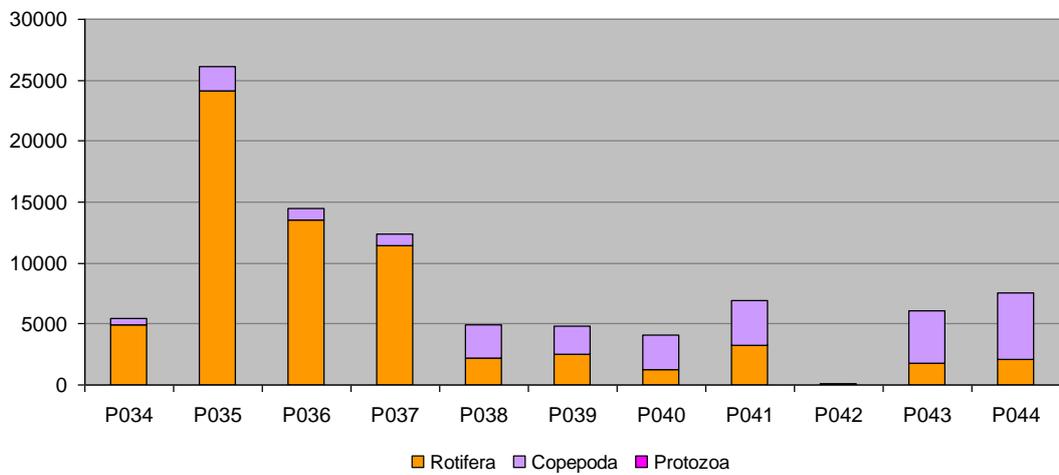


Figura 48 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em outubro 2009.

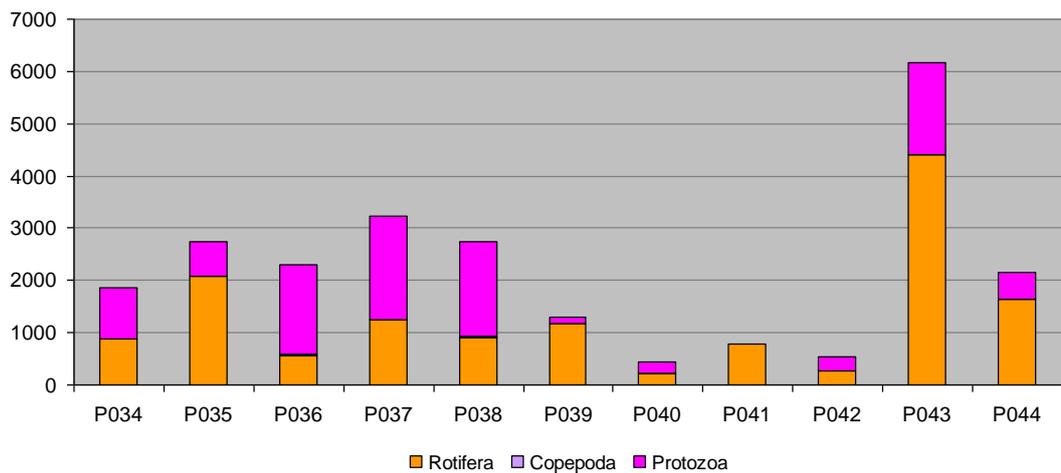


Figura 49 – Abundância relativa (organismos/m⁻³) de zooplâncton em janeiro 2010.

Segundo ALLAN *et al* (1993), a degradação, a perda de habitats, poluição química e orgânica estão entre as maiores ameaças a biodiversidade de rios e córregos. FERRARI *et al* (1989) observaram que um aumento nas taxas de fluxo (e da velocidade da corrente) em rios leva a diminuição da densidade do zooplâncton.

A biomassa zooplancônica em rios tende a ser negativamente correlacionada com a velocidade da água e positivamente correlacionada com a temperatura e a concentração de clorofila-a (PACE *et al*, 1992; KOBAYASHI *et al*, 1998 a,b).

Os rotíferos estiveram presentes em maior abundância durante o monitoramento e segundo Allan (1976) esses são organismos oportunistas, que possuem altas taxas de consumo e assimilação de um amplo espectro de recursos alimentares, o que permite a colonização mesmo em ambientes mais instáveis. A predominância de rotíferos no zooplâncton de rios é generalizada e creditada ao seu tempo de geração mais curto em relação aos outros grupos zooplancônicos (LAIR, 2006).

