

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Modificações Estruturais na Comunidade de
Diatomáceas em um Gradiente de Poluição Hídrica.**

TRECHO SUPERIOR DA BACIA DO RIO DAS VELHAS (REGIÃO
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE-MG)

Carlos Alberto Mourthé Junior

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Belo Horizonte

2000

CARLOS ALBERTO MOURTHÉ JUNIOR

**MODIFICAÇÕES ESTRUTURAIS NA
COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EM UM
GRADIENTE DE POLUIÇÃO HÍDRICA.
TRECHO SUPERIOR DA BACIA DO RIO DAS VELHAS
(REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE - MG)**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO CURSO DE ECOLOGIA CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ECOLOGIA CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE.

ORIENTADOR: RICARDO MOTTA PINTO-COELHO,
PHD. DEPARTAMENTO DE
BIOLOGIA GERAL, UNIVERSIDADE
FEDERAL DE MINAS GERAIS

BELO HORIZONTE
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
2000

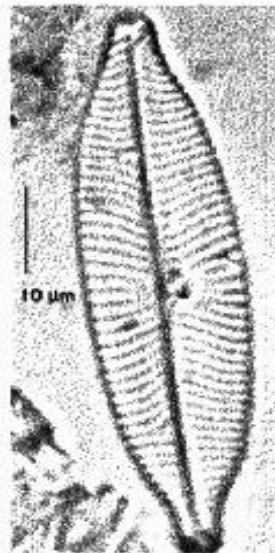


**Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre
Universidade Federal de Minas Gerais**

Carlos Alberto Mourthé Junior

**Modificações Estruturais na Comunidade de Diatomáceas em
um Gradiente de Poluição Hídrica.**

**Trecho Superior da Bacia do Rio das Velhas
(Região Metropolitana de Belo Horizonte - MG)**



Orientador: Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho

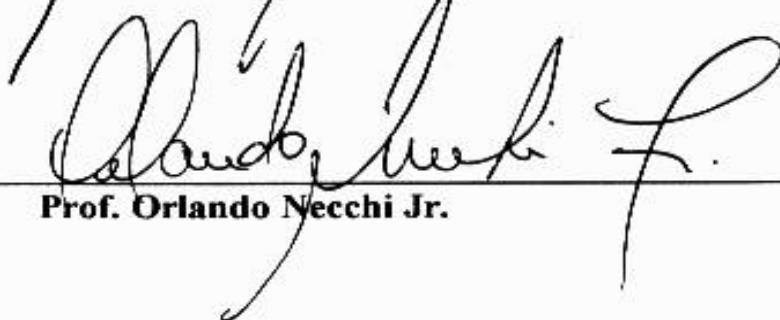
Figura da Capa

Navicula viridula var. *rostellata*,
diatomácea com afinidade a ambientes
beta-alfamesosapróbicos e medianas
concentrações de fósforo total na
bacia do alto rio das Velhas - MG.

Dissertação defendida e aprovada, em 24 de julho de 2000, pela banca examinadora constituída pelos professores:



Prof. Ricardo Motta Pinto Coelho (Orientador)



Prof. Orlando Necchi Jr.



Profa. Alessandra Giani

Kant pensou que quando interrogávamos a natureza, simplesmente queríamos confirmar nossas perspectivas *a priori*. Mas não é assim, pois nós, seguidamente recebemos respostas muito diferentes das esperadas. Creio que o fato dessa diferença, deva-se à existência de um diálogo com a natureza que está em processo. E o que não se sabe é para onde nos conduz esse diálogo.

Ilya Prigogine

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS
LISTA DE FIGURAS
LISTA DE QUADROS
LISTA DE TABELAS
LISTA DE ANEXOS
RESUMO
ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 - Região de Estudos.....	19
2.2 - Rede de Amostragem.....	19
2.3 - Operação da rede de Amostragem.....	20
2.4 - Coleta e Análise de Diatomáceas.....	23
2.5 - Análises físico-químicas e classificação das estações.....	24
2.6 - Organização das amostras.....	27
2.7 - Análises biológicas.....	30
2.7.1 - Riqueza e abundância de espécies.....	30
2.7.2 - Diversidade de espécies.....	30
2.7.2.1 - Modelos abundância-espécies.....	30
2.7.2.2 - Índices de diversidade.....	33
2.7.2.2.1 - Índice α Série Logaritmica.....	33
2.7.2.2.2 - Índice γ Log Normal.....	34
2.7.2.2.3 - Índice de Simpson.....	34
2.7.2.2.4 - Índice de Shannon Wiener.....	35
2.7.2.2.5 - Índice de Berger & Parker.....	36
2.7.2.2.6 - Índice de McIntosh.....	36
2.7.2.2.7 - Tratamento dos dados de diversidade.....	37
2.7.3 - Sensibilidade das espécies.....	38
2.7.4 - Índices bióticos.....	39
3. RESULTADOS.....	41
3.1 - Abundância e riqueza.....	42
3.2 - Modelos de distribuição de espécies.....	44
3.3 - Índices de diversidade.....	46
3.4 - Sensibilidade de espécies.....	51
3.5 - Índice biótico.....	65
4. DISCUSSÃO.....	68
4.1 - Abundância e Riqueza.....	68
4.2 - Modelos de distribuição de espécies e índices diversidade.....	68
4.3 - Sensibilidade de espécies.....	71
4.4 - Índice biótico.....	78
5. CONCLUSÕES.....	80
6. CONSERVAÇÃO E MANEJO DO TRECHO SUPERIOR DA BACIA DO RIO DAS VELHAS.....	83
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87

AGRADECIMENTOS

À Natureza, essa expressão plena de Deus que me deu o privilégio de poder lutar em seu favor.

Aos meus pais que são as luzes da minha vida e a quem devo tudo que consegui até hoje.

À minha linda irmã, companheira de todas as horas e uma estrela de luz.

À minhas lindas e queridas sobrinhas Samantha e Thais.

À Tia Maria, Tia Madrinha, Tia Rosângela, Tia Quinha, porções de felicidade que sempre me acompanham.

Aos queridos, Dona Lourdes, Il e Mario.

Ao Ricardo que com sua firmeza e competência muito me ensinou e ajudou a concretizar passo a passo esse sonho que se cumpre hoje.

À Alessandra que sempre me apoiou e incentivou em minha carreira e a quem devo muito por estar aqui hoje.

Ao Orlando por ter aceitado participar de minha banca e que, apesar do pouco convívio, pôde mostrar-me que a ciência e a competência não têm que necessariamente estarem desvinculados da simplicidade e da alegria.

Ao Marcos Callisto por ter aceitado participar da suplência da banca.

A todos os colegas do Sistema de Ensino Arquidiocesano e em especial ao Padre Sérgio e ao Sérgio por acreditarem em mim, pelo apoio e pelo investimento em minha formação.

Aos meus alunos por terem me permitido viver o contágio mutuo de nossas alegrias e incentivarem meu aprimoramento incessantemente.

Ao Dalton e Kátia grandes companheiros de produção, criação e emoção.

Ao Dayan, , Flavinha, Geraldo, Leco, Leo, Marcão, Marcelo, Rose e Zuca, que durante o tempo de desenvolvimento do curso foram responsáveis pelos inúmeros momentos de prazer e encantamento, imprescindíveis para essa produção.

Ao Zé, amigão do peito.

À Helena e Moniquinha pelas valiosas discussões e pelo carinho com que sempre me ajudaram, principalmente nessa dissertação.

Ao Doutor Milan Straskrabra pessoa especial na minha formação de limnólogo que muito confiou em mim e que hoje dedico grande responsabilidade por esta dissertação.

À admirável Thelma que além de ter feito as análises das diatomáceas foi sempre uma pessoa fantástica que muito me ensinou com sua simplicidade e humanidade.

À Thaís e Daniele pelas análises de diatomáceas.

Ao Doutor Eduardo Lobo por ter me enviado todos os seus trabalhos.

A todos os amigos do CETEC e principalmente à Agnes, Agostinho, César, Claudinha, Dora, Fabinho, Guerra, Luiz Otávio, Marília, Mônica Vaz, Naldim gente-fina, Pedrali, Rachel, Rilton, Sávio, Sidnei, Silvia, Tóia, Valéria, Yule e Zé Márcio.

A todos os colegas do curso de ECMVS, especialmente minha turma, Cleber, Fernanda, Iola, Laiena, Luiza, Marcela, Marcio, Marcos, Mario, Patrícia e Tati e a turma do curso de campo.

À Iola, Latini e Marcos pela ajuda estatística.

Ao Paulo De Marco, pela suas valiosas e alegres contribuições em minha dissertação.

Ao Miguel Petrere, a quem muito admiro e com quem pude aprender muito mais que estatística.

À FEAM e CETEC, pela disponibilização dos dados para o desenvolvimento dessa dissertação.

Especialmente ao meu amor Naila, que põe vida à minha vida e torna cada vez mais prazeroso o meu prazer de ser.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Mapa das Estações da Bacia do Alto rio das Velhas.	16
Figura 2.2	Organograma de execução do trabalho de acordo com a base físico-química 1 - saprobidade	28
Figura 2.3	Organograma de execução do trabalho de acordo com a base físico-química 2 - concentração de fósforo	29
Figura 3.1	Relação entre o índice de saprobidade físico-químico e o número total de indivíduos.	36
Figura 3.2	Relação entre o índice de saprobidade físico-químico e a riqueza total de espécies.	36
Figura 3.3	Número total de indivíduos por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	37
Figura 3.4	Número de espécies por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	37
Figura 3.5	Porcentagem de estações em que a distribuição das espécies na comunidade de diatomáceas apresentaram uma aderência de mais de 70% ao modelo log-normal truncado por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	38
Figura 3.6	A,B,C,D,E - Diversidade por estação (medida por 5 diferentes índices) contra índices de saprobidade. F,G,H,I,J - Diversidade média por grupos de estações organizados por graus de saprobidade.	40
Figura 3.7	A,B,C,D,E - Diversidade por estação contra os valores das concentrações de P total. F,G,H,I,J - Diversidade média por grupos de estações organizadas por categorias de concentração de P total.	43
Figura 3.8	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Achnantes minutissima</i> por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	45
Figura 3.9	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Achnantes minutissima</i> por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.	46
Figura 3.10	Variação da abundância relativa média de espécies diatomáceas por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade (A,B) e concentração de fósforo total (C,D).	47

Figura 3.11	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Nitzschia palea</i> por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	48
Figura 3.12	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Nitzschia palea</i> por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total	49
Figura 3.13	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Navicula viridula</i> var. <i>rostelata</i> por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	49
Figura 3.14	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Navicula viridula</i> var. <i>rostelata</i> por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.	50
Figura 3.15	Variação da abundância relativa média de espécies diatomáceas por grupos de estações categorizadas por graus de saprobidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).	51
Figura 3.16	Variação da abundância relativa média de espécie diatomáceas por grupos de estações categorizadas por grau de saprobidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).	52
Figura 3.17	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Gomphonema gracile</i> por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	53
Figura 3.18	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Gomphonema gracile</i> por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.	54
Figura 3.19	Variação da abundância relativa média de espécie diatomáceas por grupos de estações categorizadas por graus de saprobidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).	55
Figura 3.20	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>gracilis</i> por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.	56
Figura 3.21	Variação da abundância relativa média da espécie <i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>gracilis</i> por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.	57
Figura 3.22	Relação entre os índices de saprobidade físico-químicos e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir das Diatomáceas das estações da bacia do alto Rio das Velhas.	58

Figura 3.23	Relação entre o logaritmo das concentrações de fósforo total (mg/l) e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir das Diatomáceas das estações da bacia do alto Rio das Velhas.	58
Figura 3.24	Relação entre os resultados do índice TDI obtido a partir de 86 <i>taxa</i> da Bacia do rio das Velhas indicados em Kelly & Whitton (1995) com o mesmo índice calculado apenas a partir dos 18 <i>taxa</i> mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.	59
Figura 3.25	Relação entre os índices de saprobidade físico-químicos e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI(Kelly & Whitton 1995) calculado a partir dos 18 <i>taxa</i> mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.	60
Figura 3.26	Relação entre o logaritmo das concentrações de fósforo total (mg/l) e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir dos 18 <i>taxa</i> mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.	60

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1	Código e localização das estações amostradas durante as coletas nos meses de junho, julho e setembro.	17
Quadro 2.2	Classificação dos níveis de saprobidade da água em função dos parâmetros físico-químicos.	22
Quadro 3.1	Ordenação crescente dos índices e graus de saprobidade das estações de coleta da bacia do alto rio das Velhas, MG, com base nas variáveis físico-químicas, no período de junho a setembro de 1996.	34
Quadro 3.2	Número de estações organizadas por graus de saprobidade.	35
Quadro 3.3	Organização das estações categorizadas por concentração de fósforo total.	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Valores de p e R^2 resultantes da regressão linear entre o valor dos índices de diversidade de espécies e os diferentes graus e índices de saprobidade.	39
Tabela 3.2	Resultado de ANOVA entre os valores de diversidade obtidos entre os grupos de estações organizados por graus de saprobidade para os diferentes índices.	39

Tabela 3.3	Valores de p e R ² resultantes da correlação entre o valor dos índices de diversidade de espécies com o logaritmo da concentração de fósforo total e com as categorias de concentração de fósforo total.	41
Tabela 3.4	Resultado de ANOVA entre os valores de diversidade obtidos entre os categorias de concentração de fósforo total para diferentes índices de diversidade.	42
Tabela 3.5	Resultados estatísticos das relações entre a abundância relativa das 18 espécies importantes da bacia do alto Rio das Velhas em diferentes níveis de poluição orgânica e concentração de fósforo total.	44

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1	Equipe técnica de execução do projeto - Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia de Alto do Rio das Velhas - CETEC - MG.
Anexo 2	Resultados das análises físico-químicas nas estações da Bacia do Alto Rio das Velhas - 1996.
Anexo 3	Refêrencias das normas técnicas de execução das análises químicas na Bacia do Alto Rio das Velhas.

RESUMO

Utilizando-se da comunidade de algas diatomáceas epifíticas e epilíticas como objeto de estudos, este trabalho objetivou analisar as respostas estruturais desta comunidade em comparação com as variações nos níveis de poluição hídrica durante os meses de junho, julho e agosto de 1996. Substratos de pedras e folhas de vinte e três estações foram amostrados durante esse período perfazendo sessenta e seis amostras analisadas (houve perda de três amostras).

A região de estudo compreendeu o trecho superior da bacia do Rio das Velhas - sub-bacia do rio São Francisco - com aproximadamente 1943 km², desde a área de sua nascente na Serra de Antônio Pereira, no distrito de São Bartolomeu município de Ouro Preto - MG, até após a sua confluência com o ribeirão do Onça no município de Santa Luzia - MG. Este é um importante trecho fluvial da região metropolitana de Belo Horizonte que drena regiões com intensa atividade de mineração, recebe efluentes de esgotos municipais e industriais, ao mesmo tempo que responde por grande parte do abastecimento de água da capital mineira.

A comunidade de diatomáceas, bem como alguns táxons analisados individualmente, sofreram variações significativas com as variações dos níveis de poluição medidos a partir do índice físico-químico utilizado no sistema saprobiótico e concentração de fósforo total. A abundância e riqueza de espécies responderam negativamente ao incremento da poluição. A maioria das comunidades presentes nas amostras aderiu-se ao modelo de distribuição de espécies log-normal truncado, diminuindo significativamente os níveis de aderência com o aumento dos níveis de poluição nas estações. Cinco índices de diversidade foram testados para as comunidades das sessenta e seis amostras e

apresentaram elevações da diversidade em estações de poluição mediana. Os índices de McIntosh e Shannon Wiener foram os que apresentaram maior correlação com as variações da poluição. Dezoito espécies com maior abundância e frequência relativa dentre as 180 encontradas durante o trabalho tiveram suas abundâncias relativas analisadas entre as amostras. Foram identificados 3 grupos que responderam de forma peculiar às variações da poluição. Um grupo, representado pela espécie *Achnantes minutissima*, apresentou variação linear ao incremento da poluição, outro foi composto por algas que apresentaram a melhor expressão de abundância em níveis intermediários de poluição como a alga *Navicula viridula* var. *rostelata* e outro foi composto por espécies que não apresentaram nitida resposta às variações da poluição como a espécie *Gomphonema gracile*. Finalmente as diatomáceas da Bacia do Alto Rio das Velhas foram utilizadas num índice biótico denominado Índice Trófico de Diatomáceas. A classificação das estações a partir da aplicação do índice mostrou-se significativamente correlacionada com as variações da poluição orgânica e concentração de fósforo. Quando apenas as dezoito espécies mais abundantes nesse trabalho foram utilizadas no citado índice, este apresentou resultados com maior correlação com a poluição e concentração de fósforo total do que em sua forma original.

ABSTRACT

The epilithic and epifitic diatom florula was investigated in the upper region of the Rio das Velhas river, in a area crossing the metropolitan region of Belo Horizonte city - MG – BRAZIL. An intensive sampling program (66 samples) was conducted during the dry season (June - August) of 1996. The study aimed to measure the major shifts in the structure of this algal community in response to increasing levels of water pollution.

The effects of increasing pollution as measured by the physic-chemical index, total phosphorus and saprobiotic index on diatoms were investigated not only at the community level but also on the species level. Some particular *taxa*, were examined in detail, grouped according to the densities patterns along the trophic gradient.

The abundance and richness of species changed negatively while pollution increased. A significant number of samples fitted well to the truncated log-normal model of species distribution. However, the levels of adherence to this model weakened as the level of pollution in the collecting stations increased. Five diversity indexes were tested. The McIntosh and Shannon Wiener diversity indexes were the ones with the largest correlation with the degree of pollution variations.

Eighteen species, with the largest relative abundance and frequency among the 180 found during the research, had their relative abundance analyzed for the samples. This study identified three groups responding in a peculiar way to the pollution level. A group of the *Achnantes minutissima* species presented a linear variation to the increase of pollution. Another group was composed of algae that showed a larger relative abundance in intermediate levels of pollution as *Navicula viridula* var. *rostelata*. The last group was composed by species that did not respond to the variation of pollution and among them is

Gomphonema gracile. Finally, the diatoms of Velhas river watershed were used in a biotic index called Trophic Diatom Index (TDI). The classification of the stations according to this index presented a significant correlation with the variation of organic pollution and total phosphorous concentration. However, when only the eighteen species most abundant species were used in the mentioned index, this index showed better results than its original form.

1. INTRODUÇÃO

O exponencial crescimento da população humana e sua concentração em grandes centros urbanos, têm gerado sérios problemas ambientais que se retroalimentam continuamente e diminuem cada vez mais a qualidade de vida no planeta.

Um dos maiores problemas atuais, está ligado à alta "entropia" gerada pela humanidade, e se exemplifica nitidamente na contaminação dos corpos d'água. Critérios ecológicos de avaliação dos impactos aos recursos hídricos, que forneçam subsídios à implementação de soluções a tais problemas, têm sido portanto, importantes objetos de estudos científicos da atualidade.

A utilização de algas diatomáceas* como indicadoras de qualidade de água se insere nesse contexto e assume hoje um papel relevante em diversas regiões do mundo, como pode ser visto em Hürlimann (1999); Harding & Kelly (1999) e Kawecka *et al.* (1999).

Desde meados do século XIX, inúmeros pesquisadores vêm demonstrando interesse na sistemática, ecologia e distribuição das algas diatomáceas (Patrick 1968). Pode-se citar como pioneiros nesses estudos, os trabalhos de Van Den Bosh (1848) e Van Heurk (1896).

A partir do início do século XX, os estudos da diatomoflora têm focado principalmente as modificações estruturais dessa comunidade frente a variações climáticas, à poluição e aos níveis de nutrientes (Patrick 1968), fundamentados em suas inerentes qualidades, dentre os quais citam-se:

* Diatomácea é a denominação vulgar das algas pertencentes à classe Bacillariophyceae, divisão Chrysophyta, reino Protista. São unicelulares e sua principal característica de diagnose diz respeito à parede celular, intensamente silificada e constituída por duas metades sobrepostas como as duas partes de uma placa de Petri. Sua reprodução é feita por divisão binária ou pela formação de auxósporos que são de natureza zigótica, resultam da fusão de gametas ou de um processo de autogamia (Smith 1955).

- sensibilidade a variáveis ambientais, tais como, luz, turbulência, temperatura, velocidade de corrente, salinidade, pH, nutrientes inorgânicos (carbono, fósforo, nitrogênio, sílica) carbono orgânico e nitrogênio orgânico (Werner 1977).
- ocorrência em todos os habitats fluviais (Mann & Droop 1996 e Rott et al. 1998)
- rápida e específica reação ao incremento de nutrientes inorgânicos (Rott et al. 1998)
- modificações estruturais (quali-quantitativas) advindas de incremento de poluição orgânica (Kelly et al. 1995 e Rott et al. 1998).
- capacidade de oferecer informações sobre efeitos ambientais prolongados, ou seja refletir estados não mais presentes em ambientes aquáticos, principalmente os lóticos (Rott 1998).

Importantes contribuições sobre esse tema podem ser encontradas em trabalhos como Patrick et al. (1956) e Patrick (1964), que testam comunidades de diatomáceas em modelos de distribuição de espécies; Nather-Kan (1991) e Lobo & Kobayasi (1990) que relacionam a utilização de índices de diversidade para comunidades de diatomáceas perifíticas com a qualidade das águas; Sabater et al. (1991), Prygiel & Coste (1993), Ten Cate et al. (1993), Lobo et al. (1995) e Rott et al. (1998) que se utilizam de técnicas de análise multivariada para relacionar a variação das diatomáceas com diversos parâmetros físico-químicos; Lange-Bertalot (1979); Kobayasi & Mayama (1989) e Van Dam. et al. (1994) que desenvolvem estudos sobre a auto-ecologia de espécies de diatomáceas como subsídio para confecção de índices biológicos; Rumeau & Coste (1988), Prygiel & Coste (1993), Kelly & Whitton (1995), Prygiel et al. (1996), Kwandras et al., (1998) que se utilizam de índices baseados em diatomáceas para indicação de poluição e eutrofização em corpos d'água. Lecointe et al. (1993) por sua vez, produziram um "software" de simples utilização, contendo a grande maioria dos índices de qualidade de água com base no grupo das diatomáceas.

No Brasil, ainda existe uma insipiência de trabalhos nesta área, no entanto deve-se ressaltar a relevância daqueles utilizando-se de diatomáceas como bioindicadores de qualidade de água desenvolvidos pelo Dr. Eduardo Lobo Alcayaga na Universidade de Santa Cruz do Sul - Estado do Rio Grande do Sul, os quais podem-se citar Lobo *et al.* (1995), Lobo *et al.* (1995a), Lobo & Kobayasi (1990).

O presente trabalho desenvolve-se no trecho superior da bacia do rio das Velhas (inserida na Bacia do Rio São Francisco) a ser denominada nesse trabalho como "Bacia do alto rio das Velhas", importante trecho fluvial da região metropolitana de Belo Horizonte que drena regiões com intensa atividade de mineração, recebe efluentes de esgotos municipais e industriais, ao mesmo tempo que responde por grande parte do abastecimento de água da capital. Os dados foram obtidos pelo projeto "BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO ALTO RIO DAS VELHAS" desenvolvido durante os anos de 1996 e 1997 pela Diretoria de Tecnologia Ambiental da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), contratada pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), sob a coordenação da pesquisadora, bióloga, Marília Vilela Junqueira, e atividades da equipe técnica do setor de Recursos da Água da Fundação CETEC (anexo 1).

O presente trabalho enfoca índices de diversidade, modelos de distribuição de espécies, índices bióticos, análises da variação das abundâncias (auto ecologia) de 18 espécies, buscando sempre uma correlação com a qualidade das águas do rio das Velhas.

Seu objetivo geral é a análise do banco de dados gerado no projeto CETEC/FEAM, com vistas a conhecer possíveis associações entre os padrões da estrutura da comunidade de diatomáceas epifíticas e epilíticas e o gradiente de poluição existente na bacia do alto rio das Velhas.

Os objetivos específicos são os seguintes:

- a) ajuste dos modelos de distribuição de espécies nas amostras (série geométrica,

série logarítmica, brocken stick e log-normal);

b) compilação e comparação de diferentes índices de diversidade;

c) correlação da variação da abundância relativa de táxons específicos ao longo de um gradiente de poluição e variáveis concentrações de fósforo total;

d) investigação do potencial de indicação de alguns táxons em particular;

e) comparação das concentrações de fósforo total e dos níveis de poluição obtidos através do índice físico-químico sob o qual se baliza o sistema saprobiótico (LAWA 1990), com índices biológicos baseados na utilização de espécies de diatomáceas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - REGIÃO DE ESTUDOS

Com aproximadamente 1943 km², a bacia do alto rio das Velhas compreende a área delimitada pela sua nascente na Serra de Antônio Pereira, no distrito de São Bartolomeu município de Ouro Preto - MG, até após a sua confluência com o ribeirão do Onça no município de Santa Luzia - MG. O trecho estudado do rio das Velhas apresenta um percurso de cerca de 108 km, com estações que apresentam variados níveis de contribuição alóctone e poluição orgânica (**figura 2.1**).

A região apresenta um relevo bastante acentuado e a estação de amostragem mais a montante localiza-se a 1160m de altitude e a mais a jusante a 680m. Quanto ao clima, a região apresenta índices térmicos entre 18⁰C e 20⁰C (isotermas anuais). O sul, nas proximidades da cidade de Ouro Preto, é um núcleo isolado de alta pluviosidade, com regime super úmido em torno dos 1800-2000mm anuais.

A formação geológica que ocupa a maior extensão na região estudada é o super grupo Rio das Velhas, do Pré-cambriano Médio, de destacada importância econômica por apresentar jazidas de ouro, ferro, manganês, bauxita e outros minerais.

2.2 - REDE DE AMOSTRAGEM

Foi tomada por referência a rede de amostragem de qualidade físico-química das águas, que vem sendo operada atualmente pela Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM - e a rede de amostragem hidrobiológica operada em projetos anteriores pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, na bacia do alto rio das Velhas.

Ao referencial das redes de amostragem preexistentes, somaram-se os dados levantados sobre ocupação do solo e erosão acelerada para seleção das estações de coleta, com o objetivo de atender simultaneamente à avaliação dos parâmetros físico-químicos e hidrobiológicos (**figura 2.1**).

