



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

*Dissertação de Mestrado*



**ECOLOGIA DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS DE UM  
SISTEMA DE RIO DE BAIXA ORDEM DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO  
GUAÍBA: SUBSÍDIOS AO MONITORAMENTO AMBIENTAL DE  
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS SUL BRASILEIROS**

Guilherme Hermany

Porto Alegre, janeiro de 2005

Ecologia da Comunidade de Diatomáceas Epilíticas de um Sistema de Rio de Baixa Ordem da Região Hidrográfica do Guaíba: Subsídios ao Monitoramento Ambiental de Ecossistemas Aquáticos Sul Brasileiros

Guilherme Hermany

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia, área de concentração em Ecologia Aquática.

Orientador: Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Co-orientador: Prof. Dr. Eduardo Lobo Alcayaga

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Adriano Sanches Melo

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lezilda Carvalho Torgan

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Angélica Oliveira

Porto Alegre, janeiro de 2005

“When the well’s dry, we know the worth of water.”

**Benjamin Franklin, 1746**

## AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela excelente qualificação do quadro docente e estrutura de apoio, em especial a Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sandra Hartz, coordenadora, e a Silvana Barzotto, secretária, pela atenção e encaminhamento competente e paciente das demandas do quadro discente.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão de bolsa de estudos de Pós-Graduação em nível de Mestrado.

Ao orientador e, acima de tudo amigo, Prof. Albano Schwarzbald pelos sábios ensinamentos transmitidos com a alegria e coerência própria dos grandes e eternos mestres. Pela oportunidade, confiança, incentivo, paciência, exemplo profissional e pessoal, meu sincero reconhecimento.

Ao co-orientador Prof. Lobo pelas inúmeras oportunidades profissionais e incentivo constante que revela confiança, mas também, e principalmente, pela amizade, cordialidade, solicitude e abnegação em prol de meu amadurecimento pessoal e profissional.

À querida “co-co orientadora” Maria Angélica Oliveira, especial reconhecimento pela ajuda na delimitação do desenho experimental, excursões à campo, periódicas revisões do manuscrito, traduções, conversas “científicas” regadas a um bom cafezinho, palavras de incentivo e apoio. Muito obrigado de coração!

À bióloga Daniela Bes, pela participação fundamental nos trabalhos de campo e laboratório, bem como pelo auxílio inestimável nas identificações, contagens e registro das espécies, sem o qual não seria possível a realização desta pesquisa.

Aos biólogos e amigos Carlos Wetzel e Pablo Gressler pela ajuda nas excursões à campo e sugestões de alto nível científico sempre preciosas.

Ao Dr. André Jasper do Departamento de Biologia da UNIVATES, à Dra. Lezilda Torgan do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e ao Dr. Paulo Alves de Souza do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), pelo auxílio no registro fotomicrográfico.

Ao geógrafo Alexandre Rauber do Laboratório de Geoprocessamento da Universidade de Santa Cruz do Sul pela confecção dos mapas.

À grande amiga Saionara Salomoni pelo companheirismo e hospitalidade durante minha estada em Porto Alegre.

À Profa. Cecília Wolkmer-Rimeiro e à Maria da Conceição Tavares (CUCA), agradeço o convívio e a confiança dispensadas ao longo destes dois anos, especialmente pela profícua parceria científica.

Ao companheiro de jornadas limnológicas Adilson Ben da Costa, pela revisão “química” deste estudo e preciosas sugestões decorrentes.

Aos colegas do programa de Pós-Graduação em Ecologia e, em especial, a Camila, Fernando, Fernando Ferrari, Flávio, Gerda, Juliane, Tatiana e Tiago, pela amizade, momentos de descontração e, muitas vezes, pelo exemplo de dedicação e conduta científica peculiar das pessoas que se dedicam ao que amam.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Limnologia, Cátia, Fabiana, Letícia, Lílian, Linda Naura, Marcelo, Marcos, Margarete, Rodrigo, Silvana, Thiago e Ulisses: minha maior fonte de aprendizado.

À Dani, agradeço o apoio, o companheirismo, a amizade e os gestos de carinho e amor, principalmente nos momentos mais difíceis e estressantes.

Aos meus pais pelo imprescindível apoio emocional e material, bem como pela paciência ilimitada.

A Deus, pela oportunidade de compartilhar este tempo e planeta com estas pessoas.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b>	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>ii</b>

### **CAPÍTULO 1**

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. Hipótese de trabalho	8
2. MATERIAL E MÉTODOS	8
2.1. Área de estudo	8
2.2. Periodicidade das amostragens	9
2.3. Amostragem e análises das variáveis físicas, físico-químicas e químicas	11
2.4. Amostragem e análise das diatomáceas epilíticas	16
2.4.1. Oxidação das amostras e preparação das lâminas permanentes	18
2.4.2. Identificação, contagem e registro fotomicrográfico	19
2.4.3. Parâmetros da estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas	19
2.5. Procedimentos estatísticos	20
2.5.1. Análise de espécies indicadoras	20
2.5.2. Ordenamento	21
2.5.3. Teste de aleatorização e autoreamostragem	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24

### **CAPÍTULO 2**

*Artigo* **ECOLOGIA DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS DE UM SISTEMA DE RIO DE BAIXA ORDEM DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO GUAÍBA: SUBSÍDIOS AO MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS SUL BRASILEIROS**

RESUMO	34
ABSTRACT	35
INTRODUÇÃO	36
MATERIAL E MÉTODOS	39
RESULTADOS	44
DISCUSSÃO	48
CONCLUSÕES	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
----------------------	----

ANEXO A: Modelo para dissertações e tese em formato de artigo	85
ANEXO B: Normas para publicação em <i>Acta Botanica Brasílica</i>	86
APÊNDICE A: Matriz de dados bióticos	89
APÊNDICE B: Matriz de dados abióticos	90
APÊNDICE C: Histogramas de média e desvio padrão das variáveis ambientais	91
APÊNDICE D: Relatório dos testes de autoreamostragem e aleatorização	93
APÊNDICE E: Listagem dos táxons identificados	112
APÊNDICE F: Relatório da <i>Análise de Espécies Indicadoras</i>	115
APÊNDICE G: Relatório da <i>Análise de Correspondência Canônica</i>	125
APÊNDICE H: Correlações entre as variáveis ambientais	131

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 1. Datas e horário das amostragens realizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt no período de janeiro a fevereiro de 2004.	10
Tabela 2. Coordenadas UTM das estações de coleta localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.	10
Tabela 3. Métodos analíticos para obtenção de dados físicos, físico-químicos e químicos.	15
Tabela 4. Classificação dos níveis de saprobidade em função das variáveis físicas e químicas segundo Hamm (1969) e Dworski (1982).	15

### CAPÍTULO 2

Tabela 1. Média, desvio-padrão( $\pm$ ) e amplitude (mínimo e máximo) das variáveis ambientais nos distintos locais de amostragem.	74
Tabela 2. Resultado dos testes de aleatorização e autoreamostragem para comparação das diferenças entre as variáveis ambientais, nas distintas estações de coleta ao longo da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.	75
Tabela 3. Resumo da Análise de Espécies Indicadoras utilizando a unidade amostral como variável categórica e Teste Monte Carlo com 10.000 iterações.	76
Tabela 4. Resultado da Análise de Correspondência Canônica utilizando a matriz de espécies indicadoras e as variáveis físicas, físico-químicas e químicas dos distintos locais de amostragem ao longo do arroio Schmidt, RS, Brasil.	77
Tabela 5. Correlação das espécies indicadoras com as variáveis ambientais destacadas pela Análise Canônica de Correspondência.	78

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a localização da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt inserida no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.	12
Figura 2. Estações de amostragem, S1 a S6, localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.	13
Figura 3. Aspecto geral das estações de amostragem localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.	14

### CAPÍTULO 2

Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a localização da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt inserida no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no contexto da região hidrográfica do Guaíba, com as respectivas estações de coleta.	79
Figura 2. Diatomáceas indicadoras do Arroio Schmidt, RS, Brasil.	80
Figura 3. Diagrama de dispersão baseado na Análise Canônica de Correspondência (ACC). Ordenamento das unidades amostrais ao longo dos eixos 1 e 2.	81
Figura 4. Diagrama de dispersão baseado na Análise Canônica de Correspondência (ACC). Ordenamento das unidades amostrais ao longo dos eixos 3 e 1.	82

## RESUMO

Os sistemas de monitoramento utilizando diatomáceas foram desenvolvidos, em sua maioria, para monitorar os efeitos da poluição orgânica e da eutrofização, adotando como parâmetros de referência a demanda biológica de oxigênio após cinco dias e a concentração de fósforo total. Entretanto, vários fatores naturais têm sido apontados como causadores de variação na composição destas comunidades em rios. Por isso, grandes mudanças estruturais não provam necessariamente a hipótese de que tenha ocorrido algum evento poluidor. Neste contexto, a partir da relação entre a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas da microbacia do arroio Schmidt, RS, Brasil, mudanças na qualidade da água e alterações físicas do meio, como fluxo, sombreamento ripário, largura e profundidade, objetivou-se colher subsídios para aplicação em programas de manejo e conservação de ecossistemas aquáticos. Durante os meses de janeiro e fevereiro de 2004, foram realizadas quatro excursões científicas a seis estações, totalizando 24 amostragens, para medição das seguintes variáveis: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido em saturação, pH, turbidez, demanda biológica de oxigênio em cinco dias (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrato, sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos, sílica, profundidade de submersão do substrato, velocidade da correnteza, diâmetro dos seixos, largura do rio e sombreamento em função da vegetação ripária. Para as análises qualitativas e quantitativas das diatomáceas epilíticas, uma área de 25 cm<sup>2</sup> foi raspada de cinco replicatas. O material foi oxidado com dicromato de potássio, ácido sulfúrico e clorídrico para confecção de lâminas permanentes. Padrões de distribuição e abundância das espécies foram explorados através da Análise de Espécies Indicadoras e os fatores ambientais responsáveis por esta distribuição foram evidenciados pela Análise de Correspondência Canônica. Os resultados confirmaram a preferência de *Cymbella* e *Encyonema* por águas lentas e elevada luminosidade, bem como a adaptabilidade de *Cocconeis* ao sombreamento. *Nitzschia acicularis*, *Surirella tenera* e *Planothidium rupestoides* revelaram-se indicadoras de ambientes meso-eutróficos. *Encyonema perpusilum* destacou-se no habitat oligo/ $\beta$ -mesossapróbico, e *Sellaphora pupula* no sítio de maior concentração de eletrólitos. Pelo cruzamento das respostas das espécies à saturação de oxigênio, DBO<sub>5</sub>, DQO, condutividade, fósforo total, sólidos totais dissolvidos e turbidez, foi possível estabelecer dois grupos sinalizadores de qualidade: *Achnanthes* sp. 3, *Cocconeis fluviatilis*, *Navicula angusta*, *Nitzschia acicularis*, *Tryblionella victoriae*, *Pinnularia* cf. *obscura*, *Planothidium rupestoides*, *Sellaphora pupula*, *Stenopterobia* sp. e *Surirella tenera*, relacionadas com maior impacto antropogênico, e *Achnanthes* sp. 2, *Encyonema perpusilum*, *Geissleria aikenensis*, *Luticola goeppertiana*, *Navicula symmetrica* e *Nitzschia amphibia*, referindo-se a ambientes mais oxigenados, pouco mineralizados e com reduzidos teores de compostos orgânicos. Estas informações também constituem subsídios para estudos paleolimnológicos envolvendo a reconstituição de paleoambientes (e.g. maior abundância de *Cymbella* indicando ambientes lênticos) e a concentração de paleonutrientes (e.g. *Nitzschia acicularis* designando períodos de maior eutrofização).

**Palavras-chave:** perifíton, substrato natural, ambientes lóticos, biomonitoramento.



## ABSTRACT

Most biomonitoring systems using diatoms have been developed in order to monitor effects of organic pollution and eutrophication, using as reference patterns, biochemical oxygen demand and total phosphorus concentration. However, several natural factors have been named as important for community composition variations in rivers. For that reason, significant structural changes do not necessarily confirm the existence of pollution. Hence, from the relationship between epilithic diatom community structure in the hydrographical basin of Arroio Schmidt, RS, Brazil, water quality changes, and physical alterations of the environment, such as flow, shading, depth and width, this study aimed at gathering information to be aid the application of water resources conservation programs. Between January and February 2004, four field trips were carried out to six sampling sites, adding up to 24 samples, with the following variables being measured: conductivity, dissolved oxygen, pH, turbidity, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total phosphorus, nitrate, total dissolved solids, suspended solids, silicon, depth at which the substrate was located, current velocity, diameter of the stones, river width and shading by riparian vegetation. Qualitative and quantitative analysis of the epilithic diatom community were carried out on samples scrubbed off five replicated stones, representing a total area of 25 cm<sup>2</sup>. The samples were cleaned with potassium dichromate, sulphuric acid, and hydrochloric acid prior to the assembly of permanent glass slides. Species distribution and abundance patterns were explored through the use of the Indicator Species Analysis and environmental factors influencing this distribution were singled out by Canonical Correspondence Analysis. The results confirmed the preference of *Cymbella* and *Encyonema* for environments where slow current and high luminosity prevail, and the adaptability of *Cocconeis* to shading. *Nitzschia acicularis*, *Surirella tenera* and *Planothidium rupestoides* were found to be good indicators of meso-eutrophic conditions. *Encyonema perpusicum* stood out as a representative of oligo/ $\beta$ -mesosaprobic habitats, while *Sellaphora pupula* was abundant in ion-rich environments. Crossing the responses of species to oxygen saturation, BOD, COD, conductivity, total phosphorus, total dissolved solids and turbidity, it was possible to set up two groups indicating quality: *Achnanthes* sp. 3, *Cocconeis fluviatilis*, *Navicula angusta*, *Nitzschia acicularis*, *N. frustulum*, *Tryblionella victoriae*, *Pinnularia* cf. *obscura*, *Planothidium rupestoides*, *Sellaphora pupula*, *Stenopterobia* sp. and *Surirella tenera*, related to greater human impact and *Achnanthes* sp. 2, *Encyonema perpusicum*, *Geissleria aikenensis*, *Luticola goeppertiana*, *Navicula symmetrica* and *Nitzschia amphibia*, indicators of habitats with abundant oxygen, low mineralization and reduced quantity of organic compounds. Such information can also be highly valuable to paleolimnological studies of reconstruction of paleo-environments (e.g. higher abundance of *Cymbella* indicating lentic environments) and the concentration of paleonutrients (e.g. *Nitzschia acicularis* pointing to periods of higher eutrophication).

**Keywords:** periphyton, natural substrata, lotic environments, biomonitoring.

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os rios fluem. Isto não é tudo que se sabe sobre eles, mas é de longe a característica mais importante (Brewer, 1994). Hidrologicamente, o rio é um sistema aberto, com um fluxo contínuo da nascente à foz, cujo vetor é determinante das características de cada unidade fluvial (e.g. tamanho do substrato, largura e profundidade), afetando a composição de espécies e a produtividade dos sistemas (Schwarzbald, 2000; Wehr & Sheath, 2003).

Os atributos físicos dos rios podem ser descritos em um sistema de ordens, sendo que o mais amplamente adotado é o de Strahler (1957) que define um trecho de cabeceira ou nascente, que não recebe nenhum afluente, como primeira ordem e a junção de dois córregos nestas mesmas condições como sistema de segunda ordem. Este é elevado ao nível subsequente, apenas quando encontra outro de mesma magnitude e assim por diante. Rios de categoria elevada são constituídos por segmentos mais largos, drenam áreas extensas e possuem declividade mais gradual do que os corpos d'água menores. A rede formada pelos segmentos destes rios desenha na paisagem uma estrutura semelhante a uma árvore que é usada nos modelos hidrológicos para prever a vazão média, o comportamento de enxurradas, e a quantidade de material suspenso (Beaumont, 1975).

Um esquema simplificado divide os ambientes lóticos em três zonas (Schumm, 1977). A zona 1 (erosional, até quarta ordem) inclui rios que atuam como fontes de água e sedimentos para os trechos à jusante. Na zona 2 (transferência) a água é transportada sem ganho ou perda de material, e a zona 3 (deposição, estocagem) inclui os segmentos de menor altitude que recebem os sedimentos à deriva acumulando-os na planície de inundação (Petts, 1994).

Rios, entretanto, não podem ser enquadrados em classes discretas, pois seu aspecto morfológico varia de forma contínua ao longo de seu curso (Wehr & Sheath, 2003). A combinação de princípios hidrológicos com mudanças nos processos biológicos e químicos junto aos gradientes fluviais levou ao desenvolvimento do conceito de rio contínuo (RCC, da sigla em inglês) (Vannote *et al.*, 1980).

O RCC postula que um rio, desde a nascente até a foz, apresenta um gradiente contínuo de condições físicas que propicia uma série de respostas das populações de organismos,

resultando num contínuo ajustamento biótico e em efetivas taxas de remoção, transporte, utilização e estocagem de matéria orgânica (Schwarzbald, 2000).

Em arroyos pequenos e sombreados, grande parte da matéria orgânica tem origem alóctone e pouco é produzido pelos organismos fotossintetizantes. À medida que o arroyo se transforma em um rio mais largo e profundo, a produção autóctone das algas, musgos e raízes de plantas vasculares torna-se a fonte dominante de energia para o sistema, diminuindo a influência terrestre. Assim, rios largos inseridos na mesma região climática possuem características similares, mas sistemas menores podem apresentar diferenças acentuadas dependendo da qualidade dos habitats que os cercam. Em ambientes lóticos ainda mais amplos ocorre gradual retorno à heterotrofia: a turbidez suprime a produção e a vegetação ripária é pequena comparada ao volume de água. Nestas situações a energia é importada, principalmente, de trechos a montante, banhados ou braços (Brewer, 1994).

De acordo com Schwarzbald (2000), a construção de represas, reservatórios e canalização de arroyos, somados ao uso continuado e inadequado do solo (que provoca o aumento da carga através de drenagem difusa), além da descarga excessiva de efluentes orgânicos e inorgânicos nas regiões mais populosas e/ou industrializadas, têm alterado dramaticamente as características de sistemas de rios em todo o mundo. Neste sentido, Buss *et al.* (2003), argumentam que o primeiro passo para a resolução dos problemas sócio-ambientais gerados pela má gestão dos recursos hídricos é o desenvolvimento de metodologias de diagnóstico eficiente.

Os enfoques dos estudos concernentes à avaliação da qualidade da água podem ser divididos, basicamente, em duas categorias. A primeira utiliza os métodos físicos e químicos, enquanto a segunda considera os métodos biológicos de avaliação (Lobo *et al.*, 2002).

Mas qual a utilidade do monitoramento biológico? Por que não monitorar os ecossistemas aquáticos diretamente através de parâmetros físicos e químicos? Instrumentos como multimedidores de campo e estações de coleta e armazenamento de dados vêm sendo desenvolvidos e difundidos de tal forma que hoje se pode determinar a influência de dezenas de variáveis químicas sobre o meio de forma contínua (Lowe & Pan, 1996), reduzindo o caráter instantâneo destes estudos (Lobo *et al.*, 2002). A aquisição destes equipamentos,

entretanto, pode ser dificultada por uma série de fatores (e.g., restrições orçamentárias típicas de pequenas indústrias e municípios), e em campo estão sujeitos ao vandalismo e ao furto. Além disso, sistemas fluviais podem estar sendo poluídos por fontes difusas, tais como a contaminação atmosférica, e sua localização, por vezes remota, dificulta o transporte e instalação destas sondas. Soma-se, ainda, o fato de que mesmo estes aparelhos podem deixar escapar o registro de eventos muito impactantes sobre membros chave da comunidade biológica, uma vez que é muito difícil determinar como a interação, influências sinérgicas e combinações de agentes químicos irão atuar sobre a biota aquática (Lowe & Pan, 1996).

Em estudo comparando resultados físicos, físico-químicos, químicos e levantamentos biológicos de sistemas aquáticos que recebiam efluentes do setor agrícola, foi evidenciado que as medidas abióticas revelaram menos efeitos da poluição do que os indicadores biológicos (Camargo, 1994). Isto porque os métodos biológicos utilizados para o monitoramento da qualidade da água apresentam a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados, ou seja, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação, porém, originados a partir do processo de maturação da comunidade (Lobo *et al.*, 2002).

Conciliador, Round (1991) estabelece que os métodos físicos e químicos de análise complementam os biológicos e, em conjunto, constituem a base para uma correta avaliação da qualidade das águas correntes.

Na União Européia, a Diretiva do Conselho das Águas que estabeleceu um plano de ação quanto à política dos recursos hídricos, reconheceu o potencial do biomonitoramento e o adotou como método chave a ser utilizado para classificar a qualidade da água em toda a Europa (Walley *et al.*, 2001). Essa avaliação foi inicialmente concentrada nos impactos da poluição orgânica, a partir do estudo das comunidades de macroinvertebrados em rios (Metcalf, 1989). Entretanto, com a introdução da nova legislação no início da década de 1990 (European Community, 1991) que se preocupou com os impactos da eutrofização dos sistemas lóticos, as deficiências de técnicas de monitoramento baseadas em consumidores foram ressaltadas, e a utilização de produtores primários – no caso do Reino Unido, diatomáceas e macrófitas aquáticas – foi estimulada (Kelly & Whitton, 1995; Holmes *et al.*, 1999).

A legislação brasileira que trata dos critérios de qualidade da água (Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente de 1986) apresenta-se baseada quase exclusivamente em parâmetros físicos e químicos, desconsiderando a contribuição da investigação dos aspectos biológicos da qualidade, com exceção dos critérios bacteriológicos com base no Número Mais Provável de Coliformes Fecais e Totais. De acordo com Bollmann & Motta Marques (2001), com relação às questões estruturais, comportamentais ou fisiológicas das populações aquáticas, a legislação é omissa.

Para Branco (1978), a mais importante coleção de microorganismos a ser empregada na classificação ecológica dos mananciais é constituída pelas algas, dada a sua presença quase invariável em todos os habitats de águas doces. Além disto, elas constituem a base da maioria das cadeias alimentares aquáticas, assumindo papel fundamental na ciclagem de nutrientes. Sua sensibilidade específica às condições ambientais bem como sua diversidade, sustentam seu potencial de fornecer avaliações precisas sobre condições físicas, químicas e biológicas dos mais variados ambientes (Stevenson & Smol, 2003).

No Brasil, o uso de algas como indicadoras de poluição iniciou na última parte do século passado. Apesar de abordar dados empíricos e qualitativos, esses trabalhos constituem registros únicos de pesquisas realizadas em bacias hidrográficas, reservatórios e fontes de abastecimento (Rocha, 1992). Na época não havia uma infra-estrutura adequada, pessoal especializado, nem estratégias políticas para gestão ambiental. Mesmo assim, houve importante desenvolvimento nas áreas da Sistemática e Taxonomia, sem, entretanto, correlacionar as espécies com o fenômeno da poluição da água.

Huszar & Silva (1999), em uma revisão sobre estudos da estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil nas cinco últimas décadas do século passado, destacam o reduzido número de trabalhos abordando ambientes lóticos, apesar da extensa rede hidrográfica do País. Nesses sistemas de águas correntes, as algas perifíticas são as produtoras primárias dominantes (Bott, 1983). O perifíton é uma matriz complexa constituída por algas microscópicas, micróbios heterotróficos, fungos, detritos orgânicos e minerais aderidos a um substrato na zona fótica dos ambientes aquáticos, constituindo desta forma um microcosmo funcional que suporta tanto processos autotróficos quanto heterotróficos (produção primária, decomposição e ciclagem de nutrientes). A maioria da biomassa neste biofilme, no entanto, está associada ao

componente algal (Kostell *et al.*, 1999), sendo que entre estas destacam-se as diatomáceas (Patrick & Reimer, 1966; Cox, 1987). Apesar disto, esta comunidade ainda não foi reconhecida como um componente-chave no entendimento do metabolismo de ecossistemas aquáticos, ignorando-se assim seu potencial de bioindicação. De fato, os estudos referentes a este enfoque no Brasil estão concentrados principalmente na região sul, com ênfase no grupo das diatomáceas epilíticas\* (e.g. Lobo *et al.* 1996; Lobo & Bender, 1998; Lobo & Callegaro, 2000; Lobo *et al.* 2002, 2004a,b,c; Salomoni, 2004). Mourthé-Junior (2000) trabalhou com diatomáceas epilíticas relacionadas com a qualidade da água na bacia do rio das Velhas, região metropolitana de Belo Horizonte, e Souza (2002) no rio Monjolinho, São Carlos, São Paulo.

As diatomáceas são organismos eucarióticos unicelulares caracterizados pelo revestimento celular silicoso e pela coloração pardo-amarelada do pigmento fotossintetizante. São predominantemente solitárias, mas alguns táxons podem formar colônias. Para o exame microscópico são geralmente oxidadas para remoção da matéria orgânica, permitindo que se obtenha maior detalhamento das ornamentações da parede da célula (frústula) (Battarbee *et al.*, 2001; Vilela, 2004).

A primeira evidência definitiva sobre diatomáceas no registro geológico vem do Jurássico inferior (Rothpletz, 1896, 1900) e a mais antiga e bem preservada flora completamente silificada é do cretáceo recente (Harwood & Gersonde, 1990). As primeiras diatomáceas de água doce aparecem apenas no Eoceno (e.g., Lohman & Andrews, 1968), mas no Mioceno tanto as floras marinhas quanto as continentais possuíam formas muito parecidas com as modernas. Atualmente são reconhecidas duas principais linhagens evolutivas: espécies cêntricas e penadas.

A grande extinção do limite Cretáceo/Terciário atingiu também as diatomáceas, com o desaparecimento de várias espécies cêntricas. Houve uma estabilização deste grupo e um aumento dos táxons penados em direção ao recente, sendo que atualmente há uma expansão desta última classe, comprovada pelo grande número de espécies viventes (Vilela, 2004). Guillard & Kilham (1977) estimam a existência de  $10^4$  espécies, enquanto Mann & Droop (1996) afirmam que esta estimativa pode chegar a  $10^5$  pela aplicação dos conceitos modernos de espécie.

---

\*As diatomáceas perifíticas recebem denominações especiais de acordo com o substrato em que estão aderidas, incluindo indivíduos que crescem sobre outras plantas (epifiton), sobre rochas (epiliton), sobre grãos de areia (episamon) ou sobre sedimento (epipelon) (Round, 1993).

Sua vasta diversidade e conseqüente variedade de formas de crescimento lhes permitem a colonização de uma multiplicidade de microhabitats. Nos sistemas de fluxo lento predominam espécies filamentosas como *Melosira varians* e pedunculadas como *Gomphonema herculeana* (Stevenson, 1996; Biggs, 1996). Em águas mais rápidas, diatomáceas firmemente aderidas como *Cocconeis placentula* e *Achnanbidium minutissimum* podem ocorrer de forma conjunta com espécies incrustantes pertencentes a outros grupos algais (Fritsch, 1929; Whitton, 1975; Kawecka, 1980).

A utilização de diatomáceas como indicadoras de condições físicas e químicas de ambientes aquáticos possui uma longa tradição que remota ao início do século 20 (Kolkwitz & Marsson, 1908), em função de possuírem os atributos típicos de organismos utilizados para este fim (Gold *et al.*, 2002): (1) são amplamente distribuídas e ocupam uma posição essencial na base da cadeia alimentar como importantes produtores primários dos ambientes aquáticos; (2) encontram-se fixadas a substratos, desta forma integrando-se as reais condições do habitat; (3) respondem mais rapidamente a mudanças ambientais do que organismos situados em níveis superiores da cadeia trófica, tendo em vista seu curto ciclo de vida.

Igualmente extensa é a história envolvendo a utilização destas algas para acessar a integridade ecológica de rios e arroios, resultando no desenvolvimento de duas abordagens conceituais e analíticas básicas atualmente em vigor. A primeira, baseada no trabalho de Kolkwitz & Marsson (1908), consiste no desenvolvimento de índices autoecológicos a partir do estudo de preferências ecológicas e tolerâncias dos táxons que compõem as assembléias (e.g. Zelinka & Marvan, 1961; Lange-Bertalot, 1979). A segunda envolve basicamente a diversidade das diatomáceas como indicativo da qualidade dos ambientes fluviais (e.g. Patrick, 1949; Patrick *et al.*, 1954; Patrick & Strawbridge, 1963). Revisões detalhadas sobre os avanços nas pesquisas envolvendo a utilização de diatomáceas e outras classes de algas como bioindicadores em rios podem ser encontradas em Patrick (1973), Round (1991, 1993), Whitton *et al.*, (1991), Coste *et al.*, (1991), Whitton & Kelly (1995), e Lowe & Pan (1996).

Nos primórdios das pesquisas com diatomáceas no Brasil, as tolerâncias das espécies à poluição orgânica eram determinadas segundo classificações estrangeiras (e.g. Lange-Bertalot, 1979; Watanabe *et al.*, 1988; Kobayasi & Mayama, 1989). Entretanto, estas apresentavam uso geográfico restrito, já que haviam sido delimitadas com base nas características particulares dos

rios daqueles países. A primeira tentativa visando o desenvolvimento de classificações adaptadas à realidade local foi efetuada por Lobo *et al.* (1996), trabalhando em sistemas lóticos da bacia do rio Jacuí, RS. Durante os anos de 1996 a 1999, um novo conjunto de dados foram coletados em rios e arroios localizados na região hidrográfica do Guaíba, RS, culminando com a publicação de um índice de sapróbios baseado na utilização de diatomáceas epilíticas para avaliação da qualidade da água (Lobo *et al.*, 2002). Complementando estes estudos, Lobo *et al.* (2004a) incorporaram ao método a problemática da eutrofização por fósforo.