Entre os rotíferos existe grande variação de tamanhos e formas dentro de uma mesma espécie e a causa desse fenômeno é conhecida como ciclomorfose sendo fatores indutores a temperatura e a predação (ESTEVES, 1998). A migração de rotíferos ocorre em função da disponibilidade de alimentos, concentração de oxigênio e temperatura o que durante o monitoramento se mantiveram em condições favoráveis.

Os copépodes representam juntamente com os cladóceros, os organismos mais típicos do chamado plâncton de rede (ESTEVES,1998). Provavelmente esse é o grupo que está representado por um maior número de indivíduos na atual biosfera (MARGALEF, 1983). Os cladóceros além de serem flutuantes, também vivem em regiões mais rasas perto das margens dos lagos e rios com plantas aquáticas. São organismos pequenos (máximo de 3 mm), com rápido desenvolvimento. A reprodução é assexuada e sem larvas, e assim são muito semelhantes aos rotíferos. A grande maioria dos cladóceros são filtradores e se alimentam de algas e detritos.

Os copépodos são flutuantes, além de viverem associados às plantas aquáticas, e mesmo em terras úmidas. Algumas espécies são parasitas de peixes. Atingem tamanhos um pouco maiores que os outros dois grupos, até poucos milímetros. A reprodução em geral é sexuada, com presença de machos e jovens diferentes (larvas). O tempo de desenvolvimento do ovo ao adulto pode levar de uma semana a um mês. A alimentação é composta por algas e detritos. Alguns tipos de organismos são carnívoros e até canibais.(SEMARH, 2010)

Os protozoários estiveram presentes somente em janeiro de 2010 e segundo STORER (1976), servem como indicadores da qualidade do ambiente, sendo que em águas poluídas por resíduos industriais normalmente não aparecem muitos protozoários, enquanto em águas e solos onde exista matéria orgânica em decomposição esses organismos aparecem em abundância, atuando na decomposição de fezes e qualquer matéria orgânica morta e com isso colaborando com a depuração do ambiente. A presença de muitos protozoários indica um ambiente está ecologicamente saudável. Em janeiro de 2010 o período era de chuva e os resultados de DBO estavam acima do permitido pela CONAMA 357.

Peixes e invertebrados aquáticos afetam sobre a comunidade zooplânctônica de diferentes maneiras. Entre estas, podem ser citadas as alterações nas condições físicas e químicas do meio (pH, concentração de oxigênio, gás carbônico, nutrientes inorgânicos, etc.), na composição e biomassa do fitoplâncton (razões nano/fitoplâncton de rede, clorofíceas/cianofíceas) e na diversidade e densidade de espécies que compõem o zooplâncton. A predação da comunidade zooplânctônica é um fenômeno de grande importância não só para a dinâmica dessa comunidade, mas também para o metabolismo de todo o ecossistema límico. (ESTEVES, 1998)

O zooplâncton compõe um importante elo na cadeia alimentar aquática, sendo alimento para animais maiores, como os peixes e, por outro lado, consumindo algas e bactérias. A partir daí, representam uma fonte alimentar essencial no cultivo e produção de alimentos para o homem, incluindo desde peixes a crustáceos.

5.5.3 Zoobenton

Os índices de diversidade do zoobenton estão apresentados na Figura 50 e foi calculado usando o número de indivíduos em cada espécie. Os índices indicam a condição de poluição excessiva na maior parte do monitoramento e aumento na poluição durante o monitoramento, significando uma comunidade pouco diversificada em razão da poluição, ou seja, um reduzido número de espécies com elevado volume de indivíduos em cada espécie.

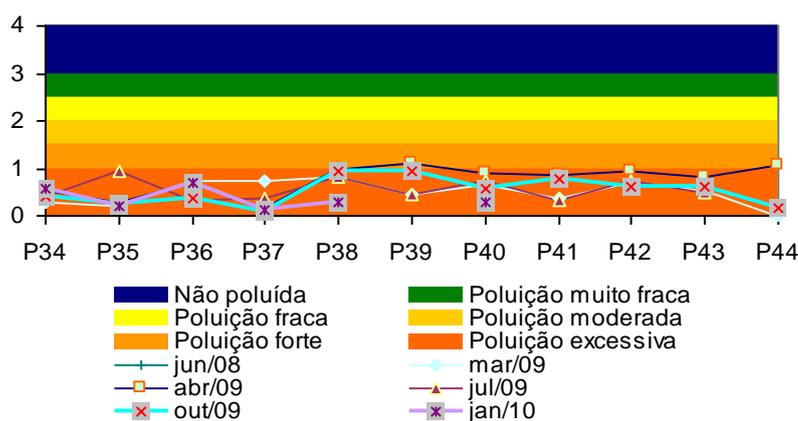


Figura 50 – Índice de diversidade (organismos.m⁻²) do zoobenton no Rio Grande.