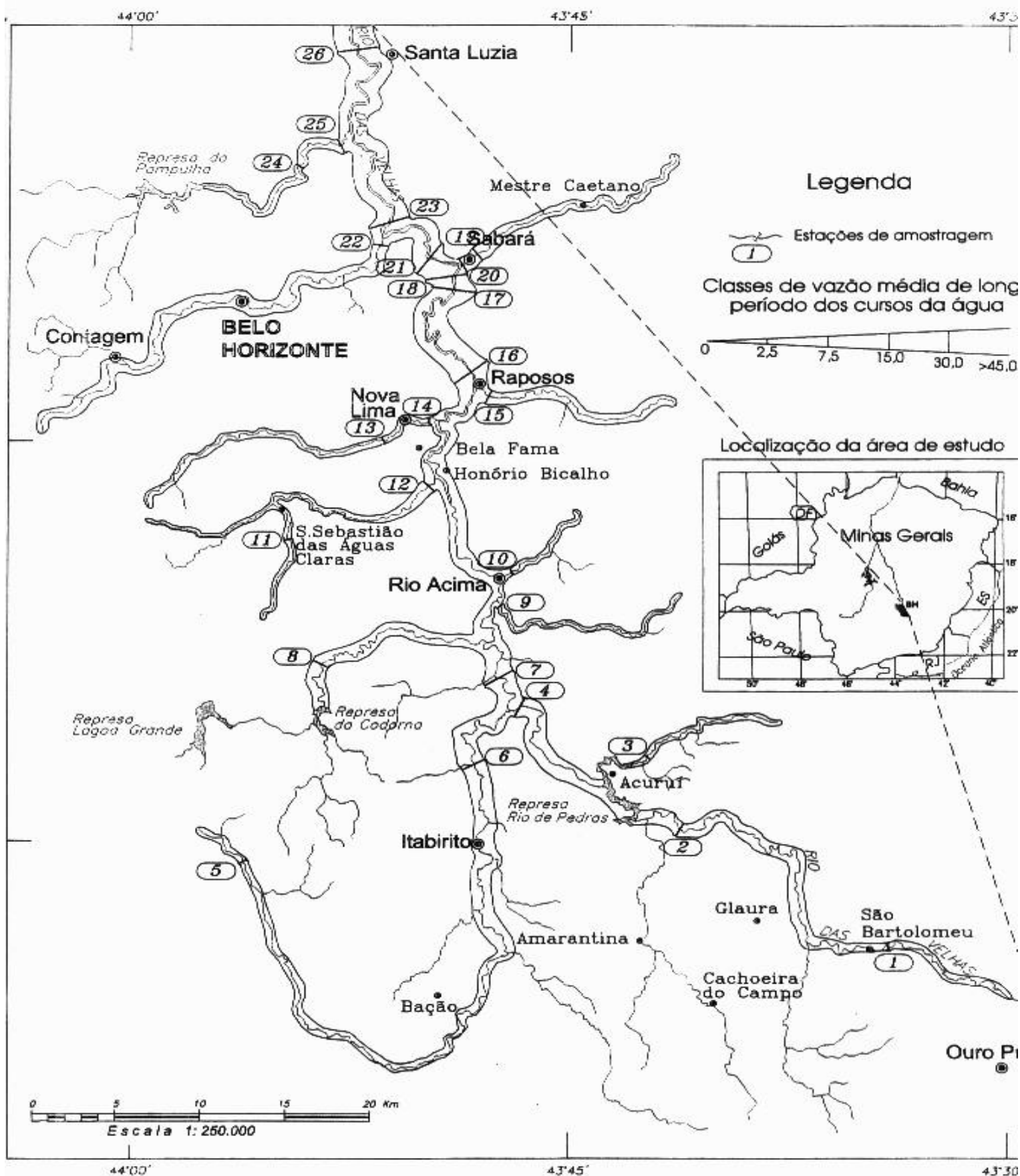
Os critérios estabelecidos corresponderam a:

- características hidrológicas ;
- influência dos tributários;
- características granulométricas dos sedimentos;
- ocorrência de assentamentos humanos;
- lançamento de efluentes líquidos;
- outras interferências antrópicas;
- características da vegetação ciliar;
- ocorrência de vegetação aquática;
- facilidade de acesso;
- equidistância entre as estações.

2.3 - OPERAÇÃO DA REDE DE AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas em vinte e três estações (**quadro 2.1**) demarcadas nos afluentes e no corpo principal do rio das Velhas (**figura 2.1**) em três campanhas durante a estação seca. A primeira em junho 1996, a segunda em julho de 1996 e a terceira no final de agosto e início de setembro de 1996.

Em todo o período a vazão máxima nos pontos amostrados não ultrapassou o limite de 40 m³/s.



Fonte: CETEC, 1998 (Trabalho realizado para a FEAM)

Figura 2.1 Mapa do trecho superior da bacia do rio das Velhas com as estações de amostragem

Quadro 2.1 - Códigos e localizações das estações amostradas durante as coletas nos meses de junho, julho e setembro de 1996, na bacia do alto rio das Velhas

N°	CÓDIGO	Coordenadas		Altitude (m)	Descrição
		Latitude	Longitude		
1	RVMS	20° 18' 41" S	43° 33' 49" W	980	rio das Velhas a montante de São Bartolomeu.
2	RVMR	20° 14' 23" S	43° 41' 28" W	900	rio das Velhas a montante da represa Rio de Pedras.
3	RPMR	20° 11' 46" S	43° 42' 56" W	900	rio de Pedras a montante da represa Rio de Pedras.
4	RVMI	20° 10' 11" S	43° 47' 16" W	800	rio das Velhas a montante do rio Itabirito e a jusante da represa de Acurui.
5	RSMI	20° 16' 34" S	43° 56' 17" W	1160	ribeirão do Silva a montante do ribeirão Areades
6	RIJU	20° 12' 04" S	43° 48' 47" W	840	rio Itabirito na sede de Itabirito, na confluência com córrego Paianas.
7	RVMF	20° 09' 21" S	43° 48' 02" W	780	rio das Velhas a jusante do rio Itabirito.
8	RPRP	20° 08' 25" S	43° 53' 54" W	1060	rio do Peixe na confluência com ribeirão Marinhos.
9	RCMV	20° 06' 18" S	43° 47' 38" W	740	ribeirão Cortesia próximo à confluência com o rio das Velhas.
10	RMRA	20° 05' 08" S	43° 47' 30" W	740	córrego Mingu próximo à confluência com o rio das Velhas, em Rio Acima.
11	RMMM	20° 03' 53" S	43° 55' 19" W	920	córrego Marumbé a montante de São Sebastião das Águas Claras e do córrego Grota Fria.
12	RMMV	20° 02' 04" S	43° 50' 13" W	722	ribeirão dos Macacos, próximo à confluência com o rio das Velhas.
13	RCMN	20° 00' 18" S	43° 52' 03" W	860	ribeirão dos Cristais a montante da sede de Nova Lima.
14	RABR	19° 59' 35" S	43° 49' 49" W	740	ribeirão Água Suja, próximo à confluência com o rio das Velhas.
15	RPMV	19° 58' 43" S	43° 48' 21" W	740	ribeirão da Prata a montante de Raposos.
16	RVJP	19° 58' 30" S	43° 48' 36" W	720	rio das Velhas na sede de Raposos.
17 ^(*)	RVMC	19° 54' 18" S	43° 49' 11" W	700	rio das Velhas a jusante da sede de Raposos.
18 ^(*)	RVJV	19° 54' 20" S	43° 49' 08" W	700	rio das Velhas a jusante da sede de Raposos.
19 ^(*)	RSMV	19° 53' 29" S	43° 48' 52" W	700	ribeirão Sabará a jusante da Belgo Mineira e a montante da confluência com o rio das Velhas.
20 ^(*)	RSSA	19° 54' 05" S	43° 49' 21" W	700	ribeirão Sabará a jusante da Belgo Mineira e na confluência com o rio das Velhas.
21	RVRG	19° 53' 44" S	43° 50' 17" W	700	rio das Velhas em Roças Grandes.
22	RRCB	19° 53' 19" S	43° 51' 53" W	700	ribeirão Arrudas em General Carneiro.
23	RVJR	19° 52' 32" S	43° 51' 28" W	700	rio das Velhas a jusante do ribeirão Arrudas.
24 ^(*)	ROMR	19° 54' 53" S	43° 54' 24" W	700	ribeirão do Onça a montante do Distrito Industrial de Santa Luzia, no bairro Ribeiro de Abreu.
25 ^(*)	ROJI	19° 49' 32" S	43° 53' 13" W	680	ribeirão do Onça a jusante do Distrito Industrial de Santa Luzia.
26	RVJO	19° 46' 40" S	43° 52' 02" W	680	rio das Velhas a jusante do ribeirão do Onça.
26/23	26/23				

(*) - Estações realocadas a partir da 1ª e 2ª campanha, prevalecendo na rede definitiva as assinaladas em negrito.

(*) - Na 1ª coleta não foram monitorados os parâmetros físico-químico.

A realização deste estudo, que correlaciona a variação da estrutura da comunidade de diatomáceas com um gradiente de poluição, apenas na estação seca, justifica-se na tentativa da eliminação da interferência da variável fluxo uma vez que o aumento do mesmo é um importante agente na diminuição da heterogeneidade do perifiton (Cazaubon et al. 1995; Emiliane 1997). Ács & Kiss (1993) afirmam que o fluxo é a influência mais crítica nas comunidades perifíticas. Se por um lado o aumento da vazão, facilita a chegada de nutrientes a essas comunidades, por outro, vazões maiores que $100 \text{ m}^3/\text{s}$ já provocam interferências significativas no processo de adesão das mesmas. Diatomáceas perifíticas dominantes em ambientes de baixo fluxo, perdem muitas vezes a habilidade competitiva por não terem a capacidade de se aderir como outras no caso de significativos aumentos de vazão. Uehlinger *et al.* (1996) determinam ainda um menor limite de interferência do fluxo sobre a estrutura da comunidade perifítica, afirmando que vazões maiores que $40 \text{ m}^3/\text{s}$ já provocariam sensível diminuição na produção primária perifítica por perda de material.

2.4 - COLETA E ANÁLISE DE DIATOMÁCEAS

A coleta dos organismos perifíticos foi efetuada a partir de seixos e folhas coletados de forma manual com auxílio de pinças, selecionados visualmente por níveis de colonização representativos (pedras e folhas onde percebia-se ampla cobertura perifítica) e homogêneos entre as estações.

As amostras foram acondicionadas em frascos de vidro de boca larga com capacidade de um litro e submersas em água do próprio local, previamente filtrada em rede de plâncton com malha de 20 micrômetros.

No laboratório os substratos (folhas e pedras) de cada estação foram lavados com pincéis e com a água do próprio local que se encontrava no frasco e posteriormente depositada em potes de 250 ml para cada estação, fixadas com solução de formol 5% e

enviadas ao laboratório de análise.

A análise da composição florística, incluiu a identificação taxonômica das diatomáceas, a nível infra genérico, utilizando-se de técnicas usuais e específicas de microscopia óptica, chaves taxonômicas, comparações com pranchas ilustrativas e consultas à literatura especializada das quais cita-se em particular os trabalhos de Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), Patrick (1966-1975) e Husted (1985).

A análise da abundância da microflora consistiu da quantificação das populações de diatomáceas em lâminas permanentes preparadas com material oxidado (através da adição de $KMnO_4$ e HCl) e não oxidado (com plastos). Analisaram-se 2 (duas) lâminas com material oxidado e 1(uma) com material não oxidado (verificação do conteúdo plasmático, principalmente das abundantes e dominantes). Foram considerados abundantes os táxons que ultrapassaram em número, a média do total contado e, dominantes, os que ultrapassaram a 50% do total.

As coletas e o preparo das amostras foram feitos pelo biólogo Carlos Alberto Mourthé Junior e a análise quali-quantitativa das diatomáceas foi feita pela equipe do laboratório de ficologia da Universidade Federal do Paraná sob a coordenação da Doutora Thelma Veiga Ludwig.

2.5 - ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E CLASSIFICAÇÃO DAS ESTAÇÕES

As análises físico-químicas (**anexo 2**) das estações foram feitas pela equipe do Setor de Medições Ambientais da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC.

As amostras de água para análise desses fatores foram coletadas com auxílio de recipientes com capacidade de dez litros, a uma profundidade média de 20 cm da lâmina

d'água, na calha central e no sentido horizontal do curso. As amostras foram fixadas e acondicionadas segundo as técnicas e métodos descritos em APHA (1995).

Para se medir os níveis de poluição orgânica nas estações amostradas, optou-se pela classificação da qualidade de águas correntes segundo as bases físico-químicas do denominado "Sistema Saprobiótico" (LAWA 1990).

O sistema saprobiótico origina-se da proposição feita por Kolkwitz e Marsson (1902) do sistema denominado " sistema de sapróbios" (grego: sapos = podre) que busca definir as relações entre a carga poluidora aquática e a comunidade biológica.

Sládeček (1973) define o termo saprobia como "a situação biológica da água que se refere à intensidade de decomposição de matéria orgânica morta de origem tanto alóctone como autóctone".

Como consequência das modificações de vários fatores bióticos e abióticos no tempo e no espaço, a saprobia se desenvolve em duas direções básicas indicadas pela sucessão de comunidades características. Eutrofização e poluição se manifestam em progressivos estágios serais, degradação e autodepuração por regressivos estágios serais. Os diferentes graus de saprobidade, estão relacionados com o regime do oxigênio, quantidade de decompositores e outros fatores ambientais, como a temperatura, concentração de nutrientes e quantidade de matéria orgânica (Sládeček 1973).

Em termos de atividade biológica no corpo d'água, a saprobidade, compreende a soma total de todos os processos metabólicos que são a antítese da produção primária, e se relacionam com a perda da energia potencial dos compostos orgânicos, sendo assim, a mensuração desses processos tornaria possível o cálculo dos níveis de saprobidade do sistema em bases fisiológicas. (Sládeček *op. cit.*)

A base ecológica para a interpretação da intensidade de poluição orgânica através da utilização de organismos é a sucessão destes ao longo do trecho de auto purificação de substâncias orgânicas, e a alteração das condições ambientais como consequência das

várias etapas da decomposição gradativa.

A decomposição de carboidratos, proteínas e lipídios, ocorre em intervalos de tempo diferentes e em diferentes fases, provocando, dessa maneira, um complexo de nutrientes que estão sempre sendo liberados a partir da matéria orgânica até sua decomposição completa (Shäffer 1985).

A produção biogênica de oxigênio a partir da fase autotrófica, contrabalançada pela sua utilização heterotrófica (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na queima de compostos orgânicos e pelos processos químicos de oxidação e redução (Demanda Química de Oxigênio) - expressos de forma clara na redução de nitrato (NO_3) a amônia (NH_4) - determinam o elenco de parâmetros físico, químicos e biológicos do sistema saprobiótico (DBO, DQO, OD e NH_3) necessários à definição das condições de estabelecimento de diferentes biocenoses. Nesse elenco é importante ratificar a importância fundamental dos parâmetros, DQO e DBO.

Os resultados das análises das citadas variáveis físico-químicas se encontram no **anexo (2)** e as referências das técnicas de análises dos mesmos no **anexo (3)**.

Nesse sistema, os corpos d'água são classificados a partir da variação dos citados fatores físico-químicos **quadro (2.2)** que refletem o metabolismo de degradação de matéria orgânica em corpos d'água e servem como instrumento de classificação de organismos indicadores.

A obtenção do índice para cada estação é feito a partir da média aritmética das faixas (índice saprobiótico - 2ª coluna) em que cada variável físico-química se situa.

Quadro 2.2 - Classificação dos níveis de saprobidade da água em função dos parâmetros físico-químicos (LAWA 1990).

Grau de saprobidade	Índice saprobico	Teor de carga orgânica	Déficit de saturação OD (%)	Super saturação OD (%)	DBO ₅ (mg/l) 20°C	NH ₄ -N (mg/l)	DQO(mg/l)
oligosapróbio (os → o)	1,0 a < 1,5	ausente a muito escasso	0 a 5	0 a 3	0,0 a 0,5	< 0,1	1 a < 3
oligo-betamesosapróbio (os-βms → ob)	1,5 a < 1,8	escasso	5 a 15	3 a 10	0,5 a 2,0	0,1	3 a < 6
betamesosapróbio (βms → b)	1,8 a < 2,3	moderado	15 a 30	10 a 25	2,0 a 4,0	> 0,1 a < 0,3	6 a < 10
beta-alfamesosapróbio (βms-αms → ba)	2,3 a < 2,7	crítico	30 a 50	25 a 50	4,0 a 7,0	> 0,3 a < 0,7	10 a < 19
alfamesosapróbio (αms → a)	2,7 a < 3,2	forte	50 a 75	50 a 100	7,0 a 13,0	> 0,7 a < 3,0	19 a < 75
alfamesopolisapróbio (αms-ps → ap)	3,2 a < 3,5	muito forte	75 a 90	100	13,0 a 22,0	> 0,3 a < 9,0	> 75
polisapróbio (ps → p)	3,5 a 4,0	excessivo	> 90	-	> 22	> 9,0	> 75

Os símbolos colocados entre parênteses sob cada grau de saprobidade, são aqueles convencionalmente utilizados no sistema saprobiótico ao lado(→) daqueles que serão utilizados nesse trabalho buscando maior facilidade de leitura.

Paralelamente à classificação dos corpos d'água pelo sistema saprobiótico, as estações foram também organizadas pelas concentrações de fósforo total (**anexo 2**).

A utilização da concentração de fósforo total para se avaliar a variação do comportamento das diatomáceas, fundamenta-se no fato desse elemento ser um dos principais fatores limitantes à produtividade primária perifítica (Hansson, 1988; Cattaneo, 1987 e Guash *et. al.* 1995). Biggs & Close (1989) encontraram uma relação significativa entre a produção de clorofila perifítica e a disponibilidade de nutrientes, especialmente o fósforo.

2.6 - ORGANIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

As sessenta e seis* amostras obtidas durante as três campanhas (uma amostra por estação), foram agrupadas independentemente da distribuição espacial ou temporal. A organização e tratamento das mesmas, norteou-se apenas por bases físico-químicas que representaram os diferentes graus de poluição a que estiveram submetidas. Neste sentido, foram organizadas das seguintes formas:

*um total de três amostras foram perdidas durante o período do trabalho.

1. BASE FÍSICO-QUÍMICA 1 - Saprobidade

1.1 Valores dos índices saprobióticos físico-químicos de cada estação

(Quadro 3.1).

1.2 Graus de saprobidade (Quadro 3.2).

A BASE FÍSICO QUÍMICA 1, foi correlacionada com as variações estruturais nas comunidades de diatomáceas analisadas sob 5 diferentes abordagens como pode ser observado na **figura (2.2)**.

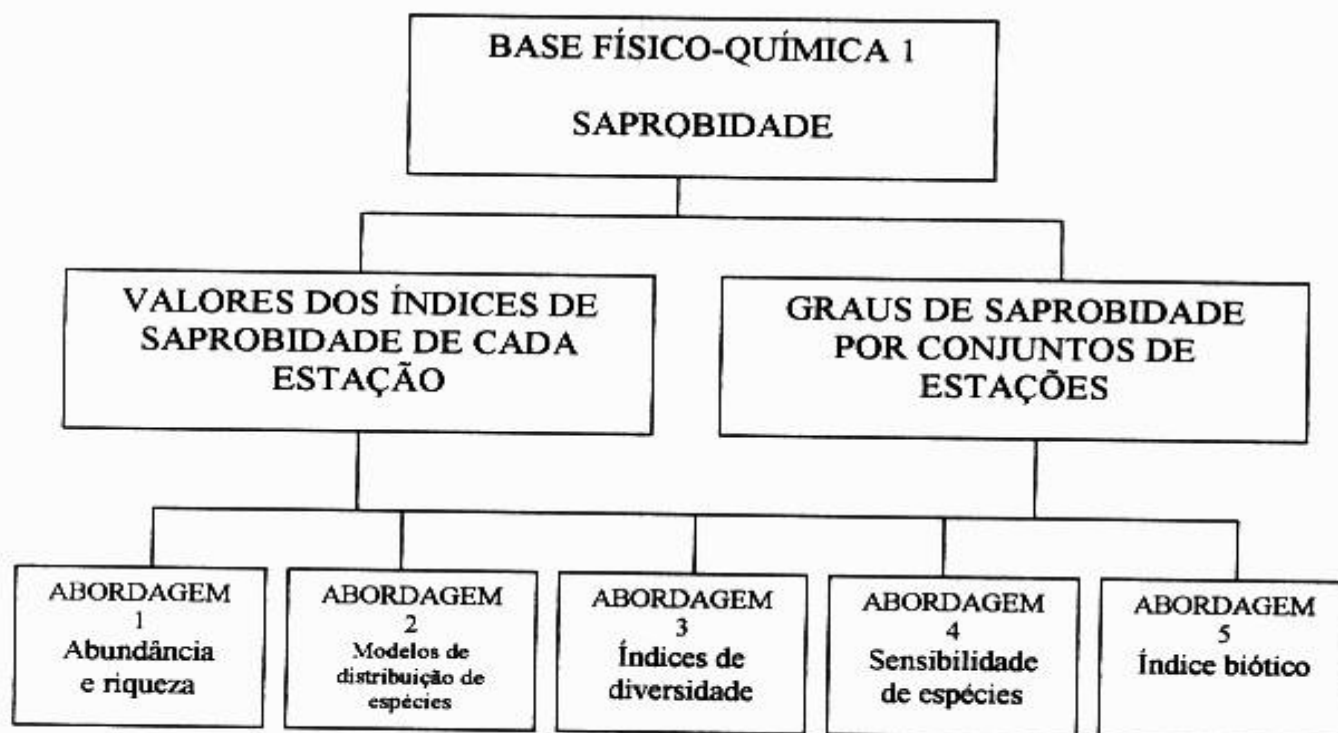


Figura 2.2 - Organograma de execução do trabalho de acordo com a base físico-química 1 - Saprobidade

2. BASE FÍSICO-QUÍMICA 2 - Fósforo total

2.1 Concentração de fósforo total (mg/l) de cada estação (**anexo 2**).

2.2 Grupos (categorias) de estações com diferentes concentrações de fósforo total (mg/l) (**Quadro 3.3**).

A BASE FÍSICO QUÍMICA 2, foi correlacionada com as variações estruturais nas comunidades de diatomáceas analisadas sob 3 diferentes abordagens como pode ser observado na **figura (2.3)**.

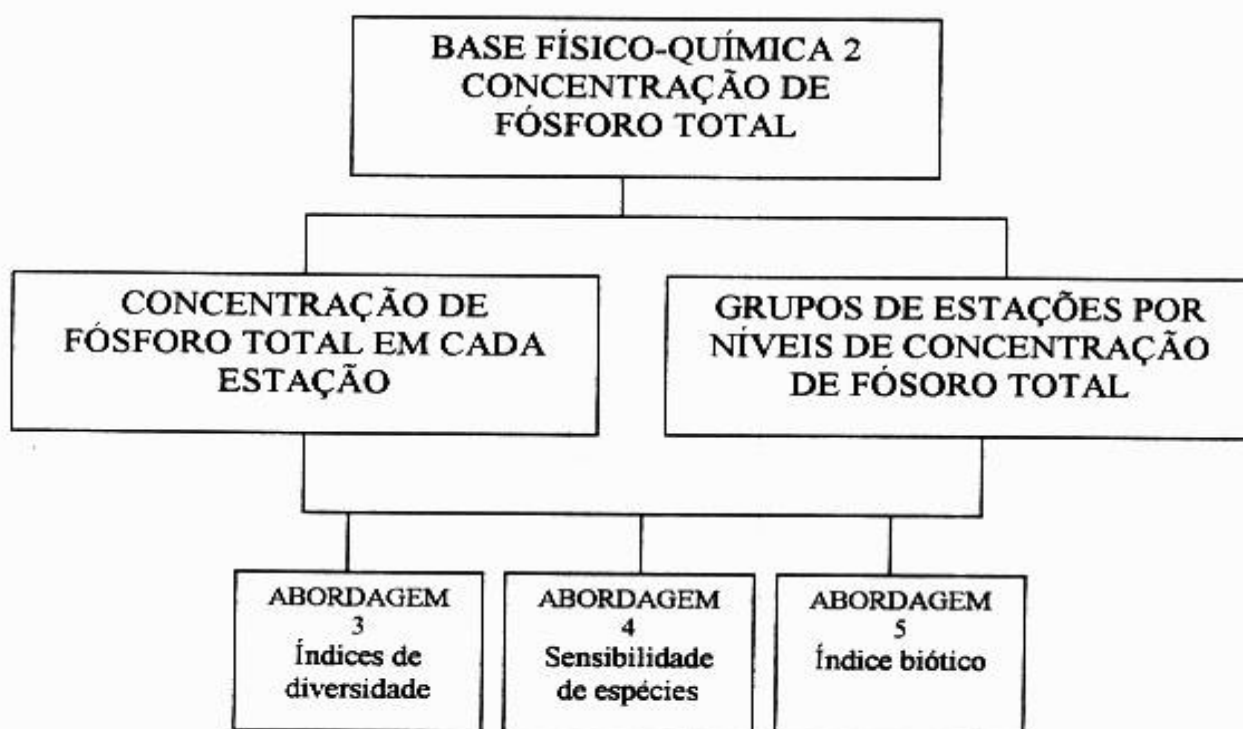


Figura 2.2 - Organograma de execução do trabalho de acordo com a base físico-química 2 - concentração de fósforo.

A normalidade na distribuição dos dados foi testada pelo método Kolmogorov-Smirnov (Kolmogorov 1941). Quando os dados apresentaram distribuição normal, foram trabalhados a partir de métodos estatísticos paramétricos, quando não apresentaram e não puderam ser normalizados através das técnicas usuais de transformação, foram utilizados os não-paramétricos. Segundo Siegel (1975), devem-se usar os testes não-paramétricos, apenas se as condições necessárias para a execução dos testes paramétricos não estiverem satisfeitas, tendo em vista a maior eficiência e confiabilidade destes últimos.