Os sistemas de sapróbios utilizando diatomáceas têm sido desenvolvidos tendo por base a demanda biológica de oxigênio ( $DBO_5$ ), uma variável internacionalmente utilizada como parâmetro ambiental para descrever a poluição orgânica da água. O efeito da eutrofização na composição biológica das biocenoses é determinado prioritariamente a partir da resposta da comunidade à concentração de fósforo total. No entanto, a variação espacial na estrutura da comunidade de diatomáceas perifíticas de sistemas lóticos pode ser causada tanto por eventos como a poluição dos mananciais, quanto por alterações nas condições naturais do ecossistema, como o fluxo e a intensidade luminosa (Katoh, 1991). Frequentemente, entretanto, estas variações não têm sido consideradas quando se avalia mudanças na composição específica destas biocenoses, resultando em falhas de interpretação (Patrick, 1993).

Neste contexto, apresenta-se a seguir os resultados de pesquisa realizada em um sistema lótico de baixa ordem situado na região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil, objetivando relacionar a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas desta microbacia com modificações da qualidade da água e alterações físicas do meio, como a velocidade da correnteza, intensidade luminosa, largura e profundidade. A partir deste estudo espera-se gerar elementos que poderão auxiliar tomadores de decisão em programas de manejo e conservação de ecossistemas aquáticos, e em especial os pesquisadores que atuam no “Programa para o Desenvolvimento Racional, Recuperação e Gerenciamento Ambiental da Bacia Hidrográfica do Guaíba (Pró-Guaíba)”.

Haja vista que diatomáceas também são poderosas ferramentas para a paleolimnologia, atuando como registros que possibilitam a reconstrução da feição de bacias e eventos climáticos através da recuperação de sua carapaça silicosa nos sedimentos de ambientes



lacustres e fluviais (Stoermer & Julius, 2003), supõe-se, de forma alternativa, a aplicação destes subsídios em estudos bioestratigráficos com ênfase no reconhecimento de paleoambientes.

### **1.1 Hipótese de trabalho**

Considerando que a microbacia hidrográfica do arroio Schmidt percorre paisagens sujeitas a diversas formas de uso e ocupação do solo, espera-se que as distintas características constatadas ao longo do vetor longitudinal do arroio influenciem a composição e abundância da comunidade de diatomáceas bentônicas de modo a possibilitar o estudo da resposta desta biocenose às alterações físicas e químicas do ambiente aquático.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de Estudo**

A região hidrográfica do Guaíba localiza-se no centro do território do Rio Grande do Sul, abrangendo o maior contingente populacional (61% distribuídos em 251 municípios), a maior concentração de atividades econômicas e, em decorrência, o maior número de problemas ambientais. A área é dividida em nove sub-bacias interligadas por grandes rios: Alto-Jacuí, Pardo, Vacacaí, Baixo Jacuí, Taquari-Antas, Caí, Sinos, Gravataí e lago Guaíba. Os cursos destes rios levam ao grande lago da capital, o Guaíba, que é o depositário do que é trazido no percurso desses sistemas que descem a serra e o planalto, partindo de uma altitude de 1.000 metros (Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul, 1998).

O rio das Antas nasce em São José dos Ausentes e passa a ser denominado rio Taquari a partir da foz do rio Guaporé, na cidade de Mussum. Desemboca no rio Jacuí junto às cidades de Triunfo (margem esquerda da confluência dos dois rios) e São Jerônimo (margem direita). Na bacia hidrográfica do rio Taquari situa-se o rio Taquari-Mirim, que por sua vez recebe as águas oriundas da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt. Esta última possui uma área de 50.53 km<sup>2</sup>, e está localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul, na banda oriental dos limites do Município de Santa Cruz do Sul, em área de transição entre a depressão e as primeiras encostas da Serra Geral. Seu curso principal possui uma extensão de 14,2 km, estando a nascente localizada nas coordenadas 52°24'25" Oeste e 29°39'10" Sul, e a foz nas

coordenadas 52°18'20" Oeste e 29° 40'15" Sul. Com relação à altitude, esta varia de 260 m, no divisor de águas junto à nascente principal, a 59 m na foz (Figs. 1 e 2). Atravessando zona de contato com o arenito Botucatu, seu leito é constituído, essencialmente, por seixos de basalto. Nesta bacia destacam-se como principais atividades a agricultura (fumo e arroz) e a pecuária desenvolvida em pequenas propriedades. Além disto, o arroio sofre influência de despejos oriundos de ocupações irregulares nas margens da RS-287.

De acordo com Leifheit (1978), o clima do município pode ser enquadrado no tipo subtropical com quatro estações do ano bem definidas, sendo que devido às rápidas e freqüentes alterações altimétricas tem-se a formação de verdadeiros mesoclimas com áreas circunjacentes de maiores ou menores temperaturas. A chuva é bem distribuída nos diversos meses do ano, ocorrendo as maiores precipitações em julho, agosto e setembro, com raros períodos de estiagem superiores a 25 dias. Pela classificação proposta por Köeppen, a microbacia está inserida no tipo climático Cfa ou subtropical úmido (Moreno, 1961).

## **2.2 Peridiocidade das Amostragens**

De maneira geral, o intervalo de coleta de amostras depende do propósito específico do estudo (Ludwig & Reynolds, 1988). De acordo com Harris (1980), pesquisas sobre mudanças na comunidade algal têm se ajustado a escalas temporais que variam de semanas a anos. Entretanto, Cushing (1975), atenta para o fato de que, no caso da comunidade de algas, a variabilidade sazonal deve ser considerada. Isto é particularmente importante em zonas temperadas onde alterações na biomassa estão associadas às mudanças de estações climáticas.

No caso de áreas tropicais, onde a variação sazonal anual é muito pequena, estudos de distribuição em um curto período de tempo e em micro escala, podem ser mais importantes do que variações em grandes proporções (Lobo, 1995).

Para esta pesquisa, optou-se pela realização de quatro excursões científicas a seis estações de coleta distribuídas ao longo da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, durante os meses de janeiro e fevereiro de 2004, totalizando 24 amostragens (Tabs.1 e 2; Figs. 2 e 3).

**Tabela 1.** Datas e horário das amostragens realizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, no período de janeiro e fevereiro de 2004. Número de registro (Reg. - EL) junto ao Laboratório de Limnologia da UNISC.

Campanha	S1	Reg.	S2	Reg.	S3	Reg.	S4	Reg.	S5	Reg.	S6	Reg.
5/1/2004	8h 05min	918	8h 35min	919	9h 25min	920	11h 50min	921	10h 10min	922	11h	923
13/1/2004	8h 25min	924	9h	925	10h	926	12h 20min	927	11h	928	11h 30min	929
27/1/2004	7h	930	7h 50min	931	8h 35min	932	10h 45min	933	9h 20min	934	10h	935
3/2/2004	7h 10min	936	8h 05min	937	9h	938	11h 40min	939	9h 40min	940	10h 40min	941

**Tabela 2.** Coordenadas UTM das estações de coleta localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.

Estações	GPS (UTM)	
	E	N
S1	22J 0364875	6718002
S2	22J 0364734	6716080
S3	22J 0367805	6714323
S4	22J 0368872	6711905
S5	22J 0369402	6715839
S6	22J 0371301	6716076

A escolha do verão levou em consideração o objetivo fundamental de gerar subsídios ao biomonitoramento, uma vez que Kelly *et al.* (1998) afirmam que em rotinas de bioindicação com diatomáceas, as amostragens devem ser conduzidas em períodos de baixa vazão, ou quando a máxima concentração de poluentes é esperada. Ainda conforme estes autores, a comunidade destas algas reage mais rapidamente a alterações da qualidade da água nos períodos de maior temperatura. Para Round (1993), de maneira geral, todas as espécies de determinado sistema estão presentes ao longo de todo o ano, porém, ligeiras variações sazonais têm sido registradas. Segundo este autor, alguma confusão na literatura tem sido causada devido à constatação de massivo incremento da biomassa, em termos de número de células, na primavera, sem alterar, contudo, as espécies indicadoras que estão presentes em todas as estações do ano. Além do mais, conforme sentença O'Connell *et al.* (1997), um rio é um sistema altamente estocástico, cujas características químicas estão em constante transformação. Logo para se obter uma melhor estimativa da variabilidade de determinado parâmetro ambiental, deve-se repetir as medições deste em intervalos freqüentes no mesmo local de interesse e época do ano, potencializando a relação entre a qualidade da água do meio

circundante e a variação da estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas. Esta mesma estratégia foi recentemente adotada por Ghosh & Gaur (1998) e Soininen *et al.* (2004).

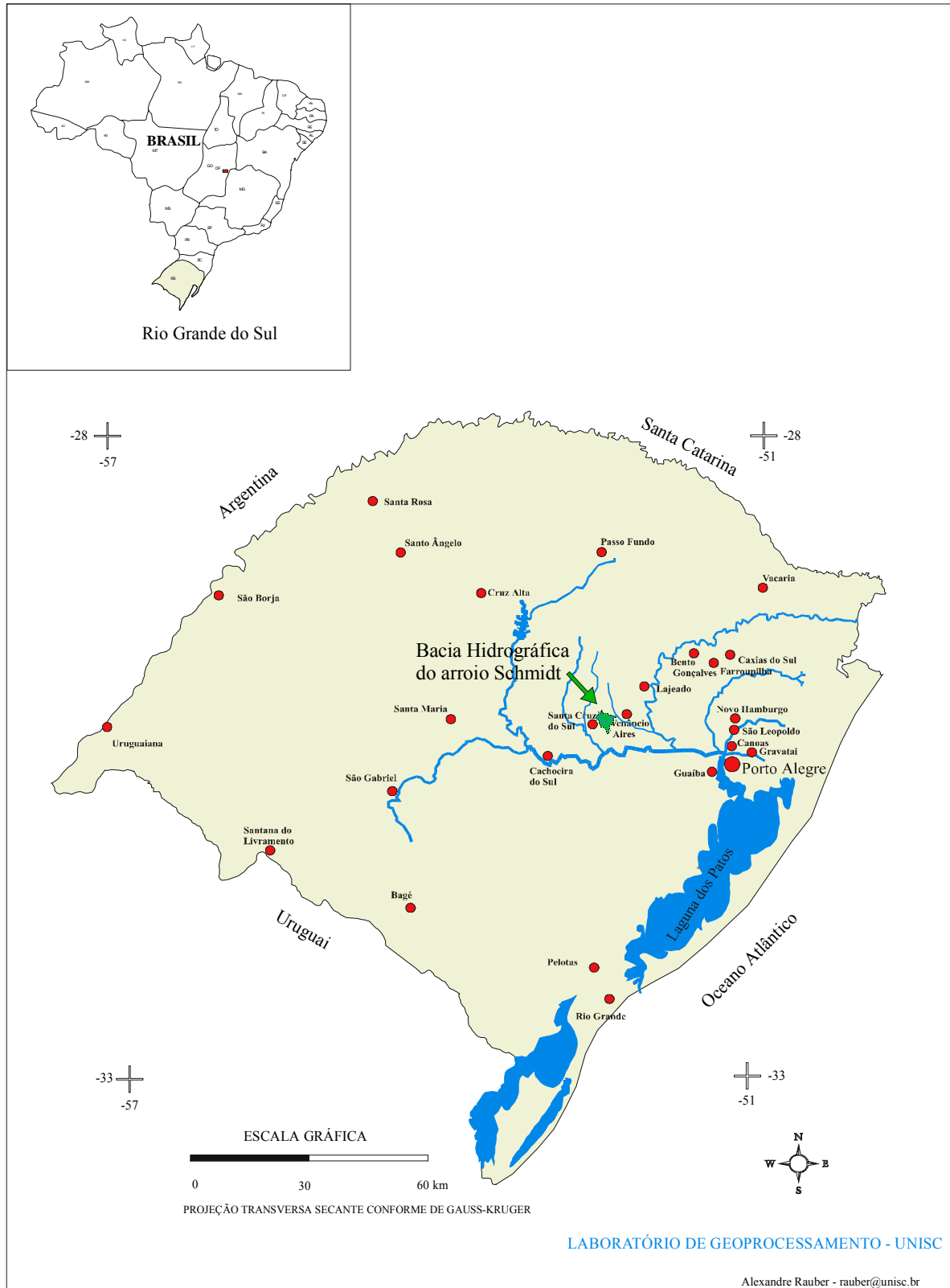
### 2.3 Amostragem e análise das variáveis físicas, físico-químicas e químicas

As medidas de pH, temperatura e condutividade elétrica da água foram obtidas no momento da coleta. Para o oxigênio dissolvido e demanda biológica de oxigênio em cinco dias ( $\text{DBO}_5$ ), foram utilizados frascos tipo Winkler. Para turbidez (TURB), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos (SS) e sílica ( $\text{SiO}_4^{2-}$ ) as amostras foram coletadas na sub-superfície em frascos de polietileno de 1000 ml, acondicionados em caixas de isopor contendo gelo e encaminhados para o Laboratório de Análise de Águas da Central Analítica da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC). As técnicas de coleta e análise encontram-se descritas em American Public Health Association (1999) (Tab. 3).

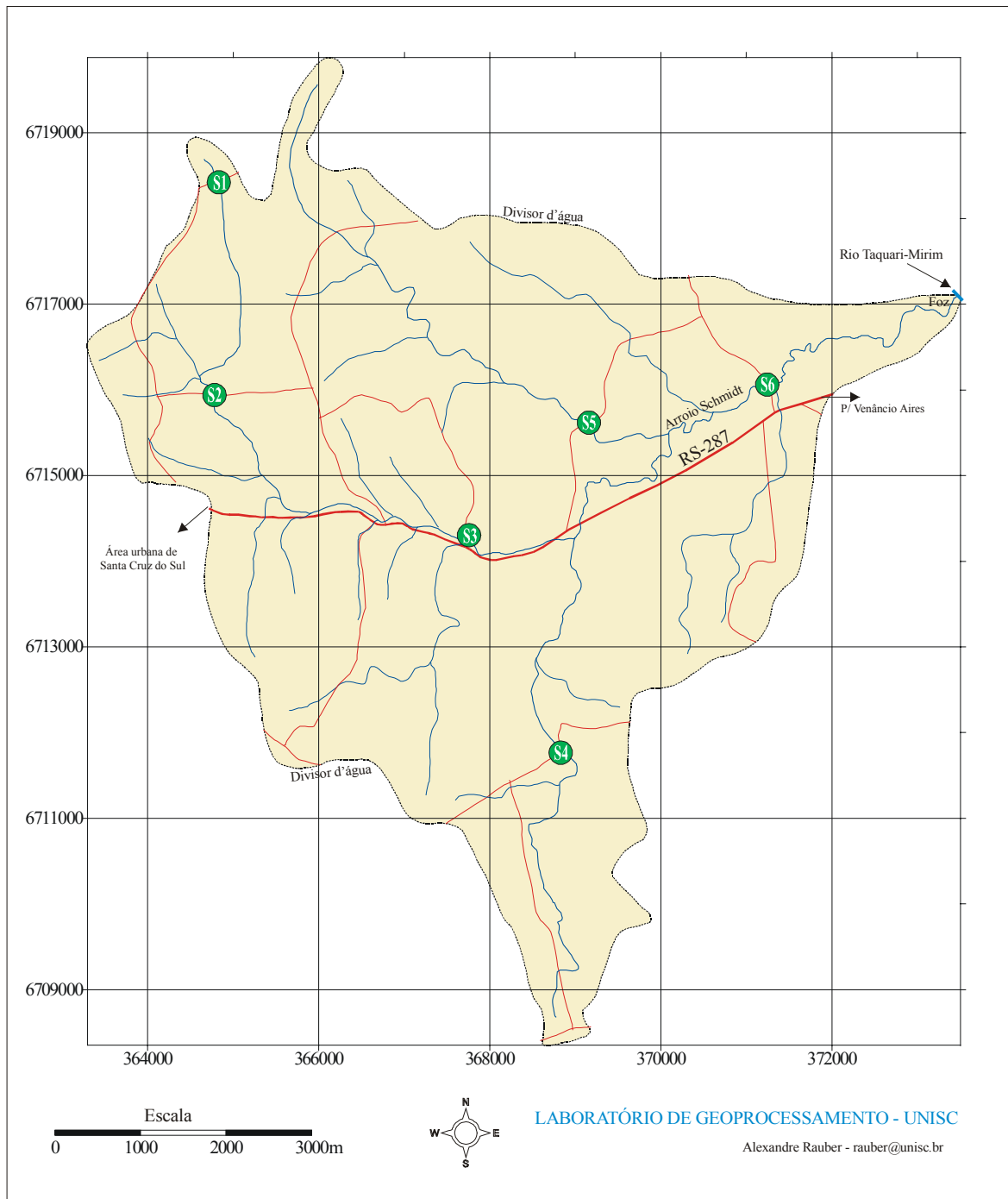
O oxigênio dissolvido foi fixado em campo com sulfato manganoso e iodeto de potássio alcalino, e a saturação de oxigênio ( $\%O_2$ ) foi definida pelo produto desta variável com o fator dado por Schäfer (1984) que considera a temperatura da água no momento da coleta. O déficit de saturação de oxigênio (DSO) foi calculado subtraindo de 100 o valor da percentagem de saturação.

As estações de coleta foram classificadas em relação ao grau de saprobidade segundo a terminologia proposta por Hamm (1969) e Dworski (1981), tendo por base o valor do Índice de Saprobidade (IS) dado pela Tabela 4.

Uma amostragem piloto foi previamente conduzida nas referidas unidades amostrais em julho de 2003 com o intuito de testar e adequar as metodologias analíticas empregadas neste estudo.



**Figura 1.** Mapa da área de estudo mostrando a localização da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt inserida no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.



**Figura 2.** Estações de amostragem, S1 a S6, localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil.





**Figura 3.** Aspecto geral das estações de amostragem localizadas na microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil. **A,B:** estação S1, nascente; **C:** estação S2; **D:** estação S3; **E,F:** estação S4; **G,H:** estação S5; **I,J:** estação S6, próxima a foz.

**Tabela 3.** Métodos analíticos para obtenção de dados físicos, físico-químicos e químicos.

Variável	Método	Instrumentação	Expressão do Resultado	Limite de Detecção
Luminosidade	-	Iluminômetro Kyoritsu mod. 5200	lux	0,0
Condutividade	Potenciôométrico	Condutivímetro de campo OAKTON modelo CON 5, ARCON series	$\mu\text{S cm}^{-1}$	0,1
Temp. da água	-	idem	$^{\circ}\text{C}$	0,1
Oxigênio dissolvido (OD)	Winkler Volumétrico	-	$\text{mg L}^{-1}$	0,2
pH	Potenciôométrico	pHmetro de campo QUIMIS Q-400 H	-	0,1
Largura do rio	-	Fita métrica	m	0,01
Diâmetro das rochas	-	Fita métrica	cm	0,1
Profundidade	-	Fita métrica	cm	0,1
Velocidade da correnteza	-	Micromolinete	$\text{cm s}^{-1}$	1,0
Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias ( $\text{DBO}_5$ )	Winkler	Estufa incubadora modelo 347.1 G	$\text{mg L}^{-1}$	0,2
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxo Fechado	-	$\text{mg L}^{-1}$	5,0
Fósforo Total	Absorciométrico com digestão Ac. Ascórbico	Espectrofotômetro Hach mod. DR 2010	$\mu\text{g L}^{-1}$	15
Nitrato ( $\text{NO}_3^{-2}$ )	Absorciométrico Redução do cádmio	Espectrofotômetro Hach mod. DR 2010	$\mu\text{g L}^{-1}$	10
Sólidos Totais Dissolvidos	Gravimétrico	Cone Inhoff	$\text{mg L}^{-1}$	1,0
Turbidez	Nefolométrico	Turbidímetro portátil Orbeco-Hellige modelo 966	NTU	0,01
Sólidos suspensos	Gravimétrico	Cone Inhoff	$\text{mg L}^{-1}$	1,0
Sílica	Calorimétrico (Molibdosilicato)	-	$\text{mg L}^{-1}$	0,4

**Tabela 4.** Classificação dos níveis de saprobidade em função das variáveis físicas e químicas segundo Hamm (1969) e Dworski (1982) (DSO: déficit de saturação de oxigênio;  $\text{DBO}_5$ : demanda biológica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio).

Classe	Grau de Saprobidade	Concentração orgânica	DSO	$\text{DBO}_5$	DQO
I	Oligossapróbico	ausente - desprezível	0 – 5	0.0 – 0.5	1 – 3
I-II	Oligo/ $\beta$ -mesossapróbico	desprezível	5 – 15	0.5 – 2.0	3 – 6
II	$\beta$ -mesossapróbico	moderada	15 – 30	2.0 – 4.0	6 – 10
II-III	$\beta/\alpha$ -mesossapróbico	crítica	30 – 50	4.0 – 7.0	10 – 19
III	$\alpha$ -mesossapróbico	alta	50 – 75	7.0 – 13.0	19 – 75
III-IV	$\alpha$ -mesopolissapróbico	muito alta	75 – 90	13.0 – 22.0	>75
IV	Polissapróbico	excessiva	>90	>22	>75



#### 2.4 Amostragem e análise das diatomáceas epilíticas

Estudos realizados por Cazaubon & Loudiki (1986) e Cazaubon *et al.* (1995) têm demonstrado que a flora algal de diferentes partes da mesma rocha varia dependendo de sua orientação em relação à corrente. Em trabalhos de biomonitoramento comumente tem-se utilizando a superfície voltada para a luz como microhabitat preferencial (Round, 1991; Cazaubon, 1988). Desta forma, para as análises qualitativas e quantitativas, amostras de diatomáceas epilíticas foram extraídas de quadrados com uma área de 25 cm<sup>2</sup> estabelecidos sobre a superfície superior de seixos submersos com o auxílio de uma escova de dentes, conforme a metodologia descrita em Kobayasi & Mayama (1982), Lobo (1995), Kelly *et al.* (1998), Miranda (2003) e Souza (2002). Cada amostra foi constituída por cinco rochas totalizando 125 cm<sup>2</sup> por sítio, uma vez que áreas variando entre 75 e 125 cm<sup>2</sup> têm sido utilizadas para obtenção de amostras compostas representativas em estudos sobre a ecologia das comunidades epilíticas (Anderson *et al.*, 1983; Raschke, 1993; Miranda, 2003). O material coletado foi transferido para um frasco com capacidade de 220 ml, e transportado ao laboratório de Limnologia da Universidade de Santa Cruz do Sul onde foi submetido às etapas de oxidação e preparação de lâminas permanentes.

De acordo com Round (1993), o desenvolvimento de uma comunidade rica em diatomáceas sobre as rochas se distingue pela presença de um revestimento de coloração marrom escuro. Assim, a amostragem caracterizou-se pela seleção preferencial de substratos com as características supramencionadas, desde que apresentassem mesma formação geológica e estivessem situadas no, ou mais próximo possível, do talvegue.

Mayama & Kobayasi (1984) recomendam 30 cm como medida adequada de submersão do substrato rochoso, e Lindstrom apud Kelly (1998), no mínimo 20 cm. Kelly *et al.* (1998), por sua vez dão pouca importância para a determinação de uma profundidade mínima e destacam que águas mais rasas também são adequadas se o coletor estiver seguro de que a superfície das pedras não foram expostas, o que poderia aumentar a proporção de certas espécies aerófilas como *Luticola goeppertiana*. Visando a obtenção de um valor final médio utilizado na etapa de processamento estatístico dos dados, a profundidade em que se encontravam as rochas que compunham uma amostra foi determinada com o auxílio de uma fita métrica.

O tamanho dos seixos é outro fator que pode afetar as comunidades epilíticas. Há quase um consenso de que rochas mais largas possuem uma flora melhor estabelecida, enquanto que as menores, pelo fato de estarem constantemente sendo removidas durante os períodos de cheias, apresentam uma riqueza menor (Duffer & Dorris, 1966). Por este motivo procurou-se auferir também o diâmetro das rochas.

A camada mucilaginosa que cobre as pedras (produzida pelo perifíton), atua como uma armadilha para a areia que acaba se depositando sobre a comunidade de diatomáceas epilíticas criando um ambiente favorável para o desenvolvimento de uma densa comunidade episâmica, que, se incluída nos registros, acaba por distorcer os dados. Na Inglaterra, por exemplo, a comunidade realmente epilítica correspondeu somente a 10% das floras registradas na maioria dos estudos, pertencendo 90% a contaminantes do epipelon ou do epifiton de lagos, reservatórios e do próprio solo (Round, 1991). Por este motivo, as rochas selecionadas receberam, conforme recomendação de Round (1993), um leve esguicho de água deionizada para remoção de camadas finas de areia ou sedimento e da diatomoflora associada a estes substratos.

Alguns autores acreditam que o regime de luz pode afetar tanto a estrutura da comunidade de diatomáceas (Cox, 1984; Kawencka 1985, 1986), quanto seus processos fisiológicos (Guasch & Sabater, 1995). No entanto Rodrigues (1999), citando O'Quinn e Sullivan (1983), atenta para o fato de que estes últimos, trabalhando em um sistema lótico no Mississipi, EUA, verificaram que, com poucas exceções, as diatomáceas dominantes foram igualmente abundantes em lugares sombreados e não sombreados. Para Round (1991) este é um problema que necessita de mais investigações. Desta forma, o sombreamento em função da vegetação ripária foi estabelecido de forma subjetiva conforme Kawencka (1985, 1986), com o auxílio de um luxímetro em dia de céu claro em um intervalo de uma hora e dez minutos entre o primeiro e o último sítio amostrado.

Antoine & Benson-Evans (1982) e Wendher (1992), destacam que correntezas de maior velocidade podem afetar a taxa de crescimento e a abundância relativa das espécies de diatomáceas epilíticas, além de diminuir a diversidade (Lindstron & Traaen, 1984; Rolland *et al.*, 1997). Objetivando determinar a contribuição desta variável sobre a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas da microbacia do arroio Schmidt, a velocidade do fluxo foi

determinada utilizando um micromolinete especialmente desenvolvido para medidas em ambientes de águas rasas.

#### 2.4.1 Oxidação das amostras e preparação de lâminas permanentes

Em laboratório cada amostra recebia 1 mL de formalina 4%. Após homogeneização, uma alíquota de 20 mL era transferida para tubos de ensaio para adição de 6,0 mL de ácido sulfúrico concentrado ( $H_2SO_4$ ). Os tubos eram levados ao fogo em banho-maria por 1 hora e 30 minutos. Depois de resfriados, acrescentava-se 0,8g de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) em nova etapa de banho-maria por 1 hora e 30 minutos. Em seguida iniciava-se o processo de limpeza via introdução de água deionizada, centrifugação e descarte do sobrenadante. Por fim, eram acrescentados 2 mL de ácido clorídrico (HCl) aos tubos de ensaio, que eram mais uma vez submetidos ao banho-maria por 1 hora. As amostras eram novamente lavadas e centrifugadas para remoção do ácido e os sedimentos transferidos para frascos de estocagem devidamente rotulados (Lobo *et al.*, 1995).

O conteúdo do recipiente de armazenamento era ajustado ao seu volume limite utilizando água deionizada. Este volume foi calculado a partir da média de 20 frascos, que passou a corresponder a 125 cm<sup>2</sup> de sedimento do local de amostragem. A amostra final foi registrada e depositada no Laboratório de Limnologia da UNISC (Tab. 1).

Após a homogeneização da amostra, 1 mL da suspensão era depositado sobre uma lamínula (18mm x 18mm) com o auxílio de uma pipeta. A secagem da lamínula era realizada sobre uma chapa quente a uma temperatura de 80 °C. Para tentar evitar a distribuição desigual das células, 2 a 3 gotas de etanol eram adicionadas à suspensão no momento da secagem, produzindo uma distribuição homogênea das valvas sobre a superfície da lâmina (Macbride, 1983; Round, 1993).

Depois de seca, a lamínula era invertida e colocada sobre uma gota de meio de montagem com alto índice de refração (Naphrax) previamente depositada sobre a lâmina. As lâminas eram então dispostas sobre a chapa quente até a evaporação completa do solvente volátil do Naphrax, para depois, finalmente, serem rotuladas.

### 2.4.2 Identificação, contagem e registro fotomicrográfico

A identificação e contagem das espécies de diatomáceas foram efetuadas em um microscópio óptico Olympus BX40. As fotomicrografias foram realizadas em microscópio óptico Olympus BX40 com equipamento fotográfico Olympus PM-20, microscópio óptico Olympus BX51 e máquina digital Olympus/Camedia e microscópio óptico Zeiss Axioplan com contraste de fase.

Todos os indivíduos foram identificados e computados até a obtenção de uma população representativa, determinada pelo método gráfico de estabilização da curva a partir da adição de espécies novas com o aumento da área amostrada (Bicudo, 1990), desde que um mínimo de 600 valvas fossem registradas, conforme recomendações de Descy (1979), Kobayasi & Mayama (1982), Nather Kan (1990) e Raschke (1993), com uma eficiência de contagem de 90% determinada a partir de Pappas & Stormer (1996). As contagens foram iniciadas no meio do eixo da lamínula, da esquerda para direita, sendo que ao término do primeiro transecto números aleatórios eram sorteados com o auxílio de uma calculadora para determinar se a próxima transecção a ser analisada seria aquela localizada imediatamente acima ou abaixo da atual. Para tanto, quando o último algarismo sorteado estivesse entre um e cinco, prosseguia-se para o transecto inferior, da mesma forma, se o número sorteado variasse entre seis e zero, o transecto superior passava a ser considerado.