A abundância relativa da comunidade macrozoobentônica é representada pelos filos nas Figuras 51 a 56. Não detectou-se organismos nas amostragem de 2008 e nos demais meses observou-se predomínio de espécies dos filos Arthropoda e Annelida. Também foram encontradas espécies dos filos Mollusca, Platyhelminthes, Nematoda e Nematomorpha. Nota-se que em geral os índices apontam para um ambiente dotado de baixa diversidade e os táxons identificados encontram-se mal distribuídos o que pode estar relacionado com os compostos tóxicos que acumulam no sedimento.

Segundo Power e Chapman (1983), os organismos bentônicos podem entrar em contato com contaminantes presentes no sedimento tanto através da ingestão de partículas como através do contato com as paredes do corpo, ou pelas superfícies respiratórias.

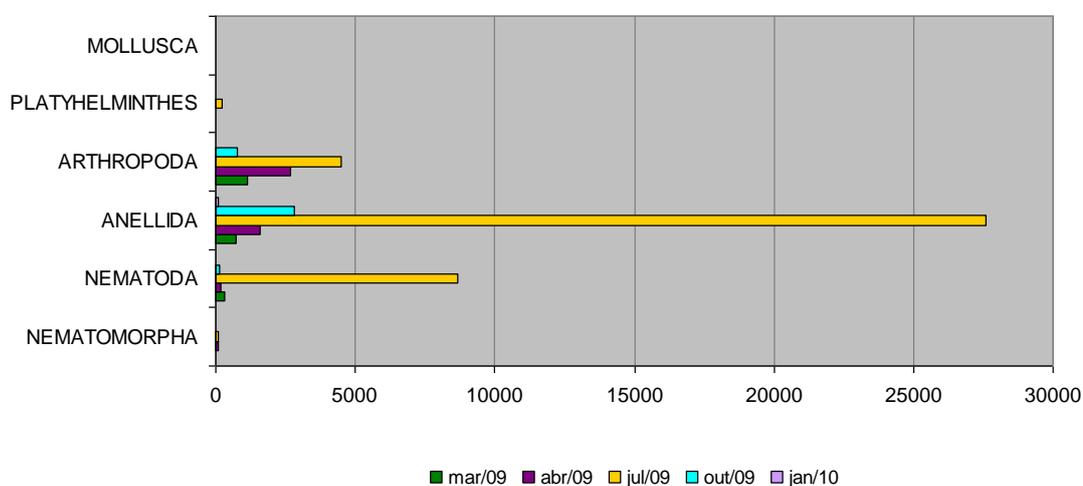


Figura 51 – Média da abundância relativa (organismos.m⁻²) de zooplâncton entre os pontos P034 a P044.

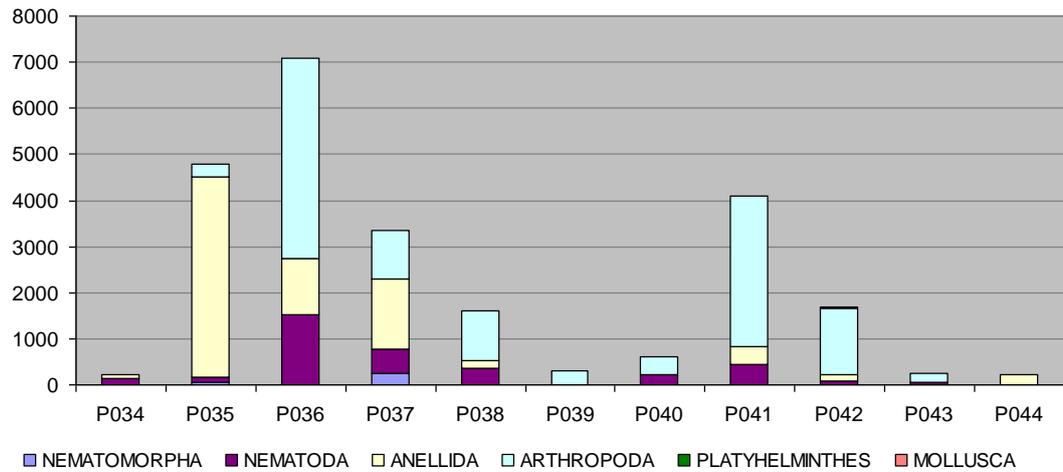


Figura 52 – Abundância relativa (organismos.m⁻²) de zoobenton em março 2009.