2.7 - ANÁLISES BIOLÓGICAS

2.7.1 - RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES - ABORDAGEM 1

A abundância total e a riqueza de espécies, a foram plotadas em regressão linear contra os índices saprobióticos físico-químicos das 66 estações, e as médias das mesmas correlacionadas com os conjuntos de estações de diferentes graus de saprobidade.

2.7.2 - DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

2.7.2.1 - MODELOS ABUNDÂNCIA-ESPÉCIES - ABORDAGEM 2

Segundo Magurran (1988) as relações abundância - espécies podem ser entendidas em função de quatro modelos básicos. São eles: o modelo da série geométrica, o modelo da série logarítmica (Fisher 1943), o modelo "brocken stick" (MacArthur 1960) e o modelo de distribuição log-normal (Preston 1948). Tais modelos se utilizam de toda a informação reunida numa comunidade, e se configuram, segundo Magurran (1988), como a mais completa descrição matemática dos dados.

O modelo série geométrica, também chamado de hipótese do preenchimento de nicho, pressupõe comunidades com espécies que preencheriam um hábitat insaturado em intervalos regulares de tempo. Uma espécie preencheria um nicho e as demais ocupariam proporcionalmente de forma regular frações de hiperespaço de nicho remanescente. Este modelo é apropriado a comunidades pobres e em estágios iniciais de sucessão. A equação que define o modelo é dada por:

$$n_i = NC_k k(1 - k)^{i-1} \quad [1]$$

onde: n_i = número de indivíduos da i ésima espécie
 N = número total de indivíduos

$$C_k = \left[1 - (1 - k)^s\right]^{-1} \text{ e é a constante que assume que } \sum n_i = N$$

O modelo série logarítmica, como afirma May (1975), representa comunidades governadas por um único recurso numa situação próxima à representada pela série geométrica, no entanto, os nichos remanescentes da ocupação de uma espécie, seriam ocupados de forma aleatória. As comunidades que se adequam a este modelo são mais maduras, ou seja, estão em estágios sucessoriais mais avançados.

O modelo da série logarítmica é definido pela seguinte equação:

$$S = -\alpha \cdot \ln\left(1 + \frac{N}{\alpha}\right) \quad [2]$$

onde: α = parâmetro da distribuição de Fisher
 N = número total de indivíduos
 S = número total de espécies

O modelo "broken stick" sugere uma comunidade com alta equitabilidade, regulada por fatores ambientais pouco variáveis (Magurran 1988). Segundo Pinto-Coelho (2000), esse modelo está baseado em interações competitivas entre espécies de uma comunidade.

A abundância de cada espécie é determinada a partir de uma partição randômica dos recursos distribuídos ao longo de um contínuo de diferentes tipos de recursos. Os recursos são considerados como se estivessem distribuídos ao longo de um bastão e os comprimentos dos segmentos desse bastão são proporcionais à abundância relativa das espécies. Segundo o mesmo autor, o modelo "broken stick" foi testado com sucesso em comunidades caracterizadas por indivíduos de grande tamanho e ciclo de vida longo, não se enquadrando plenamente a espécies de ciclo de vida curto e de pequeno tamanho.

Segundo May (1975), modelo "broken stick" pode ser descrito pela fórmula:

$$N_i = \frac{N_t}{S_t} \cdot \sum_{n=1}^{S_i} \frac{1}{n} \quad [3]$$

onde: N_i = número de indivíduos da i -ésima espécie

N_t = número total de indivíduos
 S_t = número total de espécies
 n = número de partições

O modelo de distribuição log-normal, por sua vez, se enquadra de modo satisfatório para a maioria das comunidades (Sugihara, 1980). Este modelo é resultado do Teorema Central do Limite (May 1975), que prevê a soma de muitos fatores independentes, com pequenos efeitos. Eles tendem a produzir distribuição aproximadamente normal, ou seja, em forma de sino. Esse efeito torna-se mais nítido à medida que a amostragem aumenta. No caso da distribuição log-normal, a variável é o número de indivíduos por espécie (linearizados por transformações logarítmicas), e os fatores determinantes, todos aqueles processos que governam uma comunidade (Magurran 1988). Para produzir o modelo de distribuição log-normal, Preston (1948) separou as espécies em classes de abundância em escala logarítmica na base 2. Essas classes são chamadas de oitavas, porque cada uma delas representa alterações de abundâncias separadas por um fator de magnitude 2.

A distribuição log-normal é representada pela seguinte fórmula:

$$Y_R = Y_o \cdot e^{-(\alpha r)^2} \quad [4]$$

Y_R = número de espécies que ocorrem na r-ésima oitava;

Y_o = número de espécies da classe modal (pico do sino);

α = constante de dispersão = $(2\sigma^2)^{1/2}$ = inverso da dispersão da distribuição sendo:

σ = desvio padrão para os dois lados da moda

oitava: $R = \log_2 N/N_o$; $e = 2,71828$

A distribuição log-normal permite o cálculo do número total de espécies:

$$N = n_o \sqrt{2\pi\sigma^2} = 2,5\sigma \cdot n_o \quad [5]$$

Onde:

N = número total de espécies

n_o = número de espécies na classe de abundância modal

A verificação do ajuste da curva espécie abundância das diatomáceas da bacia do alto rio das Velhas foi feita através do uso do teste paramétrico do χ^2 (Taylor *et al.*, 1976) realizado a partir dos dados observados e esperados para cada modelo.

Após a verificação da aderência da comunidade de diatomáceas de cada estação aos modelos de distribuição de espécies (software BIODAP 1989), as estações foram agrupadas de acordo com seu grau de saprobidade, e a porcentagem de comunidades que se aderiu ao modelo log-normal truncado por grupos de estações com diferentes graus de saprobidade, foi analisada através de regressão linear.

2.7.2.2 - ÍNDICES DE DIVERSIDADE - ABORDAGEM 3

Os modelos da série logarítmica e log-normal, além da relação abundância - espécies, produzem medidas não paramétricas para a diversidade de espécies.

2.7.2.2.1 - ÍNDICE α DA SÉRIE LOGARÍTMICA

A diversidade α da série logarítmica pode ser calculado através da seguinte fórmula:

$$\alpha = \frac{N(1-x)}{x} \quad [6]$$

onde:

N = número total de indivíduos

x = parâmetro da série logarítmica que se relaciona com a razão do número de espécies e número de indivíduos da amostra (N/S) e pode ser estimada de acordo com a tabela encontrada em Krebs (1989).

Este índice, pelo fato de ser influenciado basicamente pela riqueza de espécies, não apresenta valores diferentes para comunidades equitativamente diferentes (Magurran 1988).

2.7.2.2.2 - ÍNDICE DE γ DA DISTRIBUIÇÃO LOG-NORMAL

O parâmetro de medida da diversidade do modelo de distribuição log-normal é representado por γ e tem a seguinte fórmula:

$$\gamma = \frac{R_n}{R_{\max}} \quad [7]$$

onde:

R_n = a oitava modal da curva de indivíduos que possui o número total de indivíduos em cada classe

R_{\max} = oitava da curva de espécies que contém a espécie mais abundante.

Quando $\gamma = 1$ tem-se um tipo especial de distribuição log-normal que Preston atribuiu o nome de log-normal "canônica". Essa distribuição é especial no sentido de que todos os demais parâmetros do modelo podem ser estimados a partir do parâmetro " α " (constante de dispersão).

2.7.2.2.3 - ÍNDICE DE SIMPSON

A primeira medida não paramétrica para a diversidade foi proposta por Simpson (1949). Simpson sugere que a diversidade é inversamente relacionada com a probabilidade de dois indivíduos, amostrados aleatoriamente, pertencerem à mesma espécie. Para uma população infinita, sua fórmula é representada da seguinte forma:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad [8]$$

Onde:

D = índice de Simpson

p_i = proporção da i -ésima espécie na comunidade

O índice de Simpson, segundo Magurran (1988), valoriza prioritariamente as espécies abundantes e não sofre interferências expressivas dos valores de riqueza.

Assim como Williams (1964) e MacArthur (1972) *apud*. Krebs (1989), este

trabalho se utilizou do índice recíproco de Simpson ($1/D$) que produz resultados variando de 1 a s , número de espécies na amostra. O índice de recíproco Simpson pode ser melhor interpretado como o número de espécies comuns, necessário para gerar a heterogeneidade observada na amostra.

2.7.2.2.4 - ÍNDICE DE SHANNON WIENER

Apesar do alto poder de descrição dos modelos de abundância de espécies, a difícil interpretação ecológica dos resultados levou os pesquisadores a se voltarem para a utilização de medidas não paramétricas da heterogeneidade, e que não fazem relação com a curva de abundância de espécies (Krebs 1989).

Nesse sentido, destacam-se os índices da teoria da informação (Margalef 1958), que recebem esta denominação, pelo fato de se basearem na idéia em que a diversidade de uma comunidade pode ser medida a partir da informação contida em uma matriz de abundâncias relativas específicas (Magurran 1988).

O principal objetivo da teoria da informação é a medida da ordem (ou desordem) contida em um sistema (Margalef 1958). Os índices com essas características são hoje os mais utilizados pelos pesquisadores em Ecologia e, segundo Magurran (1988), o mais popular dentre eles é o de Shanon Wiener (Margalef 1958; Patten 1962; Shannon & Weaver 1963).

O índice de Shanon Wiener se baseia na medida da incerteza em uma amostra. Quanto maior o valor de H' maior a incerteza.

O índice de Shannon se expressa pela seguinte fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad [9]$$

onde:

p_i = a proporção de indivíduos encontrados na i -ésima espécie

O cálculo da variância de H' é:

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N + \frac{(S-1)}{2N^2}} \quad [10]$$

onde: N = número total de indivíduos

S = número total de espécies

2.7.2.2.5 - ÍNDICE DE BERGER & PARKER

O índice Berger & Parker, segundo May (1975) é um dos índices de diversidade mais satisfatórios usados atualmente. É uma medida de dominância que independe do valor de S mas é influenciado pelo tamanho da amostra (Magurran 1988). Ele é definido pela fórmula:

$$d = \frac{N_{\max}}{N} \quad [11]$$

onde: N_{\max} = o número de indivíduos da espécie mais abundante.

N = abundância total

$$\text{diversidade} = \frac{1}{d} \quad [12]$$

Para avaliar a diversidade das diatomáceas na bacia do alto rio das Velhas, foi utilizado o índice recíproco de Berger & Parker (recíproco da abundância proporcional da espécie mais comum) que, como o recíproco de Simpson, facilita a comparação com outros índices e, além disto, produz um incremento na diversidade e uma redução na dominância (Magurran 1988).

2.7.2.2.6 - ÍNDICE DE McINTOSH

O índice de McIntosh propõe que uma comunidade poderia ser visualizada como

um ponto em um hipervolume dimensional. Trata-se da distância euclidiana calculada a partir do agrupamento até a origem, usada como medida de diversidade (McIntosh 1967).

Esta distância é conhecida como U e é calculada como:

$$U = \sqrt{\sum_{i=1}^S n_i^2} \quad [13]$$

onde: n_i - número de indivíduos da i -ésima espécie

O índice U de McIntosh não é, por si mesmo, um índice de dominância. No entanto a medida da diversidade (D) ou dominância, que é independente de N, pode ser calculada da seguinte forma:

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}} \quad [14]$$

onde: N = abundância total de espécies

2.7.2.2.7 - TRATAMENTO DOS DADOS DE DIVERSIDADE

Dos citados índices foram usados no trabalho, o de Shannon Wiener, recíproco de Simpson, recíproco de Berger & Parker, α da série logarítmica e dominância de McIntosh.

- Os valores de diversidade de cada índice para cada amostra, foram plotados em regressão linear contra os valores dos índices de saprobidade físico-químico e concentração de fósforo total (mg/l) de todas as estações organizados de forma crescente.
- As diversidades médias foram correlacionadas com as estações agrupadas em diferentes graus de saprobidade e categorias de concentração de fósforo total por regressão linear.
- Os valores de diversidade média para cada grupo de estações organizadas por grau de saprobidade e categorias de fósforo total foram separadas como grupos de tratamento e

submetidas à análise de variância paramétrica (ANOVA).

- Os valores obtidos em todos os índices por todas as estações foram comparados entre os mesmos por análise não-paramétrica - correlação por postos de Spermán (software Statística 1995).

2.7.3 - SENSIBILIDADE DAS ESPÉCIES - ABORDAGEM 4

Outra forma de interpretação das modificações quali-quantitativas da diatomoflora epifítica e epilítica da bacia do Alto rio das Velhas teve como base a técnica proposta por Rushforth & Brock (1991), que confere valores de importância de espécies através da multiplicação da abundância média relativa de cada uma pela sua frequência relativa durante todo o período de amostragem em todas as estações:

$$Vi_i = \left[\left(\frac{\sum N_i}{P_t} \right) \cdot \frac{100}{N_t} \right] \cdot \left[\left(\sum F_i \right) \cdot \frac{100}{F_t} \right] \quad [15]$$

onde: Vi_i = valor de importância da espécie i
 N_i = abundância da espécie i
 N_t = abundância total das espécies
 P_t = total de estações amostradas
 F_i = ocorrência da espécie i nas estações
 F_t = ocorrência total das espécies nas estações

De acordo com essa técnica, as espécies que obtiveram valores de importância maiores que 1, tiveram os dados tratados da seguinte forma:

- As abundâncias relativas foram correlacionadas com os índices de saprobidade e a concentração de fósforo total das diferentes estações através do método de correlação por postos de Spearman r_s (software Statística 1995). Isto deve-se ao fato de que todas as espécies ao longo das estações ($N = 66$) não apresentaram distribuição normal, mesmo com as técnicas usuais de transformação.
- As abundâncias relativas médias das espécies por conjuntos de estações com diferentes

graus de saprobidades e categorias de concentração de fósforo total foram trabalhadas como diferentes tratamentos de uma amostra (N = 66) através de análise de variância (ANOVA) não-paramétrica (método de Kruscal Wallis), no intuito de se obter a resposta da influência das modificações dos citados graus e categorias sobre a abundância relativa de cada espécie.

- Foram feitas regressões lineares que correlacionaram as abundâncias relativas médias com as estações organizadas por graus de saprobidade (N = 7) e categorias de fósforo total (N = 5).

2.7.4 - ÍNDICES BIÓTICOS - ABORDAGEM 5

Inúmeros índices utilizando diatomáceas têm sido propostos na literatura (Kelly & Whytton 1995). Alguns deles têm sido utilizados rotineiramente para o manejo de corpos d'água (Prygiel & Coste 1993). A grande maioria dos índices utilizados atualmente, principalmente na Europa (Lobo 1995), são índices de poluição, se utilizam do sistema de sapróbios e se baseiam na equação de Pantle & Book (1955), descrita a seguir:

$$\frac{\sum_{j=1}^n a_j v_j i_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j} \quad [16]$$

onde:

a_j = abundância proporcional da espécie j na amostra
 v_j = valor de indicação (1-3)
 i_j = sensibilidade à poluição (1-5)

Os valores de sensibilidade e indicação, segundo Sladeček (1973), são atribuídos da seguinte forma: o de sensibilidade é feito através da exclusividade de ocorrência em um sítio (5), excelente indicadora, até a disseminação equânime entre os pontos amostrados (1), má indicadora. Os valores de indicação são obtidos através da relação da abundância

da espécie em um determinado sítio previamente classificado por parâmetros físico-químicos.

A proposta de Sladeček (1973) é fundamentada na introdução do termo valência sapróbica das espécies, feita inicialmente por Zelinka & Marvan (1961). Tal conceito, define que uma espécie indicadora não será representativa de uma única zona de saprobidade; ao contrário, sua distribuição seguirá uma curva normal sobre uma faixa, refletindo sua tolerância, ou seja, a forma da curva de tolerância definirá a valência sapróbica das espécies (Lobo *et al.* 1995).

No intuito de verificar a precisão de indicação de algas diatomáceas em índices bióticos, foi feita a comparação dos resultados do "Índice Trófico de Diatomáceas" (Trophic Diatom Index - TDI) Kelly & Whitton (1995) (utilizando-se o grupo de diatomáceas estudadas) com as variações do índice de saprobidade e concentração de fósforo total na bacia do rio das Velhas.

O índice TDI se utiliza da equação de Pantle & Buck (1955) e o valor de indicação dos táxons de diatomáceas é retirado a partir da relação da abundância das espécies em sítios previamente indexados por diferentes concentrações de FRP (*Molibdate reactive phosphate* - semelhante ao "ortofosfato"). Esse índice utiliza tanto alguns táxons a nível genérico, como algumas espécies, ambos com valores de indicação previamente determinados, totalizando uma taxocenose com 86 componentes de indicação. Os táxons da bacia do alto rio das Velhas correspondentes aos utilizados no índice TDI receberam os valores de sensibilidade e indicação propostos em Kelly & Whitton (1995) e um índice de trofia baseado em diatomáceas foi obtido para cada estação. Utilizando-se também dos valores de sensibilidade e indicação propostos para os táxons em Kelly & Whitton (1995) as 18 espécies importantes deste trabalho, isoladamente, também compuseram um índice para cada estação.

3. RESULTADOS

Durante o período estudado, a bacia do alto rio das Velhas apresentou, com base na classificação físico-química do sistema saprobiótico, características de poluição que variaram de oligosapróbico a polisapróbico (**Quadro 3.1**), passando por todos os graus de poluição referidos nesse sistema (**Quadro 3.2**), bem como suas variações nos níveis de fósforo total (**Quadro 3.3**) que variaram de escasso (<0,01 mg/l) a muito abundante (3,42 mg/l) nas estações (**anexo 2**).

Quadro 3.1 - Ordenação crescente dos índices e graus de saprobidade das estações de coleta da bacia do alto rio das Velhas, MG, com base nas variáveis físico-químicas, no período de junho a setembro de 1996.

Valor do índice de saprobidade	Estações	mês	Grau de saprobidade
1,38	RSMI - 5	JL	o
1,38	RMMM - 11	JL	o
1,38	RPMR - 3	JL	o
1,38	RPRP - 8	JN	o
1,38	RSMI - 5	JN	o
1,38	RMMM - 11	JN	o
1,38	RVMI - 4	JN	o
1,45	RPRP - 8	JL	o
1,50	RCMN - 13	JL	ob
1,50	RCMV - 9	JL	ob
1,50	RMMV - 12	JL	ob
1,50	RVMS - 1	JL	ob
1,50	RVMS - 1	ST	ob
1,57	RVMI - 4	JL	ob
1,57	RVMR - 2	JL	ob
1,57	RSMI - 5	ST	ob
1,57	RCMN - 13	JN	ob
1,60	RSSA - 20	JL	ob
1,60	RVRG - 21	JL	ob
1,68	RPMV - 15	JL	ob
1,65	RVMF - 7	JL	ob
1,65	RMMM - 11	ST	ob
1,65	RPMR - 3	ST	ob
1,65	RMMV - 12	JL	ob
1,70	RVMI - 4	ST	ob
1,70	RVMF - 7	ST	ob
1,70	RPRP - 8	ST	ob
1,72	RVJV - 17	JN	ob
1,85	RMRA - 10	JL	b
1,85	RLJU - 6	JL	b
1,85	RVMR - 2	ST	b
1,90	RCMV - 9	ST	b

Valor do índice de saprobidade	Estações	mês	Grau de saprobidade
1,90	RPMV - 15	ST	b
1,97	RSSA - 20	ST	b
2,00	RVJV - 17	JL	b
2,05	RVRG - 21	ST	b
2,08	RMMV - 12	ST	b
2,08	RVJP - 16	JN	b
2,08	RVRG - 21	JN	b
2,15	RVJV - 17	ST	b
2,17	RVJP - 16	JL	b
2,20	RABR - 14	JL	b
2,20	RCMN - 13	ST	b
2,30	RLJU - 6	ST	ba
2,30	RMRA - 10	ST	ba
2,40	RVJP - 16	ST	ba
2,46	RVMR - 2	JN	ba
2,56	RVMF - 7	JN	ba
2,58	RSSA - 20	JN	ba
2,63	RVMS - 1	JN	ba
2,81	RLJU - 6	JN	a
2,83	RVJR - 23	JN	a
2,95	RVJR - 23	ST	a
2,95	RABR - 14	JN	a
3,05	RVJR - 23	JL	a
3,08	RABR - 14	ST	a
3,15	RVJO - 26	JN	ap
3,22	RVJO - 26	JL	ap
3,58	ROJI - 24	JN	p
3,60	RVJO - 26	ST	p
3,67	RRCB - 22	ST	p
3,80	RRCB - 22	JL	p
3,80	RRCB - 22	JN	p
4,00	ROJI - 24	ST	p

Graus de saprobidade

o: oligosapróbica
 ob: oligo-betamesosapróbica
 b: betamesosapróbica
 ba: beta-alfamesosapróbica
 a: alfamesosapróbica
 ap: alfa-polisapróbica
 p: polisapróbica

Classes de saprobidade

carga orgânica muito escassa
 carga orgânica escassa
 carga orgânica moderada
 carga orgânica crítica
 carga orgânica forte
 carga orgânica muito forte
 carga orgânica excessiva

Quadro 3.2 – Número de estações organizadas por graus de saprobidade

Grau de Saprobidade	Número de Estações
Oligosapróbico - o	8
Oligo-betamesosapróbico - ob	20
Betamesosapróbico - b	16
Beta-alfamesosapróbico - ba	7
Alfasapróbico - a	8
Alfa-polisapróbico - ap	2
Polisapróbico - p	6

Quadro 3.3 – Organização das estações categorizadas por concentração de fósforo total.

Categorias de concentração e P total	Concentrações de P total (mg/l)	Logaritmo das concentrações de P total	Número de estações
1	< 0,01	< - 2,0	21
2	0,01 a 0,03	-1,5 a -2,0	16
3	0,03 a 0,1	-1,0 a -1,5	15
4	0,1 a 0,3	-0,5 a -1,0	7
5	> 0,3	> -0,5	7

a utilização do logaritmo da concentração de fósforo na categorização das estações, deve-se ao fato de que as estações não apresentavam distribuição normal com base nesse parâmetro sem transformação e que esse parâmetro logaritimizado evidencia melhor graficamente a distribuição das estações por concentração de fósforo. As categorias de concentração de fósforo coincidem exatamente com a proposta por Kelly & Whitton (1995)

3.1 - ABUNDÂNCIA E RIQUEZA

BASE FÍSICO-QUÍMICA 1 E ABORDAGEM 1

Um total de 69853 indivíduos distribuídos em 180 táxons da classe Bacilliarophyceae foram identificados durante os meses de junho, julho e setembro de 1996, na bacia do alto rio das Velhas.

Observou-se uma significativa diminuição da abundância e riqueza de espécies, com o aumento dos índices de saprobidade (**figuras 3.1 e 3.2**).

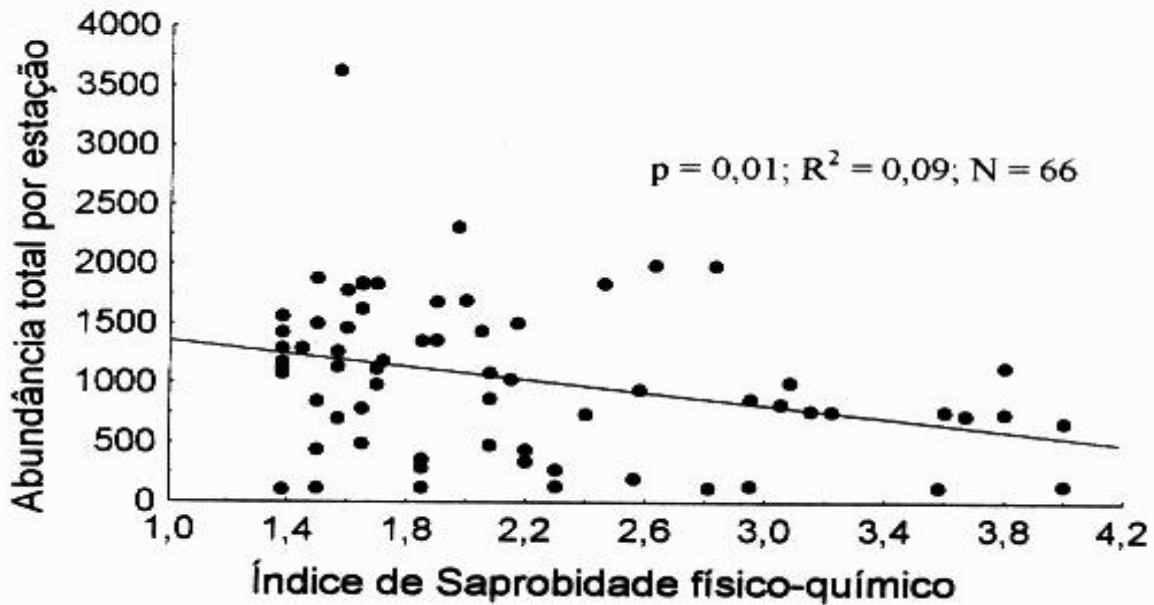


Figura 3.1 - Relação entre o índice de saprobidade físico-químico e o número total de indivíduos

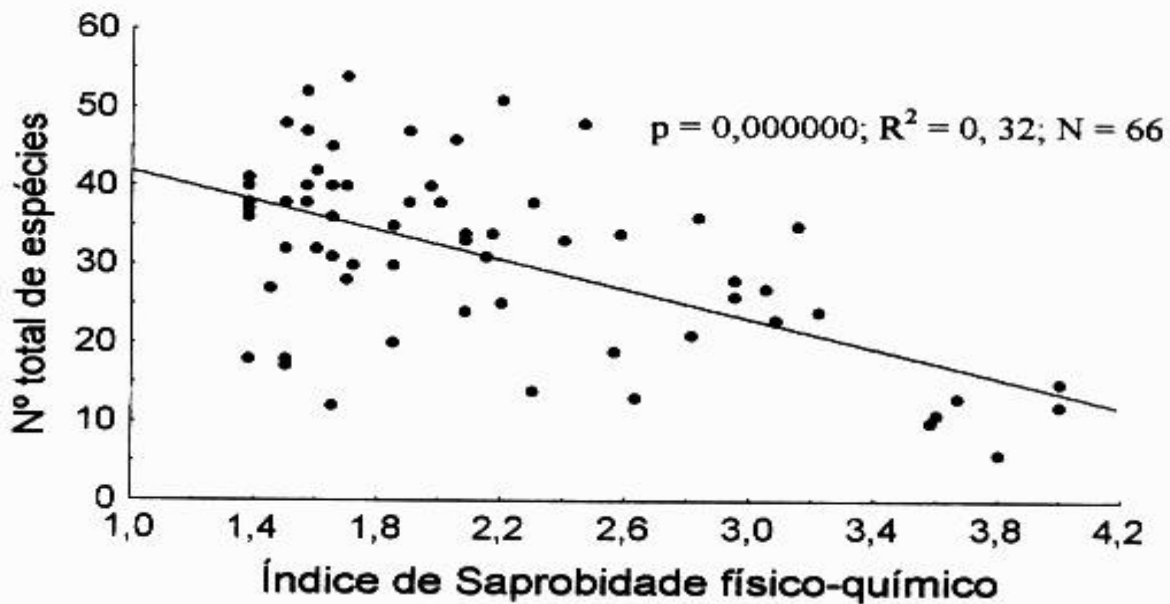


Figura 3.2 - Relação entre o índice de saprobidade físico-químico e a riqueza total de espécies

Quando a média da abundância (figura 3.3) e riqueza (figura 3.4) são correlacionadas com os diferentes graus de saprobidade, ambas variam significativamente com o incremento dos diferentes graus de saprobidade através de regressão linear.