O reconhecimento dos táxons baseou-se nas obras taxonômicas básicas de Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a,b), Krammer (2000), Lange-Bertalot (1996, 2001) Lange-Bertalot & Metzeltin (1996), Metzeltin & Lange-Bertalot (1998, 2002), Rumrich *et al.* (2000), Simonsen (1987) e Patrick & Reimer (1966), além de consultas a periódicos especializados.

### 2.4.3 Parâmetros da estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas

A concentração de células por cm<sup>2</sup> foi estimada pela multiplicação do número de valvas de cada táxon pelo fator de conversão dado por Lobo (1995) e Souza (2002):

$$Cf = [(N_0/N_1) * (VO_0/VO_1) * (V_0/V_1) * (1/A_0)], \text{ onde:}$$

$N_0$  = número total de transectos na lâmina (85,4 campos alinhados);

$N_1$  = número de transectos contados na lâmina;

$VO_0$  = volume da amostra original proveniente da raspagem do amostrador (220 mL);

$VO_1$  = volume da subamostra tomada para oxidação (20 mL);

$V_0$  = volume final da amostra oxidada que foi diluída (10 mL);

$V_1$  = volume da amostra oxidada usada para cobrir a lâmina (1 mL);

$A_0$  = área da pedra a partir da qual a amostra original foi tomada (125 cm<sup>2</sup>).

Além da densidade valvar, estimou-se a riqueza específica, expressa em número total de táxons presentes na amostra, o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988), e a uniformidade utilizando o índice de Pielou (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para a determinação das espécies abundantes, foi adotado o critério de Lobo & Leighton (1986), que considera abundantes aquelas cujas densidades superam a média da amostra.

## **2.5 Procedimentos estatísticos**

### **2.5.1 Análise de espécies indicadoras**

No que se refere ao estudo das algas, diversos autores já concluíram que as medidas de diversidade por si próprias não são adequadas como indicadoras ambientais, já que fatores distintos à poluição podem afetar significativamente a diversidade de espécies (e.g., Magurran, 1988; Lobo & Kobayasi, 1990; Rodrigues & Lobo, 2000).

Conforme proposto por Webb (1989) e Cousins (1991), a diversidade representativa é um critério mais satisfatório, o que implica no desenvolvimento de uma lista de assembléias de espécies típicas para determinados habitats ou combinação de fatores ecológicos (Dufrêne e Legendre, 1997).

Neste contexto, padrões de distribuição e abundância das espécies foram explorados através da Análise de Espécies Indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997), que foi aplicada sobre a matriz de densidade específica com o intuito de discriminar táxons que apresentassem preferência por algum dos sítios pesquisados. De acordo com Bini (2004), tendo em vista o relativo desconhecimento de espécies indicadoras de diferentes impactos ambientais em

ecossistemas aquáticos brasileiros, essa técnica se apresenta como eficiente ferramenta para o preenchimento desta lacuna.

O método combina informação sobre a abundância e fidelidade de ocorrência de um táxon em um determinado grupo de unidades amostrais. Valores indicativos são calculados para cada espécie dentro dos grupos e estes são testados para a significância estatística usando o teste de Monte Carlo (Manly, 1991). Os valores indicativos variam de 0 a 100, sendo que o valor máximo é alcançado quando todos os indivíduos da espécie ocorrem em todas as unidades que compõem um único grupo. Usualmente, estes grupos são definidos por uma variável ambiental categórica, níveis de perturbação, tratamentos experimentais ou tipos de habitat. Neste estudo, a variável categórica adotada foi a localização das estações amostrais ao longo da microbacia do arroio Schmidt, conforme figura 2.

### **2.5.2 Ordenamento**

Os sistemas ecológicos são tipicamente regidos por uma série de interações processuais que podem variar no espaço e no tempo. A distribuição, abundância, ou o comportamento de um organismo, por exemplo, são afetados simultaneamente por muitos fatores bióticos e abióticos. Além disso, é freqüente a existência de sinergismos e processos de realimentação entre estes fatores e os padrões originados destas combinações. Esta multiplicidade de interações causais torna excepcionalmente difícil a análise das comunidades. Como resultado, ecólogos têm há muito abandonado a preferência pelos delineamentos univariados clássicos, uma vez que, em pesquisas ambientais, é muito mais freqüente os casos em que os questionamentos só podem ser respondidos a partir da consideração de uma série de descritores de maneira simultânea e integrada (McGarigal *et al.*, 2000).

Os métodos de ordenação podem ser definidos como procedimentos que adaptam enxames de dados multidimensionais em forma de pontos de tal forma que, quando projetados em um espaço bidimensional (como uma folha de papel), estes possam tornar aparente padrões intrínsecos (Pielou, 1984). Ou seja, seu propósito principal é o de organizar entidades amostrais (sítios, espécies, etc.) ao longo de um gradiente contínuo e inteligível, quantificando as inter-relações entre um grande número de variáveis interdependentes, explicando-as em termos de um pequeno conjunto de dimensões (McGarigal *et al.*, 2000).

Assim, visando evidenciar os fatores ambientais responsáveis pela distribuição das espécies, aplicou-se Análise Canônica de Correspondência (ACC) (Ter Braak, 1986). A escala do ordenamento dos escores foi otimizada pelas espécies, sendo selecionados para o diagrama de dispersão aqueles derivados da matriz ambiental (escores de correlação linear), opção fortemente recomendada por Palmer (1993). Desta forma, para manter a consistência da interpretação dos resultados, empregou-se as correlações “intraset” (McCune & Mefford, 1999), destacadas por Ter Braak (1986) como imunes ao problema da multicolinearidade.

A probabilidade dos autovalores terem ou não sido atribuídos ao acaso, foi verificada através do Teste Monte Carlo (999 permutações;  $p \leq 0,05$ ). O logaritmo da densidade das espécies indicadoras ( $\log |x+1|$ ) e dos dados físicos, físico-químicos e químicos supramencionados, com exceção do sombreamento, constituíram, respectivamente, a matriz biótica e abiótica. No diagrama de dispersão que sumariza as informações fornecidas pela análise, cada flecha indica a direção ou eixo obtido pela extensão da mesma em ambas as direções, sendo que, para cada ponto de posicionamento de determinada unidade amostral, deve-se traçar uma linha perpendicular a este eixo a fim de se determinar sua preferência ambiental. O tamanho da flecha representa o quanto a distribuição das populações varia ao longo da característica ambiental em questão, logo, indica sua importância (Ter Braak, 1986). O ângulo formado entre as flechas indica a correlação existente entre as variáveis (Palmer, 1993).

As variáveis físicas e químicas que se apresentaram mais correlacionadas com os eixos do ordenamento foram selecionadas para caracterizar as preferências ecológicas das espécies indicadoras.

As duas análises foram processadas pelo software PC-ORD, versão 4.0 para Windows (McCune & Mefford, 1999).

### **2.5.3 Testes de aleatorização e autoreamostragem**

Uma vez que a análise de ordenação possuiu caráter exploratório, buscou-se avaliar a significância das diferenças constatadas entre as variáveis ambientais, nas distintas estações de amostragem, realizando testes de hipótese via aleatorização e autoreamostragem, com

delineamento em blocos, conforme descrito em Pillar & Orlóci (1996). Desta forma, as diferentes datas de amostragem constituíram os blocos, isolando-se o efeito temporal. A hipótese de nulidade ( $H_0$ ) testada foi de não haver diferenças significativas entre as comparações, utilizando o critério da soma dos quadrados de distâncias euclidianas entre unidades amostrais. A probabilidade  $p$  de que a soma de quadrados obtida por aleatorização ( $Q_{ALE}$ ) seja tão extrema quanto a soma de quadrado dos dados observados ( $Q_{OBS}$ ), foi obtida pela divisão do número de iterações em que a soma de quadrados aleatória foi maior ou igual à soma de quadrados dos dados observados por 10.000 iterações.

As correlações entre as espécies e o componente abiótico também foram avaliadas através de teste de aleatorização e autoreamostragem. Para tanto, computou-se o coeficiente de correlação entre variáveis que foi testado a partir da hipótese de nulidade ( $H_0$ ), de não associação entre os pares examinados em 10.000 iterações, seguindo recomendação de Pillar (2001). Quando necessário para auxílio na discussão dos dados, utilizando o mesmo procedimento, foram testadas as correlações entre as variáveis ambientais.

Os testes de aleatorização e autoreamostragem foram desenvolvidos no software MULTIV 2.1.1 (Pillar, 2001).



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of water and Wastewater*. 20 ed. Washington. 1999. CD-ROM.
- ANDERSON, D. S.; DAVIS, R. B. & FORD, M.S. Relationships of sediment diatom species (Bacillariophyceae) to environmental gradients in dilute northern new England lakes. *Journal of Phycology*, 29: 307-313, 1983.
- ANTOINE, S.E. & BENSON-EVANS, K. The effect of current velocity on the rate of growth of benthic algal communities. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 67: 575-583, 1982.
- BATTARBEE, R.W; JONES, V.J.; FLOWER, R.J.; CAMERON, N.G.; BENNION, H.; CARVALHO, L. & JUGGINS, S. Diatoms. In: SMOL, J.P; BIRKS, H.J.B. & LAST, W.M. (eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 2001. p. 155-202.
- BEAUMONT, P. Hydrology. In: WHITTON, B.A. (Ed.). *River Ecology*. Oxford, UK, Blackwell Scient. Publ., 1975. p. 1-38.
- BICUDO, D. C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnol. Brasil.*, 3: 459-475, 1990.
- BIGGS, B.J.F. Patterns in benthic algae of streams. In: STEVENSON, J. & BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego, Academic Press, 1996. p. 31-56.
- BINI, L. M. Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: BICUDO, C. E. M. & BICUDO, D. C. (Orgs.). *Amostragem em limnologia*. São Carlos, RIMA, 2004. p. 73-107.
- BOLLMANN, H. A. & MOTTA MARQUES, D. M. L. Critérios Biológicos de Qualidade das Águas. In: TUCCI, C. E. M. & MOTTA-MARQUES, D. M. L. (ed.). *Avaliação e Controle da Drenagem Urbana. Volume 2*. Porto Alegre: ABRH, 2001. 548 pp.
- BOTT, T. L. 1983. Primary productivity in streams. In: BARNES, J. R. & MINSHALL, G. W. (Eds.). *Stream Ecology*. New York, Plenum, 1983. p. 29-53.
- BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo, CETESB, 1978. 619 pp.
- BREWER, R. *The Science of Ecology*. 2ed. Orlando, Florida, Saunders College Publishing, 1994. 816 pp.
- BUS, D.F.; BAPTISTA, D.F. & NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água em rio. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 19(2): 465-473, mar-abr, 2003.

- CAMARGO, J. A. The importance of biological monitoring for ecological risk assessment of freshwater pollution: a case study. *Environ. Int.*, 20: 229-238m, 1994.
- CAZAUBON, A. & LOUDIKI, M. Microrépartition des algues épilithiques sur les cailloux d'un torrent Corse, le Rizzanèse. *Ann. Limnol.*, 22: 3-16, 1986.
- CAZAUBON, A. Rôle du courant sur la microdistribution des diatomées épilithiques dans une rivière méditerranéenne, l'Argens (Var. Provence). *Proceedings of the 9<sup>th</sup> Diatom Symposium*, Biopress. Bristol. 1988. p. 91-107.
- CAZAUBON, A.; ROLLAND, T. & LOUDIKI, M. Heterogeneity of periphyton in French Mediterranean rivers. *Hydrobiologia.*, 300/301: 105-114, 1995.
- COSTE, M.; BOSCA, C. & DAUTA, A. Use of algae for monitoring rivers in France. In: WHITTON, B.A., ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (Eds.). *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. 1991. p. 75-88.
- COUSINS, S. H. Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology and Evolution*, 6:190-192, 1991.
- COX, E. J. Observations on some benthic diatoms from North German lakes: the effect of substratum and light regime. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 22: 924-928, 1984.
- COX, E. J. Studies on the diatom Genus *Navicula* Bory. IV. The identity, structure and ecology of some freshwater species. *Diatom Research*, 2: 159-174, 1987.
- CUSHING, D. H. *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge, Cambridge University Press, 1975. 301pp.
- DESCY, J. P. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beibef.*, 64: 305-323, 1979.
- DUFFER, W. R. & DORRIS, T. C. Primary productivity in a southern Great plains stream. *Limnol. Oceanogr.*, 11: 143-157, 1966.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366, 1997.
- DWORSKI, E. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft: Detaildarstellung der Gewässergüte für Fließgewässer Tirols. Wasserwirtschaftskataster, Grundlagen der Wasserwirtschaft, Wien. 1982. *Apud* SILVA-BENAVIDES, A. M. The use of water chemistry and benthic diatom communities for qualification of a polluted tropical river in Costa Rica. *Revista Biologia Tropical*, 44(2): 395-416, 1996.
- EUROPEAN COMMUNITY. Council directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). *Official Journal of the European Community Series L.*, 135: 40-52, 1991.
- FRITSCH, F.E. The encrusting algal communities of certain fast-flowing streams. *New Phytologist*, 28: 165-196, 1929.

- GOLD, C.; FEURTET-MAZEL, A.; COSTE, M. & BOUDOU, A. Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers. *Water Research*, 36: 3654-3664, 2002.
- GHOSH, M. & GAUR, J. P. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*, 60: 1-10, 1998.
- GUASCH, H. & SABATER, S. Seasonal variations in photosynthesis irradiance responses by biofilms in Mediterranean streams. *J. Phycol.*, 31: 727-735, 1995.
- GUILLARD, R.R.L. & KILHAM, P. The ecology of marine planktonic diatoms. In: WERNER, D. (ed.). *The Biology of Diatoms. Botanical Monographs* vol. 13, Oxford, Blackwell Scientific Publications. 1977. p. 372-469.
- HAMM, A. Die Ermittlung der Gewässergüteklassen bei Fließgewässern nach dem Gewässergütesystem und Gewässergütemogramm. *Müncher Beiträge zur Abwasser-Fischerei- und Flussbiologie*, 15: 46-48, 1969.
- HARRIS, G. P. Temporal and spatial scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods models and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 877-900, 1980.
- HARWOOD, D.M. & GERSONDE, R. Lower Cretaceous diatoms from ODP leg 113 site 693 (Weddell Sea). Part 2: resting spores, chrysophycean cysts, an endoskeletal dinoflagellate, and notes on the origin of diatoms. In: BARKER, P.F. & KENNET, J. P. *Proc. ODP Sci. Results*, 113: College Station, TX (Ocean Drilling Program). 1990. p. 403-425.
- HOLMES, N.T.H.; NEWMAN, J.R.; CHADD, S.; ROUEN, K.J.; SAINT, L. & DAWSON, F.H. Mean Trophic Rank: A User's Manual. *R&D Technical Report E38*. Environment Agency, Bristol. 1999.
- HUSZAR, V. L. M. & SILVA, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplânctônica no Brasil: Cinco décadas de Estudos. *Limnotemas*, (2), 1999.
- KATOH, K. Variation in Species Composition of Diatom Assemblages in an Unpolluted River. *Japanese Journal of Limnology*, 52 (3): 145-151, 1991.
- KAWECKA, B. Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. *Acta Hydrobiol.*, 22: 361-420, 1980.
- KAWECKA, B. Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts. Poland) with special consideration of light and temperature. *Acta Hydrobiol.*, 27: 299-310, 1985.
- KAWECKA, B. The effect of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczyski stream (Tatra Mts. Poland). *Acta Hydrobiol.*, 28: 379-386, 1986.
- KELLY, M. G. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, 32: 236-242, 1998.

- KELLY, M. G & WHITTON, B. A. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444, 1995.
- KELLY, M. G.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL'UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASH, H.; HÜRLIMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTROM, E. -A.; LEITAO, M.; MARVAN, P.; PADISÁK, J.; PIPP, E.; PRYGIEL, J.; ROTT, E.; SABATER, S.; van DAM, H.; VIZINET, J. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10: 215-224, 1998.
- KOBAYASI, H. & MAYAMA, S. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Japanese Journal of Phycology*, 30: 188-196, 1982.
- KOBAYASI, H., MAYAMA, S. Evaluation of river water quality by diatoms. *The Korean Journal of Phycology*, 4: 121-133., 1989.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. Ökologie der pflanzliche Saprobien. *Berichte der Deutsch Botanische Gesellschaften*, 26: 505-519, 1908.
- KOSTELL, J. A.; WANG, H.; AMAND, A. L. ST.; GRAY, K. A. Use of a novel laboratory stream system to study the ecological impact of PCB exposure in a periphytic biolayer. *Water Research*, 33 (18): 3735-3748, 1999.
- KRAMMER, K. *Diatoms of Europe*. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats (Ed. Lange-Bertalot, H.). Volume 1: The Genus *Pinnularia*. Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books. 2000. 703 pp.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. Teil 1: Naviculaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Stuttgart, Gustav Fisher. 1986. 876 p.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Stuttgart, Gustav Fisher. 1988. 596 pp.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Stuttgart, Gustav Fisher. 1991a. 576 pp.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. Teil 4: Achnanthaceae *Navicula* (Linolatae) und *Gomphonema* In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Stuttgart, Gustav Fisher Verlag. 1991b. 437 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*, 64: 285-304, 1979.

- LANGE-BERTALOT. Taxonomy. *Iconographia Diatomologica vol. 4*. Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books. 1996. 287 pp.
- LANGE-BERTALOT. *Diatoms of Europe*. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats (Ed. Lange-Bertalot, H.). Volume 2: *Navicula* sensu stricto. 10 genera Separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia*. Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books. 2001. 526 pp.
- LANGE-BERTALOT, H & METZELTIN, D. Indicators of Oligotrophy. Ecology-Diversity-Taxonomy. (Ed. Lange-Bertalot, H.). *Iconographia Diatomologica vol. 2*. Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books. 1996. 390 pp.
- LEIFHEIT, O. J. *Introdução ao Meio Ambiente de Santa Cruz do Sul*. Porto Alegre: Editora Movimento. 1978. 50 pp.
- LINDSTRØN, E. A. & TRAAEN, T. S. Influence of current velocity on periphyton distribution and succession in a Norwegian soft water river. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 22:1965-1972, 1984.
- LOBO, E. A. *Comparative study of the approaches for evaluation of river water quality using epilithic diatom assemblages*. Ph.D. Thesis, Tokyo University of Fisheries, Tokyo. 1995. 187 pp.
- LOBO, E. A. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la Zona Central de Chile. *Revista Biología Marina*, 22: 1-29, 1986.
- LOBO, E. A. & KOBAYASI. Shannon's diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in the Sakawa River System (Kanagawa Pref. Japan) and its use as an indicator of water quality. *The Japanese Journal of Phycology*, 38: 229-243, 1990.
- LOBO, E. A. & BENDER, P. Aplicabilidade de sistemas de sapróbios para avaliação da qualidade de águas correntes fortemente poluídas, no sul do Brasil, utilizando diatomáceas. *Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia, 1996*. Minas Gerais: Brasil, v. 1, p. 401-422. 1998.
- LOBO, E. A. & CALLEGARO, V. L. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. In: TUCCI, C. E. M. & MOTTA-MARQUES, D. M. (Org.). *Avaliação e Controle da Drenagem Urbana*. Porto Alegre, Ed. Universidade/UFRGS. 2000. p. 277- 300.
- LOBO, E. A., CALLEGARO, V. L. M., OLIVEIRA, M. A., SALOMONI, S. E., SCHULER, S. & ASAI, K. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brasil, *Iberingia Série Botânica*, 47: 45 -72, 1996.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. & BENDER, P. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. Santa Cruz do Sul, Brasil, EDUNISC. 2002. 127 pp.
- LOBO, E.; CALLEGARO, V. L. M.; HERMANY, G.; BES, D.; WETZEL, C. E. & OLIVEIRA, M. A. Use of epilithic diatoms as bioindicators, with special emphasis to the

- eutrophication problem of lotic systems in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16(1): 25-40, 2004a.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; HERMANY, G.; GÓMEZ, N. & ECTOR, L. Review of the use of microalgae in south america for monitoring rivers, with special reference to diatoms. *Vie et Milieu*, 54(2-3): 105-114, 2004b.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L.; WETZEL, C. E.; HERMANY, G. & BES, D. Water Quality Evaluation of Condor and Capibara Streams, Municipal District of Porto Alegre, RS, Brazil, Using Epilithic Diatom Communities as Bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 33(2): 77-93, 2004c.
- LOHMANN, K.E. & ADREWS, G.W. Late Eocene non-marine diatoms from the Beaver Divide area, Fremont County, Wyoming. *U.S. Geological Survey Professional Paper*, 593-E, 1968. 26 pp.
- LOWE, R. L. & PAN, Y. Benthic Algal Communities as Biological Monitors. In: STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L. & LOWE, R. L. (Eds.). *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. San Diego, California, Academic Press. 1996. p. 705-739.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. *Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing*. New York, John Wiley & Sons. 1988. 337 pp.
- MANN, D.G. & DROOP, J.M. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. *Hydrobiologia*, 336: 19-32, 1996.
- MACBRIDE, T. P. *Diatom Communities of the Mudginberri Corridor, Northern Territory, Australia*. Ph.D. Thesis, Macquarie University, NSW, Australia. 1983. 194 pp.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. Glenden Beach, Oregon, USA, MjM Software Design. 1999. 237 pp.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. & STAFFORD, S. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Ed. Springer-Verlag. 2000. 283 pp.
- MANLY, B. *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*. Ed. Chapman and Hall. 1991. 281 pp.
- MAGURRAN, A. *Ecological Diversity and its Measurements*. London, Croom Helm, 1988. 179 pp.
- MAYAMA, S. & KOBAYASI, H. The Separated Distribution of the two Varieties of *Achnanthes minutissima* Kütz. According to the degree of River Water Pollution. *Japanese Journal of Limnology*, 45: 304-312, 1984.
- METZELTIN, D. & LANGE-BERTALOT, H. Tropical Diatoms of South America I. Diversity-Taxonomy-Geobotany. *Iconographia Diatomologica vol. 5*. (Ed. Lange-Bertalot, H.). Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books, 1998. 695 pp.
- METZELTIN, D. & LANGE-BERTALOT, H. Diatoms from the 'Island Continent' Madagascar. Taxonomy-Biogeography-Diversity. *Iconographia Diatomologica vol. 11*. (Ed. Lange-Bertalot, H. Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books, 2002. 286 pp.

- METCALFE, J.L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139. 1989.
- MIRANDA, A. L. B. 2003. *Estrutura da comunidade e tipos funcionais de algas epilíticas na Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné, RS, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 100 pp.
- MORENO, J. A. *O Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, RS. 1961.42 pp.
- MOURTHÉ-JUNIOR, C.A. *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 de Mestrado. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2000. 87 pp.
- NATHER KHAN, I. S. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia*, 224: 175-184, 1990.
- O'CONNELL, J. M.; REAVIE, E. D. & SMOL, J. P. Assessment of water quality using epiphytic diatom assemblages on CLADOPHORA from the St. Lawrence River (Canada). *Diatom Research*, 12(1): 55-70, 1997.
- O'QUINN, R. & SULLIVAN, M. J. Community Structure Dynamics of Epilithic and Epiphytic Diatoms in a Mississippi Stream. *Journal of Phycology*, 19: 123-128, 1983.
- PALMER, M. W. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 74: 2215-2230, 1993.
- PAPPAS, J. L. & STORMER, E. F. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*, 32: 693-696, 1996.
- PATRICK, R. A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 101: 277-341, 1949.
- PATRICK, R. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. *American Society for Testing Materials. Special Technical Publication*, 528: 76-95, 1973.
- PATRICK, R. Factors to consider in interpreting diatom change. *Nova Hedwigia, Beiheft*, 106: 361-377, 1993.
- PATRICK, R. & STRAWBRIDGE, D. Variation in the structure of natural diatom communities. *The American Naturalist*, 97:51-57, 1963.
- PATRICK, R. & REIMER, C. W. The diatoms of the United States. *Monographs of Philadelphia Academy of Natural Sciences*, volume 13, 1966. 688 pp.

- PATRICK, R.; HOHN, M.H. & WALLACE, J.H. A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notulae Naturae*, No. 259. 1954. 12 pp.
- PETTS, G.E. Rivers: Dynamic Components of Catchment Ecosystems. In: CALOW, P. & PETTS, G. (Eds.). *The River Handbook*, v. II. Oxford, Blackwell Scient. Publ. 1994. p. 3-22.
- PIELOU, E. C. *The Interpretation of Ecological Data*. Ed. John Wiley & Sons. 1984. 263 pp.
- PILLAR, V. D. & ORLOCI, L. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science*, 7: 585-592, 1996.
- PILLAR, V. D. MULTIV – *Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling*. User's Guide v. 2. 1. 2001. 42 pp.
- RASCHKE, R. L. Diatom (Bacillariophyta) community response to phosphorus in the Everglades National Park, USA. *Phycologia*, 32: 48-58, 1993.
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y. & PLASTINO, E. M. (Eds.). *Algae and Environment: A General Approach*. São Paulo Sociedade Brasileira de Ficologia, CETEBS, 1992, p. 34-52.
- RODRIGUES, L. M. *Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no arroio Sampaio, Município de Mato Leitão, RS, Brasil*. Monografia (Curso de Ciências Biológicas/Ecologia) – Universidade de Santa Cruz do Sul – Santa Cruz do Sul. 1999. 62 pp.
- RODRIGUES, L. M. & LOBO, E. A. Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no Arroio Sampaio, Município de Mato Leitão, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa Série Botânica*, 12 (2):5-27, 2000.
- ROLLAND, T.; FAYOLLE, S.; CAZAUBON, A. & PAGNETTI, S. Methodological approach to distribution of epilithic and drifting algae communities in a French subalpine river: inferences on water quality assessment. *Aquat. Sci.*, 59: 57-73, 1997.
- ROTHPLETZ, A. Über die Flywsch-Fucoiden und einige andere fossile Algen, sowie über Liasische, Diatomeen führende Hornschwämme. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, 48: 845-914, 1896.
- ROTHPLETZ, A. Über einen neuen jurassischen Hornschwamm und die darin eingeschlossenen Diatomeen. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, 52: 154-160, 1900.
- ROUND, F. E. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3: 129-145, 1991.
- ROUND, F. E. *A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality*. HMSO Publisher, London. 1993. 63 pp.
- RUMRICH, U.; LANGE-BERTALOT, H. & RUMRICH, M. Diatoms of the Andes. From Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego. *Iconographia Diatomologica vol. 9*. (Ed. Lange-Bertalot, H.). Gantner Verlag, Königstein, Koeltz Scientific Books. 2000. 673 pp.



- SALOMONI, S. *Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil*. Tese de Doutorado. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 2004. 230 pp.
- SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre, Ed. da Universidade, UFRGS. 1984. 532 pp.
- SCHUMM, S.A. *The Fluvial System*. New York, Wiley-Interscience, 1977. 338 pp.
- SECRETARIA DA COORDENAÇÃO E PLANEJAMENTO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Executiva do Pró-Guaíba. Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento da bacia Hidrográfica do Guaíba. Org. por Luis Correa Noronha. Porto Alegre, Secretaria Executiva do Pró-Guaíba. 1998. 112 pp.
- SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? *Ciência e Ambiente*, 21:57-68, 2000.
- SIMONSEN, R. *Atlas and Catalogue of the Diatom Types of Friedrich Hustedt*. Vol. 1-3. Berlin, J. Cramer. 1987. 1741 pp.
- SOININEN, J.; PAAVOLA, R. & MUOTKA, T. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography*, 27: 330-342, 2004.
- SOUZA, M. G. M. *Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos-SP e sua relação com variáveis físicas e químicas*. Tese de Doutorado. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 2002. 168 pp.
- STEVENSON, J. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: STEVENSON, J. & BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (ed.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego, Academic Press, 1996. p. 121-148.
- STEVENSON, R. J. & SMOL, J. P. Use of algae in environmental assessments. In: WEHR, J. D. & SHEATH, R. G. (EDS.). *Freshwater algae of North America. Ecology and Classification*. San Diego, Academic Press, 2003. p. 775-804.
- STOERMER, E.F. & JULIUS, M.L. Centric Diatoms. In: WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. (Eds.). *Freshwater algae of North America. Ecology and Classification*. San Diego, California, EUA. Academic Press, 2003. p. 559-594.
- STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38: 913-920, 1957.
- TER BRAAK, C. J. F. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179, 1986.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.*, 37: 130-137, 1980.

- VILELA, C. G. Diatomáceas. In: CARVALHO, I.S. (ed.). *Paleontologia*. Rio de Janeiro, Interciência. 2004. p. 319-326.
- WALLEY, W.; GRBOVIC, J. & EROSKY, S.D. A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. *Water Research*, 35(18): 4285–4292, 2001.
- WATANABE, T., ASAI, K. & HOUKI, A. Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages. *Proceedings of the Ninth International Diatom Symposium 1986* (Ed. F.E. ROUND). Koenigstein, Koeltz Scientific Books. 1988. p. 123-141.
- WEBB, N. R. Studies on the invertebrate fauna of fragmented heathland in Dorset, UK, and the implications for conservation. *Biological Conservation*, 47: 153-165, 1989.
- WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. Freshwater habitats of algae. In: WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. (Eds.). *Freshwater algae of North America. Ecology and Classification*. San Diego, California, EUA. Academic Press, 2003. p. 11-57.
- WENDHER, S. Influence of current velocity on diatoms of a small softwater stream. *Diatom Research*, 7: 387-396, 1992.
- WHITTON, B.A. *River Ecology*. London, Ed. Blackwell Scientific Publications. 1975. 615 pp.
- WHITTON, B.A. & KELLY, M.G. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology*, 20: 45-56, 1995.
- WHITTON, B.A., ROTT, E. & FRIEDRICH, G. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, STUDIA Studentenförderungs-Ges.m.b.H. 1991. 193 pp.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407, 1961.