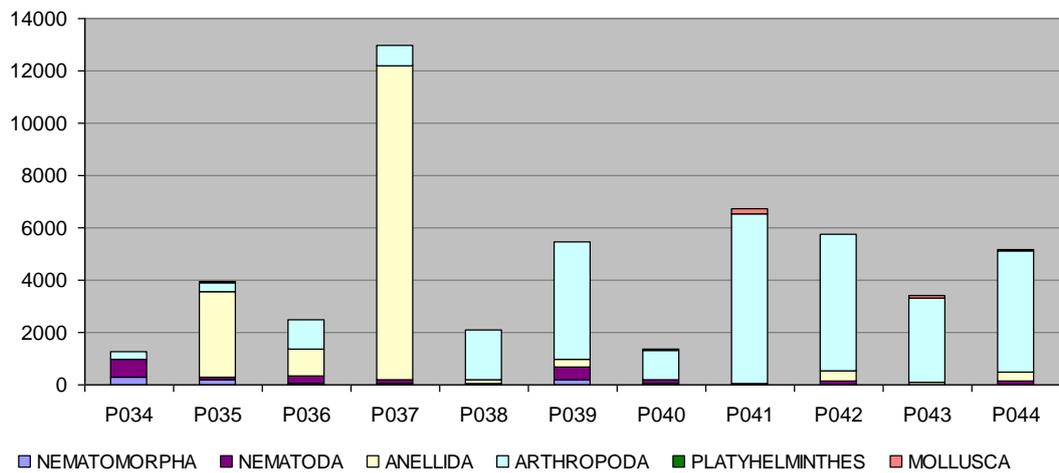


Figura 53 – Abundância relativa (organismos.m⁻²) de zoobenton em abril 2009.

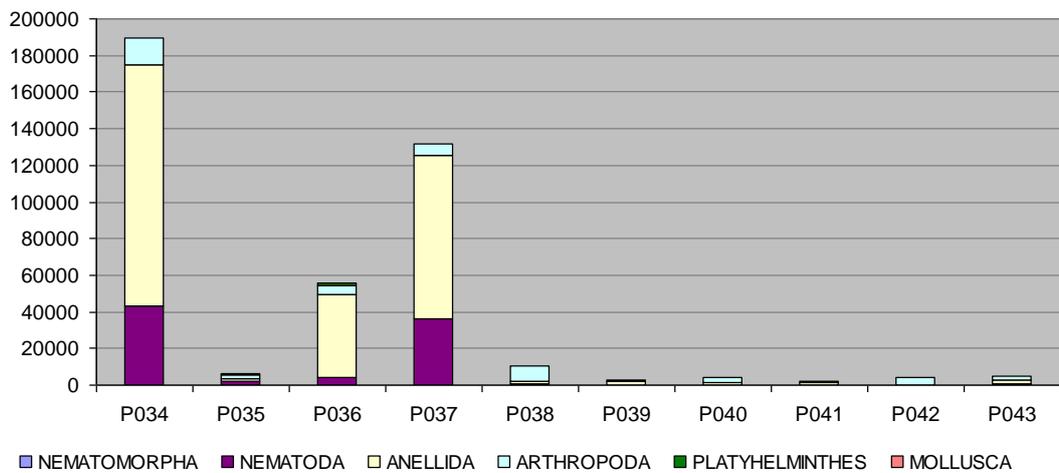


Figura 54 – Abundância relativa (organismos.m⁻²) de zoobenton em julho 2009.