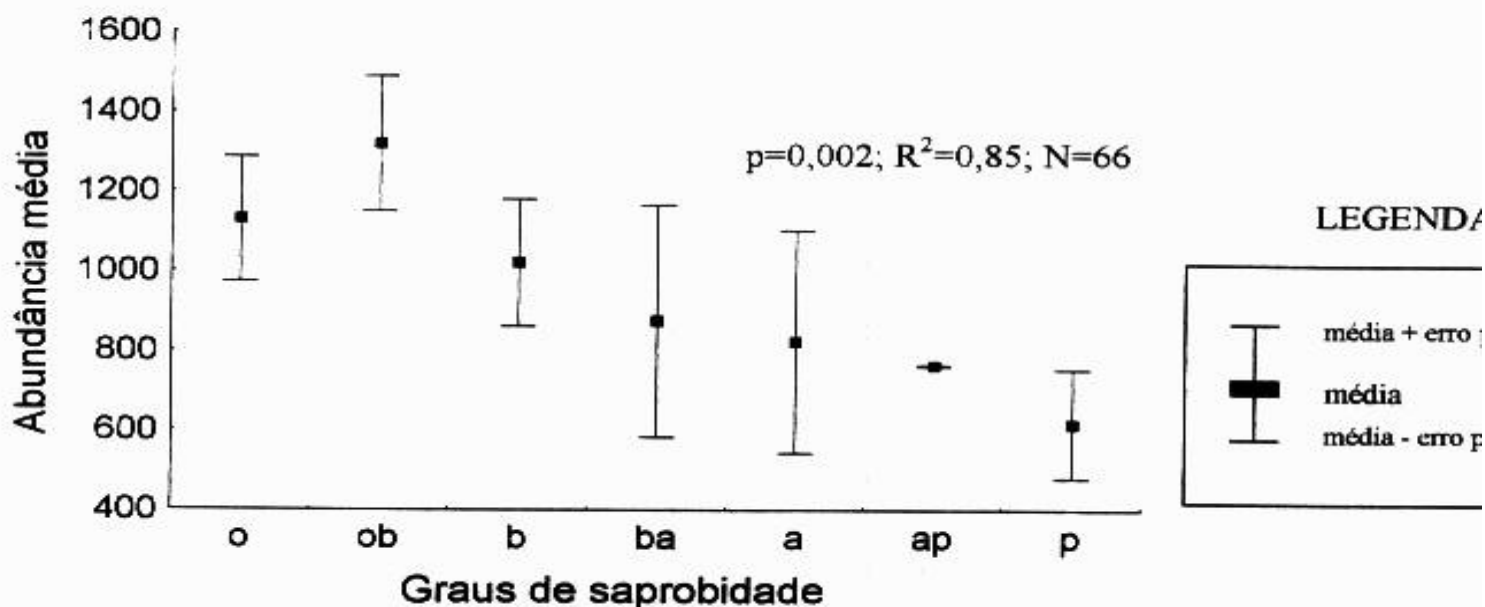


Figura 3.3 - Número total de indivíduos por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.

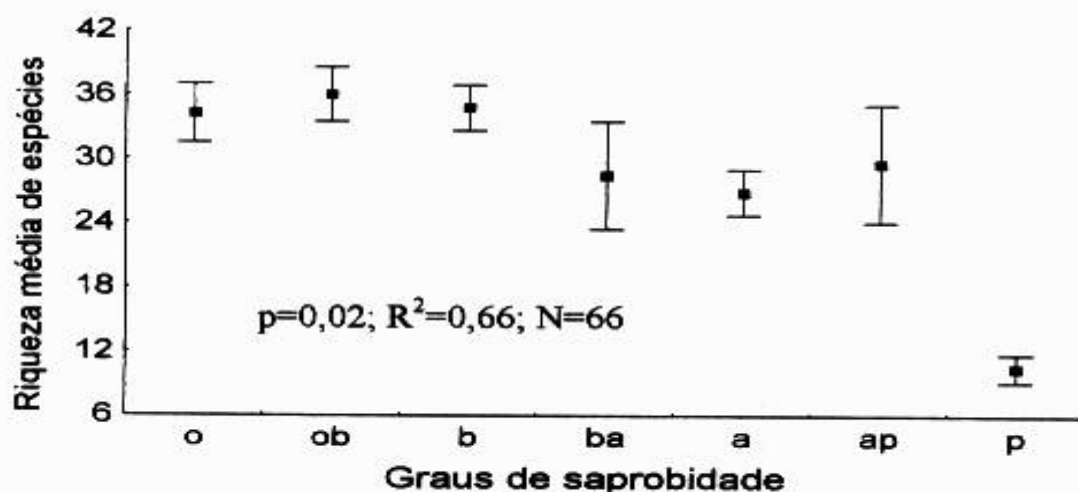


Figura 3.4 - Número de espécies por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.

3.2 - MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

BASE FÍSICO-QUÍMICA 1

E

ABORDAGEM 2

A flora de diatomáceas estudada, apresentou uma estrutura de distribuição aderente ao modelo log-normal truncado (Preston 1948) na grande maioria das amostras durante todos os meses de coleta e uma tendência à não aderência, quando os níveis de poluição

das estações mostravam-se muito altos, principalmente nas estações alfa-polisapróbicas (ap) e polisapróbicas (p) (figura 3.5). Em apenas 12 das 66 amostras analisadas, a comunidade não apresentou nenhuma correlação com o modelo log-normal truncado, sendo que destas 12, apenas uma (RVMS 1 em setembro - oligosapróbica) não possuía carga orgânica de forte a excessiva. Como se pode observar na figura (3.5), a grande maioria das estações que se aderiram em mais de 70% ($p > 0,7$) ao modelo log-normal truncado apresentaram graus de saprobidade baixos a médios segundo os parâmetros físico-químicos.

Quando se correlacionou a porcentagem de comunidades que se aderiu ao modelo log-normal truncado por grupos de estações com mesmos graus de saprobidade, ordenados do menos para o mais poluído, obteve-se significativa correlação (figura 3.5).

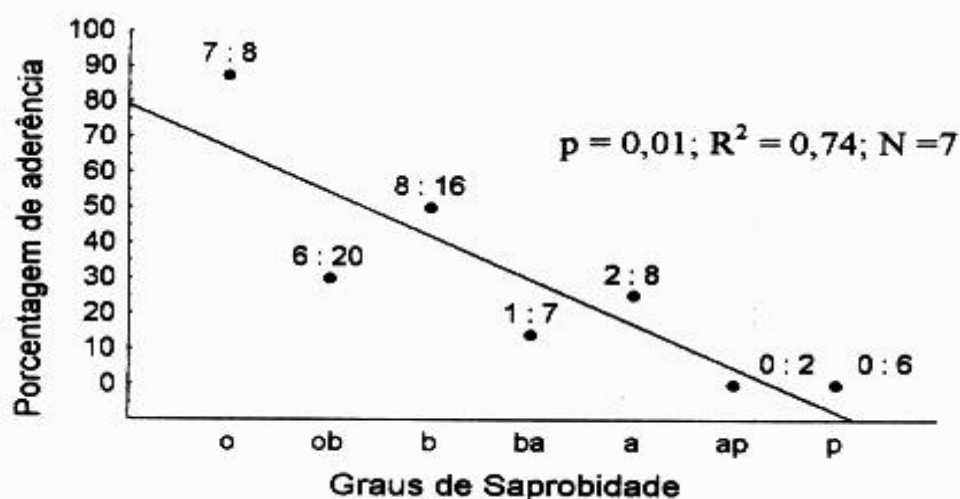


Figura 3.5 - Porcentagem de amostras em que a distribuição das espécies na comunidade de diatomáceas apresentaram uma aderência de mais de 70% ao modelo log-normal truncado por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.
(Os valores sobre os pontos representam quantas estações aderiram por estações analisadas).

A distribuição da comunidade relacionou-se, em muitos casos, com o modelo série logarítmica (Fisher *et al.* 1943), porém em porcentagens sempre mais baixas do que em relação ao modelo log-normal truncado.

Apenas no ponto RMRA - 10, em julho e setembro, a comunidade apresentou-se

correlacionada com os modelos série geométrica (julho e setembro $p > 0,3$) e "brocken stick" (julho e setembro $p > 0,001$)

3.3 - ÍNDICES DE DIVERSIDADE

BASES FÍSICO-QUÍMICAS 1 e 2

E

ABORDAGEM 3

Os valores de diversidade de espécies, calculados segundo os índices "alfa" da série logarítmica (**figura 3.6 A**), Shannon Wiener (**figura 3.6 B**), recíproco de Simpson (**figura 3.6 C**), recíproco de Berger e Parker (**figura 3.6 D**), e de dominância de McIntosh (**figura 3.6 E**), correlacionaram-se significativamente e de forma negativa com o aumento dos índices de saprobidade das estações (**tabela 3.1**).

Tabela 3.1 - Valores de p e R² resultantes da regressão linear entre o valor dos índices de diversidade de espécies e os diferentes graus e índices de saprobidade.

ÍNDICE DE DIVERSIDADE	grau de saprobidade			índice de saprobidade		
	p	R ²	N	p	R ²	N
Shannon Wiener	0,017	0,70	7	0,000000	0,40	66
Recíproco de Simpson	0,11	0,42	7	0,018	0,083	66
Dominância de McIntosh	0,00043	0,93	7	0,000000	0,368	66
Recíproco de Berger & Parker	0,13	0,39	7	0,000000	0,346	66
"Alfa" - Série logarítmica	0,056	0,54	7	0,000055	0,225	66

as células em cinza representam os resultados significativos

Apesar de apenas os índices de Shannon Wiener (**figura 3.6 G**) e McIntosh (**figura 3.6 I**) terem respondido linearmente à variação dos graus de saprobidade (**tabela 3.1**), os diferentes graus são responsáveis por modificações da diversidade média calculada a partir de todos os índices (**tabela 3.2**).

Tabela 3.2 - Resultado de ANOVA entre os valores de diversidade obtidos entre os grupos de estações organizados por graus de saprobidade para os diferentes índices.

ÍNDICE DE DIVERSIDADE	p	F
Shannon Wiener	0,0000	16,79
Recíproco de Simpson	0,0005	4,77
Dominância de McIntosh	0,0000	14,77
Recíproco de Berger & Parker	0,001	4,21
Alpha - Série logarítmica	0,0001	5,73

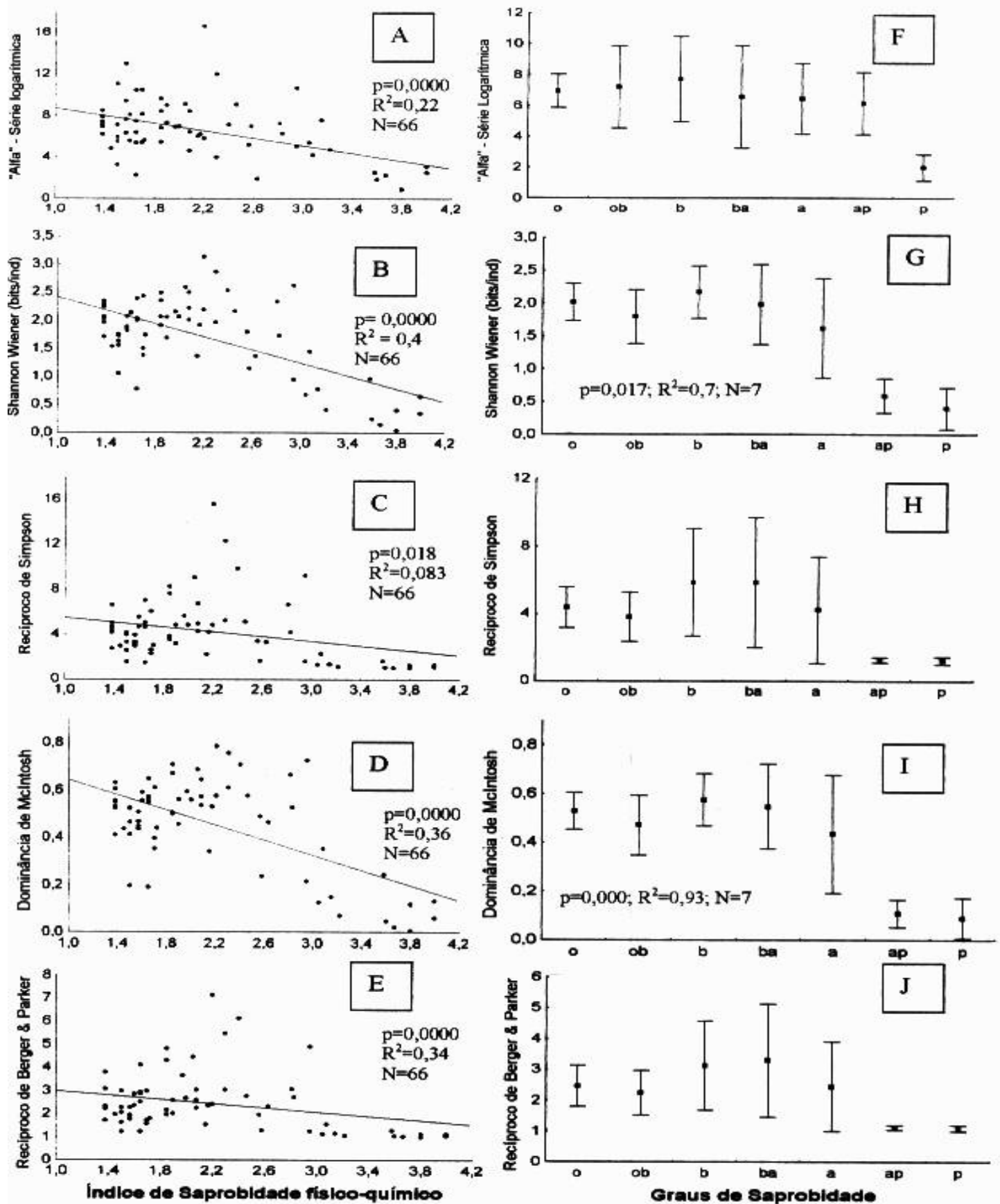


Figura 3.6 – A,B,C,D,E - Diversidade por estação (medida por 5 diferentes índices) contra índices de saprobidade. F,G,H,I,J - Diversidade média por grupos de estações organizados por graus de saprobidade.

Embora as maiores diversidades médias (particularmente as de Shannon e McIntosh) tenham sido encontradas no conjunto das estações betamesosapróbicas (b), não existiu diferença estatística entre os níveis de diversidade média destas estações com as oligosapróbicas (o), oligo-betamesosapróbicas (ob), segundo o teste de Tukey *posteriori* à ANOVA, no entanto percebe-se um claro declínio a partir das estações beta-alfamesosapróbicas (ba) até as alfa-polisapróbicas e polisapróbicas (p), essas duas últimas diferenciadas significativamente das demais.

Três índices de diversidade apresentaram resultados que variaram significamente com o incremento da concentração de fósforo total: Shannon Wiener (**figura 3.7 G**), McIntosh (**figura 3.7 I**) e "Alfa" da série logarítmica (**figura 3.7 F**)

Quando se analisou todas as medidas de diversidade por estações agrupadas em diferentes categorias de concentração de fósforo total (**tabela 3.3**), apenas o índice "Alfa" da série logarítmica (**figura 3.7 A**) apresentou resposta linear ao incremento das categorias de concentração de fósforo total.

Os índices de Shannon Wiener e McIntosh foram os únicos em que os valores de diversidade variaram significativamente entre as categorias de concentração de fósforo total (**tabela 3.4**).

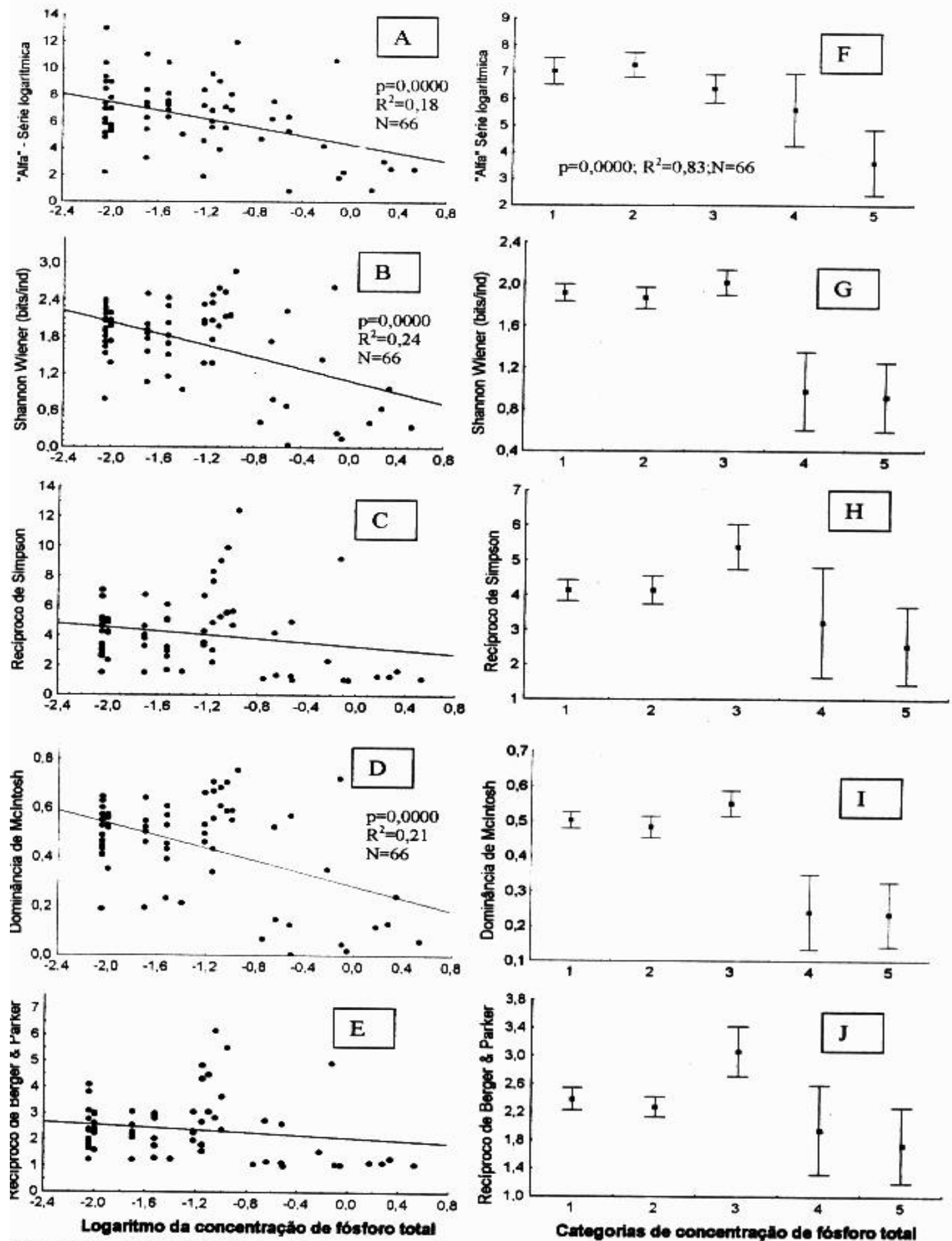
Tabela 3.3 - Valores de p e R² resultantes da correlação entre o valor dos índices de diversidade de espécies com o logaritmo da concentração de fósforo total e com as categorias de concentração de fósforo total.

ÍNDICE DE DIVERSIDADE	Categorias de fósforo total			Concentração de fósforo total (mg/l)		
	p	R ²	N	p	R ²	N
Shannon Wiener	0,07	0,70	5	0,0000	0,24	66
Recíproco de Simpson	0,28	0,36	5	0,12	0,036	66
Dominância de McIntosh	0,09	0,65	5	0,0000	0,21	66
Recíproco de Berger & Parker	0,38	0,25	5	0,21	0,024	66
"Alfa" - Série logarítmica	0,02	0,83	5	0,0000	0,18	66

Tabela 3.4 - Resultado de ANOVA entre os valores de diversidade obtidos entre os categorias de concentração de fósforo total para diferentes índices de diversidade.

INDICE DE DIVERSIDADE	p	F
Shannon Wiener	0,0000	8,64
Recíproco de Simpson	0,07	2,26
Dominância de McIntosh	0,0000	8,34
Recíproco de Berger & Parker	0,054	2,45
Alpha - Série logarítmica	0,01	3,39

Apesar das diferenças entre as "habilidades" de discriminação entre os níveis de poluição pelos índices, quando os mesmos foram tratados através da análise não-paramétrica, correlação de Spermán - r_s , não houve diferença significativa entre os valores de diversidade nas sessenta e seis amostras da bacia do alto rio das Velhas.



**Figura 3.7 – A,B,C,D,E - Diversidade por estação contra os valores das concentrações de P total.
 F,G,H,I,J - Diversidade média por grupos de estações organizadas por categorias de concentração de P total.**

3.4 - SENSIBILIDADE DE ESPÉCIES

Os táxons que obtiveram valor de importância maior que 1 durante o trabalho tiveram a abundância relativa correlacionada com os níveis de poluição. A Tabela (3.5) apresenta os resultados estatísticos que relacionam a variação nas abundâncias relativas das espécies com as diferentes bases físico químicas.

Tabela 3.5 - Resultados estatísticos das relações entre a abundância relativa das 18 espécies importantes da bacia do alto Rio das Velhas em diferentes níveis de poluição orgânica e concentração de fósforo total.

TAXA	Saprobidade			Concentração de fósforo total			Valor de Importância
	I ANOVA Kruskal Wallis (N = 66)	II Correlação de Spearman (N = 66)	III Regressão linear (N = 7)	I ANOVA Kruskal Wallis (N = 66)	II Correlação de Spearman (N = 66)	III Regressão linear (N = 5)	
	P	P _r ²	P _r ²	P	P _r ²	P _r ²	
<i>Achnanthes minutissima</i> Kutzing	0,0000	0,0000 - 0,65	0,0037 0,84	0,0000	0,0000 - 0,65	0,008 0,92	62,8
<i>Nitzschia palea</i> (Kutzing) W. Smith	0,0000	0,0000 - 0,66	0,0000 0,82	0,0000	0,0000 - 0,64	0,02 0,85	28,4
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières. var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Husted	0,005	0,00005 - 0,47	0,038 0,61	0,0001	0,0000 - 0,58	0,0088 0,92	16,3
<i>Gomphonema parvulum</i> Kutzing	0,05	0,71 - 0,045	0,36 0,16	0,01	0,54 - 0,07	0,51 0,15	12,1
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0,002	0,023 - 0,27	0,1 0,44	0,0033	0,028 - 0,26	0,21 0,45	9,3
<i>Navicula schroeterii</i> Meister	0,05	0,86 0,021	0,8 0,01	0,24	0,99 0,001	0,76 0,034	9,2
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	0,01	0,002 - 0,37	0,71 0,029	0,1	0,039 - 0,25	0,45 0,19	8,0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kutzing	0,047	0,089 - 0,21	0,051 0,56	0,049	0,47 - 0,09	0,71 0,05	6,9
<i>Cymbella perpusila</i> A. Cleve	0,08	0,014 - 0,30	0,08 0,47	0,03	0,002 - 0,36	0,026 0,85	6,5
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	0,0002	0,004 - 0,34	0,84 0,008	0,009	0,0003 - 0,42	0,76 0,03	4,5
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross	0,05	0,002 - 0,37	0,032 0,63	0,0083	0,0001 - 0,46	0,003 0,95	3,9
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>fragilarioides</i> Grunow	0,001	0,01 - 0,31	0,28 0,22	0,01	0,01 - 0,30	0,37 0,27	3,7
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	0,1	0,062 - 0,23	0,01 0,75	0,27	0,83 - 0,02	0,69 0,058	1,9
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kutzing	0,16	0,0007 - 0,40	0,031 0,63	0,01	0,0003 - 0,42	0,0077 0,93	1,6
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	0,018	0,00011 - 0,45	0,006 0,8	0,029	0,002 - 0,36	0,028 0,84	1,5
<i>Cymbella affinis</i> Kutzing	0,19	0,1 - 0,2	0,038 0,61	0,22	0,23 - 0,14	0,38 0,25	1,3
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	0,02	0,86 - 0,021	0,32 0,19	0,01	0,13 - 0,18	0,82 0,001	1,2
<i>Navicula viridula</i> (Kutzing) Ehrenberg var. <i>rostellata</i> (Kutzing) Cleve	0,01	0,73 - 0,04	0,2 0,29	0,03	0,74 0,04	0,69 0,057	1,1

Caracterização das colunas no verso

Os quadros em cinza representam os resultados significativos.