# ECOLOGIA DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS DE UM SISTEMA DE RIO DE BAIXA ORDEM DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO GUAÍBA: SUBSÍDIOS AO MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS SUL BRASILEIROS

## RESUMO

A partir da relação entre a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas de uma microbacia sul-brasileira, mudanças na qualidade da água e alterações físicas do meio, como fluxo, sombreamento ripário, largura e profundidade, objetivou-se colher subsídios para aplicação em programas de manejo e conservação de ecossistemas aquáticos. No verão de 2004 foram realizadas quatro excursões científicas a seis estações, totalizando 24 amostragens. Para o estudo das diatomáceas, uma área de 25 cm<sup>2</sup> foi raspada de cinco rochas submersas, obtendo-se 125 cm<sup>2</sup>. O material foi oxidado com K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e HCl para confecção de lâminas permanentes. Padrões de distribuição e abundância das espécies foram explorados através da Análise de Espécies Indicadoras e os fatores ambientais responsáveis por esta distribuição foram evidenciados pela Análise de Correspondência Canônica. Os resultados confirmaram a preferência de *Cymbella* e *Encyonema* por águas lentas e de elevada luminosidade, bem como a adaptabilidade de *Cocconeis* ao sombreamento. *Nitzschia acicularis*, *Surirella tenera* e *Planothidium rupestoides* revelaram-se indicadoras de ambientes meso-eutróficos. *Encyonema perpusillum* destacou-se no habitat oligo/β-mesosapróbico, e *Sellaphora pupula* no sítio de maior concentração de eletrólitos. Pelo cruzamento das respostas das espécies à saturação de oxigênio, DBO<sub>5</sub>, DQO, condutividade, fósforo total, sólidos totais dissolvidos e turbidez, foi possível estabelecer ainda dois grupos sinalizadores da qualidade da água.

**Palavras-chave:** perífiton, substrato natural, ambientes lóticos, biomonitoramento.

## ABSTRACT

### (Ecology of the epilithic diatom community in a low order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems)

From the relationship between the structure of epilithic diatom communities in the arroio Schmidt - a small stream from the Guaíba hydrographical region, RS, Brazil – and changes in water quality, as well as physical alterations of the environment such as flow, riparian shading, width and depth of the channel, this study aimed to gather subsidies to be applied in aquatic ecosystems monitoring and conservation programs. Between January and February 2004, four field trips were carried out to six sampling sites, adding up to 24 samples. Analysis of the epilithic diatom community was carried out on samples scrubbed off five replicated stones, representing a total area of 125 cm<sup>2</sup>. The samples were cleaned with K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e HCl prior to the assembly of permanent glass slides. Species distribution and abundance patterns were explored through the use of the Indicator Species Analysis and environmental factors influencing this distribution were singled out by Canonical Correspondence Analysis. The results confirmed the preference of *Cymbella* and *Encyonema* for environments where slow current and high luminosity prevail, and the adaptability of *Cocconeis* to shading. *Nitzschia acicularis*, *Surirella tenera* and *Planothidium rupestoides* were found to be good indicators of meso-eutrophic conditions. *Encyonema perpusillum* stood out as a representative of oligo/β-mesosaprobic habitats, while *Sellaphora pupula* was abundant in ion-rich environments. Comparing the species responses to oxygen saturation, BOD, COD, conductivity, total phosphorus, total dissolved solids and turbidity, two quality indicator groups were established.

**Keywords:** periphyton, natural substrata, lotic environments, biomonitoring.

## Introdução

A poluição das reservas de água doce superficiais e subterrâneas, devido aos subprodutos da crescente industrialização, geralmente agride as comunidades aquáticas. Por isso a busca por métodos adequados para monitorar a saúde ecológica destas biocenoses torna-se crucial para o entendimento da severidade e escopo de qualquer novo dano ecológico (Conh & McGuire, 2000).

Nos ambientes lóticos de baixa ordem, de todos os produtores primários, as algas perifíticas são os dominantes (Bott, 1983). O perifiton é uma matriz complexa constituída por algas microscópicas, micróbios heterotróficos, fungos, detritos orgânicos e minerais aderidos a algum substrato na zona fótica dos ambientes aquáticos, constituindo desta forma um microcosmo funcional que suporta tanto processos autotróficos quanto heterotróficos (produção primária, decomposição e ciclagem de nutrientes) (Stevenson, 1996). A maioria da biomassa neste biofilme, no entanto, está associada ao componente algal (Kostell *et al.*, 1999), sendo que entre estas se destacam as diatomáceas (Patrick & Reimer, 1966/Cox, 1987). Assim, qualquer alteração na estrutura desta comunidade acarretará mudanças significativas na dinâmica da teia alimentar destes ecossistemas. As diatomáceas perifíticas recebem denominações especiais de acordo com o substrato em que estão aderidas, incluindo indivíduos que crescem sobre outras plantas (epífiton), sobre rochas (epilítion), sobre grãos de areia (episamon) ou sobre sedimento (epipelon) (Round, 1993).

De acordo com Oliveira (1996), embora um profundo conhecimento da função das comunidades perifíticas seja necessário para uma melhor compreensão dos ecossistemas aquáticos, a informação sobre o assunto no Brasil é recente e escassa. Esta comunidade ainda não foi reconhecida como um componente-chave no entendimento do metabolismo de ecossistemas aquáticos, o que é relevante principalmente em corpos d'água pequenos e poucos profundos, expressivos no Brasil. Esta falta de informação pode inclusive prejudicar a aplicação de medidas de conservação e alternativas de gerenciamento ambiental (Bicudo *et al.*, 1995), pois desta forma pouco se explora do seu potencial de bioindicação, estando os estudos referentes a este enfoque concentrados principalmente na região sul, com ênfase no grupo das diatomáceas epilíticas (e.g. Lobo & Bender, 1998/Lobo & Callegaro, 2000/Lobo *et al.* 1996,

2002, 2004a,b,c/Salomoni, 2004). Na região sudeste Mourthé-Junior (2000) trabalhou com diatomáceas epilíticas relacionadas com a qualidade da água na bacia do rio das Velhas, região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, e Souza (2002) no rio Monjolinho, São Carlos, São Paulo.

Por serem consideradas um rico sistema de informações para o monitoramento ambiental, que pode ser explorado através da análise das características estruturais da comunidade, diversos índices auto-ecológicos, ou seja, índices que utilizam a abundância relativa das espécies de diatomáceas e suas preferências ecológicas têm sido desenvolvidos e amplamente utilizados na Europa (Stevenson & Pan, 1999). Estes índices baseiam-se na caracterização detalhada de comunidades com muitos táxons (Prygiel, 1991), ou simplesmente em poucas espécies e gêneros de modo a possibilitar sua utilização por não especialistas (Rumeau & Coste, 1988). A maioria indica a poluição orgânica da água (Palmer, 1969/Slàdecek, 1973/Descy, 1979/Lange-Bertalot, 1979a/Watanabe *et al.*, 1986), mas, recentemente, Kelly & Whitton (1995), desenvolveram um índice específico para a avaliação do estado trófico dos sistemas hídricos recalibrado posteriormente por Kelly (1998).

Seguindo esta tendência, na América Latina Gómez & Licursi (2001) publicaram a utilização de um índice regional para avaliar a qualidade da água de rios e arroios da planície pampeana da Argentina, denominado Índice de Diatomáceas Pampeano (IDP). Este índice baseia-se na sensibilidade da biocenose de diatomáceas epipélicas, integrando os efeitos do enriquecimento orgânico e eutrofização.

Para o Brasil, Lobo *et al.* (2002) desenvolveram o primeiro sistema de sapróbios do país baseado na utilização de diatomáceas epilíticas para avaliação da qualidade da água de rios e arroios sul brasileiros, a partir do estudo de 183 amostras coletadas em 31 locais de amostragem distribuídos em 18 sistemas lóticos da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil, sendo que das nove sub-bacias que a integram, apenas a sub-bacia do rio Vacacaí não foi amostrada. Complementando esta pesquisa Lobo *et al.* (2004a) incorporaram ao índice a problemática da eutrofização.

Entretanto, alterações na estrutura das comunidades ao longo de gradientes ambientais foram observadas em diversos sistemas e em diferentes escalas (e.g. Whittaker, 1967), e vários fatores naturais têm sido considerados como causadores da variação na composição específica de comunidades de diatomáceas em rios (Kato, 1991). A velocidade da correnteza, o oxigênio dissolvido e a intensidade da luz geralmente demonstram um gradiente ambiental único, que varia das cabeceiras à foz, conhecido por “*continuum*” longitudinal de Vannote *et al.* (1980), sendo que ao longo deste gradiente ambiental um grande número de características bióticas e abióticas têm sido investigadas (Naiman & Sedell, 1979/Minshall *et al.*, 1983). Por isso, mesmo que índices matemáticos sejam precisos, eles terão pouco significado a menos que estas variações naturais sejam levadas em consideração. Grandes mudanças na composição das comunidades não provam necessariamente a hipótese de que tenha ocorrido algum evento poluidor. Conclusões corretamente inferidas devem levar em conta a ecologia das espécies e suas interações (Patrick, 1993).

Neste sentido, as técnicas multivariadas podem revelar importantes fatores e gradientes ambientais que não eram conhecidos antes da análise, em contraste com os índices bióticos que são utilizados para avaliar um único fator previamente determinado (Lobo *et al.* 1995a/Lobo *et al.*, 2002). No entanto, são escassas as pesquisas envolvendo comunidades de diatomáceas realizadas no Brasil que têm explorado a abordagem multivariada (e.g. Souza, 2002/Lobo *et al.*, 2004a), e mais raro ainda têm sido a efetivação de estudos sobre a variação das comunidades em ambientes pouco impactados onde as mudanças estruturais naturais são mais evidentes (e.g. Miranda, 2003), o que se constitui em conhecimento fundamental para a validação dos sistemas auto-ecológicos supramencionados.

Além da aplicação no monitoramento ambiental, informações sobre as preferências ecológicas de espécies indicadoras obtidas a partir de dados quantitativos compilados de estudos das floras atuais visando o estabelecimento de pontos ótimos de desenvolvimento e faixas de tolerância ao longo de determinado gradiente ambiental em lagos (e.g. Hall & Smol, 1992) e rios (e.g. O’Connell *et al.*, 1997/ Winter & Duthie, 2000/Potapova & Charles, 2003), constituem eficiente referência para acessar o histórico das condições hidroquímicas de ambientes fluviais e lacustres em estudos paleolimnológicos. Este conhecimento da realidade pré-impacto e variabilidade natural dos ecossistemas contribui para o estabelecimento de

decisões gerenciais calcadas em metas realistas de restauração de áreas degradadas pela ação antrópica (Reavie *et al.*, 1998/Hall & Smol, 1999/Stevenson & Smol, 2003).

Embora uma importante contribuição para a compreensão da ecologia das diatomáceas tenha sido dada por Shirata (1985), Moreira Filho *et al.* (1990), Torgan & Biancamano (1991) e Moro & Fürstenberger (1997), com a publicação de catálogos que classificam as espécies de acordo com seus habitats e preferências ambientais (tais como salinidade, saprobidade, pH, corrente, habitat, estado trófico e temperatura), no estado do Rio Grande do Sul ainda são incipientes os estudos realizados de forma quantitativa com o intuito de gerar elementos estatisticamente testados sobre os requisitos ambientais das diatomáceas epilíticas quanto a aspectos como a iluminação, velocidade da corrente e concentração iônica (e.g. Miranda, 2003).

Neste contexto, a presente pesquisa objetivou investigar a variação longitudinal da estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas de uma microbacia de baixa ordem situada na região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil, relacionando-a com as mudanças na qualidade da água e alterações físicas do meio, tais como o fluxo, sombreamento ripário, largura do espelho d'água e profundidade.

## **Material e métodos**

**Área de estudo** - A microbacia hidrográfica do arroio Schmidt possui uma área de 50,53 km<sup>2</sup>, e está localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul, na banda oriental dos limites do Município de Santa Cruz do Sul, em área de transição entre a Depressão Central e as primeiras encostas da Serra Geral. Seu curso principal possui uma extensão de 14,2 km, estando a nascente situada nas coordenadas 52°24'25" Oeste e 29°39'10" Sul, com foz junto ao Rio Taquari-Mirim nas coordenadas 52°18'20" Oeste e 29° 40'15" Sul. Com relação à altitude, esta varia de 260 m, no divisor de águas junto à nascente principal, a 59 m na foz (Fig. 1). O arroio atravessa zona de contato com o arenito Botucatu e seu leito é constituído, essencialmente, por seixos de basalto. Nesta bacia, inserida no tipo climático Cfa ou subtropical úmido pela classificação proposta por Köppen (Moreno, 1961), destacam-se como principais atividades a agricultura (fumo e arroz) e a pecuária desenvolvida em pequenas



propriedades. Além disto, o arroio sofre influência de despejos oriundos de ocupações irregulares nas margens da RS-287.

**Análises físicas, físico-químicas e químicas** - Durante os meses de janeiro e fevereiro de 2004, foram realizadas quatro expedições a seis estações de coleta distribuídas ao longo da microbacia, totalizando 24 amostragens, para medição das seguintes variáveis físicas, físico-químicas e químicas: condutividade elétrica (COND), % de saturação de O<sub>2</sub> (%O<sub>2</sub>), pH, turbidez (TURB), demanda biológica de oxigênio em cinco dias (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos (SS) e sílica (SiO<sub>4</sub><sup>-2</sup>). As técnicas de coleta e análise encontram-se descritas em American Public Health Association (1999).

Níveis de saprobidade foram definidos utilizando a classificação química de Hamm (1969) e Dworski (1982), baseando-se nos valores médios de déficit de saturação de oxigênio (DSO), DBO<sub>5</sub> e DQO. O parâmetro mais crítico determinou a classificação final para o local de amostragem.

Também foram determinados a profundidade de submersão do substrato rochoso de todas as replicatas, a velocidade da correnteza na mesma profundidade, com o auxílio de um micromolinete especialmente desenvolvido para águas rasas, o diâmetro dos seixos, e a largura do rio nos respectivos locais e momentos de coleta. O sombreamento em função da vegetação ripária foi estabelecido de forma subjetiva conforme Kawencka (1985, 1986), com o auxílio de um luxímetro em dia de céu claro em um intervalo de uma hora e dez minutos entre o primeiro e o último sítio amostrado.

**Amostragem** –Em cada unidade amostral, uma área de 25 cm<sup>2</sup> foi raspada da superfície superior de cinco rochas submersas com o auxílio de uma escova de dentes, conforme metodologia descrita em Kobayasi & Mayama (1982), Lobo (1995), Kelly *et al.* (1998), Miranda (2003) e Souza (2002), obtendo uma amostra composta equivalente a 125 cm<sup>2</sup> por ponto de amostragem. As pedras selecionadas receberam, de acordo com recomendação de Round (1993), um leve esguicho de água deionizada para remoção de camadas finas de areia ou sedimento e da diatomoflora associada a estes substratos. O

material foi oxidado com dicromato de potássio, ácido sulfúrico e clorídrico para posterior confecção de lâminas permanentes utilizando Naphrax como meio de montagem. Para tentar evitar que as células se distribuíssem de forma desigual sobre a lamínula, duas a três gotas de etanol foram adicionadas durante o processo de secagem (Macbride, 1983; Round, 1993).

Visando estimar a densidade das espécies em termos de número de valvas por centímetro quadrado, multiplicou-se o número de células pelo fator de conversão dado por Souza (2002) e Lobo (1995):

$$Cf = [(N_0/N_1) * (VO_0/VO_1) * (V_0/V_1) * (1/A_0)], \text{ onde:}$$

$N_0$  = número total de transectos na lâmina (85,4 campos alinhados);

$N_1$  = número de transectos contados na lâmina;

$VO_0$  = volume da amostra original proveniente da raspagem do amostrador (220 mL);

$VO_1$  = volume da subamostra tomada para oxidação (20 mL);

$V_0$  = volume final da amostra oxidada que foi diluída (10 mL);

$V_1$  = volume da amostra oxidada usada para cobrir a lâmina (1 mL);

$A_0$  = área da pedra a partir da qual a amostra original foi tomada (125 cm<sup>2</sup>).

Optou-se por esta estratégia em detrimento da abundância relativa, comumente utilizada no Brasil e na Europa (e.g. Lobo *et al.*, 2004a,b,c/Rimet *et al.*, 2004), seguindo sugestão de Cox (1998), em função da grande heterogeneidade dos habitats pesquisados. Todos os indivíduos encontrados foram identificados e computados sob microscopia óptica (1.000x) até a obtenção de uma população representativa, determinada pelo método gráfico de estabilização da curva a partir de espécies novas adicionadas com o aumento da área amostrada (Bicudo, 1990), desde que um mínimo de 600 valvas fossem registradas, conforme recomendações de Descy (1979), Kobayasi & Mayama (1982), Nather Kan (1990) e Raschke (1993), com uma eficiência de contagem de 90% determinada a partir de Pappas e Stormer (1996).

O reconhecimento dos táxons baseou-se nas obras taxonômicas básicas de Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a,b), Krammer (2000), Lange-Bertalot (1996, 2001) Lange-Bertalot & Metzeltin (1996), Metzeltin & Lange-Bertalot (1998, 2002), Rumrich *et al.* (2000),

Simonsen (1987) e Patrick & Reimer (1966), além de consultas a periódicos especializados. As espécies abundantes foram diferenciadas conforme o critério de Lobo & Leighton (1986), que considera abundantes aquelas cujas densidades superam a média da amostra. As lâminas permanentes foram depositadas no laminário DIAT-UNISC do Laboratório de Limnologia da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS (lâminas EL-918 a EL-940).

Para determinar a estrutura da comunidade, além da densidade valvar, foi estimada a riqueza específica, expressa em número total de táxons presentes na amostra, o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988) e a uniformidade utilizando o índice de Pielou (Ludwig & Reynolds, 1988).

A escolha do verão como período de realização desta pesquisa levou em consideração o objetivo fundamental de gerar subsídios ao biomonitoramento, uma vez que Kelly *et al.* (1998) afirmam que em rotinas de bioindicação com diatomáceas, as amostragens devem ser conduzidas em períodos de baixa vazão, ou quando a máxima concentração de poluentes é esperada. Ainda conforme estes autores, a comunidade das algas reage mais rapidamente a alterações da qualidade da água nos períodos de maior temperatura. Esta mesma estratégia foi recentemente adotada por O'Connell *et al.* (1997), Ghosh & Gaur (1998) e Soininen *et al.* (2004).

**Procedimentos estatísticos** - Padrões de distribuição e abundância das espécies foram explorados através da Análise de Espécies Indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997), que foi aplicada sobre a matriz de densidade específica adotando como variável categórica a localização das estações amostrais ao longo da microbacia do arroio Schmidt, conforme figura 1.

Em seguida, visando evidenciar os fatores ambientais responsáveis por esta distribuição, aplicou-se Análise de Correspondência Canônica (ACC) (Ter Braak, 1986). A escala do ordenamento dos escores foi otimizada pelas espécies, sendo selecionados para o diagrama de dispersão aqueles derivados da matriz ambiental (escores de correlação linear), opção fortemente recomendada por Palmer (1993). Desta forma, para manter a consistência da interpretação dos resultados, empregou-se, para explicar a variabilidade dos dados, as

correlações “intraset” (McCune & Mefford, 1999), destacadas por Ter Braak (1986) como imunes ao problema da multicolinearidade. A probabilidade dos autovalores terem ou não sido atribuídos ao acaso, foi verificada através do Teste Monte Carlo (999 permutações;  $p \leq 0,05$ ). O logaritmo da densidade das espécies indicadoras ( $\log |x+1|$ ) e dos dados físicos, físico-químicos e químicos supramencionados, com exceção do sombreamento, constituíram, respectivamente, a matriz biótica e abiótica (Apêndices A e B). As variáveis físicas e químicas que se apresentaram mais correlacionadas com os eixos do ordenamento foram selecionadas para caracterizar as preferências ecológicas das espécies indicadoras.

As duas análises foram processadas pelo software PC-ORD, versão 4.0 para Windows (McCune & Mefford, 1999).

As variáveis físicas e químicas que se apresentaram mais correlacionadas com os eixos do ordenamento foram selecionadas para caracterizar as preferências ecológicas das espécies. Uma vez que a análise de ordenação possui caráter exploratório, buscou-se avaliar a significância das diferenças constatadas entre estas variáveis ambientais, nas distintas estações de amostragem, realizando testes de hipótese via aleatorização e autoreamostragem, com delineamento em blocos, conforme descrito em Pillar & Orlóci (1996). Desta forma, as diferentes datas de amostragem constituíram os blocos, isolando o efeito temporal.

As correlações entre as espécies e as variáveis também foram avaliadas através de teste de aleatorização e autoreamostragem. Para tanto, computou-se o coeficiente de correlação entre as variáveis que foi testado a partir da hipótese de nulidade ( $H_0$ ), de não associação entre os pares examinados em 10.000 iterações, conforme recomendação de Pillar (2001). Quando necessário para auxílio na discussão dos dados, utilizando o mesmo procedimento, foram testadas as correlações entre as variáveis ambientais.

Os testes de aleatorização e autoreamostragem foram desenvolvidos no software MULTIV 2.1.1 (Pillar, 2001).

## Resultados

**Condições físicas e químicas da água** - A tabela 1 apresenta a amplitude de variação das características físicas e químicas das distintas unidades amostrais que compõem o desenho experimental (Apêndice C).

O arroio Schmidt, durante o período de estudo, apresentou profundidade entre 5 e 34 cm, com largura do canal variando de 1,5 a 6,8 m. As maiores profundidades e largura do espelho d'água foram observadas na estação S3, trecho médio, em contraste com S1, nascente, que figurou como ambiente mais raso e estreito. O diâmetro médio das rochas apresentou valores semelhantes em todas as estações. As maiores velocidades de correnteza ocorreram nas estações S5 e S6, próximas a foz, e em S1 o fluxo esteve abaixo do limite de detecção do micromolinete (Tab.1).

O pH esteve próximo da neutralidade em todos os pontos, variando de 6,4 a 7,7. A condutividade e os sólidos totais dissolvidos apresentaram valores mais elevados nas unidades amostrais S1, S2 e S5, e a turbidez em S1 e S4. O sítio de amostragem S3 exibiu o menor valor médio para sólidos suspensos ( $2,4 \text{ mg L}^{-1}$ ), que por sua vez atingiu as maiores concentrações em S1 ( $9,6 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tab. 1).

Quanto aos nutrientes, o nitrato se destacou com maior concentração em S2 ( $888 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ) e S4 ( $845 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ), com menor valor em S5 ( $590 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ). O fósforo e a sílica também apresentaram elevada disponibilidade em S2 (Tab. 1).

A demanda biológica de oxigênio média foi praticamente desprezível em todos os pontos ( $<2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ), enquanto que a média da demanda química de oxigênio se sobressaiu em S1 ( $11,0 \text{ mg L}^{-1}$ ), apresentando valores abaixo do limite de detecção em S3, S4, S5 e S6 (Tab. 1). O oxigênio dissolvido em saturação alcançou os mais elevados patamares em S3 e os menores índices em S1, S2 e S4, sendo que em todos os locais de coleta, em função do critério do parâmetro mais crítico, foi o responsável pela definição do grau de saprobidade. Assim, a avaliação da qualidade da água indicou a existência de três níveis de poluição orgânica: oligo/ $\beta$ -

mesossapróbica (poluição desprezível) em S3,  $\beta$ -mesossapróbica (poluição moderada) em S5 e S6, e  $\beta/\alpha$ -mesossapróbica (poluição crítica) em S1, S2 e S4.

Os resultados dos testes de hipótese via aleatorização e autoreamostragem aplicados aos dados ambientais dos distintos sítios de amostragem encontram-se na tabela 2 (Apêndice D).

**Composição da comunidade de diatomáceas** – Foram encontrados 147 taxa, divididos em 41 gêneros e 23 famílias, a saber: Achnanthaceae (*Achnanthes*, *Lemnicola*, *Planorbidium*), Achnanthidiaceae (*Achnantheidium*), Naviculaceae (*Adlafia*, *Eolimna*, *Geissleria*, *Mayamaea*, *Navicula*, *Naviculadicta*, *Nupela*), Amphipleuraceae (*Amphipleura*, *Frustulia*), Catenulaceae (*Amphora*), Aulacoseiraceae (*Aulacoseira*), Stauroneidaceae (*Carpatogramma*, *Craticula*, *Fistullifera*), Cocconeidaceae (*Cocconeis*), Stephanodiscaceae (*Cyclotella*), Cymbellaceae (*Cymbella*, *Encyonema*, *Placoneis*), Diadesmidaceae (*Diadesmis*, *Luticola*), Diploneidaceae (*Diploneis*), Eunotiaceae (*Eunotia*), Sellaphoraceae (*Fallacia*, *Sellaphora*), Gomphonemataceae (*Gomphonema*), Pleurosigmaaceae (*Gyrosigma*), Bacillariaceae (*Hantzschia*, *Nitzschia*, *Tryblionella*) Melosiraceae (*Melosira*), Neidiaceae (*Neidium*), Pinnulariaceae (*Pinnularia*), Surirellaceae (*Surirella*, *Stenopterobia*), Fragilariaceae (*Ulnaria*) e Thalassiosiraceae (*Thalassiosira*) (Apêndice E). Um total de 45 táxons foram considerados abundantes segundo o critério de Lobo & Leighton (1986).

As unidades amostrais S2 e S4 apresentaram a menor densidade média (10.610 e 6.688 valvas/cm<sup>2</sup>, respectivamente), enquanto os maiores valores foram constatados em S3 (média de 177.290 com pico de 239.693 valvas/cm<sup>2</sup>), seguido por S1 (média de 35.711 valvas/cm<sup>2</sup>), S6 (média de 32.314 valvas/cm<sup>2</sup>) e S5 (média de 31.142 valvas/cm<sup>2</sup>) (Tab. 1) (Apêndice C).

O índice de diversidade de Shannon apresentou-se mais elevado em S2 (média de 3,44 bits/ind) e S4 (média de 3,02 bits/ind), ao passo em que níveis mais discretos ocorreram em S3 (média de 2,28 bits/ind). A estação S2 revelou a maior riqueza específica, com média de 65 táxons (Tab. 1) (Apêndice C).

O resultado da análise de espécies indicadoras destacou 32 táxons cujas abundâncias e frequências estiveram significativamente associadas a algum dos

ambientes estudados ( $p \leq 0,05$ ), sendo sete indicadores da estação S1, oito de S2, 13 de S3, um de S4, dois de S5 e apenas um novamente em S6 (Tab. 3; Fig. 2) (Apêndice F).

**Avaliação conjunta dos dados e estabelecimento das preferências ambientais da comunidade** - A análise de correspondência canônica resumiu 51,9% da variabilidade total dos dados em seus três primeiros eixos. Conforme Ter Braak & Prentice (1988), esta baixa explicabilidade é esperada em análises de ordenamento de dados ecológicos, e confirma a complexidade dos fatores atuantes na determinação da estrutura das comunidades. Contudo, as correlações espécie-ambiente para os eixos 1 ( $r=0,974$ ), 2 ( $r=0,965$ ) e 3 ( $r=0,958$ ), indicaram forte relação linear entre as algas epilíticas e as variáveis ambientais. O teste Monte Carlo revelou significância estatística ( $p \leq 0,05$ ) para os três eixos (Tab. 4) (Apêndices G).

Com relação ao eixo 1 (23,4 % da variação explicada), as correlações “intra-set” destacaram como variáveis de maior peso para o ordenamento o fósforo total ( $r=-0,748$ ), a condutividade ( $r=-0,634$ ) e os sólidos totais dissolvidos ( $r=-0,625$ ), projetados sobre o lado negativo do eixo. Em oposição, sobre a direção positiva, prolongou-se o oxigênio dissolvido em saturação ( $r=0,623$ ). Para o eixo 2 (15% da variação explicada), as correlações “intra-set” atribuíram maior peso no ordenamento para os sólidos totais dissolvidos ( $r=0,519$ ) e condutividade ( $r=0,495$ ), ambos positivamente direcionados. Por fim, para o eixo 3 (13,5% da variação explicada), revelou-se a forte contribuição positiva da turbidez ( $r=0,750$ ) e demanda química de oxigênio ( $r=0,626$ ), bem como a significativa incidência da velocidade da corrente ( $r=-0,703$ ) e da largura do rio ( $r=-0,649$ ) sobre sua esfera negativa (Tab. 4; Fig. 3).

Desta forma, enquanto a figura 3 revela a influência do enriquecimento trófico e iônico sobre a distribuição e abundância das espécies, a figura 4, intersecção dos eixos 3 e 1, expõe a contribuição dos fatores físicos e variáveis de força decorrentes, especialmente turbidez e velocidade da correnteza.

As preferências ambientais das espécies foram determinadas em função da localização das estações amostrais nos eixos do ordenamento (Figs. 3 e 4). S2, por exemplo, está situada a pouca distância da extremidade negativa do eixo 1, revelando maior afinidade de suas espécies indicadoras por ambientes que apresentam níveis contextualmente mais elevados de fósforo e

concentração de íons, além de maior tolerância aos sólidos dissolvidos. Em contraposição, S3, localizada mais próxima à extremidade positiva, abriga as biocenoses típicas de locais ricamente oxigenados.