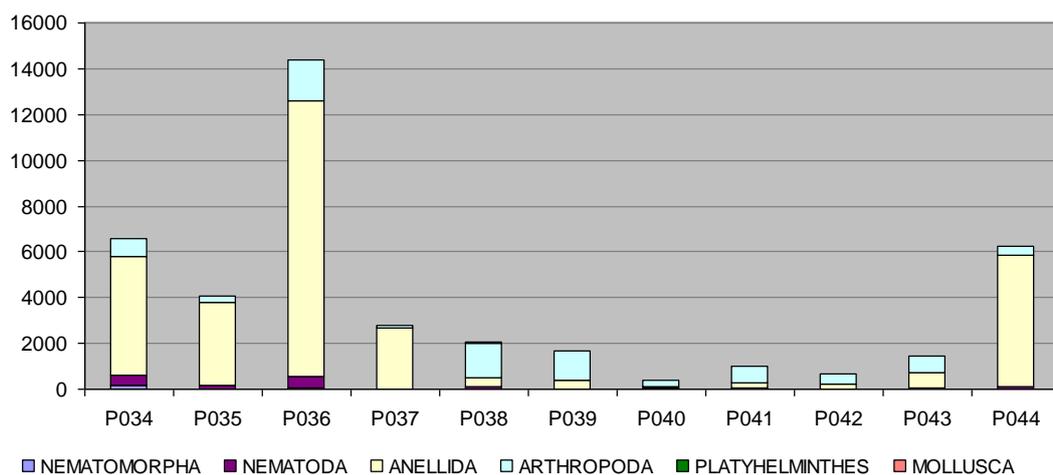


Figura 55 – Abundância relativa (organismos.m⁻²) de zoobenton em outubro 2009.

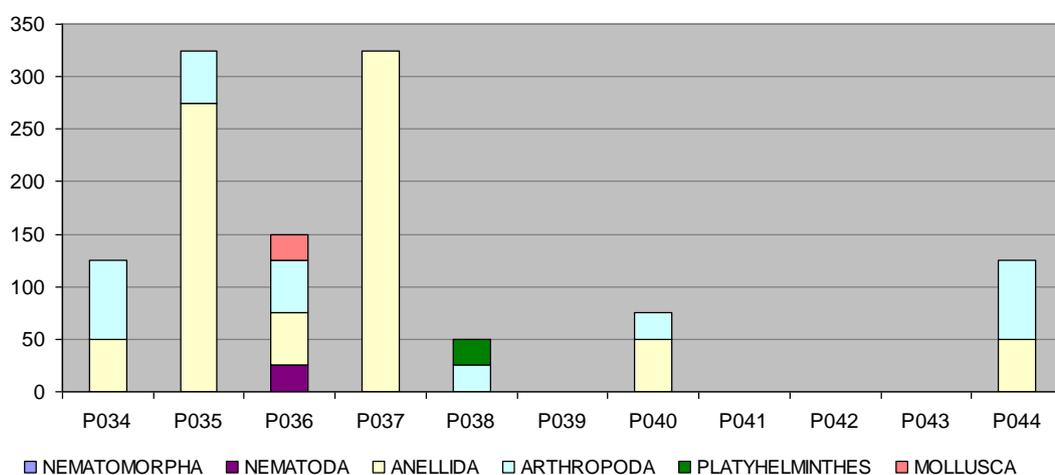


Figura 56 – Abundância relativa (organismos.m⁻²) de zoobenton em janeiro 2010.

O enfoque que deve ser dado às comunidades planctônicas e bentônicas é bastante diferente. Os índices de diversidade de organismos da macrofauna bentônica refletem impactos mais localizados, pelo fato de que os mesmos são sésseis ou apresentam uma reduzida dispersão, ao passo que os organismos planctônicos são levados pelas correntes. Além disso, os organismos bentônicos são altamente influenciados pela disponibilidade de oxigênio no fundo do corpo hídrico, não sendo favorável a utilização desse grupo em ambientes profundos (ESTEVES, 1998).

Desta forma, as comunidades bentônicas são diretamente associadas às condições de leito do rio, enquanto os organismos planctônicos estão mais associados às condições de vazão, volume hídrico e material em suspensão, que são influenciados principalmente pelas variações climáticas. O zoobenton tem sua distribuição controlada