Os resultados estatísticos nas colunas I, II e III da tabela (3.5) representam-se da seguinte forma:

I - Abundância relativa média de cada espécie nos conjuntos de estações com diferentes graus de saprobidades e categorias de concentração de fósforo total trabalhados como diferentes tratamentos de uma amostra (N = 66) através de análise de variância (ANOVA) não-paramétrica (método de Kruskal Wallis)

II - Correlação entre a abundância relativa da espécie com os índices de saprobidade e o logaritmo da concentração de fósforo das 66 estações através do método de correlação por postos de Spearman rs.

III - Com os valores médios da abundância relativa de cada espécie por cada grau de saprobidade e categoria de fósforo total, procedeu-se uma regressão linear que correlacionou as primeiras (abundâncias relativas) com as últimas (graus de saprobidade - N = 7 e categorias de fósforo total - N = 5) organizadas em ordem crescente.

A espécie *Achnantes minutissima*, apresentou maior abundância em todo o período de estudo e maior abundância relativa na maioria das amostras.

Quando a sua abundância relativa média por grupos de estações de mesmos graus de saprobidade físico-químico foi plotada em regressão linear contra tais grupos em ordem do menos para o mais poluído, essa variável apresentou-se correlacionada significativamente, de forma negativa (figura 3.8).

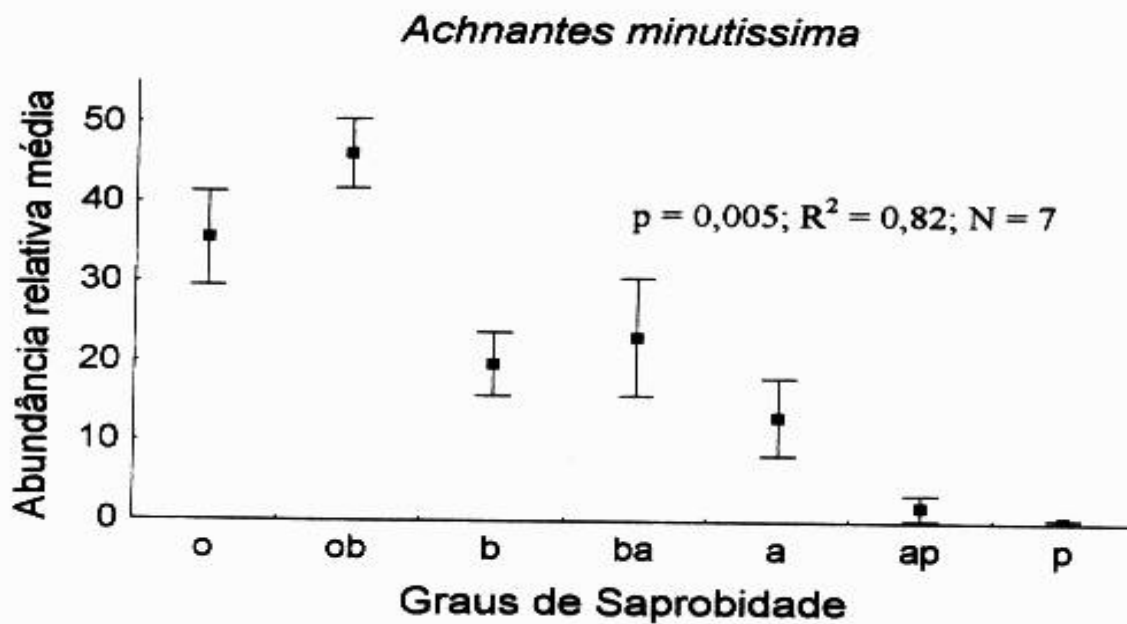


Figura 3.8- Variação da abundância relativa média da espécie *Achnantes minutissima* por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade

Como pode ser observado na figura (3.8), a média mais alta da abundância de *Achnantes minutissima*, se encontra no grupo de estações oligo-betamesosapróbicas (ob) e oligosapróbicas (o), declinando-se em direção às estações mais severamente poluídas.

Segundo a análise de variância não paramétrica a variação dos graus de saprobidade nas estações explica a modificação da abundância desta espécie ($p = 0,0000$).

A abundância relativa da espécie *Achnantes minutissima* por estação, também foi correlacionada com estações organizadas individualmente em ordem crescente de valor do índice de saprobidade e apresentou-se negativamente correlacionada de forma significativa ($p = 0,000000$ $R = - 0,64$).

Achnantes minutissima apresentou alta correlação com a concentração de fósforo total nas estações da bacia do alto rio das Velhas, tanto quando sua abundância relativa média foi correlacionada com as categorizadas de concentração de fósforo total (figura 3.9), como quando a abundância relativa por estação foi tratada contra a concentração de fósforo de forma crescente nas estações ($p = 0,000000$ $R = - 0,65$). Segundo análise não paramétrica de variância, a variação das categorias de concentração de fósforo total também explica as modificações de sua abundância ($p = 0,002$).

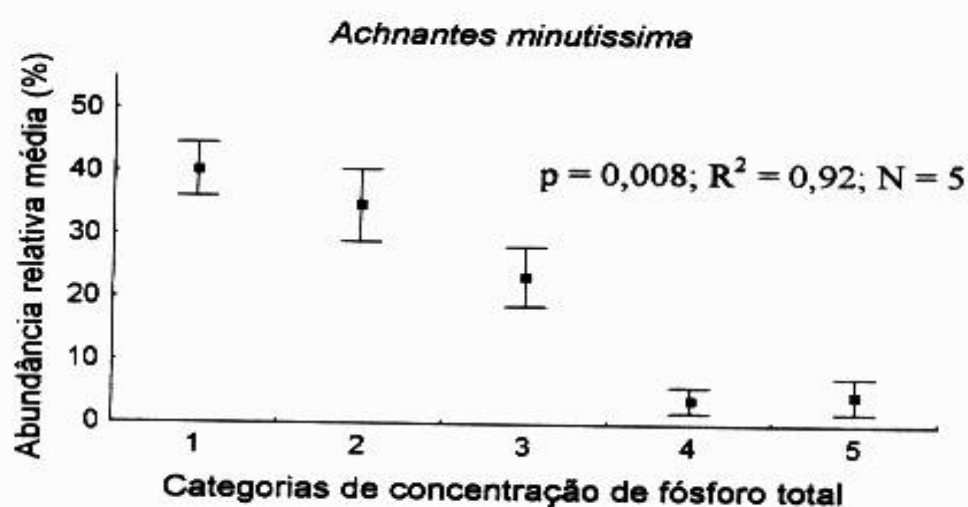


Figura 3.9 -Variação da abundância relativa média da espécie *Achnantes minutissima* por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.

Como pode ser observado na figura (3.9) os maiores valores de abundância relativa de *Achnantes minutissima*, no que diz respeito à concentração de fósforo total, se dão nos grupos de estações de mais baixa concentração, decrescendo linearmente em direção àquelas com maior concentração.

Propriedades semelhantes de resposta linear negativa ao aumento da saprobidade e concentração de fósforo total, foram obtidas também pelas espécies *Cymbella microcephala* (figura 3.10 A e C), *Anomoeoneis vitrea* (figura 3.10 B e D) e *Fragilaria capuccina* var. *gracilis* (figura 3.20 e 3.21). *Cymbella perpusilla* (figura 3.15 B e F) e *Cymbella gracilis* (figura 3.15 D e H) apresentaram resposta linear ao incremento do fósforo porém não mostraram esse mesmo comportamento em relação à saprobidade.

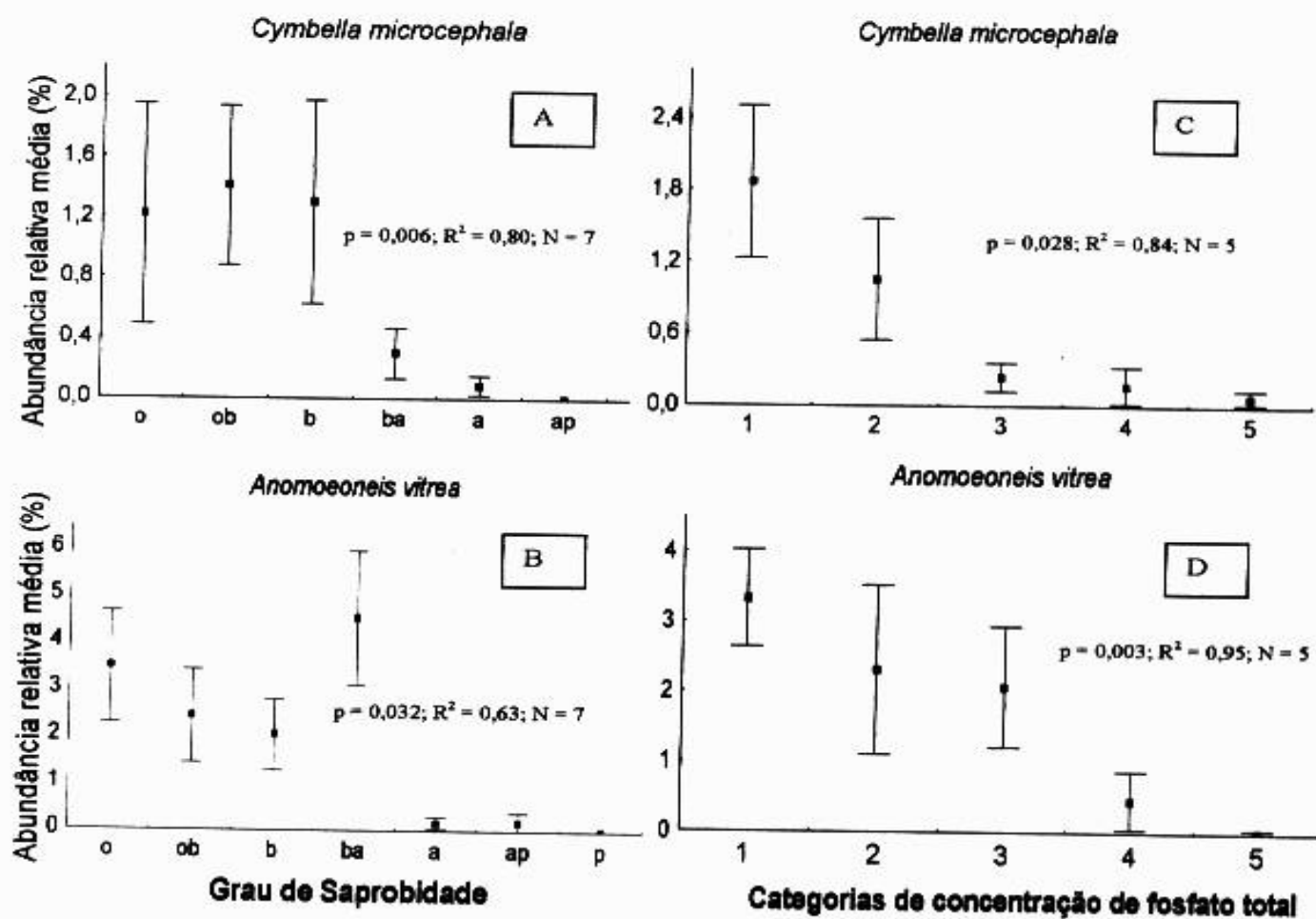


Figura 3.10 - Variação da abundância relativa média de espécies diatomáceas por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade (A,B) e concentração de fósforo total (C,D).

A espécie *Nitzschia palea* apresentou em todo o trabalho, seus maiores níveis de abundância relativa naquelas estações com mais altos graus de saprobidade (figura 3.11). Quando tem sua abundância relativa por estação, plotada contra um crescente gradiente de poluição orgânica, apresenta valores significativos de correlação ($p = 0,000000 R = 0,66$).

Da mesma forma, as abundâncias relativas médias para cada conjunto de estações organizadas por grau de saprobidade, respondem significativamente ao incremento de tais graus (**figura 3.11**).

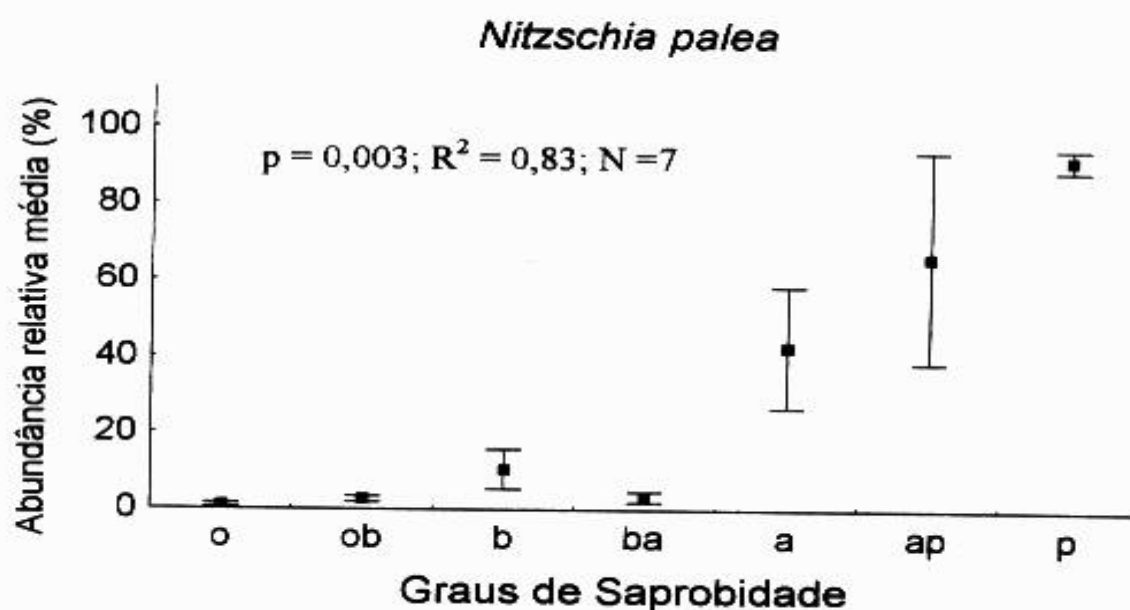


Figura 3.11 - Variação da abundância relativa média da espécie *Nitzschia palea* por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade

De acordo com ANOVA não paramétrica, a abundância de *Nitzschia palea* varia de acordo com a mudança dos graus de saprobidade ($p = 0,006$).

Nitzschia palea mostra também, forte correlação positiva com a concentração de fósforo total. Sua abundância relativa média incrementa-se linearmente à medida que as categorias de fósforo total representam maiores concentrações do citado elemento. À medida que as estações, individualmente apresentam maiores concentrações de fósforo total, a abundância relativa de *Nitzschia palea* também aumenta no mesmo sentido ($p = 0,000000$ $R = 0,64$).

Da mesma forma que para a saprobidade, a abundância relativa de *Nitzschia palea* varia com os diferentes categorias de concentração de fósforo total (**figura 3.12**).

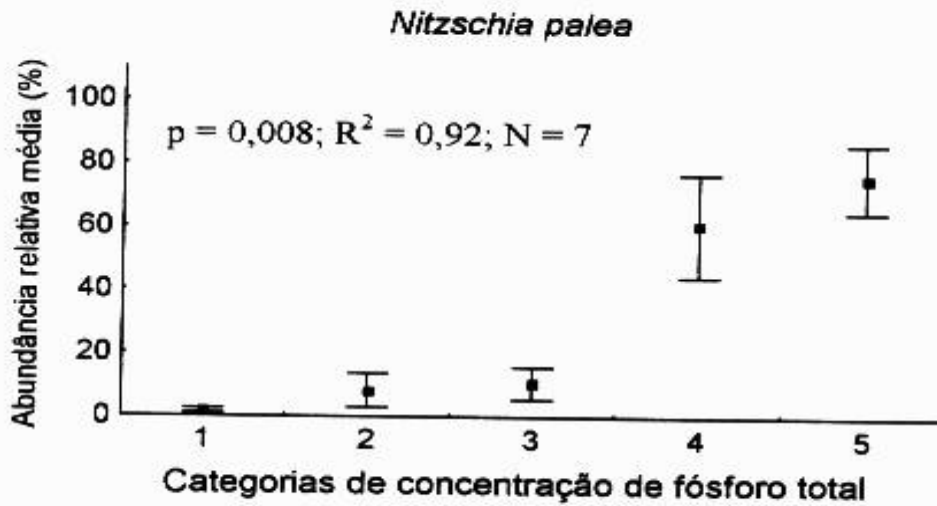


Figura 3.12 - Variação da abundância relativa média da espécie *Nitzschia palea* por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.

Do grupo de espécies estudado neste trabalho, *Nitzschia palea* foi a única espécie que apresentou resposta linear positiva ao incremento da poluição orgânica e concentração de fósforo total.

A espécie *Navicula viridula* var. *rostelata*, não apresentou decréscimo linear na abundância relativa média com o aumento da saprobidade e graus de fósforo total.

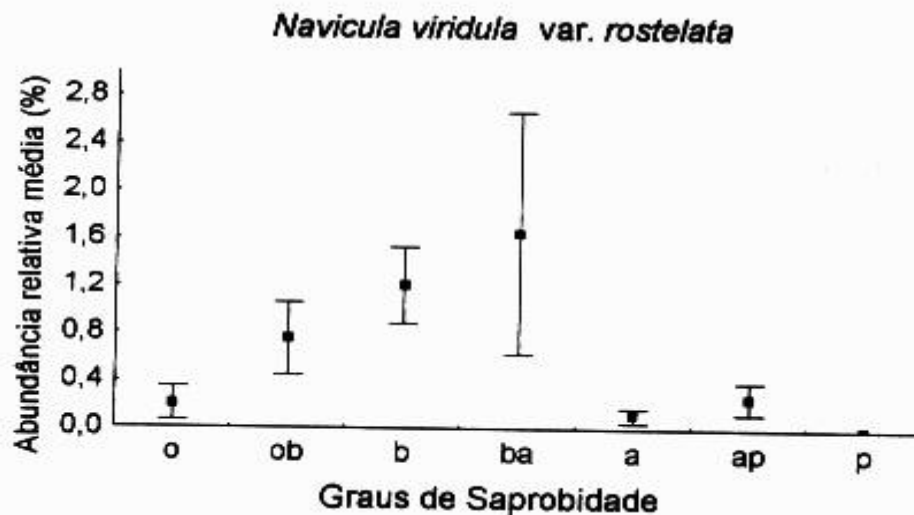


Figura 3.13 - Variação da abundância relativa média da espécie *Navicula viridula* var. *rostelata* por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade.

Percebe-se no entanto que a mesma apresenta claros sítios de elevação dos níveis de abundância relativa em grupos específicos de estações. Seu ponto máximo de

estabelecimento se faz nas estações beta-alfamesosapróbicas (ba) (figura 3.13).

No que diz respeito à concentração de fósforo total, sua maior abundância relativa média pode ser observada nas estações de categoria 3 (figura 3.14).

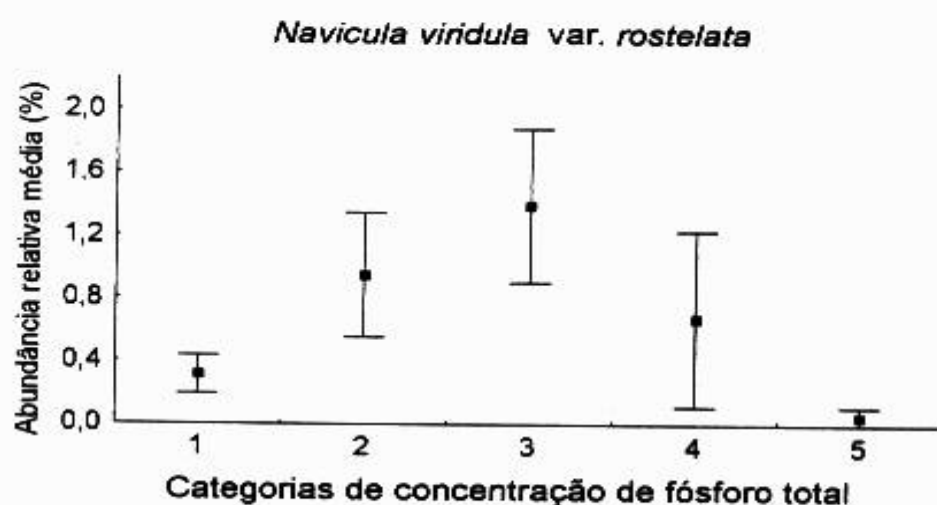


Figura 3.14 - Variação da abundância relativa média da espécie *Navicula viridula* var. *rostelata* por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.

Segundo ANOVA não paramétrica, a abundância relativa média de *Navicula viridula* var. *rostelata* ($p = 0,05$) varia em função dos diferentes graus de saprobidade e diferentes categorias de fósforo total ($p = 0,04$).

Esta alga representa o comportamento de uma categoria de outras desse trabalho que não apresentam resposta linear à modificação da saprobidade e concentração de fósforo total, mas possuem sítios específicos de estabelecimento prioritário. São elas:

Nitzchia gracilis (figuras 3.15 A e E), *Cymbella affinis* (figuras 3.15 C e G) *Navicula schroeterii* (figuras 3.16 B e F), *Navicula criptocephala* (figuras 3.16 D e H), *Navicula criptotenella* (figuras 3.16 C e G), e *Gomphonema parvulum* (figuras 3.16 A e E).

Cymbella perpusilla (figuras 3.15 B e F) e *Cymbella gracilis* (figuras 3.15 D e H), apresentaram sua maior abundância relativa média em estações oligo-beta mesosapróbicas (ob) e beta-mesosapróbicas (b) respectivamente porém não tiveram o mesmo comportamento de resposta nos níveis medianos de concentração de fósforo total.

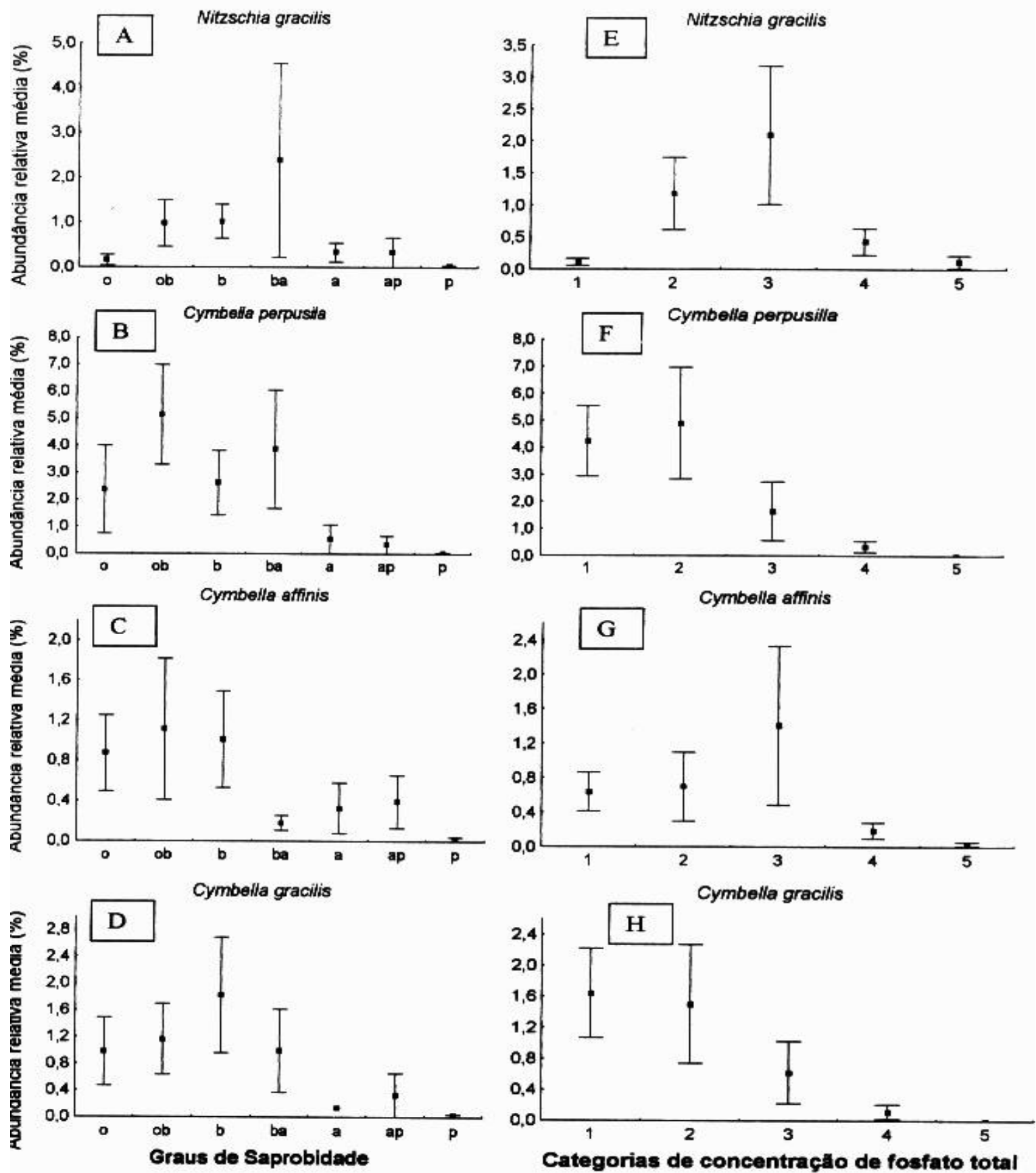


Figura 3.15 - Variação da abundância relativa média de espécies diatomáceas por grupos de estações categorizadas por graus de saprobiidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).