Na figura 4, é possível perceber a disposição de S1 e S4 na extremidade distal positiva do eixo 3, denotando que seus táxons associados possuem maior tolerância a ambientes túrbidos e de menor velocidade. O ordenamento das unidades amostrais situadas mais próximas da extremidade negativa deste eixo, para onde se projeta de forma mais significativa a velocidade da corrente, largura e saturação de oxigênio, se apresenta menos nítido em função do reduzido número de espécies indicadoras nos ambientes em que este primeiro parâmetro apresentou índices mais elevados. Mesmo assim, destaca-se o importante papel desempenhado pelo oxigênio dissolvido sobre as populações que compõe S3, bem como a relação diretamente proporcional entre a velocidade do fluxo e a oxigenação dos sítios S5 e S6, haja vista a significativa correlação constatada ( $r=0,4$ ;  $p= 0,04$ ) (Apêndice L).

Os dados referentes à correlação das espécies com o componente abiótico (Tab. 5) foram utilizados para esclarecer os fatores, ou conjunto de fatores que de fato afetaram a distribuição e abundância de determinado táxon, no caso em que o ambiente ao qual este foi vinculado, por meio da análise de espécies indicadoras, foi determinado por mais de uma característica ambiental. É o caso, a título de ilustração, do sítio de amostragem S2 que, além de apresentar elevados teores de fósforo, possui concentração de eletrólitos igualmente elevada. Assim é possível estabelecer que a resposta de *Nitzschia acicularis*, por exemplo, está associada ao fósforo total e não à condutividade, já que correlação significativa é constatada somente com a primeira variável (Tab. 5).

Seguindo esta interpretação foram obtidas as classificações ecológicas constantes na tabela 3.



## Discussão

**Variáveis físicas, físico-químicas e químicas** - No perfil longitudinal hipotético de um sistema lótico, espera-se o decréscimo de variáveis como a saturação de oxigênio e velocidade do fluxo, enquanto outras apresentariam comportamento inverso, como profundidade, largura, consumo de oxigênio, temperatura, carga de nutrientes e substâncias em suspensão (Vannote *et al.*, 1980/ Schäfer, 1984/ Haase & Possoli, 1993/Silva *et al.*, 1998).

A situação observada no arroio Schmidt, entretanto, revela-se distinta aos postulados teóricos no que se refere mais especificamente à saturação de oxigênio, velocidade da corrente e sólidos em suspensão. Enquanto a saturação de oxigênio apresenta-se mais elevada nos trechos de 3ª ordem do sistema, a velocidade atinge seu ápice nas áreas de amostragem mais próximas da foz, local em que a profundidade e largura do canal, em alguns momentos, revelam-se inferiores aos segmentos de 2ª ordem dos afluentes (Tab. 1). Esta descaracterização da fração inferior do arroio pode ser atribuída ao tipo de uso e ocupação do solo na área de foz, onde predomina o cultivo de arroz irrigado e uma série de pequenos diques construídos pelos produtores da região, alteram os processos hidrodinâmicos naturais do arroio Schmidt.

Por outro lado, é importante considerar que o arroio estudado é, na verdade, uma microbacia hidrográfica com zonação incompleta, onde a teoria de Vannote *et al.* (1980) tem aplicação limitada. Além disto, o arroio Schmidt deságua no trecho médio de seu receptor, o arroio Taquari-Mirim, que, por sua vez, deságua no trecho médio do rio Taquari.

De acordo com Vannote *et al.* (1980), segmentos de rios de cabeceira representam a máxima interação possível com a paisagem e, por isso, são predominantemente acumuladores, processadores e transportadores de material advindo do sistema terrestre. Neste sentido, o significativo incremento dos sólidos totais dissolvidos nas estações S1 e S2 (Tab. 1 e 2) (Apêndice C), permite depreender o papel crítico desempenhado pela drenagem superficial no aporte de eletrólitos, processo este acentuado nos ambientes situados próximos à nascente principal do arroio Schmidt, em função do predomínio de áreas de campo onde se desenvolve pecuária leiteira de pequeno porte.

Whitton (1975) distingue o aumento da concentração de fósforo na água oriundo de causas naturais (e.g. intemperismo das rochas) daquele produzido pelo homem, em função deste último vir quase sempre acompanhado do incremento dos níveis de nitrogênio. Na estação S2, que apresentou os teores mais elevados de fósforo, obteve-se conjuntamente um dos mais expressivos índices de nitrato ao longo de todo o período de coleta. Uma vez que no intervalo entre S1 e S2 o arroio recebe os despejos residenciais de um loteamento urbano, bem como aqueles oriundos de pequenas propriedades rurais, pode-se atribuir a estas atividades a responsabilidade pelo incremento local de fósforo total.

Diversos afluentes com nascentes em áreas de mata preservada atingem o curso principal do arroio antes que suas águas alcancem a terceira unidade de amostragem, contribuindo para a diluição dos sólidos carregados à montante (Fig. 1, Tab. 1).

**Comunidade de diatomáceas** - Para Hill (1996), a biomassa algal em arroios está freqüentemente correlacionada com o desenvolvimento do dossel em suas margens. Em alguns casos a biomassa determinada através da clorofila-a, em ambientes abertos, pode alcançar valores de quatro a seis vezes superiores se comparados aos locais de maior adensamento das comunidades arbóreas. Lamb & Lowe (1987), por sua vez, demonstraram que a densidade celular das diatomáceas pode se revelar até três vezes mais elevada em locais de baixa velocidade ( $15 \text{ cm s}^{-1}$ ), do que em habitats de águas rápidas ( $40 \text{ cm s}^{-1}$ ), tendência esta não confirmada no sistema em estudo, haja vista a não constatação de diferenças estatisticamente representativas da densidade entre as estações S1 e S6, que apresentaram regimes de fluxo completamente antagônicos (Tab. 2).

No entanto, a biomassa da estação S3, determinada pela densidade valvar média, foi 26 vezes superior a S4, e 16 vezes superior a S2 (Tab. 1 e 2), sendo que estes dois últimos ambientes encontram-se entre os locais de amostragem onde o sombreamento foi mais intenso (Tab. 1). Assim, as flutuações da densidade parecem refletir primeiramente a resposta da comunidade com relação à disponibilidade de energia luminosa.

Hill (1996) destaca ainda o efeito indireto da iluminação sobre a arquitetura da comunidade, que acaba por influenciar na sua composição, já que o incremento da estrutura

vertical, causado pelo realce da produção primária, pode exercer pressão de seleção, no sentido de favorecer aquelas espécies capazes de se estender sobre, ou se movimentar entre, a matriz perifítica. Esta situação pode ser verificada nos sítios de amostragem S1 e S3, os mais iluminados do desenho amostral (Tab. 1), onde os valores indicativos mais expressivos foram atribuídos as espécies dos gêneros *Cymbella* e *Encyonema* (Tab. 3).

De acordo com Admiral & Peletier (1979), espécies heterotróficas facultativas, como representantes dos gêneros *Nitzschia* e *Navicula*, são suplementadas pela heterotrofia em regimes de baixa luminosidade, o que pode ajudar a compreender a preponderância de *Nitzschia acicularis* e *Tryblionella victoriae* (Sin. *Nitzschia levidensis* var. *victoriae*) em S2, justamente o ambiente mais sombreado (Tab. 1).

Por outro lado, a diminuição do número de espécies significativamente associadas às estações S5 e S6, evidenciada pela análise de espécies indicadoras (Tab. 3), reflete a influência deletéria da velocidade da correnteza sobre a comunidade. Predomina nestes ambientes uma configuração bidimensional determinada por espécies prostradas ou aderidas apicalmente ou de hábito prostrado, justamente aquelas que, conforme Stevenson (1996), estão melhor adaptadas aos locais de intenso fluxo. Contrariamente, taxa como *Cymbella tumida* (Sin. *Cocconema tumidum* Brébisson in Kützinger; *Cymbella stomatophora* Grunow) e *Encyonema perpusilum* (Sin. *Cymbella perpusilla* Cleve), que possuem estrutura de fixação mais frágil, são facilmente desalojados em tais meios, estando por este motivo associados aos pontos de amostragem de menor correnteza.

Neste contexto, os gêneros *Encyonema* e *Cymbella* encontram nas estações amostrais S1 e S3 condições favoráveis de baixa velocidade que lhes permitem pleno desenvolvimento (Tab. 1). Assim, em função da estrutura anatômica que lhes confere maior competitividade no aproveitamento da energia luminosa disponível (pedúnculo e tubo de mucilagem), sobressaem-se em relação às espécies que compõem os estratos inferiores, estabelecendo-se como dominantes.

Segundo Margaléf (1983), os materiais suspensos que se acumulam nos trechos de menor velocidade dos rios são colonizados por algas de movimento de deslizamento lento,

como *Nitzschia*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Surirella*, *Stenopterobia* e *Gyrosigma*. Sustentando o postulado defendido pelo autor, estes gêneros estão muito bem representados em S1 e S2, ambientes de menor fluxo e maior concentração de sólidos suspensos do arroio Schmidt (Tab. 1 e 3).

Os fatores que determinaram o predomínio de *Cocconeis fluviatilis* em S4 também merecem ser considerados. Apesar do gênero *Cocconeis* ter sido referido como representativo de ambientes de intenso fluxo (e. g. Opshal *et al.*, 2003), no arroio Schmidt este não parece constituir um dos principais fatores determinantes do elevado valor indicativo atribuído à *Cocconeis fluviatilis*, tendo em vista a semelhança dos dados obtidos para esta variável em S2, S3 e S4, a ausência de diferenças significativas entre estes locais de amostragem (Tab. 2), e a inexistência de correlação desta espécie com a velocidade (Tab. 5).

Kawecka (1985, 1986), após estudar o efeito produzido pelo sombreamento de uma ponte sobre a comunidade de algas bentônicas do arroio Olczyski na Polônia, encontrou uma tendência de desenvolvimento positivo do gênero *Cocconeis*, representado por *C. placentula* var. *egyptia*, sob condições de reduzida intensidade luminosa, confirmando pesquisa anterior em que esta espécie formava extensas populações apenas nos trechos de rios montanhosos que mantinham a sua vegetação ripária (Kawecka, 1980). Corroborando estes estudos, Robinson & Rushforth (1987) constataram a boa adaptação de *Cocconeis* a ambientes sombreados sujeitos a maior distúrbio do substrato.

Ante o exposto e frente aos dados da tabela 1, que atribuem à estação S4 elevado sombreamento ripário e turbidez, demarca-se o gradiente de iluminação como um dos principais fatores determinantes da distribuição e abundância desta espécie no contexto da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, sem deixar de referir que outros elementos como o pastejo realizado pela comunidade de macroinvertebrados também pode estar exercendo influência sobre este resultado. Isto porque Moore (1975), trabalhando em um rio da Inglaterra, verificou que *Cocconeis placentula* foi pouco predada em relação às demais diatomáceas em função de seu crescimento horizontal e forte aderência ao substrato, características que constituem obstáculos à remoção por parte dos predadores. Para Steinman (1992), formas prostradas como *Cocconeis* estão bem adaptadas a altas pressões de pastejo, enquanto que formas maiores e com crescimento vertical são mais suscetíveis. Futuros

levantamentos que considerem esta problemática poderão elucidar de forma mais precisa esta contribuição.

Com relação ao índice de diversidade, para que se possa utilizá-lo como medida de qualidade da água, deve-se esperar, conforme Hendey (1977), que os valores de diversidade decresçam significativamente de condições oligossapróbicas para polissapróbicas, ou seja, em tese águas poluídas devem apresentar menor diversidade, e vice-versa. Entretanto, como se pode verificar na tabela 1, o valor médio de  $H'$  (índice de diversidade de Shannon) foi superior nos ambientes  $\beta/\alpha$ -mesossapróbicos S1, S2 e S3, enquanto que S3, oligo/ $\beta$ -mesossapróbico, apresentou os índices mais discretos.

Os resultados obtidos para o arroio Schmidt não seguem, portanto, o princípio estabelecido por Hendey (1977), e vêm confirmar situação semelhante observada por Lobo & Kobayasi (1990) em rios japoneses, onde os valores de  $H'$  foram menores nas estações de águas limpas em comparação com ambientes moderadamente e criticamente poluídos. Em Archibald (1972), os índices de diversidade baseados no estudo da comunidade de diatomáceas também não se correlacionaram consistentemente com a qualidade da água, já que a diversidade em pontos de amostragem moderadamente poluídos foi maior do que a diversidade nos pontos de amostragem de baixa influência antrópica.

A maior riqueza constatada em S2 encontra respaldo em Bahls *et al.* (1992), que aponta um ligeiro aumento na concentração de nutrientes como responsável pelo incremento da riqueza em nascentes e arroios improdutivos.

**Preferências ambientais das espécies indicadoras enfatizando o biomonitoramento – Fósforo total** - No que se refere à concentração de fósforo total, Wetzel *et al.* (2002) trabalhando nos segmentos superior, médio e inferior da bacia hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil, encontraram, respectivamente, valores médios de 13, 54 e 134  $\mu\text{g L}^{-1}$  PT para os trechos pesquisados nos três meses de estudo. Após aplicação da análise de espécies indicadoras (Dufrêne e Legendre, 1997), *Nupela sp.* destacou-se no trecho superior, *Achnanthes exigua*, *Achnanthidium minutissimum* (Sin. *Achnanthes minutissima*), *Geissleria aikenensis* (Sin. *Geissleria schimidiae* Lange-Bertalot, *Navicula aikenensis* Patrick) e *Sellaphora seminulum* (Sin.

*Navicula seminulum* Grunow) no médio, e *S. pupula* (Sin. *Navicula pupula* Kützing) no inferior. Os dados do arroio Schmidt confirmaram *A. exigua*, *A. minutissimum*, *G. aikenensis*, *Nupela sp.* e *S. seminulum* no ambiente oligotrófico S3 (Tab.1 e 3). *Sellaphora pupula*, entretanto, não repetiu a afinidade por águas eutróficas, revelando-se mais abundante e freqüente em S1 (20-45  $\mu\text{g L}^{-1}$  PT) (Tab. 3).

*Geissleria aikenensis*, *Navicula symmetrica*, *Nitzschia amphibia* e *Ulnaria ulna* (Sin. *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg; *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot var. *ulna*), foram referidas por Lobo *et al.* (2004a,b) como espécies de menor tolerância à eutrofização, típicas representantes de ambientes em que a concentração de fósforo total variou de 18 a 23  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Esta tendência foi confirmada para o arroio Schmidt, sendo que estas espécies foram associadas a ambientes em que os teores deste nutriente oscilaram entre 20 e 39  $\mu\text{g L}^{-1}$  (S3, S5 e S6). Contudo, *Achnanthes exigua*, *Achnantheidium minutissimum* e *Sellaphora pupula*, indicadoras da estação S3 (22 a 33  $\mu\text{g L}^{-1}$  PT), apresentaram em Lobo *et al.* (2004a,b) filia por unidades amostrais com valor médio de 82  $\mu\text{g L}^{-1}$  de fósforo total.

A propensão de *Geissleria aikenensis* e *Navicula symmetrica* por ambientes mais oligotróficos foi registrada também em Lobo *et al.* (2004c), a partir do estudo dos arroios urbanos Condor e Capivara, no município de Porto Alegre, RS, Brasil. O primeiro apresentou média para fósforo total de 119  $\mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto que para o segundo esta foi de 454  $\mu\text{g L}^{-1}$ , sendo que as duas espécies foram consideradas abundantes, conforme o critério de Lobo & Leighton (1986), apenas no arroio Condor. A abundância de *Achnantheidium minutissimum* e *Sellaphora seminulum* foi constatada nos dois arroios, e *S. pupula* mais uma vez demonstrou maior profusão em águas eutróficas, sobressaindo-se apenas no arroio Capivara.

*Encyonema perpusilum*, que apresentou o maior valor indicativo da estação S3 (Tab. 3), é considerada oligotrófica por Van Dam *et al.* (1994), assim como *Nitzschia acicularis*, *N. frustulum*, *Tryblionella victoriae* e *Surirella tenera*, indicadoras do ambiente contextualmente mais eutrófico do arroio Schmidt (S2), são citadas como meso-eutróficas para a Holanda. *Achnantheidium minutissimum*, *Achnanthes exigua*, *Encyonema silesiacum*, e *Ulnaria ulna* são aludidas como amplamente tolerantes, ocorrendo com sucesso desde águas oligotróficas a eutróficas. Contudo, espécies de ambientes oligotróficos do arroio Schmidt como *Eolimna subminuscula*

(Sin. *Navicula subminuscula* Manguin), *Nitzschia amphibia* e *Sellaphora seminulum*, são consideradas mesotróficas ou eutróficas por Van Dam *et al.* (1994), ao passo que *Navicula angusta* e *Planothidium rupestoides*, eutróficas no arroio Schmidt, são referidas como oligotróficas.

Na Inglaterra, Kelly & Whitton (1995) atribuíram valor indicativo 2 para *Achnantheidium minutissimum* em uma escala crescente de eutrofização com máximo em 5, logo, classificaram-na como representante de ambientes mais oligotróficos. *Nitzschia acicularis* e *Ulnaria ulna* receberam valor 3, e *Nitzschia amphibia* 4. Kelly (1998) concedeu valor indicativo 3 para *Encyonema silesiacum* e alterou a classificação de *Nitzschia acicularis* para 4, correspondendo a ambientes mais eutrofizados.

Winter & Duthie (2000) concluíram, a partir de dados oriundos de dois rios do sul do Canadá que, tal como no arroio Schmidt, *Achnantheidium minutissimum*, *Encyonema silesiacum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Sellaphora pupula* e *Ulnaria ulna* são indicadoras de ambientes com baixa disponibilidade de fósforo. Em contraposição *Nitzschia acicularis* apresenta maior densidade em estações com teores mais elevados deste nutriente. Para *Navicula viridula* e *Nitzschia amphibia* foram alvitradas concentrações ótimas entre 55,6 e 69,8  $\mu\text{g L}^{-1}$  PT, acima, portanto, dos valores médios obtidos para as estações S1 e S3 do arroio Schmidt (Tab. 1), em que estas estiveram significativamente associadas (Tab. 3).

Estudo realizado na bacia hidrográfica do Rio Illinois, EUA, Lelan & Porter (2000), mais uma vez, referiram *Nitzschia acicularis* e *Nitzschia frustulum* como espécies abundantes de ambientes eutrofizados, enquanto *Gyrosigma acuminatum* e *Ulnaria ulna* ocuparam posição intermediária na escala de tolerância, podendo ser classificadas como contextualmente mesotróficas.

A partir da comparação dos resultados obtidos com as pesquisas desenvolvidas em âmbito local e internacional consultadas e dos dados constantes na tabela 5, pode-se estabelecer, para fins de levantamento da qualidade ambiental de regiões de baixa altitude da bacia hidrográfica do Guaíba, *Nitzschia acicularis* e *Surirella tenera* como espécies representativas de ambientes contextualmente meso-eutróficos.

Com relação à *Geissleria aikenensis*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula symmetrica*, *Nitzschia amphibia*, *Nupela sp.* e *Ulnaria ulna*, percebe-se uma tendência de preferência por habitats mais oligotróficos, não confirmada porém pelos testes de correlação (Tab. 5).

Em função do resultado da análise de espécies indicadoras (Tab. 3), e das correlações com as variáveis ambientais (Tab. 5), para efeito de aplicação restrita ao contexto da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, além dos táxons já referidos, atribui-se também à *Planothidium rupestoides* preferência por ambientes eutróficos.

**Preferências ambientais das espécies indicadoras enfatizando o biomonitoramento – Condutividade elétrica** - A forte influência da condutividade sobre a distribuição e abundância das diatomáceas vem sendo observada em diversos estudos que a associam como componente chave para o entendimento das comunidades perifíticas (e.g. Soininen *et al.*, 2004).

No ecossistema estudado por Wetzel *et al.* (2002), *Sellaphora pupula*, que se destacou como espécie indicadora das condições ambientais da estação S1, de condutividade mínima  $153 \mu\text{S cm}^{-1}$  e máxima  $219 \mu\text{S cm}^{-1}$ , aparece como indicadora do trecho inferior da bacia hidrográfica do Rio Pardo, onde a média para condutividade alcançou  $121 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Na mesma pesquisa *Achnanthe minutissimum*, *Geissleria aikenensis* e *Sellaphora seminulum* estão significativamente associadas ao segmento médio, de condutividade em torno de  $69 \mu\text{S.cm}^{-1}$ . No arroio Schmidt as três últimas, acrescidas de *Achnanthes exigua* e *Luticola goeppertiana* (Sin. *Navicula goeppertiana* (Bleisch) H. L. Smith), estão agrupadas entre as espécies com maior densidade populacional na estação amostral onde os valores de condutividade oscilaram entre  $74$  e  $93 \mu\text{S.cm}^{-1}$ , situação similar à descrita em Lobo *et al.* (2004a,b), em que estas cinco surgem como indicadoras de sítios cujos valores médios para condutividade estão entre  $78$  e  $83 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Todavia, segundo Lobo *et al.* (2004a,b), *Encyonema silesiacum*, *Navicula symmetrica* e *Nitzschia amphibia*, típicas de locais de baixa concentração iônica do arroio Schmidt ( $65$  a  $93 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), foram incorporadas pelos autores aos grupos em que os índices médios para esta variável encontram-se na faixa de  $122$  a  $130 \mu\text{S cm}^{-1}$ .



*Nitzschia acicularis* e *Sellaphora pupula*, que no arroio Schmidt indicam ambientes de maior condutividade (144 a 219  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), distinguiram-se como abundantes no arroio Capivara, que apresentou média de 239  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (Lobo *et al.*, 2004c). Confirmando a similaridade entre os dois levantamentos, *Geissleria aikenensis* e *Navicula symmetrica*, típicas de ambientes de baixa concentração iônica do arroio Schmidt (73 e 93  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), sustentaram esta preferência revelando-se abundantes apenas no arroio Condor, onde a concentração iônica média foi de 43  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

Almeida & Gil (2001) encontraram, em rios de baixa altitude da região central de Portugal, maior pico de desenvolvimento de *Nitzschia amphibia* quando a condutividade era de 657  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , com tolerância de 230  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para mais ou para menos, resultado completamente contrastante com os dados obtidos para a espécie no arroio Schmidt.

Potapova & Charles (2003) quantificaram a relação entre a abundância relativa das diatomáceas e a concentração iônica de 1.109 unidades amostrais distribuídas em rios de todas as regiões dos EUA incluindo Alasca e Havaí. A amplitude da variação da condutividade foi de 10 a 14.500  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , mas a maioria dos rios apresentou valores entre 180 e 618  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . No trabalho de Potapova & Charles (2003) destacaram-se as espécies *Achnanbidium minutissimum*, com ótimo ambiental de 229  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e tolerância entre 81 e 652  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , *Encyonema silesiacum* com ótimo de 197  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e tolerância de 83 a 468  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e *Geissleria aikenensis* com ótimo de 119  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e tolerância de 68 a 208  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , enquanto que no arroio Schmidt estas espécies apresentaram maior afinidade pela estação S3, cujos valores de condutividade situam-se próximos aos limites inferiores de tolerância supramencionados (Tab. 1). A mesma situação é verdadeira para *Ulnaria ulna* e *Sellaphora pupula*. A primeira apresentou ótimo ambiental de 252  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e tolerância na faixa de 102 a 627  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , sendo que no arroio Schmidt revelou preferência pelo sítio de amostragem S5, onde a concentração iônica variou entre 104 e 116  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Já para *Sellaphora pupula*, indicadora do sítio de amostragem S1 (153 a 219  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), é atribuída ótimo ambiental em 342  $\mu\text{S cm}^{-1}$  com tolerância de 143 a 820  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

Contudo, *Nitzschia acicularis*, mais freqüente e abundante em S2 (144 a 173  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), apresentaram, nos ambientes norte-americanos, maior abundância quando a condutividade

alcançava 455 e 413  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , com limite de tolerância inferior de 211 e 177  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente. *Nitzschia amphibia* e *Navicula symmetrica*, que no arroio Schmidt representam, em ordem, as estações S3 e S6, revelaram comportamento distinto ao detectado em Potapova & Charles (2003), onde seus ótimos ambientais superaram 388  $\mu\text{Scm}^{-1}$  com limites de tolerância inferior extrapolando 172  $\mu\text{Scm}^{-1}$ .

É importante salientar as características geoquímicas diferenciadas dos habitats do hemisfério norte em relação à América do Sul, cujas águas mais moles possuem reduzidos teores de íons como  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  e  $\text{CO}_3^{-2}$ , apresentando por isso baixa condutividade elétrica. Este fato ajuda a explicar as diferenças constatadas quanto ao ponto ótimo de desenvolvimento de espécies cosmopolitas que ocorrem nos dois hemisférios, ao mesmo tempo em que permite inferir sobre mecanismos de adaptação que lhes conferem maior tolerância a amplitude de variação desta característica ambiental.

Os levantamentos realizados na bacia hidrográfica do lago Guaíba (Wetzel *et al.*, 2002/Lobo *et al.*, 2004 a,b,c) e nos EUA (Potapova & Charles, 2003) reforçam a preferência de *Sellaphora pupula* por ambientes com maior concentração de eletrólitos, percebida mais uma vez no arroio Schmidt. A partir daí e do exposto para a espécie quando da discussão das suas preferências tróficas, torna-se factível inferir que a resposta desta população é determinada pela concentração deste conjunto de íons não específicos responsáveis pela determinação dos níveis de condutividade, e não pela disponibilidade de fósforo do meio circundante. Esta hipótese é comprovada pela ausência de correlação deste táxon com o fósforo total, e pela sua associação positiva com a condutividade (Tab. 5).

Apesar da aparente similaridade regional da resposta de *Achnanthes exigua*, *Achnantheidium minutissimum* e *Sellaphora seminulum* à condutividade, ambas associadas a um dos ambientes em que esta variável atingiu os mais discretos patamares (S3, com 74-93  $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), não foi possível estabelecer correlação inversamente proporcional representativa destas com a concentração iônica (Tab. 5).

Recomenda-se então, para o biomonitoramento dos sistemas lóticos da região central do Rio Grande do Sul, especialmente para as bacias hidrográficas dos rios Pardo e Taquari, *Sellaphora pupula* como espécie indicadora de ambientes de maior disponibilidade iônica.

**Preferências ambientais das espécies indicadoras enfatizando o biomonitoramento – Saprobidade** - Com relação à saprobidade, das 34 espécies indicadoras, 13 estão contempladas no sistema de sapróbios desenvolvido por Lobo *et al.* (2002) para a região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil.

*Achnanthebidium minutissimum*, *Luticola goeppertiana* e *Nitzschia amphibia*, classificadas em Lobo *et al.* (2002) como características de ambientes  $\alpha$ -polissapróbicos, apresentaram aqui preferência por águas oligo/ $\beta$ -mesossapróbicas. Da mesma forma outras espécies  $\alpha$ -polissapróbicas segundo Lobo *et al.* (2002), como *Navicula symmetrica* e *Ulnaria ulna* foram aqui associadas a condições  $\beta$ -mesossapróbicas, enquanto *Sellaphora pupula*, apresentou maior abundância e frequência em uma unidade amostral  $\beta/\alpha$ -mesossapróbica (S2). *Encyonema silesiacum*, *Geissleria aikenensis*, *Achnanthes exigua*, *Sellaphora seminulum*, *Cymbella tumida*, *Gyrosigma acuminatum*,  $\alpha$ -mesossapróbicas conforme Lobo *et al.* (2002), apresentaram preferências distintas no arroio Schmidt, estando as quatro primeiras estabelecidas mais intensamente na estação oligo/ $\beta$ -mesossapróbicas S3, enquanto as duas últimas indicam ambientes  $\beta/\alpha$ -mesossapróbicos.

A baixa congruência do levantamento atual com os resultados obtidos por Lobo *et al.* (2002) podem ser explicados, em parte, em função deste ter sido desenvolvido adotando por critério de classificação a demanda biológica de oxigênio. De acordo com o alerta de Watanabe *et al.* (1986), mesmo que se utilize uma série de repetições com o intuito de se obter um valor médio representativo para a DBO<sub>5</sub>, esta fornecerá apenas uma medida geral de caráter instantâneo. Além disto, o balanço de oxigênio nos rios de baixa ordem é estabelecido em função da declividade e conseqüente velocidade do fluxo d'água (Schäfer, 1984), logo, a informação sobre a DBO<sub>5</sub> em zonas de produção não submetidas a intenso impacto antrópico, como é o caso da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, deve vir acompanhada da quantificação do déficit de saturação de oxigênio, que visa estabelecer a capacidade de aeração do sistema. Esta abordagem já foi adotada, inclusive, por Lange-Bertalot (1979a), Landa *et al.*

(1998) e Souza (2002). Contribuí igualmente a constatação de que os valores das médias ponderadas para a  $\text{DBO}_5$  em Lobo *et al.* (2002) variaram de 3 a 16,9, revelando a inexistência de quantidade expressiva de ambientes oligossapróbicos e oligo/ $\beta$ -mesossapróbicos naquele universo amostral, bem como a ausência de espécies representativas de condições  $\beta/\alpha$ -mesossapróbicas, justamente o nível de saprobidade encontrado em 50% das estações amostrais do arroio Schmidt.

Por outro lado, a escassa complementaridade entre os dois estudos também pode ser atribuída a ausência de ambientes  $\alpha$ -polissapróbicos no arroio Schmidt, impedindo que se manifeste a preferência das espécies por tais condições, além do fato do sistema de Lobo *et al.* (2002) ter sido desenvolvido para avaliar a poluição orgânica da água sem considerar o efeito da eutrofização por fósforo sobre as biocenoses, justamente uma das variáveis químicas de maior peso no ordenamento da comunidade de diatomáceas epilíticas deste arroio. Esta situação, presente também em Lobo & Kirst (1994, 1999), foi abordada por Lobo *et al.* (2004a) ao integrar os efeitos do enriquecimento orgânico e eutrofização no desenvolvimento de um novo índice baseado na utilização de diatomáceas epilíticas para avaliação da qualidade ambiental.