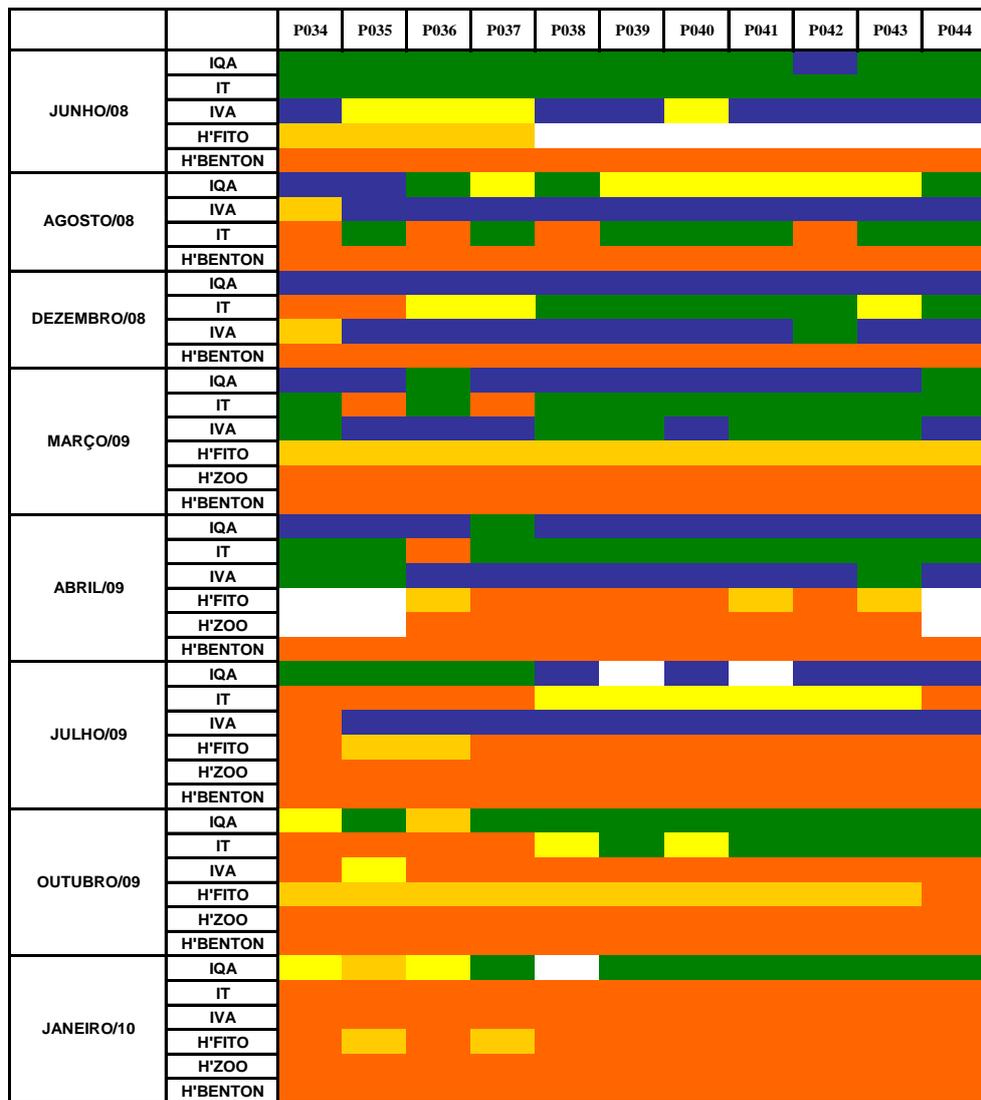
por vários fatores; dentre eles a disponibilidade e qualidade de alimentos, tipo de sedimento (orgânico, arenoso, argiloso, etc), substrato (pedra, madeira, etc), temperatura do meio, e concentrações de oxigênio e gás sulfídrico (ESTEVES, 1998)

5.5.4 Síntese dos resultados

A utilização dos indicadores biológicos de poluição é um tema frequentemente cercado de controvérsias (ESTEVES, 1998). As desvantagens apontadas têm sido a dificuldade de se transformar os dados biológicos em valores numéricos, que permitam extrapolações para condições e épocas distintas, como em projeções futuras para o planejamento dos recursos hídricos. Outro aspecto à própria execução dos testes biológicos, normalmente mais laboriosos e custosos que as análises físico-químicas.

Uma das importantes vantagens do uso de indicadores biológicos é a possibilidade de compreensão dos impactos da poluição diretamente, e não através de cada um dos parâmetros físicos e químicos, que vão se refletir finalmente na biota aquática. Outro tópico de importância é de que os indicadores biológicos dão não apenas o retrato das condições presentes no curso d'água no momento da coleta, mas também se o rio encontra-se poluído por um longo ou curto período antes do estudo (ESTEVES, 1998).

Os resultados encontrados para os vários índices, exceto o IET, podem ser verificados na Figura 57. Observa-se que foram apresentados diferentes resultados para os índices que englobam aspectos físico-químicos e biológicos, mostrando que os índices não funcionam bem quando o número de variáveis é grande e então perdem a eficiência em detectar mudanças.



[Blue]	Otimo
[Green]	Bom
[Yellow]	Regular
[Orange]	Ruim
[Red]	Péssimo
[White]	Não realizado

Figura 57 – Resumo dos resultados da avaliação da qualidade da água pelos índices utilizados.

Os índices de qualidade da água (IQA),), Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA), de toxicidade (IT) e de diversidade proposto por Shannon-Wiener (H'), para as comunidades hidrobiológicas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton) mostraram resultados bem diferentes um do outro conforme apresentado na Figura 56. O IET, como discutido no item 5.3, no geral, para todos os pontos, classifica o corpo d'água como mesotrófico (produtividade intermediária)/eutrófico (elevada produtividade, comparada ao nível natural básico).