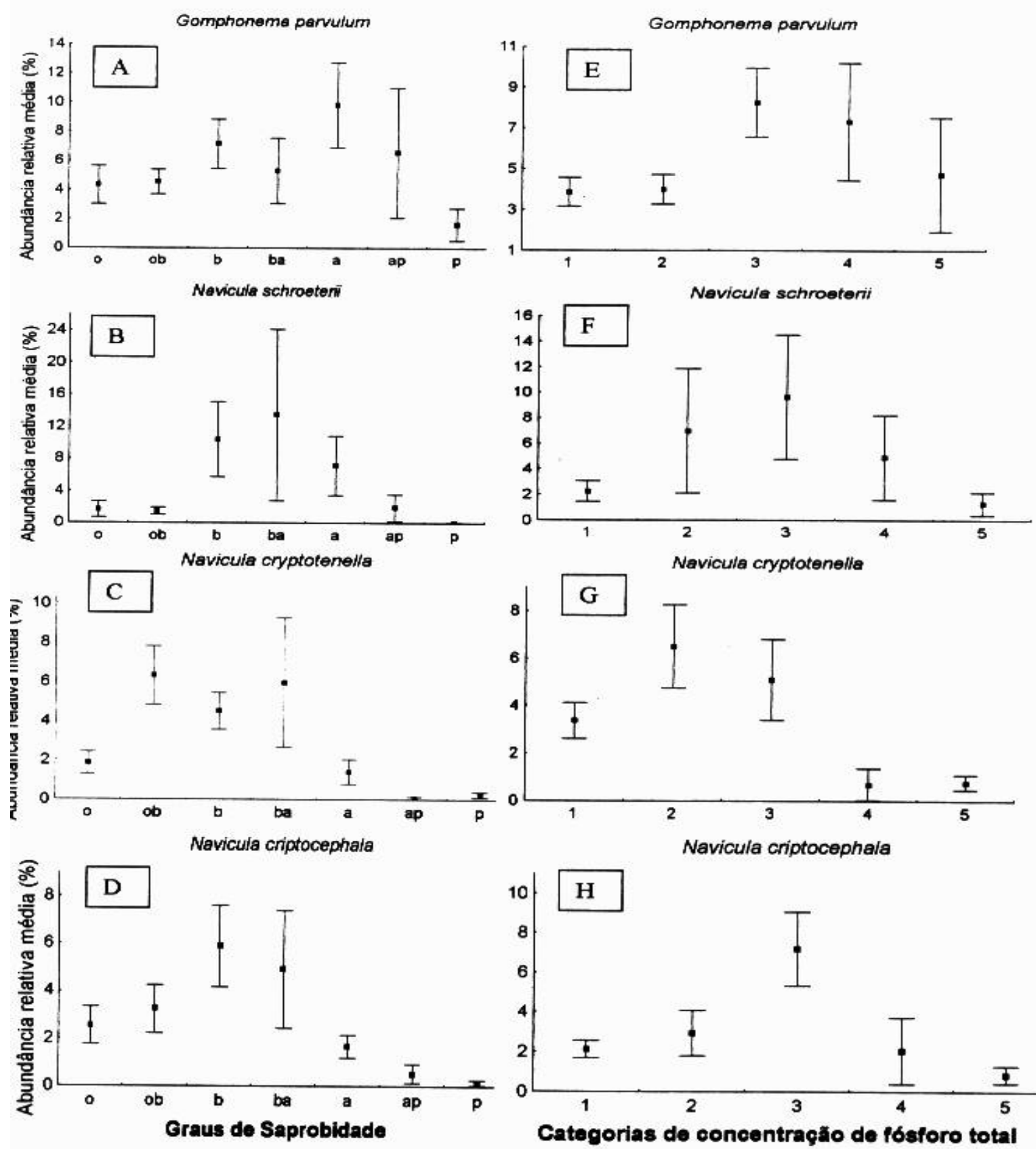


Figura 3.16 - Variação da abundância relativa média de espécie diatomáceas por grupos de estações categorizadas por grau de saprobidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).

Gomphonema gracile, apesar de ter sua abundância relativa correlacionada com o incremento da poluição orgânica ($p = 0,04$ $R = -0,34$) e concentração de fósforo total ($p = 0,02$ $R = -0,27$), ao se analisarem as **figuras (3.17) e (3.18)** percebe-se que no conjunto das estações organizadas por grau de saprobidade, e concentração de fósforo, sua média não tem incremento expressivo, a não ser nas estações alfasapróbicas (a), e naquelas que formam o conjunto de categoria 4 de concentração de fósforo, onde deve ser levado em consideração, os elevados erros padrões proporcionados pela sua isolada abundância na estação RVJR-23 junho. Quando as abundância relativas de *Gomphonema gracile*, são confrontadas em diferentes grupos de saprobidade e fósforo total, existe segundo ANOVA não paramétrica, significativa diferença ($p = 0,0018$) e ($p = 0,0161$) respectivamente.

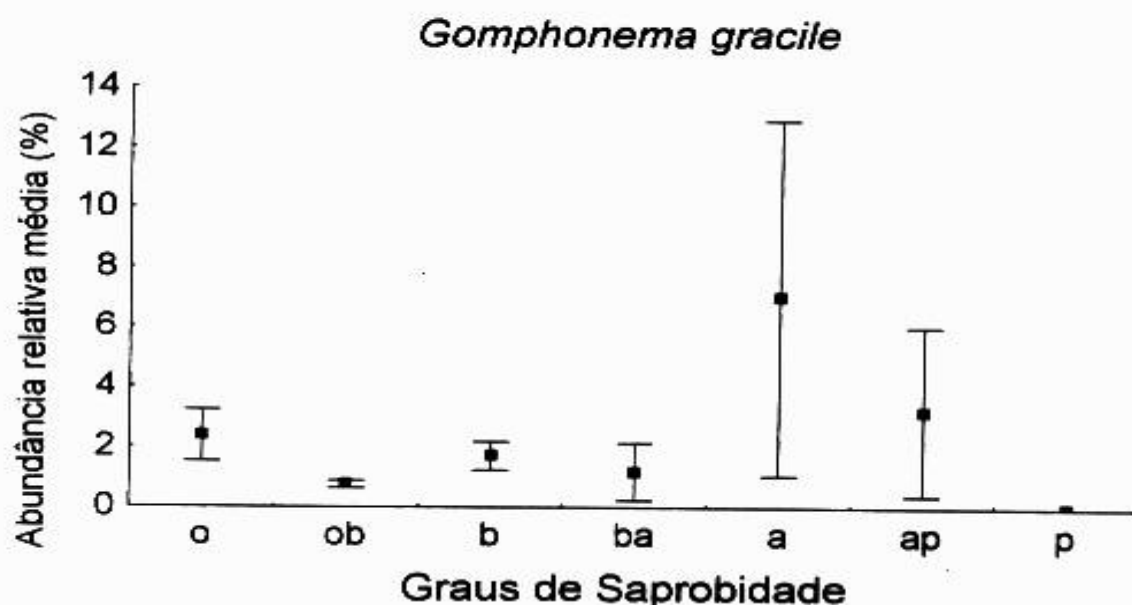


Figura 3.17 - Variação da abundância relativa média da espécie *Gomphonema gracile* por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade

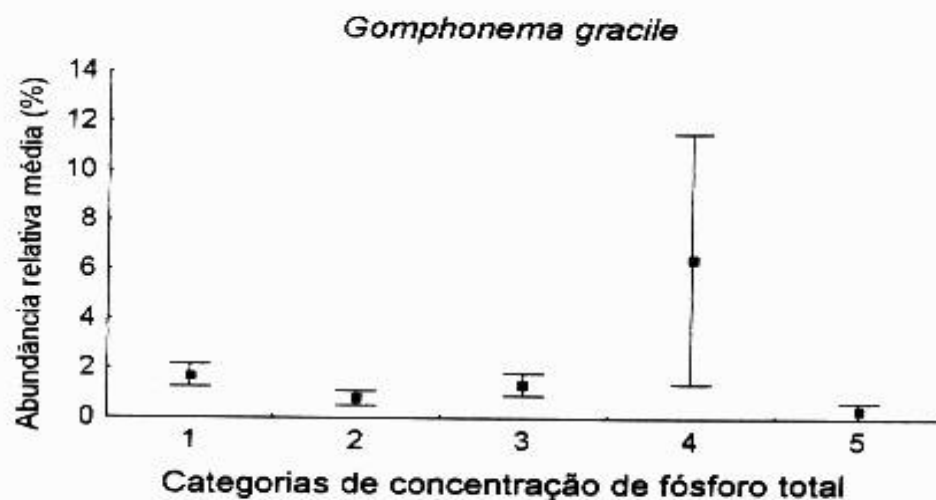


Figura 3.18 - Variação da abundância relativa média da espécie *Gomphonema gracile* por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.

Juntamente com a espécie *Gomphonema gracile*, as espécies *Fragilaria capuccina* var. *fragilarioides* (figura 3.19 C e G), *Gomphonema angustum* (figura 3.19 A e E) e *Synedra ulna* (figura 3.19 D e H) apresentam também comportamentos que não têm respostas da abundância relativa evidenciada em específicos graus de saprobidade ou concentração de fósforo total.

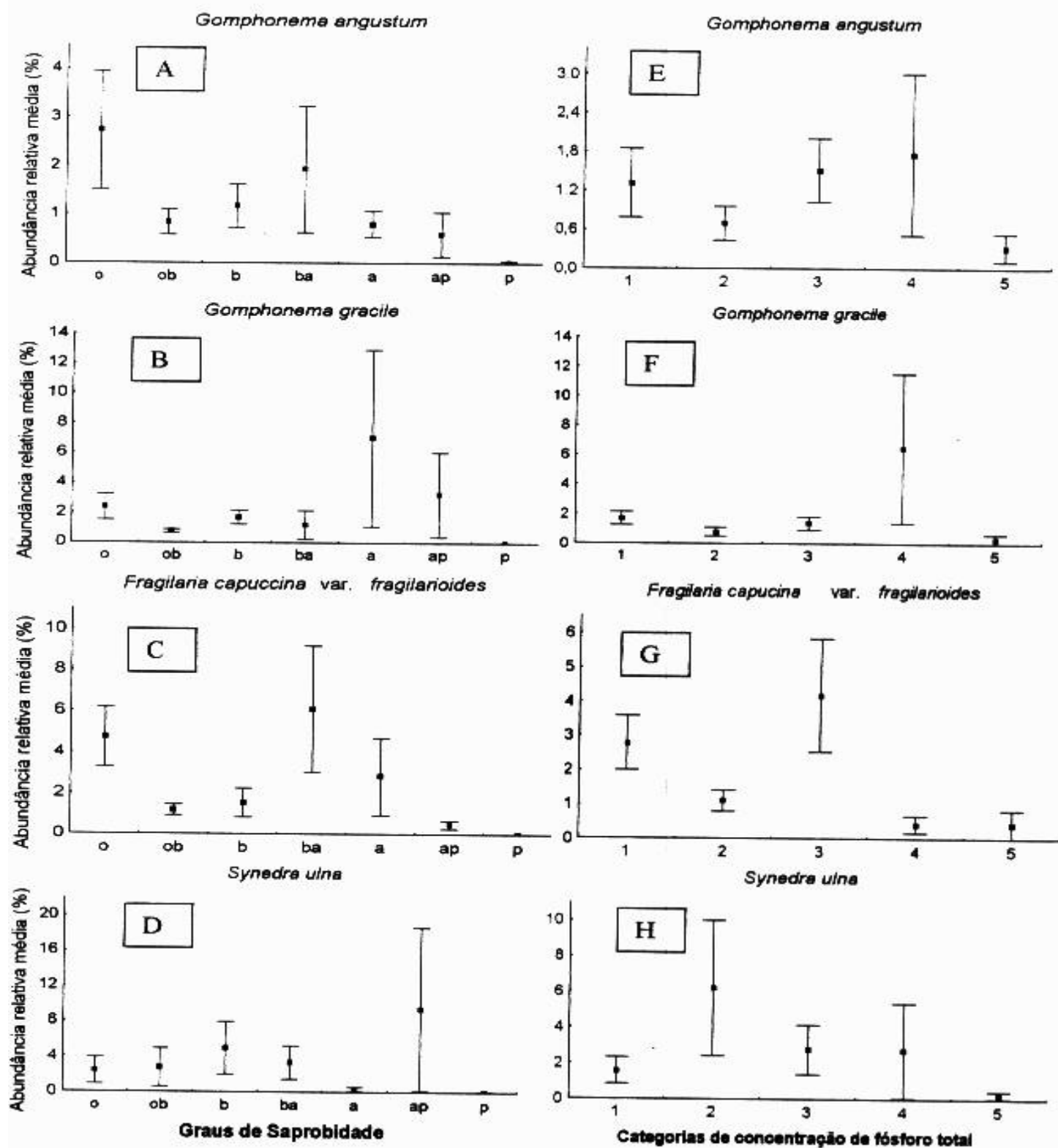


Figura 3.19 - Variação da abundância relativa média de espécie diatomáceas por grupos de estações categorizadas por graus de saprobidade (A,B,C,D) e concentração de fósforo total (E,F,G,H).

A espécie *Fragilaria capuccina* var. *gracilis*, apesar de apresentar um padrão de comportamento que a enquadra no grupo de algas que responderam linearmente ao incremento da poluição (como *Achnantes minutissima*), mostra assim como outras espécies diferentes respostas relacionadas à poluição orgânica e concentração de fósforo total (figura 3.20 e 3.21).

Apesar de suas modificações populacionais serem sensíveis à elevação dos níveis de saprobidade essa espécie não mostrou grande distinção de abundância relativa entre os graus de saprobidade menos elevados [oligo (o) a beta-alfamesosapróbico (ba)], no entanto, há um declínio abrupto em sua abundância relativa a partir das estações alfamesosapróbicas (a) até as polisapróbicas (p).

Sua abundância relativa apresenta diminuição significativa com o aumento dos índices de saprobidade ($p = 0,000056$ $R = - 0,34$) bem como sua abundância relativa média, frente a estações organizadas em conjuntos de oligo (o) a polisapróbicas (p) (figura 3.20). Segundo análise de variância, os valores de abundância média relativa, variam em função dos diferentes graus de saprobidade ($p = 0,004$).

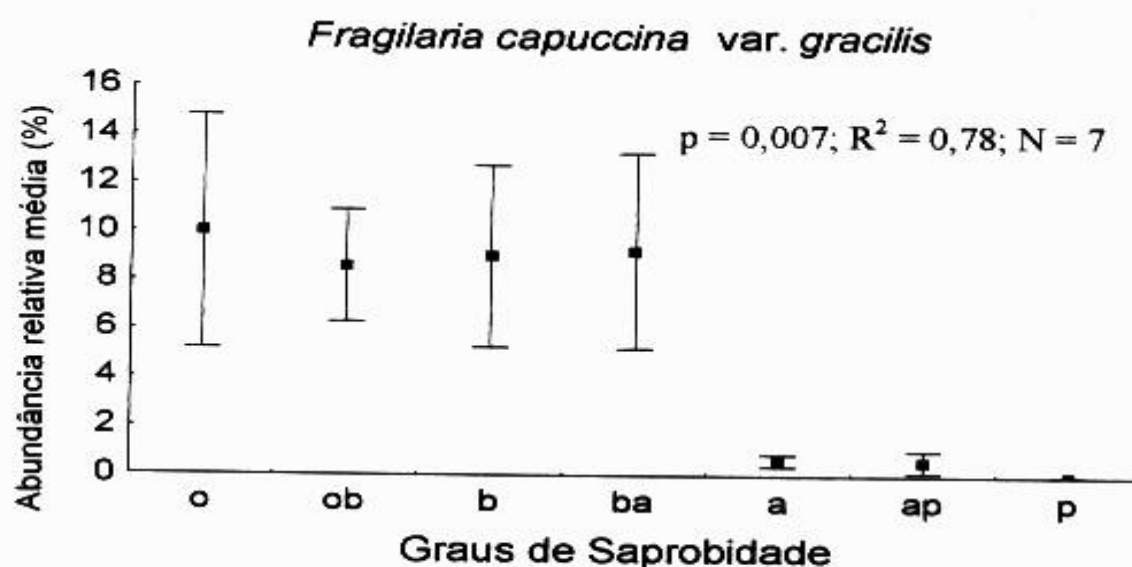


Figura 3.20 - Variação da abundância relativa média da espécie *Fragilaria capuccina* var. *gracilis* por grupos de estações categorizados por graus de saprobidade

É importante ainda ressaltar, a nitida diferença entre os erros padrões para a abundância da espécie nos grupos de estações menos e mais poluídos.

Quando se trata da relação com a concentração de fósforo total, *Fragilaria capuccina* var. *gracilis*, tem a abundância relativa média correlacionada negativamente com os grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total, bem como a abundância relativa correlacionada com as estações organizadas individualmente por crescentes concentrações de fósforo total ($p = 0,00000$ $R = - 0,58$) figuras (3.21).

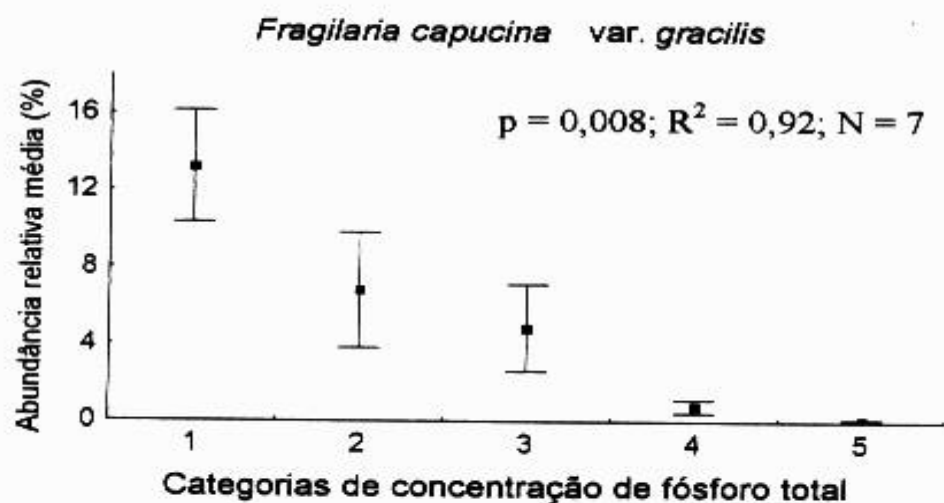


Figura 3.21 - Variação da abundância relativa média da espécie *Fragilaria capuccina* var. *gracilis* por grupos de estações categorizadas pela concentração de fósforo total.

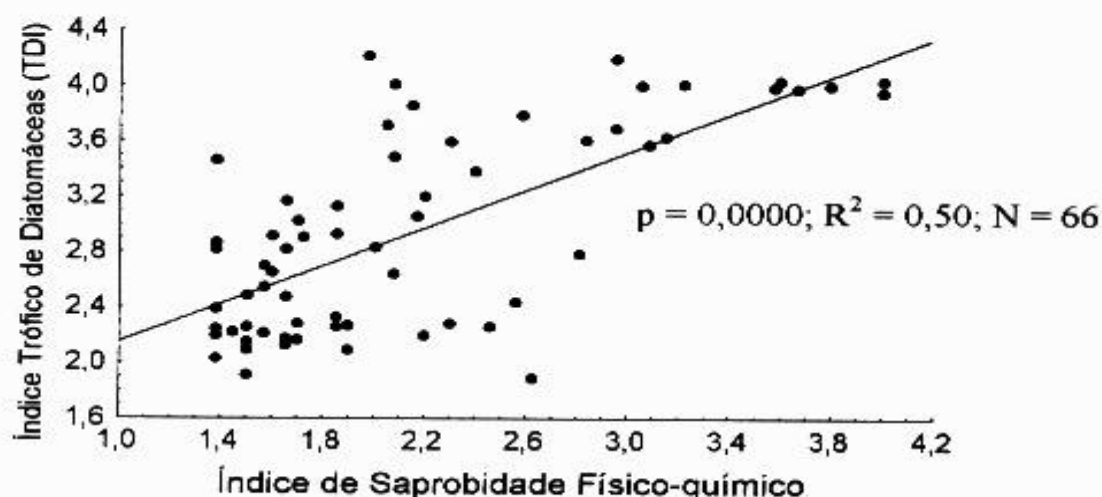
3.5 - ÍNDICES BIÓTICOS

BASES FÍSICO-QUÍMICAS 1 e 2

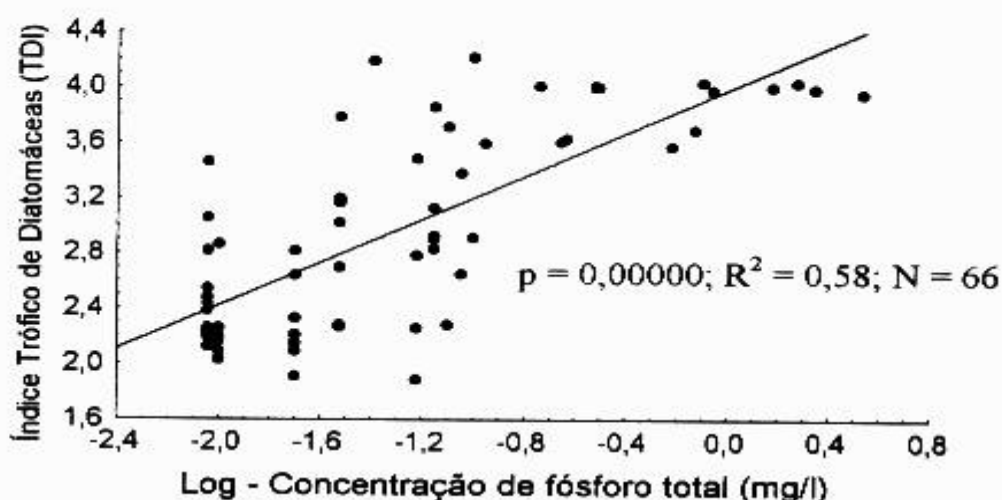
E

ABORDAGEM 5

Ao se confrontar o índice TDI obtido a partir das espécies de diatomáceas das estações do alto rio das Velhas com os índices de saprobidade e as concentrações de fósforo ao longo das sessenta e seis estações, obteve-se uma relação significativa em ambos os casos como pode ser observado nas **figuras (3.22 e 3.23)**.



3.22 - Relação entre os índices de saprobidade físico-químicos e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir das Diatomáceas das estações da bacia do alto Rio das Velhas.



3.23 - Relação entre o logaritmo das concentrações de fósforo total (mg/l) e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir das Diatomáceas das estações da bacia do alto Rio das Velhas.

Quando os resultados do índice TDI obtidos a partir das espécies indicadas em Kelly & Whitton (1995) foi calculado para cada estação e confrontado com o índice TDI calculado apenas a partir das 18 espécies mais importantes desse trabalho, observou-se uma relação altamente significativa (**figura 3.24**).

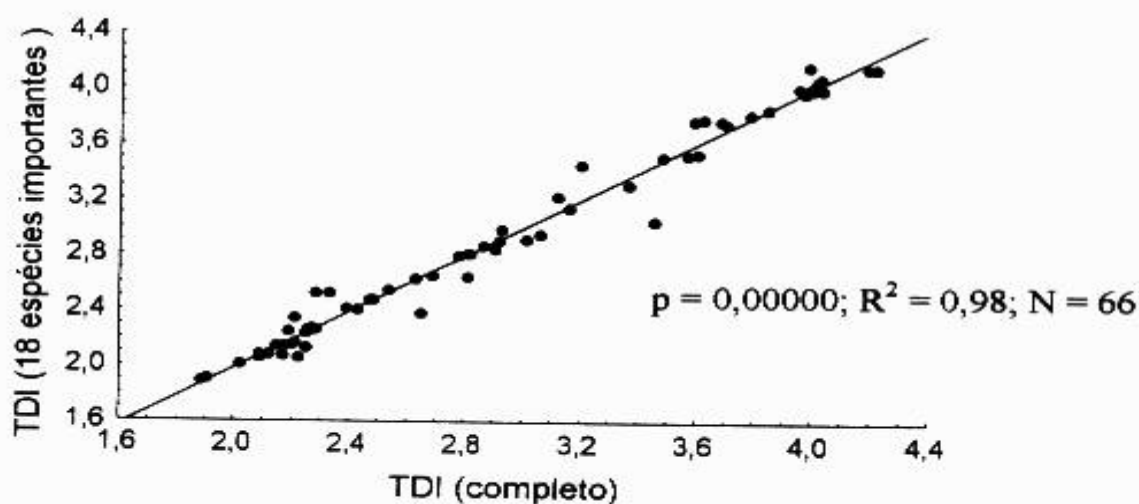
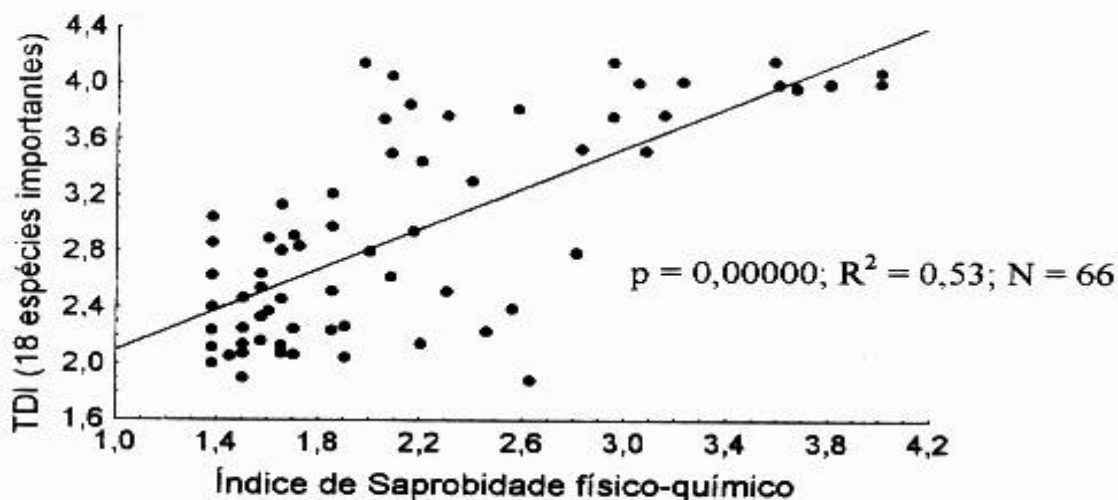
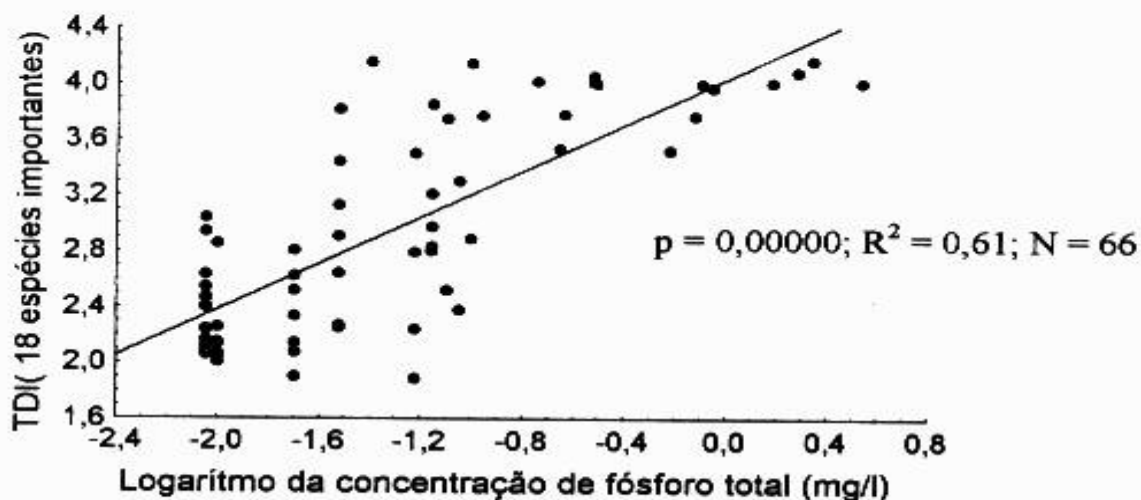


Figura 3.24 - Relação entre os resultados do índice TDI obtido a partir de 86 *taxa* da Bacia do rio das Velhas indicados em Kelly & Whitton (1995) com o mesmo índice calculado apenas a partir dos 18 *taxa* mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.