Kobayasi & Mayama (1989), trabalhando em rios da cidade de Tóquio e proximidades, definiram três grupos de espécies com base na distribuição de suas frequências relativas em relação aos valores da  $\text{DBO}_5$ . *Sellaphora pupula*, espécie indicadora de condições  $\beta/\alpha$ -mesossapróbicas do arroio Schmidt, também foi referida para os mesmos ambientes no Japão. *Sellaphora seminulum* e *Luticola goeppertiana*, entretanto, foram agrupadas entre as espécies de locais que demonstraram maior demanda bioquímica de oxigênio.

Van Dam *et al.* (1994), a partir de Lange-Bertalot (1978,1979b) e Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a,b), distinguiram cinco classes de qualidade da água, sendo que a oligossaprobidade e a oligo/ $\beta$ -mesossaprobidade foram englobadas de forma conjunta, assim como a  $\beta/\alpha$ -mesossaprobidade e a  $\alpha$ -mesossaprobidade. A base de dados do arroio Schmidt confirmou a oligo/ $\beta$ -mesossaprobidade de *Encyonema perpusilum* e a preferência de *Sellaphora pupula*, *Navicula viridula*, *Nitzschia debilis*, *Nitzschia acicularis* e *Tryblionella victoriae* por águas  $\beta/\alpha$ -mesossaprobicas.

Tendo em vista a associação positiva de *Encyonema perpusillum* com o oxigênio dissolvido em saturação, e negativa com a condutividade, turbidez e demanda química de oxigênio (Tab. 5), foi-lhe atribuído a condição de táxon representativo de ambientes oligo/ $\beta$ -mesossaprobicos. *Navicula symmetrica*, indicadora de estação  $\beta$ -mesossaprobica S6, correlacionou-se positivamente com a saturação de oxigênio (Tab. 5), confirmando sua posição de indicadora deste nível saprobico.

**Preferências ambientais das espécies indicadoras enfatizando o biomonitoramento – Resposta integrada-** A diminuição progressiva da saturação de oxigênio e o aumento da demanda biológica e química de oxigênio constituem indícios da presença de poluição orgânica nos sistemas hídricos (Branco & Necchi Jr., 1997/Silva *et al.*, 1998). A condutividade, por sua vez, constitui eficiente indicador de enriquecimento nutricional, já que os íons que determinam a sua intensidade não estão intensamente envolvidos nos processos biológicos, estando por isto menos sujeitos as oscilações relativas do que os nutrientes (Biggs, 1995/ Soininen *et al.*, 2004). Alterações súbitas da concentração de fósforo aliadas ao incremento de íons nitrogenados indicam processo de eutrofização artificial (Whitton, 1975/ Esteves, 1998), principal desafio para o manejo de rios e arroios da região central do Rio Grande do Sul (Lobo & Kirst, 1994/ Lobo & Ben da Costa, 1997/ Lobo & Kirst, 1999/ Lobo & Bender, 1998/Lobo *et al.*, 1995b, 1999). Finalmente, a elevação da turbidez e dos sólidos totais dissolvidos designa, em estudos de avaliação da qualidade da água, degradação ambiental (COMITESINOS, 1990, 1993/ DMAE, 2003).

Adotando estas premissas, se estabeleceu, pelo cruzamento das respostas das espécies para estas variáveis (Tab. 5), dois grupos sinalizadores da qualidade da água do arroio Schmidt: *Achnanthes* sp. 3, *Cocconeis fluviatilis*, *Navicula angusta*, *Nitzschia acicularis*, *Tryblionella victoriae*, *Pinnularia* sp., *Planothidium rupestoides*, *Sellaphora pupula*, *Stenopterobia* sp. e *Surirella tenera*, relacionadas com trechos de maior impacto antropogênico, e *Achnanthes* sp. 2, *Encyonema perpusillum*, *Geissleria aikenensis*, *Luticola goeppertiana*, *Navicula symmetrica* e *Nitzschia amphibia*, referindo-se a ambientes mais oxigenados, pouco mineralizados e com reduzidos teores de compostos orgânicos.

Com relação à aplicação desta classificação vale destacar seu caráter preliminar, e a evolução das técnicas que utilizam comunidades bióticas como indicadoras de qualidade, à medida que aumenta o entendimento dos pesquisadores sobre as interações entre a água e a integridade destas biocenoses (Hill *et al.*, 2000). Assim, a revisão permanente dos requerimentos ambientais das espécies é uma necessidade imperativa para a validação e calibração das tolerâncias específicas (Lobo *et al.*, 2004c). Há ainda o axioma de Lange-Bertalot (1978, 1979b), recuperado por Van Dam *et al.* (1994), alertando para o fato de que o aparecimento de uma espécie muito tolerante à poluição orgânica não pode ser considerado critério para diferenciar uma amostra tomada sob tais condições, porque a distribuição de muitos táxons não é limitada pelo decaimento da saprobidade, mas sim pelo incremento dos níveis de comprometimento do sistema. Por outro lado, a presença de um táxon que não é resistente ao acréscimo de poluição acaba constituindo evidência de ausência da problemática.

Para exemplificar podemos considerar a situação de *Sellaphora seminulum*, amplamente referida como espécie tolerante à poluição orgânica e eutrofização (Lange-Bertalot, 1979a/Kobayasi & Mayama, 1982/Kobayasi & Mayama, 1989/Van Dam *et al.*, 1994/ Lobo *et al.*, 2002/Lobo *et al.*, 2004a,b,c/Rimet *et al.*, 2004/Salomoni, 2004), e *Luticola goeppertiana* resistente à poluição orgânica, conforme Lange-Bertalot (1979a), Van Dam *et al.* (1994), Lobo *et al.* (2002) e Salomoni (2004), mas que no arroio Schmidt associaram-se ao ambiente de águas oligotróficas e oligossapróbicas da unidade amostral S3.

### **Conclusões**

Durante o período de estudo, o arroio Schmidt apresentou comportamento distinto ao esperado quando a variação de suas características abióticas é examinada à luz da teoria do rio contínuo, particularmente com relação à saturação de oxigênio, velocidade da corrente e sólidos em suspensão, desvelando o impacto negativo da cultura de arroz irrigado sobre o trecho inferior do sistema em função das pequenas barragens construídas pelos agricultores que alteraram as características hidromorfológicas primordiais do curso d'água.

Nos trechos mais próximos da nascente, o predomínio de campos destinados à pecuária e pequenas aglomerações urbanas acarreta em maior concentração de íons e matéria

orgânica responsáveis pela deterioração da qualidade da água, situação compensada pela capacidade de autodepuração do arroio que atinge o ápice no intervalo médio de terceira ordem, devido à contribuição de afluentes responsáveis pela diluição dos compostos incorporados nas zonas de cabeceira.

Estas características constatadas ao longo do vetor longitudinal do arroio influenciaram a composição e abundância da comunidade de diatomáceas bentônicas, que se revelaram eficazes descritores de alterações físicas conduzidas por variáveis de força, como o fluxo, e por aspectos macro-estruturais como o adensamento da comunidade ripária. Semelhantemente, as diatomáceas epilíticas mostraram-se sensíveis a características químicas e físico-químicas que tradicionalmente vêm sendo empregadas no desenvolvimento de sistemas de bioindicação baseados em sua auto-ecologia, tais como a condutividade, estado trófico e a saprobidade.

No que se refere à resposta das espécies ao gradiente fótico e à velocidade da correnteza que atinge o substrato, obteve-se a maior densidade valvar em segmento largo, profundo, lento e iluminado do arroio Schmidt. Confirmou-se tanto o aspecto limnobiótico e a preferência por habitats de elevada disponibilidade luminosa de representantes dos gêneros *Cymbella* e *Encyonema*, quanto a adaptabilidade do gênero *Cocconeis* ao sombreamento.

Recomenda-se a utilização de *Nitzschia acicularis*, *Planothidium rupestoides* e *Surirella tenera* como indicadoras de ambientes meso-eutróficos no contexto de rios de baixa ordem da região hidrográfica do Guaíba, assim como a aplicação de *Sellaphora pupula* como representativa de sítios mais mineralizados em sistemas similares. Somadas a este grupo estão *Achnanthes* sp. 3, *Cocconeis fluviatilis*, *Navicula angusta*, *Tryblionella victoriae*, *Pinnularia* sp. e *Stenopteroberia* sp, mais abundantes e freqüentes em áreas de maior impacto antropogênico.

No mesmo sentido, *Encyonema perpusillum* confirmou sua preferência por habitats oligo/ $\beta$ -mesossaprobicos, credenciando-se, juntamente com *Achnanthes* sp. 2, *Geissleria aikenensis*, *Luticola goeppertian*, *Navicula symmetrica* e *Nitzschia amphibia*, como táxon indicador de ambientes mais oxigenados, pouco mineralizados e com reduzidos teores de compostos orgânicos.

A resposta de *Achnanthydium minutissimum*, *Cymbella tumida*, *Eolimna subminuscula*, *Gyrosigma acuminatum*, *Neidium affine*, *Nitzschia debilis* e *Sellaphora* sp. 1 aos estressores químicos foi mascarada pela correlação destas espécies com a velocidade da corrente, enquanto que para *Encyonema mesianum*, *Encyonema silesiacum*, *Gomphonema brasiliense*, *Nupela* sp., *Sellaphora seminulum* e *Ulmaria ulna* não foi observado correlação com nenhuma das principais variáveis destacadas pela ACC, motivo pelo qual foram consideradas de baixo potencial descritivo.

As informações relativas à ecologia das espécies aqui apresentadas também poderão fornecer elementos para estudos paleolimnológicos envolvendo a reconstituição de paleoambientes (e.g. maior abundância de *Cymbella* indicando ambientes lênticos) e a concentração de paleonutrientes (e.g. *Nitzschia acicularis* designando períodos de maior eutrofização).

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem aos biólogos Carlos Eduardo Wetzel e Pablo Diego Gressler pelo apoio logístico nas saídas à campo. Ao Dr. André Jasper do Departamento de Biologia da UNIVATES, à Dra. Lezilda Torgan do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul e ao Dr. Paulo Alves de Souza do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), pelo auxílio no registro fotomicrográfico. À bióloga Daniela Bes pela participação fundamental nos trabalhos de campo e identificação dos espécimes. À Dra. Maria Angélica Oliveira especial reconhecimento pela ajuda na delimitação do desenho experimental, excursões à campo, periódicas revisões do manuscrito e valiosas sugestões. Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão de bolsa de estudos de Pós-Graduação em nível de Mestrado ao primeiro autor.



## Referências Bibliográficas

- Admiral, W. & Peletier, H. 1979. Influence of organic compounds and light limitation on the growth rate of estuarine benthic diatoms. **Br. Phycol. J.**, 14: 197-206.
- Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. 2001. Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. **Cryptogamie Algol.**, 22(1): 109-126.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1999. **Standard Methods for the Examination of water and Wastewater**. 19 ed. Washington. CD-ROM.
- Archibald, R. M. 1972. Diversity in some south african diatom association and its relation to water quality. **Water Research**, 6: 1229-1238.
- Bahls, L.R.; Burkantis, R. & Tralles, S. 1992. **Benchmark biology of Montana reference streams**. Department of Health and Environmental Science, Water Quality Bureau, Helena, Montana
- Bicudo, D. C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. **Acta. Limnol. Brasil.**, 3: 459-475
- Bicudo, D. C.; Necchi JR, O. & Chamixaes, C. B. C. B. 1995. Periphyton studies in Brazil: present status and perspectives. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & Tundisi, T. M. (eds.). **Limnology in Brazil**. Graftex: Rio de Janeiro. p. 37-58.
- Biggs, B. J. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. **Freshwater Biology**, 33: 419-438.
- Bott, T. L. 1983. Primary productivity in streams. In: BARNES, J. R. & MINSHALL, G. W., (eds.). **Stream Ecology**. Plenum: New York. p. 29-53
- Branco, L.H.Z. & Necchi Jr. 1997. Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região noroeste do estado de São Paulo. **Acta Limnologia Brasiliensia**, 9: 165-177.
- Cohn, S. A. & McGuire, J. R. 2000. Using diatom motility as an indicator of environmental stress: effects of toxic sediment elutriates. **Diatom Research**, 15 (1): 19-29.
- COMITESINOS. 1990. **Utilização de um índice de qualidade da água para o Rio dos Sinos/RS**. Porto Alegre, COMITESINOS, 33 p.
- COMITESINOS. 1993. **Aplicação de um índice de qualidade da água para o Rio dos Sinos**. Porto Alegre, DMAE, 59 p.
- Cox, E. J. 1987. Studies on the diatom Genus *Navicula* Bory. IV. The identity, structure and ecology of some freshwater species. **Diatom Research**, 2: 159-174.

- Cox, E. J. 1998. A rationale and some suggestions for developing rapid biomonitoring techniques using identification of live diatoms. **15<sup>th</sup> Diatom Symposium**, Perth, Australia, 43-50.
- Descy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. **Nova Hedwigia Beiheft**, 64: 305-323
- DMAE. 2003. Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba. Subsídios para a gestão da Bacia Hidrográfica. **Ecoss Pesquisa** v. 7, Porto Alegre, DMAE, 34 p.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, 67(3): 345-366
- Dworski, E. 1982. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft: Detaildarstellung der Gewässergüte für Fließgewässer Tirols. Wasserwirtschaftskataster, Grundlagen der Wasserwirtschaft, Wien. *Apud* SILVA-BENAVIDES, A. M. 1996. The use of water chemistry and benthic diatom communities for qualification of a polluted tropical river in Costa Rica. **Revista Biologia Tropical**, 44(2) : 395-416.
- Esteves, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência Ltda. Rio de Janeiro. 575p.
- Ghosh, M. & Gaur, J. P. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. **Aquatic Botany**, 60: 1-10.
- Gómez, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, 35: 173-181
- Haase, J. & Possoli, S. 1993. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade da água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. **Acta Limnológica Brasiliensia**, 6: 245-255.
- Hall, R. I. & Smol, J. P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. **Freshwater Biology**, 27: 417-434.
- Hall, R. I. & Smol, J. P. 1999. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: STORMER, E. F. & SMOL, J. P. (EDS.). **The diatoms: applications for the environmental and earth sciences**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hamm, A. 1969. Die Ermittlung der Gewässergüteklassen bei Fließgewässern nach dem Gewässergütesystem und Gewässergütemogramm. **Müncher Beiträge zur Abwasser-Fischerei-und Flussbiologie**, 15: 46-48.
- Hendey, N. I. 1977. The species diversity index of some inshore diatom communities and its use in assessing the degree of pollution insult on parts of the North Coast of Cornwall. **Nova Hedwigia Beih.**, 54: 355-378.

- Hill, W. 1996. Effects of light. In: Stevenson, J.; Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (ed.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. Academic Press. San Diego. 121-148.
- Hill, B. H.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; STEVENSON, R. J.; McCOEMICK, F. H. & JOHNSON, C. B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. **Journal of North American Benthological Society**, 19(1): 50-67.
- Katoh, K. 1991. Variation in Species Composition of Diatom Assemblages in an Unpolluted River. **Japanese Journal of Limnology**, 52 (3): 145-151.
- Kawecka, B. 1980. Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. **Acta Hydrobiol.**, 22: 361-420.
- Kawecka, B. 1985. Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature. **Acta Hydrobiol.**, 27(3): 299-310.
- Kawecka, B. 1986. The effect of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland). **Acta Hydrobiol.**, 28 (3/4): 379-386.
- Kelly, M. G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. **Water Research**, 32: 236-242.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. **Journal of Applied Phycology**, 7: 433-444
- Kelly, M. G.; Cazaubon, A.; Coring, E.; Dell'Uomo, A.; Ector, L.; Goldsmith, B.; Guash, H.; Hürlimann, J.; Jarlman, A.; Kawecka, B.; Kwandrans, J.; Laugaste, R.; Lindstrom, E. -A.; Leitao, M.; Marvan, P.; Padisák, J.; Pipp, E.; Prygiel, J.; Rott, E.; Sabater, S.; Van Dam, H. & Vizinet, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. **Journal of Applied Phycology**, 10: 215-224.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1982. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. **Japanese Journal of Phycology**, 30: 188-196.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. **The Korean journal of phycology**, 4(2): 121-133.
- Kostell, J. A.; Wang, H.; Amand, A. L. ST. & Gray, K. A. 1999. Use of a novel laboratory stream system to study the ecological impact of PCB exposure in a periphytic biofilm. *Water Research*, 33 (18): 3735-3748.
- Krammer, K. **Diatoms of Europe**. 2000. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats (Ed. Lange-Bertalot, H.). Volume 1: The Genus *Pinnularia*. 703 pp. Koeltz Scientific Books, Gantner Verlag, Königstein.

- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1986. Bacillariophyceae. Teil 1: Naviculaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart, Gustav Fisher, 876 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1988. Bacillariophyceae. Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart, Gustav Fisher, 596 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991a. Bacillariophyceae. Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart, Gustav Fisher, 576 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae. Teil 4: Achnanthaceae *Navicula* (Linolatae) und *Gomphonema* In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart, Gustav Fisher Verlag, 437 p.
- Lamb, M.A. & Lowe, R. 1987. Effects of current velocity on the physical structuring of diatom (Bacillariophyceae) communities. **Ohio J. Science**, 87(3): 72-78.
- Landa, G. C.; Ferreira, H. L. M.; Mourthé Jr, C. A.; Junqueira, M. V.; Estanislau, C. A. M. & Fonseca, M. A. 1998. Saprobic valences for microflora and microfauna species of tropical aquatic ecosystems – preliminary studies – Minas Gerais, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 26: 1737-1740.
- Lange-Bertalot, H. 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, 51: 393-427.
- Lange-Bertalot, H. 1979a. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. **Nova Hedwigia** 64: 285-304.
- Lange-Bertalot, H. 1979b. Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker starker Abwasser-belastung. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, 56: 184-219.
- Lange-Bertalot. 1996. Taxonomy. **Iconographia Diatomologica vol. 4**. 287 pp. Koeltz Scientific Books.
- Lange-Bertalot. 2001. **Diatoms of Europe**. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats (Ed. Lange-Bertalot, H.). Volume 2: *Navicula* sensu stricto. 10 genera Separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia*. 526 pp. Koeltz Scientific Books, Gantner Verlag, Königstein.
- Lange-Bertalot, H & Metzeltin, D. 1996. Indicators of Oligotrophy. Ecology-Diversity-Taxonomy. (Ed. Lange-Bertalot, H.). **Iconographia Diatomologica vol. 2**. 390 pp. Koeltz Scientific Books.
- Leland, H. V. & Porter, S. D. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. **Freshwater Biology**, 44: 279-301.

- Lewin, J. C. & Lewin, R. A. 1960. Auxotrophy and heterotrophy in marine littoral diatoms. **Can. J. Microbiol.**, 6: 127-134.
- Licursi, M. & Gómez, N. 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. **Ann. Limnol.**, 38(2): 109-118.
- Lobo, E. A. 1995. **Comparative study of the approaches for evaluation of river water quality using epilithic diatom assemblages**. Tese de doutorado, Tokyo University of Fisheries, Tokyo. 187 p.
- Lobo, E. A. & Ben da Costa. 1997. Estudo da qualidade da água do Rio Pardinho, Município de Santa Cruz, Rio Grande do Sul, Brasil. **Tecno-Lógica**, 1: 11-36.
- Lobo, E. A. & Bender, P. 1998. Aplicabilidade de sistemas de sapróbios para avaliação da qualidade de águas correntes fortemente poluídas, no sul do Brasil, utilizando diatomáceas. **Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia, 1996**. Minas Gerais: Brasil, v. 1, p. 401-422.
- Lobo, E. A. & Callegaro, V. L. 2000. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. p. 277- 300. In: Tucci, C. E. M. & Marques, D. M. (Org.), **Avaliação e Controle da Drenagem Urbana**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS. 558 p.
- Lobo, E. A. & Kirst, A. 1994. **Estudo da qualidade da água dos arroios Sampaio, Grande e Bonito, Município de Mato Leitão, RS, Brasil**. UNISC, Santa Cruz do Sul, 48p. Relatório Final, Universidade de Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E. A. & Kirst, A. 1999. **Estudo da qualidade da água dos arroios Sampaio, Grande e Bonito, Município de Mato Leitão, RS, Brasil**. UNISC, Santa Cruz do Sul, 120p. Relatório Final, Universidade de Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E. A. & Kobayasi, H. 1990. Shannon`s diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in the Sakawa River System (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. **Japanese Journal of Phycology**, 38: 229-243
- Lobo, E. A. & Leighton, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la Zona Central de Chile. **Biología Marina**, 22: 1-29.
- Lobo, E.A., Katoh, K. & Aruga, Y. 1995a. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. **Freshwater Biology**, 34: 191-204.
- Lobo, E. A., Kirst, A., Ben da Costa, A. & Oliveira, M. A. 1995b. Estudo da qualidade da água do Arroio Boa Vista, Município de Carlos Barbosa, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, 3(1): 43-63.

- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Oliveira, M. A., Salomoni, S. E., Schuler, S. & Asai, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brasil, **Iheringia Série Botânica**, 47: 45 -72.
- Lobo, E. A., Ben da Costa, A. & Kirst, A. 1999. Avaliação da qualidade da água dos arroios Sampaio, Bonito e Grande, Município de Mato Leitão, RS, Brasil, segundo a resolução do CONAMA 20/86. **Redes**, 4(2): 129-146.
- Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. & Bender, P. 2002. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 127 p.
- Lobo, E.; Callegaro, V. L. M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, C. E. & Oliveira, M. A. 2004a. Use of epilithic diatoms as bioindicators, with special emphasis to the eutrophication problem of lotic systems in Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 16(1): 25-40.
- Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. M.; Hermany, G.; Gómez, N. & Ector, L. 2004b. Review of the use of microalgae in south america for monitoring rivers, with special referente to diatoms. **Vie et Milieu**, 54(2-3): 105-114.
- Lobo, E. A.; Callegaro, V. L.; Wetzel, C. E.; Hermany, G. & Bes, D. 2004c. Water Quality Evaluation of Condor and Capibara Streams, Municipal District of Porto Alegre, RS, Brazil, Using Epilithic Diatom Communities as Bioindicators. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, 33(2): 77-93.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. 1988. **Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing**. John Wiley & Sons, New York. 337p.
- Macbride, T. P. 1983. **Diatom Communities of the Mudginberri Corridor, Northern Territory, Australia**. Ph.D. Thesis, Macquarie University, NSW, Australia. 194p.
- Magurran, A. 1988. **Ecological Diversity and its Measurements**. London: Croom Helm, 179 p.
- Margaléf, R. 1983 . **Limnología**. Ediciones Omega S. A. Barcelona. 1120 pp.
- McCune, B. & Mefford, M. J. *PC-ORD*. 1999. **Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4**. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237p.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. 1998. Tropical Diatoms of South America I. Diversity-Taxonomy-Geobotany. **Iconographia Diatomologica vol. 5**. 695 pp. (Ed. Lange-Bertalot, H.). Koeltz Scientific Books, Gantner Verlag, Königstein.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. 2002. Diatoms from the 'Island Continent' Madagascar. Taxonomy-Biogeography-Diversity. **Iconographia Diatomologica vol. 11**. 286 pp. (Ed. Lange-Bertalot, H.). Koeltz Scientific Books, Gantner Verlag, Königstein.

- Minshall, G. W.; Petersen, R. C.; Cummins, K. W.; Bott, T. L.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. & Vannote, R. L. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. **Ecological Monographs**, 53: 1-25.
- Miranda, A. L. B. 2003. **Estrutura da comunidade e tipos funcionais de algas epilíticas na Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné, RS, Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 100 p.
- Moore, J. W. 1975. The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pulex* L. **Journal of Animal Ecology**, 44(3): 719-730.
- Moreira Filho, H., Valente-Moreira, I. M., Souza-Mosimann, R. M. & Cunha, J. A. 1990. Avaliação florística e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta, Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Est. Biol.**, 25: 5-48.
- Moreno, J. A. 1961. **O Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, RS. 42 p.
- Moro, R. S. & Fürstenberger, C. B. 1997. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não marinhas**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 282 p.
- Mourthé-Junior, C.A. 2000. **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 de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Naiman, R. J. & Sedell, J. M. 1979. Benthic organic matter as a function of stream order in Oregon. **Archiv. für Hydrobiologie**, 87: 404-422.
- Nather Khan, I. S. 1990. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. **Hydrobiologia**, 224: 175-184.
- O'Connell, J. M.; Reavie, E. D. & Smol, J. P. 1997. Assessment of water quality using epiphytic diatom assemblages on CLADOPHORA from the St. Lawrence River (Canada). **Diatom Research**, 12(1): 55-70.
- Oliveira, M. A. 1996. **Ecologia do perifíton de substrato artificial em cursos d'água do trecho médio do Arroio Sampaio, Mato Leitão, RS, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Opsahl, R. W.; Wellnitz, T. & Poff, N. L. 2003. Current velocity and invertebrate grazing regulate stream algae: results of an *in situ* electrical exclusion. **Hydrobiologia**, 499: 135-145.
- Palmer, C. M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **Journal of Phycology**, 5: 78-82.

- Palmer, M. W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. **Ecology**, 74: 2215-2230.
- Pappas, J. L. & Stormer, E. F. 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. **Journal of Phycology**, 32: 693-696.
- Potapova, M. & Charles, D. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. **Freshwater Biology**, 48: 1311-1328.
- Patrick, R. 1993. Factors to consider in interpreting diatom change. **Nova Hedwigia, Beiheft**, 106: 361-377.
- Patrick, R. & Reimer, C. W. 1966. The diatoms of the United States. **Monographs of Philadelphia, Academy of Natural Sciences**, vol. 13, 688p.
- Pillar, V. D. 2001. **MULTIV – Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling**. User's Guide v. 2. 1., 42p.
- Pillar, V. D. & Orloci, L., 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science**, 7: 585-592.
- Prygiel, J. 1991. Use of benthic diatoms in surveillance of the Artois-Picardie Basin hydrobiological quality. **Use of Algae for Monitoring Rivers** (Ed. B.A. Whitton, E. Rott & G. Friedrich), pp. 89-96. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Raschke, R. L. 1993. Diatom (Bacillariophyta) community response to phosphorus in the Everglades National Park, USA. **Phycologia**, 32: 48-58.
- Reavie, E. D.; Smol, J. P.; Carignan, R. & Lorrain, S. 1998. Diatom paleolimnology of two fluvial lakes in the St. Lawrence River: a reconstruction of environmental changes during the last century. **J. Phycol.**, 34: 446-456.
- Rimet, F.; Ector, L.; Cauchie, H. M. & Hoffmann, L. 2004. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. **Hydrobiologia**, 520: 105-117.
- Robinson, C. T. & Rushforth, S. R. 1987. Effects of physical disturbance and canopy cover on attached diatom community structure in an Idaho stream. **Hydrobiologia**, 154: 49-59.
- Round, F. E. 1993. **A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality**. HMSO Publisher, London. 63p.
- Rumeau, A. & Coste, M. 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. **Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture**, 309: 12-69.



- Rumrich U.; Lange-Bertalot, H. & Rumrich, M. 2000. Diatoms of the Andes. From Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego. **Iconographia Diatomologica** vol. 9. 673 pp. (Ed. Lange-Bertalot, H.). Koeltz Scientific Books, Gantner Verlag, Königstein.
- Salomoni, S. 2004. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 230 p.
- Schäfer, A. 1984. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Ed. Da Universidade, UFRGS. Porto Alegre. 532 p.
- Schwarzbald, A. 2000. O que é um rio? **Ciência e Ambiente**, 21:57-68.
- Shirata, M. T. 1985. Catálogo de diatomáceas (Chrysophyta, Bacillariophyceae) de água doce do Estado do Paraná, Brasil. **Est. Biol.**, 13: 1-64.
- Silva, A.M.M.; Henry, R.;Carvalho, L.R. & Santini, J.A.J. 1998. A capacidade de autopurificação de um curso de água: um estudo de caso no Rio Pardo (Botucatu, SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 10(2): 83-99.
- Simonsen, R. 1987. **Atlas and Catalogue of the Diatom Types of Friedrich Hustedt**. Vol. 1-3. 1741pp .J. Cramer, Berlin.
- Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. **Archiv. für Hydrobiologie und Ergebnisse Limnologie.**, 7: 1-218
- Soininen, J.; Paavola, R. & Muotka, T. 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. **Ecography**, 27: 330-342.
- Souza, M. G. M. 2002. **Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos-SP e sua relação com variáveis físicas e químicas**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 168 p.
- Steinman, A. D. 1992. Does an increase in irradiance influence periphyton in a heavily-grazed woodland stream? **Oecologia**, 91:163-170.
- Stevenson, J. 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: Stevenson, J. & Bothwell, M. L.; Lowe, R. L. (ed.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. Academic Press. San Diego. p. 121-148.
- Stevenson, R. J. & Pan, Y. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stormer, E. F. & Smol, J. P. (Eds.) **The diatoms: applications for the environmental and earth sciences**. Cambridge University Press. 469 p.