Entre os pontos P034 a P037 foram observados maiores concentrações de substâncias tóxicas, fósforo e matéria orgânica, confirmando os resultados encontrados no monitoramento das comunidades hidrobiológicas e evidenciando o uso da água para diluição de despejos domésticos e industriais na região da cidade de Nova Friburgo, Bom Jardim e acima desses pontos.

6 CONCLUSÕES

Foi possível verificar que os índices apresentam resultados bem diferentes um do outro e como existem muitas variáveis ambientais, os índices perdem na detecção de mudanças e na interpretação de variáveis, sem correlação entre eles. Dessa forma, há necessidade de estudos detalhados da dinâmica estacional para uma melhor avaliação da qualidade. Os parâmetros físicos, químicos e biológicos sofrem variações no tempo e espaço, havendo a necessidade de um programa de monitoramento sistemático para obter melhor estimativa da variação da qualidade das águas superficiais.

No geral, foram observados nos dois anos de monitoramento ausência de espécies não tolerantes e presença de espécies tolerantes aos compostos tóxicos para as comunidades hidrobiológicas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobenton) o que evidencia a contaminação por despejos industriais. Também foi possível observar que as espécies tolerantes aos compostos tóxicos estiveram presentes em locais com alta concentração de fósforo e matéria orgânica.

Destaca-se a necessidade de identificação e detecção de fontes difusas de poluição, entradas de substâncias tóxicas, avaliação das respostas dos organismos aos efeitos das substâncias tóxicas, além da organização de bancos de dados sobre organismos indicadores e o desenvolvimento de modelagem ecológica e matemática para desenvolver estudos de longa duração para a solução dos problemas.

Podemos concluir também que apenas uma parte dos parâmetros contém as informações mais relevantes, enquanto outras variáveis acrescentam pouco na interpretação dos resultados.

Cabe ressaltar a importância de avaliar os métodos de análise exploratória de dados multivariados para promover a redução do número de variáveis com o mínimo de perda de informação, que permitiria a redução de dados e facilitaria a extração de informações de grande importância na avaliação da qualidade das águas e no manejo da bacia.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRAR CONSULTORIA E ESTUDOS TÉCNICOS. Estudo de Impacto Ambiental da PCH Caju, 2006.
- AGRAR CONSULTORIA E ESTUDOS TÉCNICOS. Estudo de Impacto Ambiental da PCH São Sebastião, 2006.
- AGRAR CONSULTORIA E ESTUDOS TÉCNICOS. Projeto Básico Ambiental da PCH Santo Antônio, 2006.
- ANVISA - Portaria nº 518 - Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências, 2004.
- AQUINO N DEODATO, OLIVEIRA A FRANCISCO, JÚNIOR A.T. UBALBO, RODRIGUES M. RUI. Monitoramento da qualidade da água superficial da sub-bacia do Rio Banabuiú afetada por esgotos e resíduos sólidos urbanos no município de Senador Pompeu-Ce, 2010.
- BLAKE W.H., WALSH R.P.D., REED J.M., BARNSLEY M.J., SMITH J. Impacts of landscape remediation on the heavy metal pollution dynamics of a lake surround by non-ferrous smelter waste. Elsevier. 148, 268-280, 2006.
- BOERIU P., PETRY B. Impactos Ambientais de Obras Hidráulicas: Experiências na Avaliação e Mitigação de Impactos. UFMG, APOSTILA, 2000.
- BRAGA B., REBOUÇAS A. C., TUNDISI J.G. Águas doces no Brasil – Capital Ecológico, uso e conservação. 3ª Ed. Escrituras, 2006.
- BURT A., MAHER W., ROACH A., KRIKOWA F., HONKOOP P., BAYANE B. The accumulation of Zn, Se, Cd, and Pb and physiological condition of Anadara trapezia transplanted to a contamination gradient in lake Macquarie, New South Wales, Australia. Elsevier. 64, 54-78, 2006.
- CANTO E.L. Minerais, minérios, metais. 2º ed. Editora Moderna, 1996.
- CETESB – Companhia de Saneamento e Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp> acesso em maio de 2010.