Trabalhado desta forma, o índice TDI apresentou maior correlação com os índices de saprobidade e concentração de fósforo do que quando foi trabalhado a partir das espécies solicitadas no trabalho (**figuras 3.25 e 3.26**).



3.25 - Relação entre os índices de saprobidade físico-químicos e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI(Kelly & Whitton 1995) calculado a partir dos 18 taxa mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.



3.26 - Relação entre o logaritmo das concentrações de fósforo total (mg/l) e os resultados obtidos através do Índice Biológico TDI (Kelly & Whitton 1995), calculado a partir dos 18 taxa mais importantes da bacia do alto rio das Velhas.

4. DISCUSSÃO

4.1 ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE ESPÉCIES

Tanto a abundância quanto a riqueza de espécies, mostraram-se como importantes instrumentos de análise do gradiente de poluição aos quais as diatomáceas estiveram submetidas, haja visto terem variado significativamente à medida que os níveis de poluição aumentaram.

4.2 - MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES E ÍNDICES DE DIVERSIDADE

O fato de a maioria das comunidades presentes nas estações pouco poluídas se aderirem ao modelo log-normal truncado mostra-se de acordo com os pressupostos do modelo, uma vez que nas regiões com baixa carga de poluição orgânica, onde houve maiores níveis de aderência, as espécies estariam respondendo a uma multiplicidade de fatores. Com o aumento do gradiente de poluição, em concentrações muito altas de nutrientes tais como nitrogênio e fósforo ou baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido (**anexo 2**), uma dessas variáveis estaria interferindo prioritariamente sobre a comunidade, fazendo com que as espécies respondessem a específicas condições adversas e não mais a uma série de fatores, como em estações menos poluídas. Percebe-se portanto que nesses casos, há um distanciamento da estrutura da comunidade dos pressupostos do modelo.

Archibald (1972) comparou vários índices de diversidade utilizando diatomáceas, revelando a importância desses índices na interpretação de variações na qualidade da água. Ele identificou que, sob o ponto de vista do monitoramento ambiental, a identidade e a auto ecologia das espécies (principalmente as dominantes) devem ser conhecidas para

que a interpretação dos índices esteja alicerçada em bases mais consistentes. Metcalfe-Smith (1994) afirma que tais índices levariam à redução das espécies a números anônimos, pela falta de consideração às suas adaptações ambientais. Nather-Khan (1991), estudando diatomáceas em um rio tropical na Malásia, demonstra que espécies menores e numericamente dominantes, como *Achnantes minutissima* e *A. saxonica*, influenciariam muito mais os índices de diversidade do que espécies menos abundantes numericamente, porém com maior volume celular, como *Synedra rumpens* e *Cymbella sumatrensis*.

Outro problema se encerra na escolha do índice mais apropriado. Pielou (1975) argumenta que o índice de diversidade deve levar em conta não apenas o número de espécies (riqueza) e o número de indivíduos, mas também a equitatividade (propriedade de uma comunidade que relaciona a frequência relativa das espécies). Portanto a diversidade seria o resultado da interação desses indicadores básicos da estrutura da comunidade.

Lobo & Kobayasi (1990), se utilizando do índice de Shannon para avaliar a estrutura da comunidade de diatomáceas, concluíram que o uso desse índice não permite uma diferenciação acurada dos níveis de poluição, não podendo, portanto, ser utilizado isoladamente como indicador da qualidade da água.

Nather-Khan (1991), embora com os mesmos problemas encontrados por Lobo & Kobayasi (1990), encontra respostas satisfatórias quando relaciona regiões de diferentes graus de poluição à diversidade do grupo de diatomáceas. Ele encontrou alta diversidade em níveis intermediários de poluição. Esta tendência confirma os estudos de Àcs & Kiss (1993) que afirmam que altas diversidades fitoperifíticas se processam em níveis intermediários de distúrbios.

Hendey (1977) utiliza o índice de Shannon em comunidades de diatomáceas para medir a qualidade das águas e encontra uma queda no índice de diversidade com o acréscimo nos graus de poluição. Ele propõe inclusive uma escala para valores de diversidade de diatomáceas variando de 0 a 4, onde 0-1 indica poluição severa, 1-2

poluição moderada, 2-3 pouca poluição e 3-4, de pouca a nenhuma poluição.

No presente trabalho, os índices de diversidade apresentaram valores que respondem com maior ou menor intensidade a variações na estrutura da comunidade. Os índices de Shannon Wiener e McIntosh possuem uma variação menor de seus valores quando algumas estações apresentam dominância expressiva ou não de determinadas espécies, o que os levou a uma maior correlação com as variações nos níveis de poluição hídrica. Os índices recíproco de Berger & Parker e recíproco de Simpson, principalmente este último, sofrem alterações proporcionalmente mais expressivas a partir da presença ou ausência de uma espécie dominante, como pode ser observado nas estações índices RIJU-6 (set), RVJP - 16 (set), RVRG - 21 (set), RMRA 10 (jul), e RABR 14 (jun), que não possuem dominância exclusiva de uma espécie e apresentam valores muito elevados.

O índice α da série logarítmica, que apresentou respostas mais diferenciadas dos demais índices, é controverso (Krebs 1989). Taylor (1976) afirma que esse parâmetro se configura como o melhor índice para interpretar diversidade de borboletas. Taylor (1978), a partir da comparação por análise de variância, de oito índices de diversidade, definiu o índice α como o mais poderoso no que tange à sua habilidade de discriminação entre pontos ou amostras aparentemente semelhantes.

Wolda (1983), *apud* Krebs (1989), acredita que α é a melhor medida de diversidade encontrada. Magurran (1988) afirma que este índice, pelo fato de ser influenciado basicamente pela riqueza de espécies, não apresenta valores diferentes para comunidades equitativamente diferentes.

Mediante a citada controvérsia, a diversidade medida através do índice α nas estações da bacia do alto rio das Velhas levam a respostas antagônicas àquelas obtidas por Taylor (1978) e Wolda (1983), posto que foi o índice que apresentou a relação mais homogênea dos valores de diversidade entre os níveis de saprobidade (com exceção

daquelas que formam o grupo das estações polisapróbicas (p)) e níveis de concentração de fósforo total em comparação com os demais índices utilizados.

Em termos gerais, apesar das diferentes origens dos índices de diversidade trabalhados, a maioria dos mesmos apresentou comportamentos similares no que diz respeito aos aclives e declives, diferenciando-se de algum modo na habilidade de discriminação entre as estações (**figura 3.6**); desta forma, as estações betamesosapróbicas, foram as que obtiveram os maiores valores de diversidade média, o que vem de encontro à hipótese do distúrbio intermediário para algas perifíticas (Ács & Kiss 1993).

4.3 - SENSIBILIDADE DE ESPÉCIES

Dos dezoito *taxa* com grau de importância maior que 1 (um) encontrados durante o trabalho, três grupos distinguem-se de acordo com a resposta de sua abundância relativa a variações nos valores de poluição orgânica e concentração de fósforo total. Um deles é formado por 7 *taxa* que respondem linearmente ao aumento da saprobidade e variação de fósforo total, ou seja, que possuem afinidade maior a ambientes extremos, sejam eles pouco poluídos (*Achnantes minutissima*, *Fragilaria capuccina* var. *gracilis*, *Cymbella perpusilla*, *Cymbella microcephala*, *Cymbella gracilis*, *Anomoeoneis vitrea*) ou muito poluídos (*Nitzchia palea*). O segundo grupo é formado por 7 *taxa* que não respondem linearmente à variação da saprobidade e concentração de fósforo total, mas sofrem um aumento na abundância relativa em sítios com específicos graus de saprobidade e concentração de fósforo total (como pode ser observado nos símbolos dos graus de saprobidade e categorias de fosfato expressos nos parênteses ao lado das espécies), apresentando distribuição normal em torno dos mesmos [*Cymbella affinis* (ob - 3), *Navicula schroeterii* (ba - 3), *Navicula criptocephala* (b - 3), *Navicula criptotenella* (ob, b, ba - 2), *Navicula viridula* var. *rostelata* (ba - 3), *Gomphonema parvulum* (a - 3,4), *Nitzchia*

gracilis (ba - 3)]. O terceiro grupo é formado por 4 *taxa* que não apresentam alterações específicas relacionadas com as condições de poluição e concentração de fósforo total das estações (*Fragilaria capuccina* var. *fragilarioides*, *Gomphonema angustum*, *Gomphonema gracile* e *Synedra ulna*)

O gênero *Achnantes* apresenta um largo espectro de valores de indicação ecológica (Van Dam *et al.* 1994). A espécie *Achnantes minutissima* em especial, dominante na grande maioria das estações da bacia do alto rio das Velhas, durante todas as campanhas é objeto de inúmeras discussões a respeito de sua ampla distribuição e alta abundância relativa em diversos sítios com diferentes condições de poluição e trofia. Cox (1991) afirma que a espécie poderia ser um complexo de raças adaptadas a diferentes condições. Round (1990) discute a ocorrência de *Achnantes minutissima* e descreve-a como uma rápida invasora. Rushforth & Squires (1986) registraram sua presença em 97% das amostras coletadas em rios formados por larvas, algumas como dominante, após a erupção do vulcão na região do Monte Santa Helena - 1980. Steinman & Lamberti (1988), seis anos depois, observam a manutenção de sua dominância e ampla distribuição na mesma região. Rumrich *et al. apud.* Cox (1991) levantam a hipótese de que a habilidade de colonização inicial poderia advir de seu pequeno tamanho e conseqüente rapidez reprodutiva.

Outros autores, através de experimentos de laboratório, oferecem diferentes explicações para tal fenômeno. Stevenson *et al.* (1991) afirmam que *Achnantes minutissima* não possui altas taxas de crescimento e reprodução, mas sim, uma alta taxa de imigração. Marker *et al.* (1988) afirmam que esta espécie é selecionada negativamente como alimento de larvas de **Chironomidae**. Juntas portanto, essas características favoreceriam o desenvolvimento de grandes populações de *Achnantes minutissima*, apesar de sua moderada taxa de crescimento.

Van Dam *et al.* (1994), em sua classificação das espécies, confere a *Achnantes minutissima* o valor 7 que indica sua presença desde ambientes oligotróficos (*oligotraphentic*) a hipereutróficos (*hypereutrathentic*). O mesmo autor afirma, no entanto, que, quando se relaciona com a saprobidade, sua afinidade maior se estabelece em ambientes de poluição fraca a moderada do tipo beta-mesosapróbico (b), o que vai de encontro à afirmação de Whithon & Kelly (1994) e Lobo *et al.* (1995) que afirmam ter essa alga afinidade a ambientes pouco a medianamente poluídos.

Dentre os "ruidos" provocados por sua distribuição generalizada na maioria das estações, alguns padrões podem ser compreendidos no que diz respeito à distribuição da espécie *Achnantes minutissima* na Bacia do alto rio das Velhas. Tais padrões corroboram os estudos citados acima, no que diz respeito à sua afinidade por ambientes pouco poluídos. Uma característica no entanto, é contrária àquela proposta por Van Dam *et al.* (1994), posto que sua melhor performance se encontra em ambientes oligo (o) e oligo-batamesosapróbicos (ob), e não em beta-mesosapróbicos (b).

O gênero *Nitzschia* é reconhecido como um dos mais resistentes a altos graus de poluição (Whithon & Kelly, 1994; Rott, 1998; Van Dam. *et al.*, 1994; Lobo. *et al.*, 1995).

A segunda espécie mais abundante desse trabalho foi *Nitzschia palea*, que é a que apresenta maior afinidade a zonas com altos graus de saprobidade e níveis de concentração de fósforo total. Krstic (1999) afirma sua grande afinidade por regiões de poluição extrema e Van Dam *et al.* (1994) conferem à mesma os graus máximos de tolerância à poluição orgânica e eutrofização. Kobayasi e Mayama (1989) a colocam no "hall" das espécies mais resistentes a altas cargas orgânicas. Round (1993) determina que sua dominância na estação indica uma flora altamente restrita devido a alto influxo de material alóctone. Sladeček (1974), por outro lado, a registra como um *taxa* de maior afinidade a ambientes alfamesosapróbicos (a).

No que diz respeito à bacia do Alto rio das Velhas, é irrefutável a afinidade de *Nitzschia palea* a ambientes extremamente poluídos, onde a mesma encontra sua melhor performance.

Nitzschia gracilis apresenta características diferenciadas daquelas gerais para o gênero e mostra maior abundância relativa média em ambientes com carga orgânica média - estações oligo-betamesosapróbicas (ob), betamesosapróbicas (b) e beta-alfamesosapróbicas (ba) - que no entanto não tem elevada distinção numérica das demais, com exceção das estações polisapróbicas (p), onde sua abundância é quase nula (**figura 3.14 A**). No que diz respeito à sua relação com a concentração de fósforo, sua afinidade mostra-se mais claramente definida, tendo maior expressividade nas estações de categoria 3. Esse aumento da abundância nas estações intermediárias de poluição e concentração de fósforo total, acompanhada de elevado erro padrão deve-se à sua elevada abundância nas estações RVMC - 17 e RVRG - 21. As características observadas em *Nitzschia gracilis*, vão de encontro à classificação de Van Dam *et al.* (1994) que a registram como indicadora de ambientes betamesosapróbicos (b) e com grau de trofia intermediário (*mesotraphentic*).

Segundo Rott (1998), o gênero *Navicula* é o de mais largo espectro de abrangência no que diz respeito à indicação de estado trófico e poluição. No presente trabalho, foram identificadas quatro espécies do gênero *Navicula* (*N. cryptotenella*; *N. cryptocephala*; *N. scrhoeteri* e *N. viridula var. rostelata*), que se diferenciam muitas vezes quanto à sua tolerância a ambientes poluídos. *N. cryptotenella* tem sua abundância máxima distribuída entre três grupos de estações: oligo-betamesosapróbicas (ob) betamesosapróbicas (b) e beta-alfamesosapróbicas (ba), mostrando claramente decréscimos naquelas estações com características extremas, sejam elas pouco ou muito poluídas; exatamente como a classifica Van Dam *et al.* (1994). Kobayasi & Mayama (1989) a colocam, junto com *N. cryptocephala*, como espécies que têm comportamento intermediário entre pouco e muito tolerantes à poluição. Lange-Bertalot (1979) as identifica como espécies tolerantes à

poluição. No presente trabalho, a tolerância reportada às mesmas pelos citados autores se restringe às regiões entre oligo-betamesosapróbica (ob) e beta-alfasapróbica (ba) - carga orgânica crítica - onde ambas têm as suas melhores performances. *N. viridula* var. *rostelata* se apresenta como uma das menos abundantes entre as espécies com maior grau de importância e mostra uma distribuição diferente daquelas propostas por Van Dam *et al.* (1994) e Lobo & Kobayasi (1990), que estabelecem sua melhor atividade em regiões de poluição moderada e ambientes oligotróficos respectivamente. Nesse trabalho *N. viridula* var. *rostelata* tem sua maior abundância relativa em estações de carga orgânica crítica.

Navicula scrhoeteri, apesar de ter na bacia do alto rio das Velhas áreas de saprobidade e concentração de fósforo total médias como suas melhores zonas de estabelecimento, segundo ANOVA não paramétrica, não responde significativamente a esses parâmetros. Vale ressaltar no entanto que as zonas prioritárias de estabelecimento desta alga coincidem com as atribuídas por Van Dam *et al.*, que indicam sua afinidade a ambientes betamesosapróbicos (b) e eutróficos.

Segundo Van Dam *et al.* (1994), o gênero *Cymbella* tem a maioria de suas espécies presentes em locais com alta saturação de oxigênio e baixa poluição orgânica, fato corroborado pelas espécies listadas como importantes na bacia do alto rio das Velhas, que apresentaram sua maior abundância em zonas de baixa poluição, sendo que apenas a espécie *Cymbella perpusila* se configura como uma exceção, haja vista apresentar sua melhor performance em zonas de poluição crítica. Sua posição vai também em sentido contrário ao definido por Van Dam *et al.* (1994), que a caracterizam como indicadora de ambientes pouco poluídos e de baixa trofia.

De acordo com Rott *et al.* (1998); Lobo *et al.*, (1995) e Van Dam *et al.* (1994), o gênero *Gomphonema*, é considerado de largo espectro de indicação, tendo no entanto a tendência de se estabelecer mais em ambientes poluídos. *Gomphonema parvulum* e *G. gracile*, se estabeleceram de forma importante em ambientes com alta carga de poluição,

mais do que naqueles com escassez. Esses dados vão de encontro com Van Dam *et al.* (1994) que as classificam em condições similares ao comportamento dos mesmos nos gráficos de abundância sob diferentes graus de saprobidade e concentração de fósforo total. Lange-Bertalot (1979), Round (1993), Lobo *et al.* (1995a), Rott (1999) classificam *Gomphonema parvulum* como muito resistente a condições de poluição orgânica extrema. Kelly & Whitton (1995) o classificam como um dos poucos táxons com irrefutável resistência à poluição orgânica. No presente trabalho, a única espécie que apresentou mais de dois por cento de abundância relativa (com exceção de *Nitzschia palea*) em ambientes polisapróbicos (p), no entanto mostra sua melhor atividade em ambientes de carga orgânica forte - alfamesosapróbicos (ap).

Quando se trata da sua relação com a concentração de fósforo total, a **figura (3.16)** mostra claramente sua pouca afinidade com ambientes oligotróficos e a baixa resistência a se manter em ambientes com concentração de fósforo total mais elevado, encontrando sua melhor performance naqueles ambientes intermediários.

Anomoeoneis vitrea apresentou nítida diferenciação na sua abundância relativa entre estações menos e mais poluídas bem como com menor e maior concentração de fósforo total. Van Dam. *et al.* (1994) a definem como uma alga que se correlaciona tanto com ambientes de baixa saprobidade como trofia.

Finalmente, quando se analisam as duas variedades da espécie *Fragilaria capuccina*, percebe-se que as mesmas se apresentaram de forma diferenciada no que diz respeito aos graus de poluição; *Fragilaria capucina* var. *fragilarioides* apresentou abundância semelhante em zonas com ausência de poluição orgânica (oligosapróbicas (o)) e com carga orgânica crítica (alfa-mesosapróbicas (a)), apresentando-se com pequena abundância nos níveis intermediários a esses e ausência a partir daqueles com carga orgânica forte. *Fragilaria capucina* var. *gracilis*, em particular, apresenta uma resposta típica em alguns táxons analisados, que se refere à diferença de respostas entre a

saprobidade e fósforo e que deve ser alvo de uma discussão mais aprofundada.

O fato da degradação gradativa da matéria orgânica provocar a liberação do fósforo para coluna d'água e obviamente disponibilizá-lo ao perifiton tem provocado inúmeras discussões sobre o limite de interferência dessas duas variáveis sobre a comunidade perifítica. Rott (1998) acredita que se as diatomáceas forem corretamente utilizadas os índices baseados nessa comunidade serão eficientes "ferramentas" de indicação tanto dos graus de trofia como de carga orgânica. Friedrich (1990), em sua revisão do sistema saprobiótico, descarta a possibilidade de indicação da saprobidade por organismos autótrofos e os categoriza como indicadores apenas de níveis de trofia. Whitton e Kelly (1995) trabalham a comunidade de diatomáceas como indicadora de níveis tróficos mas assumem que a resposta de determinadas algas à disponibilidade de nutrientes, varia em ambientes com diferentes níveis de poluição orgânica.

Na realidade, o índice de saprobidade reflete mais a oferta de matéria orgânica, enquanto que o fósforo total, obviamente, reflete a oferta de um nutriente inorgânico freqüentemente limitante para os produtores primários perifíticos (Hansson 1988). Algas com habilidade de sobreviver em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, adaptadas a uma alta concentração de sólidos em suspensão, com tolerância a altas concentrações de amônia, nitrito e outros materiais potencialmente tóxicos (Kelly & Whitton 1995), ou aquelas com sofisticadas exigências nutricionais, que respondem muito bem à oferta de produtos bioquímicos tais como vitaminas e carboidratos de baixo peso molecular (Sommer 1989) podem apresentar habilidade competitiva nestas condições por exemplo, e responder mais ao incremento de carga orgânica do que de nutrientes. Essa característica é bem exemplificada em Kelly & Whitton (1995), onde a comunidade de um rio eutrofizado a montante da descarga de esgoto orgânico é dominado pelas espécies *Navicula tripunctata* e *Nitzschia dissipata*, sendo que a jusante as comunidades se estruturam a partir da dominância de espécies como *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum* e pequenas espécies

do gênero *Navicula*.

Outras algas fortemente limitadas por fósforo podem vir a responder prioritariamente à oferta desse nutriente e não à oferta de matéria orgânica, como parece ser o caso de *Fragilaria capucina* var. *gracilis* (**figuras 3.18 e 3.19**).

Se em algumas situações as respostas em termos de abundância relativa média de diatomáceas parecem ser mais agudas e nítidas quando as amostras são classificadas em termos de concentração de fósforo total [fato que pode ser observado em outras espécies como *Cymbella perpusilla* (**figura 3.14 B e F**) e *Cymbella affinis* (**figura 3.14 C e G**) por exemplo], por outro lado, os graus de saprobidade sugerem maior especificidade de indicação, discriminando as regiões de afinidade de forma mais nítida.

A complexidade da relação entre variáveis e organismos torna inviável a dissociação dos fatores que regem a variação populacional das espécies nos termos desse trabalho. Cabe ressaltar no entanto que, apesar das espécies apresentarem sutis diferenciações de respostas, que podem estar relacionadas com as variáveis que respondem prioritariamente, (concentração de fósforo total, matéria orgânica ou outra não tratada aqui), não se pode negar o poder de informação que as diatomáceas oferecem no que diz respeito aos estudos de qualidade de água.

4.4 - ÍNDICE BIÓTICO

Segundo Kelly *et al.* (1995), a utilização de índices biológicos baseados em diatomáceas têm enfrentado sérios problemas no que diz respeito à sua aplicação. Dentre eles pode-se citar o alto número de táxons envolvidos e a dificuldade na identificação dos mesmos, e o fato da maioria das técnicas desenvolvidas nos índices serem vinculadas apenas à variação da poluição orgânica.

Esforços têm sido feitos para que os índices de diatomáceas tenham sua

aplicabilidade aumentada. Rumeau & Coste (1988) produziram um índice baseado em 44 gêneros que apresentaram a melhor correlação com as concentrações de fósforo dentre três outros testados por Kelly *et al.* (1995). Round (1993) propôs um índice a partir de 20 espécies estratégicas que indicam a qualidade de água com base na dominância de cada uma.

Prygiel & Coste (1993) afirmam que, embora os dados da Região de Artois Picadile na França mostrem através da análise de componente principal correlação entre diversos índices baseados em diatomáceas e a eutrofização, a relação entre esses índices e os parâmetros relacionados à poluição orgânica vêm se mostrando mais robusta. Nesse sentido Kelly & Whitton (1995) propuseram o índice TDI (Trophic Diatom Index) com vistas a avaliar níveis de eutrofização em corpos d'água na ausência de matéria orgânica utilizando como ferramenta táxons de fácil identificação e alguns gêneros.

No caso de haver a contaminação por matéria orgânica, os autores se utilizam da porcentagem de presença de específicos táxons tolerantes à poluição orgânica. Sendo assim, sua habilidade de avaliação não se restringe apenas à poluição orgânica.

Quando o índice TDI foi aplicado na região de estudo através do uso das diatomáceas da bacia do alto rio das Velhas contra um gradiente de saprobidade e concentração de fósforo total, o índice mostrou-se eficiente tanto na avaliação de um quanto de outro.

O índice TDI se utiliza de 86 táxons para a avaliação da qualidade da água, no entanto, quando foram utilizadas apenas as 18 principais algas deste trabalho a correlação com os níveis de saprobidade e concentração de fósforo total foram ainda maiores, fato que mostra possibilidades de possíveis simplificações dos índice e abre perspectivas de se somar às atuais ferramentas de avaliação ambiental que vêm sendo utilizadas atualmente na região do Alto Rio das Velhas.