- Stevenson, R. J. & Smol, J. P. 2003. Use of algae in environmental assessments. In: Wehr, J. D. & Sheath, R. G. (EDS.). **Freshwater algae of North America. Ecology and Classification**. Academic Press. San Diego, California, USA.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. 1988. The theory of gradient analysis. **Adv. Ecol. Res.**, 18: 271-313.
- Torgan, L. C. & Biancamano, M. I. 1991. Catálogo das diatomáceas (Bacilariophyceae) referidas para o Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no período de 1973 a 1990. **Caderno de Pesquisa Série Botânica**, 3(1): 1-201.
- Van Dam, H.; Mertens A. & Skindelam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwaters diatoms from Netherlands. **Netherland Journal of Aquatic Ecology**, 28(1):117-133.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.**, 37: 130-137.
- Watanabe, T.; Asai, K.; Houki, A.; Tanaka, S. & Hizuka, T. 1986. Saprophylic and euryaprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAI<sub>po</sub>). **Diatom**, 2: 23-73.
- Wetzel, C. E.; Lobo, E. A.; Oliveira, M. A.; Bes, D. & Hermany, G. 2002. Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos Rios Pardo e Pardinho, Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil: resultados preliminares. **Caderno de Pesquisa Série Biologia**, 14(2): 17-38.
- Whittaker, R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. **Biology Review.**, 42: 207-264.
- Whitton, B. A. 1975. **River Ecology**. Ed. Blackwell Scientific Publications. London. 615 p.
- Winter, J. G. & Duthie, H. C. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 19(1): 32-49.

**Tabela 1.** Média, desvio-padrão( $\pm$ ) e amplitude (mínimo e máximo) das variáveis ambientais nos distintos locais de amostragem. (**COND:** condutividade; **COORD:** coordenadas geográficas; **D:** densidade valvar; **DBO<sub>5</sub>:** demanda biológica de oxigênio; **DMT:** diâmetro das rochas; **DQO:** demanda química de oxigênio; **H':** índice de diversidade de Shannon; **J:** índice de uniformidade de Pielou; **LARG:** largura do espelho d'água; **NO<sub>3</sub>:** nitrato; **pH:** potencial hidrogeniônico; **PT:** fósforo total; **PROF:** profundidade; **S:** riqueza específica; **LUM:** luminosidade; **SiO<sub>2</sub><sup>-2</sup>:** sílica; **SS:** sólidos suspensos; **STD:** sólidos totais dissolvidos; **TURB:** turbidez; **VEL:** velocidade da correnteza; **%O<sub>2</sub>:** oxigênio dissolvido em saturação).

		S1	S2	S3	S4	S5	S6
Coord. (UTM)		22J 0364875 6718002	22J 0364734 6716080	22J 0367805 6714323	22J 0368872 6711905	22J 0369402 6715839	22J 0371301 6716076
Lum. (lux)		10.000	220	> 50.000	2.400	4.200	3.000
Cond ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Média	182( $\pm$ 27)	160( $\pm$ 13)	85( $\pm$ 8)	79( $\pm$ 10)	110( $\pm$ 5)	80( $\pm$ 5)
	Min.-Máx.	153-219	144-173	74-93	65-90	104-116	73-83
% O <sub>2</sub>	Média	60,0( $\pm$ 4,0)	61,4( $\pm$ 10,1)	88,1( $\pm$ 6,9)	63,2( $\pm$ 9,8)	74,7( $\pm$ 8,0)	77,6( $\pm$ 7,8)
	Min.-Máx.	55,9-65,0	50,1-74,4	80,2-95,3	52,6-75,0	66,2-81,7	70,0-84,5
pH	Média	7,1( $\pm$ 0,3)	7,1( $\pm$ 0,4)	7,2( $\pm$ 0,6)	7,2( $\pm$ 0,5)	7,2( $\pm$ 0,6)	7,2( $\pm$ 0,5)
	Min.-Máx.	6,6-7,4	6,6-7,4	6,5-7,7	6,7-7,7	6,4-7,6	6,6-7,7
Larg (m)	Média	1,8( $\pm$ 0,2)	3,3( $\pm$ 0,9)	6,4( $\pm$ 0,4)	2,6( $\pm$ 0,4)	3,6( $\pm$ 0,5)	3,2( $\pm$ 0,5)
	Min.-Máx.	1,5-2,0	1,9-3,9	6,0-6,8	2,2-3,0	3,0-4,1	2,4-3,5
Dmt (cm)	Média	17,3( $\pm$ 5,4)	14,4( $\pm$ 1,6)	14,9( $\pm$ 5,5)	14,6( $\pm$ 5,5)	20,1( $\pm$ 5,4)	13,8( $\pm$ 1,4)
	Min.-Máx.	12,6-25,0	12,5-16,1	6,7-18,4	9,9-22,5	15,4-27,0	12,2-15,5
Prof (cm)	Média	6,3( $\pm$ 1,2)	9,8( $\pm$ 1,2)	29,7( $\pm$ 4,5)	11,7( $\pm$ 5,3)	13,8( $\pm$ 2,3)	8,5( $\pm$ 1,3)
	Min.-Máx.	5,0-7,7	8,3-11,1	24,7-34,1	7,5-19,4	10,5-15,3	6,6-9,3
Vel (cm. s <sup>-1</sup> )	Média	<0,1	10,3( $\pm$ 4,0)	6,7( $\pm$ 2,1)	11,2( $\pm$ 2,1)	32,3( $\pm$ 10,1)	50,3( $\pm$ 11,1)
	Min.-Máx.	-	6,6-15,4	4,0-8,8	8,6-13,0	23,0-46,4	40,4-65,6
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Média	1,8( $\pm$ 2,9)	1,3( $\pm$ 1,2)	0,3( $\pm$ 0,4)	0,6( $\pm$ 0,9)	<0,2	0,6( $\pm$ 1,0)
	Min.-Máx.	<0,2-6,1	<0,2-2,8	<0,2-0,9	<0,2-1,8	-	<0,2-2,1
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Média	11,0( $\pm$ 1,4)	7,7( $\pm$ 1,1)	5,0( $\pm$ 1,1)	5,1( $\pm$ 0,4)	<5,0	7,6( $\pm$ 4,5)
	Min.-Máx.	9,0-12,1	6,3-8,9	<5,0-6,0	<5,0-5,6	-	<5,0-14,2
PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Média	26( $\pm$ 13)	76( $\pm$ 15)	30( $\pm$ 5)	30( $\pm$ 8)	26( $\pm$ 6)	26( $\pm$ 9)
	Min.-Máx.	20-45	59-94	22-33	20-39	20-32	20-39
NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Média	685( $\pm$ 59)	888( $\pm$ 85)	685( $\pm$ 128)	845( $\pm$ 210)	590( $\pm$ 328)	748( $\pm$ 126)
	Min.-Máx.	600-730	800-1000	500-780	600-1100	100-800	600-900
STD (mg L <sup>-1</sup> )	Média	112,4( $\pm$ 16,4)	95,8( $\pm$ 7,3)	55,9( $\pm$ 9,7)	61,9( $\pm$ 7,1)	72,0( $\pm$ 8,9)	53,3( $\pm$ 8,8)
	Min.-Máx.	96,0-135,0	89,5-104,5	47,5-69,5	51,5-66,5	59,5-80,0	42,5-63,5
Turb (uI)	Média	16,1( $\pm$ 8,7)	6,2( $\pm$ 1,1)	5,3( $\pm$ 1,7)	20,6( $\pm$ 10,6)	4,4( $\pm$ 1,3)	11,9( $\pm$ 2,9)
	Min.-Máx.	9,7-28,9	5,3-7,7	4,0-7,7	12,7-35,8	3,4-6,1	8,2-15,1
SS (mg L <sup>-1</sup> )	Média	9,6( $\pm$ 8,8)	9,3( $\pm$ 4,9)	2,4( $\pm$ 1,3)	8,1( $\pm$ 4,1)	3,8( $\pm$ 1,4)	3,9( $\pm$ 1,5)
	Min.-Máx.	3,0-22,5	2,0-13,0	1,0-4,0	3,5-12,5	2,0-5,5	2,0-5,5
SiO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Média	19,5( $\pm$ 2,1)	30,8( $\pm$ 16,4)	22,3( $\pm$ 1,1)	18,9( $\pm$ 1,2)	23,8( $\pm$ 1,1)	18,9( $\pm$ 0,4)
	Min.-Máx.	16,8-21,5	21,5-55,4	20,7-23,1	17,5-19,9	22,3-24,9	18,3-19,1
D (val/cm <sup>2</sup> )	Média	35.711( $\pm$ 14.622)	10.610( $\pm$ 3.178)	177.290( $\pm$ 46.893)	6.688( $\pm$ 3.761)	31.142( $\pm$ 24.370)	32.314( $\pm$ 31.157)
	Min.-Máx.	19.765-54.995	7.176-14.872	126.671-239.693	2.825-10.138	8.856-57.415	2.468-61.537
S	Média	49( $\pm$ 0,8)	65( $\pm$ 11,2)	41( $\pm$ 4,4)	47( $\pm$ 7,0)	43( $\pm$ 3,0)	34( $\pm$ 7,0)
	Min.-Máx.	48-50	51-78	36-46	38-55	39-45	25-40
H' (bits/ind)	Média	2,97( $\pm$ 0,05)	3,44( $\pm$ 0,32)	2,28( $\pm$ 0,60)	3,02( $\pm$ 0,28)	2,85( $\pm$ 0,25)	2,62( $\pm$ 0,25)
	Min.-Máx.	2,92-3,04	2,92-3,78	1,28-2,87	2,60-3,38	2,58-3,15	2,41-3,00
J'	Média	0,765( $\pm$ 0,011)	0,825( $\pm$ 0,057)	0,615( $\pm$ 0,175)	0,789( $\pm$ 0,074)	0,756( $\pm$ 0,068)	0,752( $\pm$ 0,087)
	Min.-Máx.	0,751-0,776	0,742-0,868	0,358-0,751	0,682-0,844	0,681-0,827	0,656-0,837

**Tabela 2.** Resultado dos testes de aleatorização e autoreamostragem para comparação das diferenças entre as variáveis ambientais, nas distintas estações de coleta ao longo da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil. (**COND:** condutividade; **D:** densidade valvar; **DBO<sub>5</sub>:** demanda biológica de oxigênio; **DMT:** diâmetro das rochas; **DQO:** demanda química de oxigênio; **H':** índice de diversidade de Shannon; **J:** índice de uniformidade de Pielou; **LARG:** largura do espelho d'água; **NO<sub>3</sub><sup>-</sup>:** nitrato; **pH:** potencial hidrogeniônico; **PROF:** profundidade; **PT:** fósforo total; **S:** riqueza específica; **SiO<sub>2</sub><sup>-2</sup>:** sílica; **SS:** sólidos suspensos; **STD:** sólidos totais dissolvidos; **TURB:** turbidez; **VEL:** velocidade da correnteza; **%O<sub>2</sub>:** oxigênio dissolvido em saturação).  $p$  = probabilidade de que a soma de quadrados ( $Q$ ) obtida por aleatorização ( $Q_{ALE}$ ) seja tão extrema quanto a soma de quadrado dos dados observados ( $Q_{OBS}$ ) em 10.000 iterações. \* = resultados significativos com  $\alpha \leq 0,05$ . ▲ = parâmetro abaixo do limite de detecção.

Contrastes	P( $Q_{ALE} \geq Q_{OBS}$ )																		
	Cond	% O <sub>2</sub>	pH	Larg	Dmt	Prof	Vel	DBO <sub>5</sub>	DQO	PT	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	STD	Turb	SS	SiO <sub>2</sub> <sup>-2</sup>	D	S	H'	J'
S1 vs. S2	0,6633	0,9051	0,8447	0,0974	0,4219	0,3180	▲	0,9549	0,3137	0,0007*	0,3140	0,4996	0,0731	0,9311	0,0152*	0,2446	0,1294	0,2300	0,4668
S1 vs. S3	0,0014*	0,0002*	0,3135	0,0001*	0,3526	0,0001*	▲	0,0905	0,0176*	0,6117	0,9436	0,0003*	0,0289*	0,0081*	0,3997	0,0902	0,2775	0,0607	0,0491*
S1 vs. S4	0,0002*	0,7192	0,2871	0,2935	0,3627	0,1804	▲	0,2048	0,0359*	0,6237	0,4013	0,0048*	0,5957	0,9664	0,8304	0,0665	0,7494	0,9004	0,7497
S1 vs. S5	0,0637	0,0651	0,2024	0,0335*	0,4356	0,0571	▲	0,0057*	0,0001*	0,9579	0,2083	0,0485*	0,0061*	0,1217	0,2768	0,6978	0,5165	0,7446	0,9101
S1 vs. S6	0,0003*	0,0272*	0,3888	0,1073	0,3181	0,5076	▲	0,2108	0,1913	0,9362	0,6653	0,0003*	0,6204	0,1401	0,8382	0,4730	0,0273*	0,3634	0,8675
S2 vs. S3	0,0143*	0,0007*	0,4247	0,0165*	0,8969	0,004*	0,5286	0,0649	0,2192	0,0024*	0,3330	0,0107*	0,7610	0,0072*	0,1645	0,0021*	0,0054*	0,0006*	0,0019*
S2 vs. S4	0,0029*	0,8050	0,3893	0,5230	0,9004	0,7743	0,8576	0,1700	0,2905	0,0029*	0,7159	0,0479*	0,0122*	0,8970	0,0061*	0,5636	0,0553	0,2525	0,6411
S2 vs. S5	0,1631	0,0863	0,2972	0,7188	0,1040	0,4175	0,0690	0,0041*	0,0041*	0,0002*	0,005*	0,2122	0,4947	0,0957	0,2803	0,4206	0,0241*	0,1021	0,3833
S2 vs. S6	0,006*	0,0387*	0,5309	0,9212	0,8515	0,7292	0,0049*	0,1870	0,7646	0,0003*	0,4066	0,0055*	0,2018	0,1132	0,0051*	0,6427	0,0001*	0,0214*	0,3657
S3 vs. S4	0,7668	0,0009*	0,9295	0,0010*	0,9978	0,0084*	0,4197	0,7164	0,8687	0,9847	0,4089	0,6450	0,0044*	0,0107*	0,2918	0,0001*	0,4559	0,0327*	0,0148*
S3 vs. S5	0,3387	0,1446	0,7863	0,0354*	0,0722	0,0393*	0,0077*	0,4250	0,1701	0,6220	0,2443	0,2633	0,7232	0,3746	0,6204	0,0328*	0,7052	0,1105	0,0604
S3 vs. S6	0,8346	0,2748	0,8920	0,0097*	0,9477	0,0006*	0,0001*	0,6891	0,3491	0,6417	0,6334	0,8370	0,1086	0,3410	0,2969	0,0101*	0,2567	0,3564	0,0720
S4 vs. S5	0,2100	0,1305	0,8642	0,2857	0,0737	0,5845	0,1015	0,2284	0,1229	0,6337	0,029*	0,5210	0,0008*	0,1293	0,1890	0,1503	0,7280	0,6331	0,6497
S4 vs. S6	0,9416	0,0672	0,8283	0,5729	0,9501	0,5160	0,0094*	0,9729	0,4556	0,6548	0,5815	0,5099	0,3011	0,1387	0,9897	0,2813	0,0626	0,2665	0,6163
S5 vs. S6	0,2415	0,7432	0,6933	0,6392	0,0636	0,2325	0,4678	0,2094	0,0144*	0,9735	0,1340	0,1929	0,0404*	0,9530	0,1934	0,7299	0,1456	0,5536	0,9592

**Tabela 3.** Resumo da Análise de Espécies Indicadoras utilizando o ponto de coleta como variável categórica e Teste Monte Carlo com 10.000 iterações. Apresentam-se apenas os resultados estatisticamente significativos ( $\alpha \leq 0,05$ ). Preferências ecológicas das espécies de diatomáceas epilíticas indicadoras de diferentes trechos da Microbacia Hidrográfica do Arroio Schmidt, RS, Brasil. **C:** Concentração iônica (1- Baixa [ $74-93 \mu\text{S cm}^{-1}$ ]; 2- Intermediária [ $104-116 \mu\text{S cm}^{-1}$ ]; 3- Alta [ $144-219 \mu\text{S cm}^{-1}$ ]). **S:** Saprobidade (1- Oligo/ $\beta$ -mesossapróbico; 2-  $\beta$ -mesossapróbico; 3-  $\beta/\alpha$ -mesossapróbico). **T:** Trofia (1- oligotrófico [ $< 45 \mu\text{g L}^{-1}$  PT]; 2- meso/eutrófico [ $59-94 \mu\text{g L}^{-1}$  PT]; **VI:** valor indicativo).  $p$  = probabilidade de que o VI obtido por aleatorização seja tão extremo quanto o VI dos dados observados em 10.000 iterações.  $\emptyset$  = requerimento indefinido para a característica.

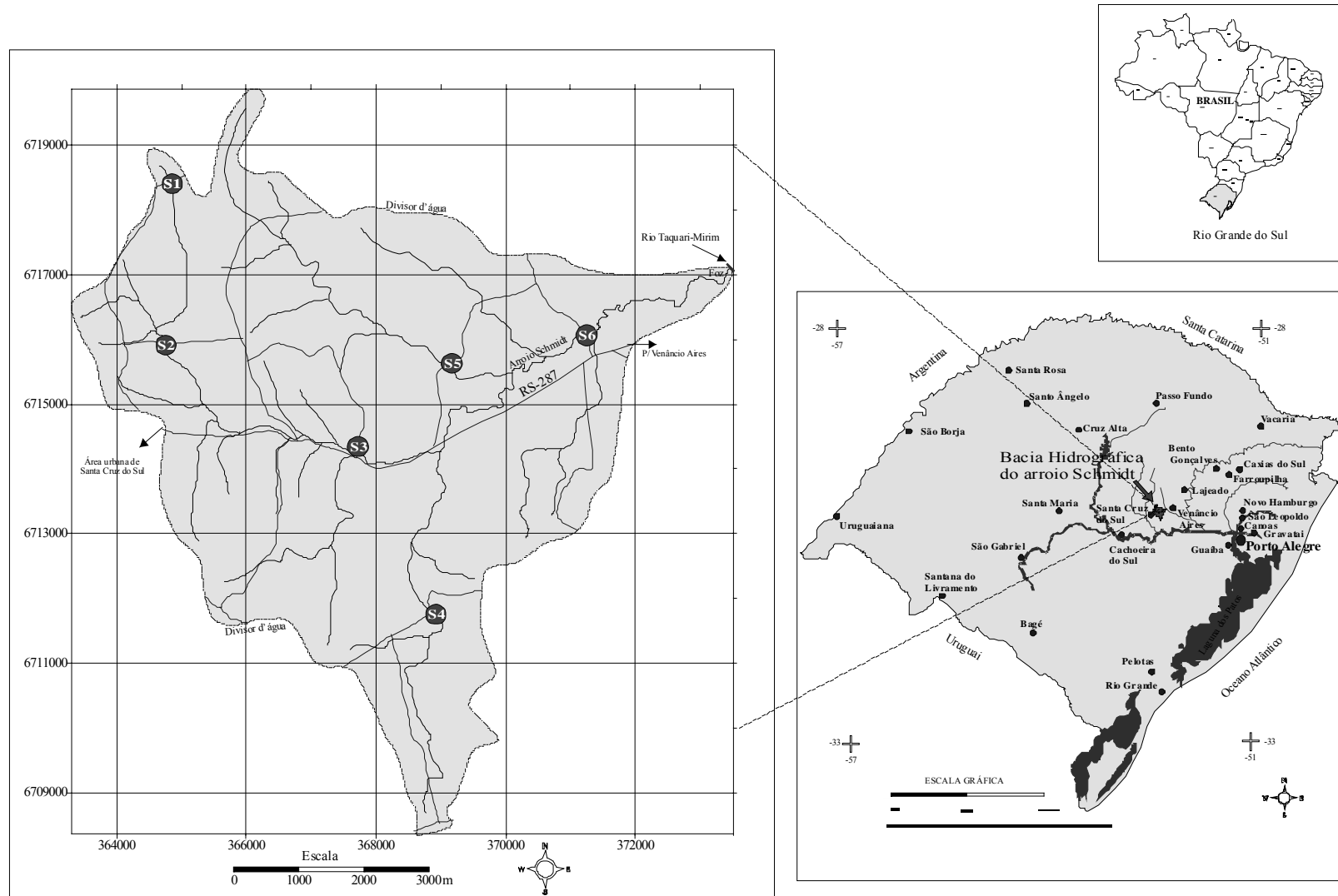
Unidade Amostrал	Espécie	VI	$p$	C	S	T
S1	<i>Cymbella tumida</i> (Brébison) Van Heurck	98,4	0.0003	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S1	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	87,1	0.0011	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S1	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	80,2	0.0003	3	3	$\emptyset$
S1	<i>Gomphonema brasiliense</i> Grunow	58,5	0.0391	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S1	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer	57,9	0.0164	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S1	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	56,5	0.0039	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S1	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow	52,7	0.0232	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S2	<i>Stenopterobia</i> sp.	89,3	0.0004	3	$\emptyset$	2
S2	<i>Navicula angusta</i> Grunow	75,0	0.0109	3	3	2
S2	<i>Planothidium rupestoides</i> (Hohn) Round & Bakhtiyarova	75,0	0.0138	$\emptyset$	$\emptyset$	2
S2	<i>Achnanthes</i> sp. 3	68,7	0.0046	3	$\emptyset$	2
S2	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	63,4	0.0063	$\emptyset$	$\emptyset$	2
S2	<i>Pinnularia</i> sp. Krasske	62,1	0.0059	3	$\emptyset$	2
S2	<i>Tryblionella victoriae</i> Grunow	61,4	0.0340	$\emptyset$	3	2
S2	<i>Surirella tenera</i> Gregory	53,8	0.0225	$\emptyset$	$\emptyset$	2
S3	<i>Encyonema perpusilum</i> (Cleve) D.G. Mann	98,4	0.0009	1	1	$\emptyset$
S3	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleich in Rabenhorst) D.G. Mann	93,1	0.0002	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Adlafia drouetiana</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	80,6	0.0009	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Luticola goeppertiana</i> (Beisch) D. G. Mann	80,5	0.0007	$\emptyset$	1	$\emptyset$
S3	<i>Geissleria aikenensis</i> (Patrick) Torgan & Oliveira	69,0	0.0013	$\emptyset$	1	$\emptyset$
S3	<i>Achnanbidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	67,8	0.0020	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Nupela</i> sp.	67,7	0.0011	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Achnanthes</i> sp. 2	64,7	0.0052	$\emptyset$	1	$\emptyset$
S3	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	64,0	0.0008	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Lange-Bertalot	63,4	0.0077	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow	58,9	0.0013	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) D. G. Mann	49,5	0.0478	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S3	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	47,7	0.0191	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S4	<i>Cocconeis fluviatilis</i> Wallace	74,1	0.0093	$\emptyset$	3	$\emptyset$
S5	<i>Sellaphora</i> sp. 1	53,4	0.0155	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S5	<i>Ulmaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	46,9	0.0318	$\emptyset$	$\emptyset$	$\emptyset$
S6	<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	64,1	0.0465	$\emptyset$	2	$\emptyset$

**Tabela 4.** Resultado da Análise Canônica de Correspondência utilizando a matriz de espécies indicadoras e as variáveis físicas, físico-químicas e químicas dos distintos locais de amostragem ao longo do arroio Schmidt, RS, Brasil.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>	<b>Eixo 3</b>
Autovalores ( $\lambda$ )	0,174	0,112	0,101
Porcentagem de variância explicada (%)	23,4	15,0	13,5
Porcentagem de variância acumulada (%)	23,4	38,4	51,9
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,974	0,965	0,958
Teste Monte Carlo (p)	Autovalores	0,0130	0,0260
	Correlações espécie ambiente	0,0200	0,0260
<b>Variáveis</b>	<b>Correlações "intra-set"</b>		
Condutividade	-0,634	0,495	0,323
Oxigênio em saturação	0,623	0,205	-0,544
pH	0,126	0,241	-0,155
Turbidez	0,006	-0,289	0,750
Largura do rio	0,311	-0,209	-0,649
Diâmetro das rochas	0,056	0,176	-0,045
Profundidade de submersão	0,433	-0,219	-0,540
Velocidade da corrente	0,132	-0,349	-0,703
Demanda biológica de oxigênio	-0,384	-0,130	0,315
Demanda química de oxigênio	-0,420	0,185	0,626
Fósforo total	-0,748	-0,129	-0,381
Nitrato	-0,373	-0,270	0,072
Sólidos totais dissolvidos	-0,625	0,519	0,430
Sólidos suspensos	-0,431	-0,265	0,406
Sílica	-0,482	-0,169	-0,347

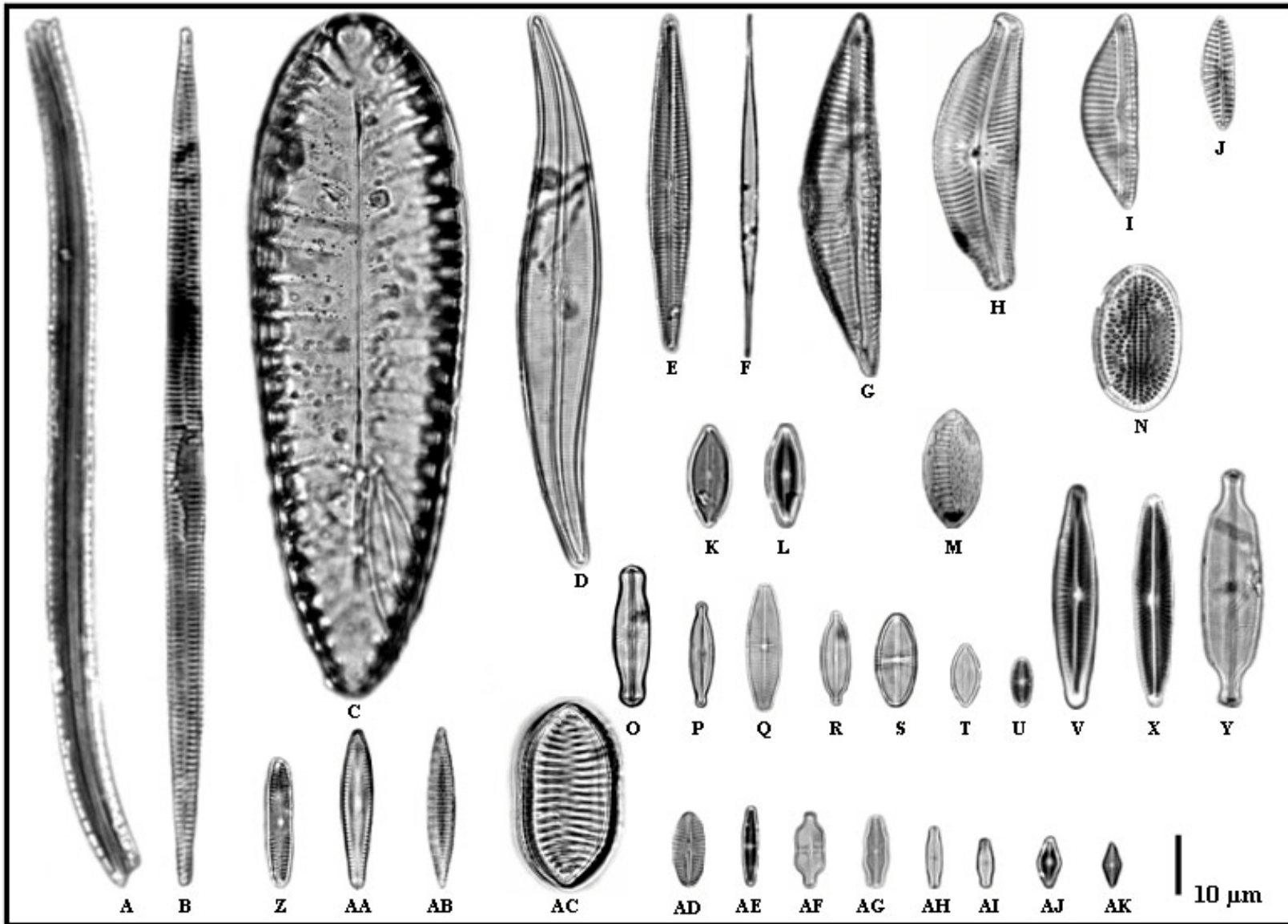
**Tabela 5.** Correlação das espécies indicadoras com as variáveis ambientais destacadas pela Análise de Correspondência Canônica. (**COND:** condutividade; **DQO:** demanda química de oxigênio; **LARG:** largura do espelho d'água; **PT:** fósforo total; **STD:** sólidos totais dissolvidos; **TURB:** turbidez; **VEL:** velocidade da correnteza; **%O<sub>2</sub>:** oxigênio dissolvido em saturação). \* = resultados significativos com  $\alpha \leq 0,05$ . \*\* = resultados significativos com  $\alpha \leq 0,01$ .