- CONAMA, Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, 2005.
- CRUZ J.C., SILVEIRA G.L. Seleção Ambiental de barragens: Análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica. 1ª Ed. ABRH, 2005.
- DONG D, LI Y, ZHANG J, HUA X. Comparison of the adsorption of lead, cadmium, copper, zinc and barium to fresh water surface coatings. Pergamon, 369-373, 2003.
- EATON D. A., CLESCERI L.S., RICE E.W., GREENBERG A.E. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- ELETROBRÁS. Manual de inventário hidrelétrico de bacias hidrográficas. Disponível em <http://www.eletronbras.gov.br>
- ELETROBRÁS. Manual de pequenas centrais elétricas. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, 1 v., 1982.
- ELETROBRÁS. O tratamento do impacto das hidrelétricas sobre a fauna terrestre. Rio de Janeiro, 51p, 1999.
- ELETROBRÁS. Plano diretor de meio ambiente do setor elétrico, 1991/1993.
- ESTEVEZ F. Fundamentos da Limnologia – Interciência – 2ª Ed, 1998.
- FEEMA DZ-205. R-5 – Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial, 2010.
- FEEMA DZ 215. R-1 – Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial, 2010.
- FEEMA NT – 202. R-10 – Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, 2010.
- GIOIA S.M.C.L, PIMENTEL M.M, TESSLER M., DANTAS E.L., CAMPOS J.E.G., GUIMARÃES E.M., MARUOKA M.T.S, NASCIMENTO E.L.C. Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília-central Brasil. Elsevier. 356, 125-142, 2005.

- GRIBBIN J.E. Hidráulica, hidrologia e Gestão de Águas Pluviais. Cengage Learning. 3ª Ed, 2009.
- HUTCHINS M.C, TEASDALE P.R, LEE J., SIMPSON S.L. The effect of manipulating sediment pH on the porewater chemistry of copper- and zinc- spiked sediments. Elsevier. 69, 1089-1099, 2007.
- INEA - Nota Técnica NT-002 - Estabelece critérios para o monitoramento dos efluentes líquidos, águas superficiais e águas subterrâneas associadas às estações de tratamento de esgoto – ETES municipais, permitindo a verificação de impactos ambientais e efetividade das ações de controle adotadas, 2005.
- KLINCK J.S, GREEN W.W, MIRZA R.S, NADELLA S.R, CHOWDHURY M.J, WOOD C.M, PYLE G.G. Branchial cadmium and copper binding and intestinal cadmium uptake in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from clean and metal-contaminated lakes. Elsevier. 84, 198-207, 2007.
- LESAGE E., ROUSSEAU D.P.L, MEERS E., TACK F.M.G. Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. Elsevier. 380, 102-115, 2007.
- MARTINS R.C., VALENCIO N. F. L. Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil – Desafios Teóricos e Político-Institucionais. Rima, 2003.
- MONTGOMERY D.C. Introdução ao controle estatístico da qualidade. LTC. 4ª Ed, 2004.
- NAGY N.M, KÓNYA J., BESZEDA M., BESZEDA I., KÁLMAN E., KERESZTES ZS., PAPP K., CSERNY I. Physical and chemical formations of lead contaminants in clay and sediment. Academic Press. 263, 13-22, 2003.
- PERTSEMLI E., VOUTSA D. Distribution of heavy metals in Lakes Doirani and Kerkini, Northern Greece. Elsevier. 148, 529-537, 2007.
- PINTO N.S., HOLTZ, A.C. T MARTINS, J.A GOMIDE F.L.S. Hidrologia Básica. Edgard Blücher, 1976.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, University of Illinois Press, 117 pp, 1949.
- SPERLING M.V. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA, 2007.

- SPERLING M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª Ed. DESA, 1996.
- REBOUÇAS A.C., BRAGA B., TUNDISI J.G. Águas doces no Brasil. 3ª ed. Editora Escrituras, 2006.
- ROCHA J.C, ROSA A.H. Substâncias húmicas aquáticas – Interação com espécies metálicas. 1º ed. Editora Unesp. SP, 2003.
- ROLIM, G.S., SENTELHAS, P.C. Balanço Hídrico Normal por Thornthwaite & Mather, 1955.
- THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v.38, p.55-94, 1948.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. The water balance. **Publications in Climatology**. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 104p, 1955.
- TREPAT E., GINEBRED A., TAULER. Comparison of different multiway methods for the analysis of geographical metal distributions in fish, sediments and river waters in Catalonia. 88, 69-83, 2006.
- VIVES A.E.S, BRIENZA S.M.B, MOREIRA S., ZUCCHI O.L.A.D, BARROSO R.C, NASCIMENTO V.F. Evaluation of the availability of heavy metals in lake sediments using SR-TXRF. Elsevier. 579, 503-506, 2007.