5. CONCLUSÕES

Com base nos estudos realizados foram tiradas as seguintes conclusões:

1. A abundância e a riqueza de espécies diminuem significativamente num gradiente de poluição e diferenciam significativamente à medida que se modificam os graus de saprobidade e categorias de concentração de fósforo total.
2. A maioria das comunidades de diatomáceas epifíticas e epilíticas estudadas se aderiu ao modelo de distribuição de espécies log-normal truncado, sendo que a aderência das mesmas diminui significativamente à medida que incrementam-se os níveis de saprobidade nas estações.
3. Os diferentes índices de diversidade de espécies, Shannon Wiener, recíproco de Simpson, recíproco de Berger e Parker, α da série logarítmica e de dominância de McIntosh, se correlacionaram significativamente e de forma negativa com o aumento dos índices de saprobidade.
4. Todos os índices de diversidade trabalhados para as comunidades apresentam seus maiores valores nas estações medianamente poluídas - beta-mesosapróbicas (b) - e com concentrações intermediárias de fósforo total, confirmando a hipótese do distúrbio intermediário para diatomáceas perifíticas.
5. Os índices de Shannon Wiener e de dominância de McIntosh foram os únicos que apresentaram habilidade de discriminação entre diferentes graus de saprobidade e categorias de concentração de fósforo total.
6. O índice α da série logarítmica é o que apresentou resultados menos distintos para os diferentes graus de saprobidade e categorias de fósforo total, pelo fato de não levar em consideração a equitabilidade dentro das amostras.
7. Dezoito *taxa* de diatomáceas apresentaram expressiva abundância relativa nas estações

- amostradas em comparação com as outros 162 *taxa* encontrados.
8. Esses dezoito *taxa* apresentaram respostas populacionais específicas ao incremento dos níveis de saprobidade e concentrações de fósforo total.
 9. Alguns *taxa* responderam de forma diferenciada ao gradiente de poluição orgânica e aos níveis de fósforo total das estações.
 10. *Achnantes minutissima* foi a espécie mais abundante em todo o trabalho realizado; apresentou maior afinidade a estações oligo (o) e oligo-betamesosapróbicas (b), no que diz respeito à saprobidade e maior afinidade a estações com menores concentrações de fósforo total.
 11. *Achnantes minutissima*, *Cymbella microcephala*, *Anomoeoneis vitrea*, *Fragilaria capuccina* var. *gracilis* formam um grupo que tem afinidade a baixos níveis de saprobidade e concentração de fósforo total decrescendo a abundância relativa à medida que poluição e concentração de fósforo se incrementam.
 12. *Cymbella perpusilla* e *Cymbella gracilis* fazem parte desse grupo apenas quando se trata da concentração de fósforo total. No caso da saprobidade a resposta das mesmas não é linear, ou seja, não têm sua melhor performance em ambientes com ausência de carga orgânica.
 13. *Nitzschia palea*, único *taxa* do grupo das diatomáceas a apresentar maior eficiência de estabelecimento em sítios de concentração de fósforo total e poluição extremos. Apresenta uma relação linear e positiva em direção a estes.
 14. *Cymbella affinis* (ob - 3), *Navicula schroeterii* (ba - 3), *Navicula criptocephala* (b - 3), *Navicula criptotenella* (ob, b, ba - 2), *Navicula viridula* var. *rostelata* (ba - 3), *Gomphonema parvulum* (a - 3,4), *Nitzschia gracilis* (ba - 3) formam um grupo que não responde linearmente à variação da saprobidade e concentração de fósforo total, mas sofrem um aumento na abundância relativa em sítios com específicos graus de saprobidade e concentração de fósforo total (como pode ser observado nos símbolos

dos graus de saprobidade e categorias de fosfato expresso nos parênteses ao lado das espécies), apresentando distribuição normal em torno dos mesmos.

15. *Fragilaria capuccina* var. *fragilarioides*, *Gomphonema angustum*, *Gomphonema gracile* e *Synedra ulna* formam um grupo que não apresentam alterações específicas relacionadas com as condições de poluição e concentração de fósforo total das estações.
16. A utilização do índice TDI (Trophic Diatom Index) com base na comunidade de diatomáceas do rio das Velhas mostrou-se eficiente e capaz de identificar tanto níveis de poluição por matéria orgânica quanto variações na concentração de fósforo total.
17. Quando o índice TDI foi tratado a partir de apenas as dezoito espécies importantes desse trabalho, sua eficiência foi quase idêntica ao índice se utilizando dos 86 originais *taxa*, levando à possibilidade de facilitação e melhoria na sua aplicabilidade.

6. CONSERVAÇÃO E MANEJO DA BACIA DO RIO DAS VELHAS

O trecho superior da Bacia do Rio das Velhas reúne a maior concentração populacional e de atividades econômicas do Estado de Minas Gerais, tendo em vista ser o principal sistema de drenagem da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Neste trecho, verificam-se os maiores focos de poluição hídrica de toda a bacia, tendo nos esgotos domésticos, industriais e nos efluentes gerados pelas atividades de extração mineral seus principais agentes de poluição. A maior parte da vegetação nativa da região já cedeu lugar a inúmeras atividades antrópicas deixando a ocorrência de mata ciliar reduzida a pequenas faixas, o que intensifica a cada dia os problemas de assoreamento dos cursos d'água deste sistema. Por outro lado, este mesmo trecho, através da captação de Bela Fama e da Usina Hidrelétrica Rio das Pedras, é responsável pelo abastecimento doméstico e industrial bem como o fornecimento de energia elétrica de grande parte da região.

Tendo em vista a degradação a que esse sistema hídrico vem sendo submetido, ações governamentais têm sido implementadas com vistas à mitigação e prevenção dos problemas.

A FEAM, desde 1993, vem realizando o monitoramento das águas superficiais das bacias dos rios das Velhas e Paraopeba, afluentes do rio São Francisco.

Em novembro de 1996 foi firmado convênio entre o Ministério do Meio Ambiente - MMA/ Secretaria de Recursos Hídricos - SRH e a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - SEMAD/Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM para execução do **Projeto Águas de Minas**, que tem por objetivo implantar o sistema de

monitoramento físico-químico e bacteriológico da qualidade das águas superficiais das principais bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais.

Em 1993 foi também criado o PROSAM - Programa de Saneamento Ambiental das Bacias dos Ribeirões Arrudas e Onça, através de convênio entre o Governo do Estado de Minas Gerais e o Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento (BIRD), que resulta do trabalho integrado de diversas instituições do Estado, tais como DEOP, COPASA, FEAM e prefeituras de Belo Horizonte e Contagem.

No mesmo sentido, desenvolve-se o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Velhas que tem como objetivo, complementar a instrumentalização prevista para a Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, firmando um elemento de planejamento, acompanhamento, aferição e de norteamento das ações antrópicas e de preservação a serem desencadeadas na Bacia ou em suas áreas de influência até o horizonte de fim de plano, no ano 2018.

Em relação à qualidade das águas do rio das Velhas, as ações contidas no citado plano diretor, se norteiam no sentido de viabilizar o resgate de padrões de qualidade dos cursos d'água compatíveis com as classificações impostas no enquadramento preconizado pela Deliberação Normativa COPAM 020/97, as quais podemos citar:

- A implantação de Estações de Tratamento de Esgotos nos grandes centros de geração de cargas poluentes de origem doméstica;
- o apoio à implantação de sistemas de tratamento de efluentes industriais;
- o apoio à implantação de sistemas de tratamento de efluentes da mineração;

- a capacitação técnica e treinamento para a gestão, incluindo as ações de fiscalização e controle das atividades antrópicas;
- a implantação de sistemas adequados de destinação final de resíduos sólidos e recuperação de áreas de disposição inadequadas;
- a recuperação de áreas degradadas;
- a recomposição de mata ciliar e projetos de revegetação;
- a educação sanitária e ambiental;
- equacionar o atendimento às demandas por usos e explorações múltiplas dos recursos hídricos da bacia, disponibilizando o recurso, quantitativa e qualitativamente, em níveis compatíveis com o requerido em cada caso ou situação.

O presente trabalho, desenvolvido com as diatomáceas deste sistemas hídrico, busca portanto, ampliar o leque de técnicas para avaliação ambiental, como já vem sendo feito nas maiores capitais do mundo, e contribuir no sentido de fornecer mais instrumentos de controle e minimização dos problemas que a bacia do alto rio das Velhas vem enfrentando.

As diatomáceas podem ser poderosos instrumentos de avaliação da qualidade das água tendo em vista suas gerais e específicas variações diante dos diferentes níveis de poluição.

Sua utilização em modelos de distribuição de espécies, índices de diversidade e até mesmo riqueza de espécies apresentaram resultados que apesar de não fornecerem indicações precisas das condições de cada estação, podem ser importantes indicadores das condições gerais de sistemas, tendo sua especificidade aumentada quando aliadas a outras ferramentas de indicação, sejam elas físicas químicas ou biológicas.

A utilização do conhecimento da auto ecologia das espécies por outro lado, pode fornecer instrumentos mais robustos e precisos na identificação das diferentes características de qualidade de água, seja através do comportamento de espécies analisadas de forma singular, seja através da inserção das mesmas em índices bióticos.

O amplo espectro de indicações específicas propostos na literatura e observado na Bacia do Rio das Velhas sugere a utilização desta comunidade nos programas de monitoramento que vêm sendo implementados, bem como que se desenvolvam pesquisas mais específicas com este grupo, dentro e fora do laboratório, no intuito de ampliar aplicações refinadas desta comunidade.

A utilização das diatomáceas em índices bióticos de avaliação da qualidade da água mostra-se também como uma importante técnica de trabalho, haja visto sua correlação com as variações nos níveis de poluição hídrica. Este instrumento traz consigo ainda a peculiaridade de indicações de efeitos ambientais dinâmicos, limitação a que se sujeitam as aplicações baseadas apenas em variáveis físicas e químicas, principalmente em ambientes fluviais.

Outra resposta obtida nesse trabalho, que pode vir a facilitar a utilização de índices bióticos, é o fato da simplificação aplicada ao Índice Trófico de Diatomáceas (TDI) ter sido melhor correlacionada com as alterações físico-químicas ligadas à poluição do que em sua forma original. Fato que solicita estudos sobre a viabilidade desse intento, uma vez que algumas das maiores limitações da aplicação de índices baseados em diatomáceas se encerram na dificuldade de identificação e na escassez de pessoal treinado para tal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁCS É & KISS K.T. Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary). In: PADISÁK, J. REYNOLDS, C.S., SOMMER, U. (eds.). *Hydrobiologia; Intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton Ecology*. Belgium: Kluwer Academic Publisher, 1993. v. 249, p. 125-133.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the determination of water and wastewater*. 19.ed. Washington: AWWA/WPCH, 1995.
- ARCHIBALD, R.M. Diversity in some South African diatom association and its relation to water quality. *Water Research Pergamon Press*, v. 6, p. 1229-1238, 1972.
- BERGER, W.H., PARKER, F.L. Diversity of planktonic foraminifera in deep sea sediments. *Science rev.*, v. 168, p. 1345-1347, 1970.
- BIGGS, B.J., CLOSE, M.E.. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flow and nutrients. *Freshwater Biology rev.*, London, v. 22, p. 209-231, 1989.
- CATTANEO, A. Periphyton in lakes of different trophy. *Journal Fisheries Aquatic Science rev.*, Canada, v. 44, p. 296-303, 1987.
- CAZAUBON, A., ROLLAND, T., LOUDIKI M. Heterogeneity of periphyton in French Mediterranean rivers. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 300/301, p. 105-114, 1995.
- COX, E.J. What is the bases for using diatoms as monitoring of river quality? In: WHITTON, B.A., ROTT, E., FRIEDRISH, G. (eds). *Use of algae for monitoring rivers*. Innsbruck, Austria: Intitute für Botanik, Universität Innsbruck, 1991. p. 33-40.
- DIXIT, S.S., SMOL, J.P., KINGSTON J.C. et al. Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science and Technology rev.*, v. 26, p. 23-33, 1982.
- EMILIANE, M.G.O. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodpaine lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 357, p.1-15, 1997.
- FISHER, R.A., COBERT, A.S., WILLIANS, C.B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology rev.*, v. 12, p. 42-58, 1943.
- FRIEDRICH, V.G. Eine revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser – Abwasser - Forch.* v. 23, p. 141-152, 1990.
- GUASH, H., MARTÍ, E., SABATER, S. Nutrient enrichment effects on biofilm metabolism in a Mediterranean stream. *Freshwater Biology rev.*, London, v. 33, p. 373-383, 1995.

- HANSSON, L.A. Effects of competitive interactions on the biomass developments of planktonic and periphytic algae in lakes. *Limnology and Oceanography rev.*, v. 33, n.1, p. 121-128, 1988.
- HARDING, J.P.C., KELLY, M.G. Recent developments in algae based monitoring in the United Kingdom. In: PRYGIEL J., WHITTON, B.A., BUKOWSKA, J. (eds). *Use of algae for monitoring rivers III*. Douai, France: Agence de l'Eau Artois-Picardie, 1999. p. 26-34.
- HENDEY, N.I. The species diversity index of some inshore diatom community and its use in assessing the degree of pollution insult on parts of the north coast of Cornwall. *Nova Hedwigia rev.*, Beith, v. 54, p. 355-378, 1977.
- HUSTEDT, F. *The Pennatae Diatoms*. Koenigstein : Koeltz Scientific, 1985. 918p.
- HÜRLIMANN, J., ELBER, F., NIEDERBERGER, K. Use of algae for monitoring rivers: an overview of the current situation and recent developments in Switzerland. In: PRYGIEL, J., WHITTON, B.A., BUKOWSKA, J. (eds). *Use of algae for monitoring rivers III*. Douai, France: Agence de l'Eau Artois-Picardie, 1999. p. 39-56.
- KAWECKA, B. KWANDRAS, J., SZYJKOWSKI, A. Use of algae for monitoring rivers in Poland: situation and development. In: PRYGIEL, J., WHITTON, B.A., BUKOWSKA, J. (eds). *Use of algae for monitoring rivers III*. Douai, France: Agence de l'Eau Artois-Picardie, 1999. p. 57-65
- KELLY, M.G., PENNY, C.J., WHITTON, B.A. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 302, n. 3, p. 179-188, 1995.
- KELLY, M.G., WHITTON, B.A. The Trophic Diatom Index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, v. 7, p. 433-444, 1995.
- KELLY, M.G., WHITTON, B.A. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 384, p. 55-67, Jan./Mar. 1998.
- KOBAYASI, H., MAYAMA, S. Evaluation of river water quality by diatoms. *The Korean Journal of Phycology*, Korean, v. 4, p.121-133. 1989.
- KOLKWITZ, R., MARSSON, M. Ökologie der tierschen saprobien. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 2, p. 126-152, 1909.
- KOLMOGOROV, A. Confidence limits for an unknown distribution function. In: *Annual Math. Statist.*, v. 12, p. 461-463. 1941.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H et al. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, v. 2, 1986-1991.
- KREBS, C. J. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row Publishers, 1989. 654p.

- KRSTIC, S., LEVKOV, Z., STOJANOVSKI, P. Saprobiological characteristics of diatom microflora in river ecosystems in the Republic of Macedonia as a parameter for determination of the intensity of anthropogenic influence. In: PRYGIEL, J., WHITTON, B.A., BUKOWSKA, J. (eds.). *Use of algae for monitoring rivers III*. Douai, France: Agence de l'Eau Artois-Picardie, 1999. p. 145-153.
- KWANDRAS, J., ELORANTA, P., KAWECKA, B. et al. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology*, v. 10, n. 2, p. 193-201, 1998.
- LANGE-BERTALOT, H. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*, Beinhert, v. 64, p. 285-304, 1979.
- LAWA (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen). *Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergüte-Klasse*. Düsseldorf: 1990, 12p.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL, J. OMNIDIA: a software for taxonomy, calculation of diatom index and inventories management. *Hydrobiologia rev.*, Belgium v.269/270, p. 509-513, 1993.
- LOBO, E.A., KOBAYASI, H. Shannon's diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in Sakawa River System (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. *Japanese Journal of Phycology*, Sôri, v. 38, n.3, p. 229-243, 1990.
- LOBO, E. A., KATOH, K., ARUGA, Y. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in river in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology rev.*, London, v. 34, p. 191-204, 1995.
- LOBO, E. A., KIRST, A., COSTA, A.B., et al. Estudo da qualidade da água do arroio Boa Vista, Município de Carlos Barbosa, Rio Grande Do Sul, Brasil. *Biociências rev.*, Porto Alegre, v. 3, n.1, p. 43-63, 1995a.
- MAC ARTHUR, R.H. On the relative abundance of species. *American Naturalists*, v. 94, p. 25-36, 1960.
- MAGURRAN, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: University Press, 1988. 175 p.
- MANN, D.G., DROOP, S.J.M. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. In: KRISTIANSEN, J. (ed.) *Hydrobiologia; Biogeography of Freshwater Algae*. Belgium: Kluwer Academy Publisher, 1996. v. 336, p. 19-32.
- MARGALEF, D.R. Information Theory in Ecology. *Gen. System*, v. 3, p.36-71, 1958a.
- MARKER, A.F.H., CLARKE, R.T., ROTHER, J.A. Changes in epilithic population of diatoms, grazed by chironomid larvae, in an artificial recirculating stream. In: ROUND, F.E. (ed.) *Proc. 9th Int. Diatom Symposium*, Bristol, 1988. p. 143-149.
- MAY, R.M. Pattern of species abundance and diversity. In: Cody, M.L., Diamond, J.M., (ed.) *Ecology and Evolution of communities*. Massachusetts: Harvard University Press, 1975. p. 81-120.

- MCINTOSH, R.P. An index of diversity and the relation of certain concepts of diversity. *Ecology rev.*, v. 48, p. 393-404, 1967.
- METCALFE-SMITH, J.L. Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: CALLOW, P., PETTS, G.E. (eds.). *The river handbook: hidrological and ecological principles*. Blackwel Scientific Publications, 1994, p.144-170.
- NATHER-KHAN, I.S.A. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 224, p. 175-184, 1991.
- PATRICK, R. The structure of Diatom communities in similar ecological conditions. *The American Naturalists rev.*, v. 102, n. 924, p. 173-183, 1968.
- PATRICK, R., REIMER, C.W. The Diatoms of the United States. Philadelphia: *Academy of Natural Sciences*, 1966-1975. 213 p.
- PATRICK, R., HOHN, M.H. The diatometer: a method for indicating the conditions of aquatic life. *American Petroleum Institute, Proc., III, Refining*, v. 36, n. 3, p. 332-339, 1956.
- PATRICK, R. A discussion of natural and abnormal diatom communities. In: JACKSON, D.F. (ed.) *Algae and Man*. New York: Plenum, 1964. p. 185-204.
- PANTLE, R., BUCK, H. *Die Biologisch Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse*. Gas- u. Wasserfash, 1955, 604p.
- PATTEN, B. C. Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay. *Journal of Marine Research*, v. 20, p. 57-75, 1962.
- PIELOU, E.C. Shannon's formula as a measure of specific diversity: it's use and misuse. *American Naturalists*, v. 100, p. 463-465, 1966.
- PIELOU, E.C. *Ecological diversity*. New York: John Willey & Sons, 1975.
- PINTO-COELHO, R.M. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Ed. Artes Médicas, 2000, 252p.
- PRYGIEL, J., COSTE, M. The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of Diatom indexes. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 269/270, p. 343-349, 1993.
- PRYGIEL, J., LÉVÊQUE, L., ISERENTANT R. Un nouvel indice diatomique pratique por l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Ver. Sci. Eau*, v. 1, p.97-113, 1996.
- PRESTON, F.W. The commonness and rarity of species. *Ecology rev.*, v. 29, p. 254-283, 1948.

- ROTT, E., DUTHIE, H.C., PIPP E. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand river, Ontario, by means of diatoms. *Journal Fishing Aquatic Science rev.*, Canada, v. 55, p. 1443-1453, 1998.
- ROUND, F.E. The effect of limiting on the benthic diatom populations in three upland Welsh lakes. *Diatom Researchers*, v. 5, p. 129-140, 1990.
- ROUND, F.E. A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality 1993. Methods for examination water and associated materials. London: *Her Majesty's Stationary Office*, 1993. 65p.
- RUMEAU, A., COSTE, M. Initiation à la sistématique des diatomées déau doce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, v. 309, p. 1-109, 1988.
- RUSHFORTH, S.R., BROCK, J.T., Attached diatom from the lower Truckee River, summer and fall. *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 224, p. 49-64, 1991.
- RUSHFORTH, S.R., SQUIRES, L.E. Algae communities of springs and streams in the Mt. St. Helens region, Washington, U.S.A. following the May 1980 eruption. *Journal of Phycology*, v. 22, p. 129-137, 1986.
- SABATER, S., ARMENGOL, J., MARTI, E., et al. Benthic diatom communities as descriptors of discontinuities in river Ter, Spain. In: WHITTON, B.A., ROTT, E., FRIEDRISH, G. (eds). *Use of algae for monitoring rivers*. Innsbruck, Austria: Institute für Botanik, Universität Innsbruck, 1991. p. 25-32.
- SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, 1985.
- SHANNON, C.E., WEAVER, W. *The mathematical theory of communication*. Chicago: Univ. of Illinois Press, Urbana, 1963. 117p.
- SIEGEL, S. *Estatística não-paramétrica (para ciências do comportamento)*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975, 350 p.
- SIMPSON, E.H. Measure of diversity. *Nature rev.* v.163, p. 688. 1949.
- SLÁDEČEK, V. System of quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.*, v.7, p. 1-218, 1973.
- SMITH, G.M. *Criptogamic botany*. 2.ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1955. 527p.
- SOMMER, U. The role of competition for resources in phytoplankton. In: SOMMER U. (ed.) *Plankton Ecology, succession on plankton communities*. Berlin: Springier, 1989. p. 57-106.
- STATSOFT, INC. (1995). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2325 East 13th Street, Tulsa, OK 74104, (918) 583-4149, fax: (918) 583-4376.

- STEINMAN, A.D., LAMBERTI, G.A. Lotical algae communities in the Mt. St. Helens regions six years following the eruption. *Journal of Phycology rev.*, v. 24, p. 482-489, 1988.
- STEVENSON, R.J., PETERSON, C.G., KIRSCHTEL, D.B., et al. Density dependant growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatoms succession in streams. *Journal of Phycology*, v. 27, p. 59-69, 1991.
- SUGIHARA, G. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *American Naturalists*, v. 116, p. 770-787, 1980.
- TAYLOR, L.R., KEMPTON, R.A. & WOIWOD, I.P. Diversity statistics and the log series model. *Journal of Animal Ecology*, v. 45, p. 255-272, 1976.
- TAYLOR, L.R. Bates, Williams, Hutchinson - a variety of diversities. In: MOUND, L. A., WARLOF, N. (eds.) *Diversity of insect faunas: 9th Symposium of the Royal Entomological Society*. Oxford: Blackwell, 1978. p. 1-18.
- TEN CATE, J.H., MAASDAM, R., ROIJACKERS, R.M.M. Perspectives for use of diatom assemblage in the water management policy of Overijssel (The Netherlands). *Hydrobiologia rev.*, Belgium, v. 269/270, p. 351-359, 1993.
- UEHLINGER, U., BÜHRER, H., REICHERT, P. Periphyton dynamics in a floodplain prealpine river: evaluation of significant process by modeling. *Freshwater Biology*, London, v. 36, p. 249-263, 1996.
- VAN DAM, H., MERTENS, A., SINKELDAM, J. A coded checklist and ecological indicator value of freshwater diatom from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. Netherlands, v. 28, n. 1, p. 117-133, 1994.
- VAN DEN BOSH, R.B. Enumeratio plantarum Zeelandiae Belgicae. *Ned. Kruidk. Arch.*, v. 1, p. 84-88, 1848.
- VAN HEURK. H. *A Tratisse on the Diatomaceae*. Strand: Wesley, 1896.
- WERNER, D. *The biology of diatoms*. Oxford: Blackwell, 1977.
- ZELINKA, M., MARVAN P. Zur Prazisierung der biologischen klassifikation des reinheit fliessender gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, v. 57, p. 389-407, 1961.

Anexo 1 – Equipe técnica de execução do Projeto - Biomonitoramento da qualidade da água da bacia do Alto Rio das Velhas CETEC - MG

Carlos Alberto Mourthé Júnior - Biólogo
César Augusto Maximiano Estanislau - Prestador de serviço/Biólogo
Daniela Atab - Prestadora de serviço/Bióloga
Edison Pinto Garcia - Hidrólogo
Helena Lúcia Menezes Ferreira - Bióloga
Hermann Keppel - Químico
Isabel Cristina Roquete Pinto de Menezes - Geógrafa
José Antônio Cardoso - Químico
Luís Otávio de Oliveira e Brito - Engenheiro
Márcia Maria Guimarães Pinheiro - Hidróloga
Márcia Couto de Mello - Geógrafa
Marcelo Coutinho Amarante - Prestador de serviço/Biólogo
Margareth Westin Duarte de Azevedo - Química
Marília Vilela Junqueira - Bióloga
Mônica de Cássia Souza Campos - Bióloga
Thaís Leme Flores - Prestadora de serviço/Bióloga
Thelma Alvim Veiga Ludwig - Prestadora de serviço/Bióloga

Apoio:

Cecilio F. Chaves
Edna Aparecida Bueno Gouvea
Elizabeth Almeida Pinto Prado Cavanellas
Gustavo Rodrigues Macedo
Harley Rodrigo Ataíde Barbosa
José Márcio Lopes
Marcos Sylvio França Guerra
Maria das Dores Rocha
Ronaldo Gomes Costa
Rylton Glaysser de Almeida
Margarete Martins Santos
Técnicos do Setor de Medições Ambientais

Bolsistas e estagiário:

Alessandro Sperandio de Sá - Estagiário
Cláudia Franco de Salles Dias - Bolsista de Iniciação Científica/FAPEMIG
Elaine Soares França - Bolsista de Iniciação Científica/FAPEMIG
Hérica Cardoso Saldanha - Bolsista de Iniciação Científica/FAPEMIG

Consultor:

Charles Willian Heckman - FAPEMIG/DAAD

Anexo 3 - Referências das normas técnicas das análises físico-químicas

- ABNT - NBR 10357: águas - determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) de refluxo aberto, refluxo fechado - titulométrico e refluxo fechado - colorimétrico. 1988, Rio de Janeiro, 11p.
- ABNT NBR 10560: águas - determinação de Nitrogênio Amoniacal - métodos de neslerização, fenato e titulométrico. 1988, Rio Janeiro 14p.
- ABNT - NBR 12614: águas - determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) Métodos de Incubação (20° C - 5 dias) 1992, Rio de Janeiro. 5p.
- ABNT - NBR 12772: águas - determinação de fósforo. 1993 Rio de Janeiro, 9p.
- ABNT NBR 19559: águas - determinação de Oxigênio Dissolvido (OD) - método iodométrico de Winkler e suas modificações 1988, Rio de Janeiro 11p.