	Cond	% O <sub>2</sub>	Turb	Larg	Vel	DQO	PT	STD
<i>Achnanthes exigua</i>	-0,1612	0,1273	-0,2947	* 0,4289	-0,0488	-0,2949	0,1289	-0,0894
<i>A. sp. 2</i>	-0,2479	** 0,5427	*-0,4292	** 0,5673	0,0979	*-0,4060	-0,0015	-0,1373
<i>A. sp. 3</i>	** 0,5628	-0,2331	-0,3396	-0,1550	-0,0521	0,0882	** 0,6007	** 0,5470
<i>Achnanthebidium minutissimum</i>	0,0849	-0,0504	0,0309	0,3912	*-0,4872	-0,0654	0,0047	0,1003
<i>Adlafia drouetiana</i>	0,0083	0,2825	-0,2431	* 0,4504	-0,3728	-0,2524	-0,2057	-0,0256
<i>Cocconeis fluviatilis</i>	0,1111	** -0,6596	** 0,5297	-0,3277	-0,2414	0,1789	0,2174	0,2228
<i>Cymbella tumida</i>	** 0,6736	*-0,4535	0,3704	** -0,5279	** -0,8168	** 0,6174	-0,0379	** 0,6494
<i>Encyonema mesianum</i>	-0,0482	0,2025	0,2468	0,0938	-0,3507	0,3316	-0,1639	0,0740
<i>E. perpusicum</i>	*-0,4321	** 0,5403	-0,3377	** 0,6780	0,1199	*-0,4301	-0,0251	** -0,5712
<i>E. silesiacum</i>	-0,1442	0,1584	-0,1072	0,3972	-0,2645	-0,0071	-0,1382	-0,3116
<i>Eolimna subminuscula</i>	* 0,4665	0,1743	** -0,5978	0,3463	*-0,4548	-0,0575	0,0984	0,3610
<i>Geissleria aikenensis</i>	-0,3373	** 0,6716	*-0,4674	** 0,5595	0,0722	*-0,5002	-0,1010	-0,1790
<i>Gomphonema brasiliense</i>	0,2244	0,2580	-0,0460	-0,0089	-0,3953	0,0839	-0,2522	0,2786
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	** 0,7010	*-0,4447	0,1228	*-0,4790	** -0,5936	** 0,5185	0,0527	** 0,7456
<i>Luticola goeppertiana</i>	-0,1308	** 0,6296	*-0,4204	* 0,4796	-0,0690	-0,2480	-0,1826	-0,1160
<i>Navicula angusta</i>	* 0,4433	*-0,4650	-0,2068	-0,0116	-0,0332	0,2413	** 0,6743	0,3197
<i>N. symmetrica</i>	-0,3045	** 0,6181	-0,3585	0,3081	0,3644	-0,2746	-0,2681	-0,1951
<i>N. viridula</i>	0,2647	-0,1383	0,1657	*-0,4731	-0,2997	0,3452	-0,2808	0,4038
<i>Neidium affine</i>	0,3240	-0,2780	0,3317	*-0,4343	** -0,5657	* 0,4468	-0,0789	* 0,4358
<i>Nitzschia acicularis</i>	0,1926	-0,0804	-0,1490	0,1971	0,1276	0,0678	** 0,6436	0,2229
<i>N. amphibia</i>	0,3874	0,1376	*-0,5031	* 0,4274	-0,3567	0,0961	0,0456	0,3147
<i>N. debilis</i>	* 0,4148	-0,1557	0,1302	*-0,4460	** -0,5431	0,3948	-0,2209	** 0,5727
<i>Nupela sp.</i>	0,0593	0,2262	-0,3212	0,3985	-0,1198	-0,2369	0,3253	0,0774
<i>Pinnularia sp.</i>	** 0,5586	-0,3027	-0,1334	-0,2166	-0,0956	0,3372	** 0,5213	** 0,5275
<i>Planothidium rupestoides</i>	0,3704	-0,1293	-0,2015	-0,0108	-0,0019	0,1800	** 0,7458	0,3502
<i>Sellaphora pupula</i>	* 0,5152	** -0,5830	* 0,4107	** -0,5206	-0,4070	0,2666	-0,0932	** 0,5887
<i>S. seminulum</i>	0,0080	0,3937	-0,3845	0,3730	-0,2845	-0,2168	-0,1712	0,0458
<i>S. sp. 1</i>	-0,1026	0,3507	** -0,4881	0,2112	* 0,4077	** -0,6251	-0,0734	-0,0501
<i>Stenopterobia sp.</i>	* 0,4755	-0,3093	-0,3642	0,0305	0,0543	0,0679	** 0,7223	0,3421
<i>Surirella tenera</i>	0,1311	-0,3968	0,0677	0,0264	0,0623	0,1142	* 0,4339	0,2832
<i>Tryblionella victoriae</i>	0,2320	** -0,5776	0,1478	-0,1040	-0,0193	0,1708	** 0,6144	0,2201
<i>Ulnaria ulna</i>	0,1205	0,1768	-0,2725	-0,0849	0,1399	-0,2659	-0,0760	0,2215

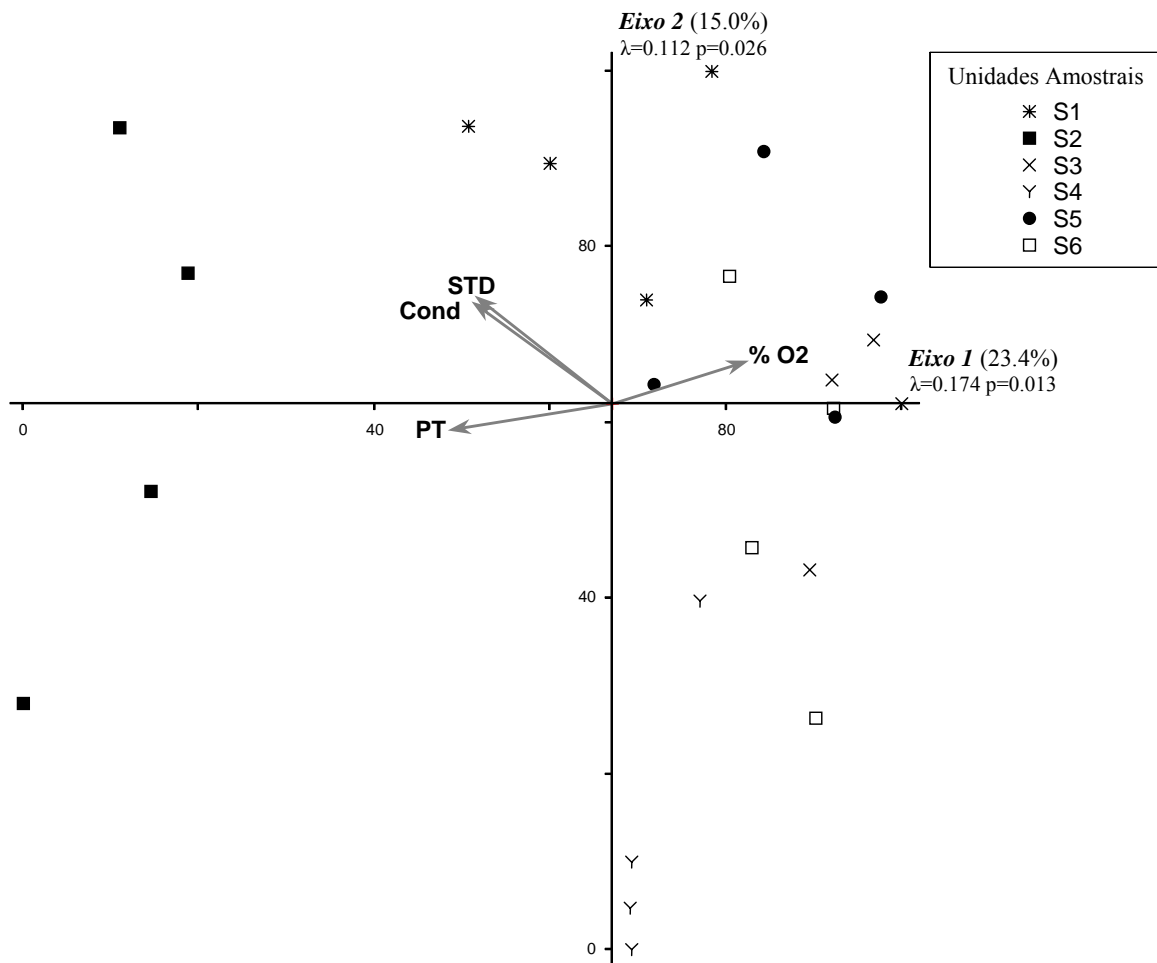


**Figura 1.** Mapa da área de estudo mostrando a localização da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt inserida no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no contexto da região hidrográfica do Guaíba, com as respectivas estações de coleta.

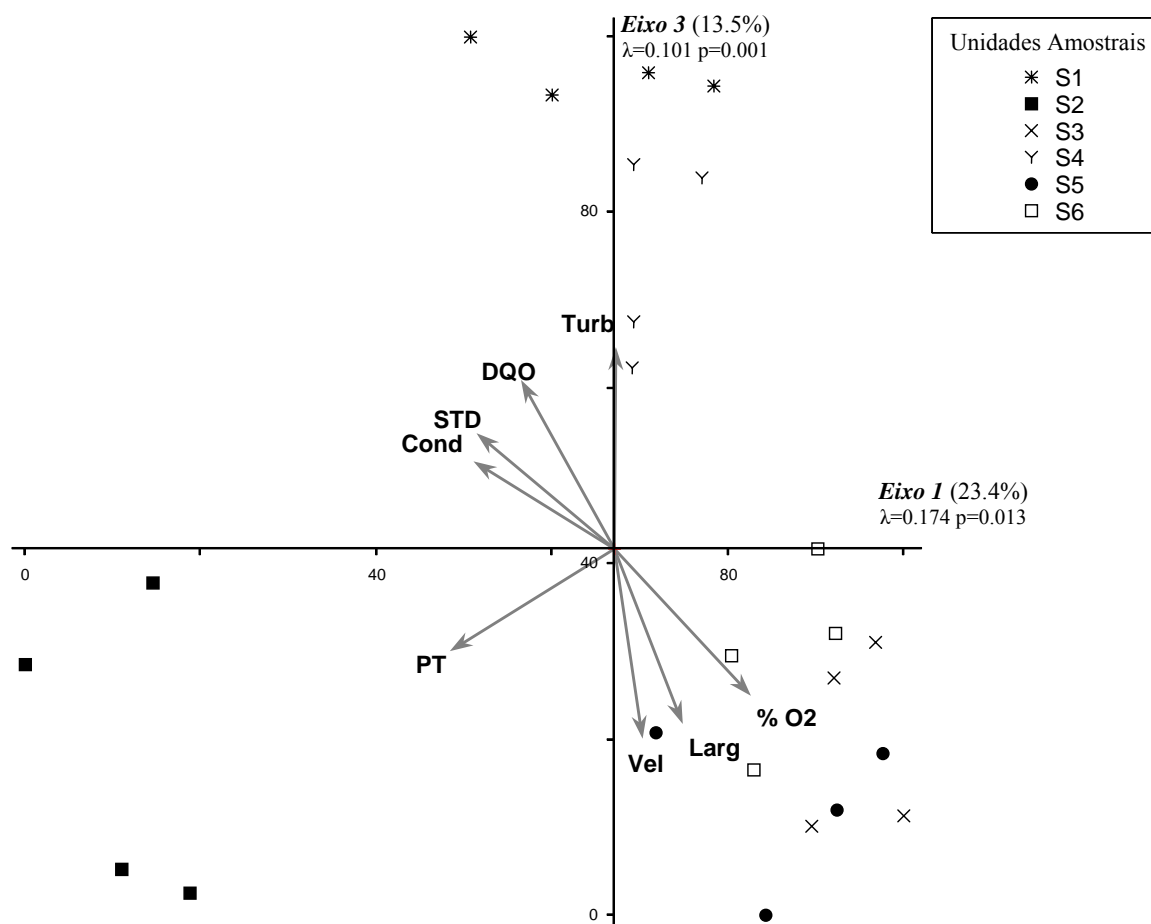




**Figura 2.** Diatomáceas indicadoras do Arroio Schmidt, RS, Brasil. **A:** *Stenopterobia* sp.; **B:** *Ulnaria ulna*; **C:** *Suirella tenera*; **D:** *Gyrosigma acuminatum*; **E:** *Navicula angusta*; **F:** *Nitzschia acicularis*; **G:** *Encyonema mesianum*; **H:** *Cymbella tumida*; **I:** *Encyonema silesiacum*; **J:** *Encyonema perpusillum*; **K,** **L:** *Nupela* sp.; **M:** *Nitzschia debilis*; **N:** *Cocconeis fluviatilis*; **O:** *Sellaphora pupula*; **P:** *Sellaphora* sp.; **Q:** *Geissleria aikenensis*; **R:** *Adlafia drouetiana*; **S:** *Luticola goeppertiana*; **T:** *Eolimna subminuscule*; **U:** *Sellaphora seminulum*; **V:** *Navicula viridula*; **X:** *Navicula symmetrica*; **Y:** *Neidium affine*; **Z:** *Pinnularia* sp.; **AA:** *Gomphonema brasiliense*; **AB:** *Nitzschia amphibia*; **AC:** *Tryblionella victoreae*; **AD:** *Planorbidium rupestoides*; **AE:** *Achnanbidium minutissimum*; **AF:** *Achnanthes exigua*; **AG-AI:** *Achnanthes* sp. 2; **AJ, AK:** *Achnanthes* sp. 3.



**Figura 3.** Diagrama de dispersão baseado na Análise Canônica de Correspondência (ACC). Ordenamento das unidades amostrais ao longo dos eixos 1 e 2. (**COND**: condutividade; **PT**: fósforo total; **STD**: sólidos totais dissolvidos; **%O<sub>2</sub>**: oxigênio dissolvido em saturação).



**Figura 4.** Diagrama de dispersão baseado na Análise Canônica de Correspondência (ACC). Ordenamento das unidades amostrais ao longo dos eixos 3 e 1. (**COND:** condutividade; **DQO:** demanda química de oxigênio; **LARG:** largura do rio; **PT:** fósforo total; **STD:** sólidos totais dissolvidos; **TURB:** turbidez; **VEL:** velocidade do fluxo; **%O<sub>2</sub>:** oxigênio dissolvido em saturação).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Com base na literatura consultada para discussão dos dados obtidos na microbacia do arroio Schmidt pode-se perceber que as classificações desenvolvidas em estudos de sistemas impactados diferem sensivelmente daquelas baseadas em ambientes menos alterados. As características físicas parecem sobressair em termos de influência sobre as comunidades, mas as variáveis químicas e físico-químicas se destacam quando existe forte impacto antrópico ou mesmo natural (e.g. rios em região de turfeiras);
- Também foi possível perceber uma série de inconsistências com relação à resposta de *Achnanthes exigua*, *Eolimna subminuscula*, *Navicula angusta*, *Nitzschia amphibia*, *Sellaphora pupula* e *Sellaphora seminulum* ao incremento da concentração de fósforo total. Novas pesquisas desenvolvidas em grande escala englobando as diferentes regiões geomorfológicas do RS poderão esclarecer de forma mais precisa não apenas este aspecto, mas também as demais preferências destes e de outros táxons;
- Quanto ao requerimento trófico de *Achnantheidium minutissimum*, deve-se considerar as dificuldades que se impõem quando da distinção das diferentes variedades desta espécie utilizando a microscopia óptica, fato que poderia ajudar a explicar o amplo espectro de preferências constatada nas referências consultadas. *Achnantheidium minutissimum* var. *saprophila*, por exemplo, é tida como mais tolerante à poluição do que a forma dominante;
- Mais uma vez pode-se comprovar os riscos da adoção das técnicas de avaliação baseadas na autoecologia de diatomáceas em ecossistemas distintos daqueles para os quais foram desenvolvidas, como seria o caso da aplicação dos sistemas sapróbicos de Lange-Bertalot (1979a) ou de Kobayasi & Mayama (1989), que estão ajustados para a realidade dos rios europeus e asiáticos. Da mesma forma, o índice proposto por Lobo *et al.* (2002) foi elaborado, em sua maior parte, a partir do estudo de rios de grande extensão, com profundidade e velocidade da correnteza intermediária, situação completamente antagônica ao arroio Schmidt, pequeno, raso, e com trechos de elevada velocidade;

- A dificuldade de se manter constante os elementos abióticos dificulta o estudo da influência de fatores específicos (condição indispensável para estudos visando o biomonitoramento). Neste sentido, as metodologias “*bottom-up*”, ou seja, que utilizam fundamentalmente dados de laboratório por meio de experimentos, exercem um importante papel complementar na análise dos aspectos biológicos dos ecossistemas. Destacam-se aqui os bioensaios envolvendo a utilização de rios artificiais de laboratório, que têm possibilitado controlar a influência de fatores como luz, velocidade da correnteza, herbivoria, e outros potenciais introdutores de “ruídos” aos estudos em que uma única variável química esteja sendo manipulada;
- Além das pesquisas envolvendo rios de laboratório, transferência de campo de comunidades periféricas entre ambientes com distintos graus de poluição, apresenta-se como uma boa alternativa para se acessar os efeitos de contaminantes orgânicos e inorgânicos sobre a estrutura das comunidades. No entanto, nada consta sobre a existência de pesquisa científica brasileira que tenha reunido em sua metodologia o conjunto destas possibilidades, devendo por isto ser estimulada.

## ANEXO A



Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



**MODELO PARA DISSERTAÇÕES E TESES NO FORMATO DE  
ARTIGO:**

(APROVADO PELA COMISSÃO COORDENADORA DO PPG-ECOLOGIA EM  
18/06/01)

- Capa
- Agradecimentos (devendo mencionar o Programa de Pós-Graduação, bem como, se for bolsista, fonte de pagamento, ex: CAPES, CNPq, etc)
- Resumo (do trabalho como um todo)
- Palavras-chave
- Abstract
- Key words
- Introdução geral do problema (com revisão bibliográfica), citando objetivos. Caso houver um artigo específico que contemple a revisão bibliográfica, retirar esta questão neste item.
- Capítulo 1 (ou artigo 1) completo, de acordo com as normas da revista a ser escolhida
- Capítulo 2 (ou artigo 2) idem
- Capítulos n.... (no caso, deverá ser citado o Programa de Pós-Graduação no endereço do autor)
- Considerações finais sobre o assunto tratado (discussão geral)
- Referências bibliográficas (citadas na introdução e considerações finais, segundo ABNT)
- Anexos
- Normas da revista escolhida

OBS: os artigos poderão ser apresentados em outro idioma, desde que com o consentimento da Comissão Coordenadora.

## ANEXO B

(Normas gerais para publicação em *Acta Botânica Brasilica* – Disponível em <http://www.botanica.org/normasacta.php>)

1. A *Acta Botânica Brasilica* (*Acta bot. bras.*) publica em Português, Espanhol e Inglês artigos originais, comunicações curtas e **resumos de dissertações e teses em Botânica**.
2. Os artigos devem ser concisos, em 4 vias, com até **30 laudas**, seqüencialmente numeradas, incluindo ilustrações e tabelas (usar letra Times New Roman, tamanho 12, espaço entre linhas 1,5; imprimir em papel tamanho carta, com todas as margens ajustadas em 1,5 cm). **A critério da Comissão Editorial, mediante entendimentos prévios, artigos mais longos poderão ser aceitos, sendo que o excedente será custeado pelo(s) autor(es)**.
3. Palavras em latim no título ou no texto, como por exemplo: *in vivo*, *in vitro*, *in loco*, *et al.*, devem estar em itálico.
4. O título deve ser escrito em caixa alta e centralizado.
5. Os nomes dos autores devem ser escritos em caixa alta e baixa, alinhados à direita, com números sobrescritos que indicarão, em rodapé, a filiação Institucional e/ou fonte financiadora do trabalho (bolsas, auxílios, etc.).
6. A estrutura do trabalho deve, sempre que possível, obedecer à seguinte seqüência:
  - **RESUMO** e **ABSTRACT** (em caixa alta e negrito) - texto corrido, sem referências bibliográficas, em um único parágrafo e com cerca de 200 palavras. Deve ser precedido pelo título do artigo em Português, entre parênteses. Ao final do resumo citar até cinco palavras-chave. A mesma regra se aplica ao Abstract em Inglês ou Espanhol.
  - **Introdução** (em caixa alta e baixa, negrito, deslocado para a esquerda): deve conter uma visão clara e concisa de: a) conhecimentos atuais no campo específico do assunto tratado; b) problemas científicos que levaram o(s) autor(es) a desenvolver o trabalho; c) objetivos.
  - **Material e métodos** (em caixa alta e baixa, negrito, deslocado para a esquerda): deve conter descrições breves, suficientes à repetição do trabalho; técnicas já publicadas devem ser apenas citadas e não descritas.
  - **Resultados e discussão** (em caixa alta e baixa, negrito, deslocado para a esquerda): podem ser acompanhados de tabelas e de figuras (gráficos, fotografias, desenhos, mapas e pranchas), estritamente necessárias à compreensão do texto.
  - As figuras devem ser todas numeradas seqüencialmente, com algarismos arábicos, colocados no lado inferior direito; as escalas, sempre que possível, devem se situar à esquerda da figura.
  - As tabelas devem ser seqüencialmente numeradas, com algarismos arábicos e numeração independente das figuras.

- Tanto as figuras como as tabelas devem ser apresentadas em folhas separadas ao final do texto (originais e três cópias). Para garantir a boa qualidade de impressão, as figuras não devem ultrapassar duas vezes a área útil da revista que é de 12cm larg. x 18cm alt.
- As ilustrações devem ser apresentadas em tinta nanquim, sobre papel vegetal ou cartolina.
- As fotografias devem estar em papel brilhante e em branco e preto. Fotografias coloridas poderão ser aceitas a critério da Comissão Editorial e se o(s) autor(es) arcar(em) com os custos de impressão.
- As figuras e as tabelas devem ser referidas no texto, em caixa alta e baixa, de forma abreviada e sem plural (Fig. e Tab.). Todas as figuras e tabelas apresentadas devem, obrigatoriamente, ter chamada no texto.
- As siglas e abreviaturas, quando utilizadas pela primeira vez, devem ser precedidas do seu significado por extenso. Ex.: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE); Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).
- Usar unidades de medida apenas de modo abreviado. Ex.: 11cm; 2,4mm.
- Escrever por extenso os números de um a dez (não os maiores), a menos que sejam referentes a medida ou venha em combinação com outros números. Ex.: quatro árvores; 6,0mm; 1,0-4,0mm; 125 exsiccatas.
- Em trabalhos taxonômicos, os materiais botânicos examinados devem ser selecionados de maneira que sejam citados apenas aqueles representativos do táxon em questão e na seguinte ordem: **PAÍS. Estado:** Município, data (dd/mm/aaaa), fenologia, *coletor(es) e n°* (sigla do herbário).

Ex.: **BRASIL. São Paulo:** Santo André, 03/XI/1997, fl. fr., *Milanez 435* (SP).

- No caso de dois coletores, citar ambos, ligados por &.
- No caso de três ou mais coletores, citar o primeiro, seguido de et al. (atentar para o que deve ser grafado em CAIXA ALTA, Caixa Alta e Baixa, caixa baixa, **negrito**, *itálico*)
- Chaves de identificação devem ser, preferencialmente, indentadas. Nomes de autores de táxons não devem aparecer. Os táxons da chave, se tratados no texto, devem ser numerados, seguindo a ordem alfabética. Ex.:

1. Plantas terrestres
2. Folhas orbiculares, mais de 10cm diâm. .... 4. *S. orbicularis*
2. Folhas sagitadas, menos de 8cm compr. .... 6. *S. sagittalis*
1. Plantas aquáticas
3. Nervuras paralelas
4. Flores brancas ..... 1. *S. albicans*
4. Flores roxas ..... 5. *S. purpurea*
3. Nervuras furcadas
5. Frutos oblongos ..... 2. *S. furcata*
5. Frutos esféricos ..... 3. *S. nanuzae*



O tratamento taxonômico no texto deve reservar o itálico e negrito apenas para os nomes de táxons válidos. Basiônimo e sinonímia aparecem apenas em itálico. Autores de nomes científicos devem ser citados de forma abreviada, de acordo com o índice taxonômico do grupo em pauta (Brummit & Powell 1992, para fanerógamas). Ex.:

*Sepulveda albicans* L., Sp. pl. 2:25. 1753.

*Pertencia albicans* Sw., Fl. bras. 4:37, t. 23, f. 5. 1870.

*Cabralia zeleyensis* Anisio, Hoehnea 33(2):65. 1995. Fig. 1-12.

- Subdivisões dentro de **Material** e **métodos** ou de **Resultados** devem ser escritas em caixa alta e baixa, seguida de um traço e o texto segue na mesma linha. Ex.: Área de estudo - localiza-se ...
- **Discussão** deve incluir as conclusões.
- **Agradecimentos** (em caixa alta e baixa, negrito, deslocado para a esquerda): devem ser sucintos.
- Referências bibliográficas ao longo do texto: seguir esquema autor, data. Ex.:

Silva (1997), Silva & Santos (1997), Silva *et al.* (1997) ou  
Silva (1993, 1995), Santos (1995, 1997) ou  
(Silva 1975/Santos 1996/Oliveira 1997).

- Ao final do artigo: em caixa alta e baixa, deslocado para a esquerda; seguir ordem alfabética e cronológica de autor(es); nomes dos periódicos, títulos de livros, dissertações e teses devem ser grafados por extenso e em negrito. Exemplos:

Santos, J. 1995. Estudos anatômicos em Juncaceae pp. 5-22. *In* **Anais do XXVIII Congresso Nacional de Botânica**, Aracaju 1992. HUCITEC Ed., São Paulo.

Santos, J.; Silva, A. & Oliveira, B. 1995. Notas palinológicas: Amaranthaceae. **Hoehnea** 33(2):38-45.

Silva, A. 1996. **A família Urticaceae no Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Paraná, Londrina.

Silva, A. 1997. O gênero *Pipoca* L. no Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 2(1):25-43.

Silva, A. & Santos, J. 1997. Rubiaceae pp. 27-55. In F.C. Hoehne (ed.). **Flora Brasilica**. Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, São Paulo.



## APÊNDICE A

(Matriz de dados *bióticos*. Densidade – valvas/cm<sup>2</sup> – das espécies indicadoras. **S11**: valores para a estação S1 na primeira coleta; **S12**: valores para a estação S1 na segunda coleta, etc.)

	S11	S12	S13	S14	S21	S22	S23	S24	S31	S32	S33	S34	S41	S42	S43	S44	S51	S52	S53	S54	S61	S62	S63	S64
<i>Achnanthes exigua</i>	50	0	0	92	75	183	199	123	1162	1115	374	830	567	75	202	240	159	0	149	174	0	137	0	0
<i>Achnanthes sp. 2</i>	0	142	150	276	75	41	50	61	7969	2787	2469	5626	89	12	0	53	175	3095	4915	29	125	275	738	0
<i>Achnanthes sp. 3</i>	50	0	0	0	264	41	75	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	151	0	0	0	0	0	0
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	100	284	150	459	113	0	125	61	664	418	1047	2951	45	75	26	293	64	0	149	29	0	0	443	0
<i>Adlafia drouetiana</i>	3106	2274	3815	1011	189	81	175	61	13281	48641	15710	29791	679	237	123	506	700	3850	6553	1539	150	0	738	63
<i>Cocconeis fluviatilis</i>	150	0	75	0	0	0	549	322	0	0	0	0	278	162	453	2238	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella tumida</i>	50	142	1122	184	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema mesianum</i>	2230	711	224	505	38	61	75	31	3901	1254	299	1660	156	25	18	266	64	0	149	0	251	961	1476	20
<i>Encyonema perpusillum</i>	0	142	150	0	0	162	823	0	3320	27038	173037	43165	22	100	233	133	493	453	298	494	25	137	148	71
<i>Encyonema silesiacum</i>	301	1137	0	184	0	61	100	214	1494	2787	17580	30529	45	50	246	293	32	0	0	145	0	275	738	47
<i>Eolimna subminuscula</i>	100	284	150	184	113	41	50	31	498	557	150	2214	0	0	0	0	32	453	447	87	0	0	0	0
<i>Geissleria aikenensis</i>	200	568	75	276	453	213	100	230	11289	5993	2394	4150	601	350	128	160	478	2491	1936	116	251	824	1254	16
<i>Gomphonema brasiliense</i>	100	1492	224	276	38	0	0	0	332	0	150	369	0	0	0	0	159	151	0	0	0	137	148	0
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	100	426	374	1195	38	0	25	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	149	0	0	69	0	0
<i>Luticola goeppertiana</i>	100	711	299	92	38	91	25	31	4732	15540	2693	4981	22	125	0	53	764	2718	1117	58	50	275	148	67
<i>Navicula angusta</i>	0	0	0	0	0	20	137	214	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula symmetrica</i>	877	853	0	368	755	122	175	153	2656	2439	2394	738	223	212	0	480	955	2416	596	203	927	20942	7083	697
<i>Navicula viridula</i>	501	1776	561	459	38	41	0	123	166	348	0	0	22	25	9	187	0	604	149	58	150	549	0	67
<i>Neidium affine</i>	0	142	75	92	38	0	0	0	0	0	0	0	45	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	0	0	0	0	245	20	87	46	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0
<i>Nitzschia amphibia</i>	351	568	449	1241	717	264	449	873	2656	2997	2095	6641	22	0	0	53	446	453	1862	174	100	0	0	67
<i>Nitzschia debilis</i>	50	142	0	92	75	0	0	0	0	0	0	0	45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nupela sp.</i>	200	0	561	0	151	122	25	61	664	2091	1347	1845	0	25	35	107	64	755	596	0	0	137	0	0
<i>Pinnularia sp.</i>	100	0	0	0	38	81	25	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Planorbidium rupestroides</i>	0	0	0	0	113	20	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellapora pupula</i>	225	782	1085	551	38	0	25	61	0	0	0	0	22	12	26	27	64	0	149	29	50	0	148	0
<i>Sellapora seminulum</i>	752	7461	9015	6892	1227	305	511	934	21084	12404	6060	20476	1591	524	290	240	557	8757	18841	2483	476	1923	2804	165
<i>Sellapora sp. 1</i>	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	150	0	0	0	9	0	255	151	149	29	0	275	0	0
<i>Stenopterobia sp.</i>	0	0	0	0	75	61	75	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0
<i>Surirella tenera</i>	0	0	0	0	38	0	25	61	0	0	0	0	22	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tryblionella victoriae</i>	0	0	0	0	0	20	175	153	0	0	0	0	0	24	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	200	0	75	0	38	0	50	0	0	0	0	184	45	6	0	0	207	226	149	29	25	69	0	0

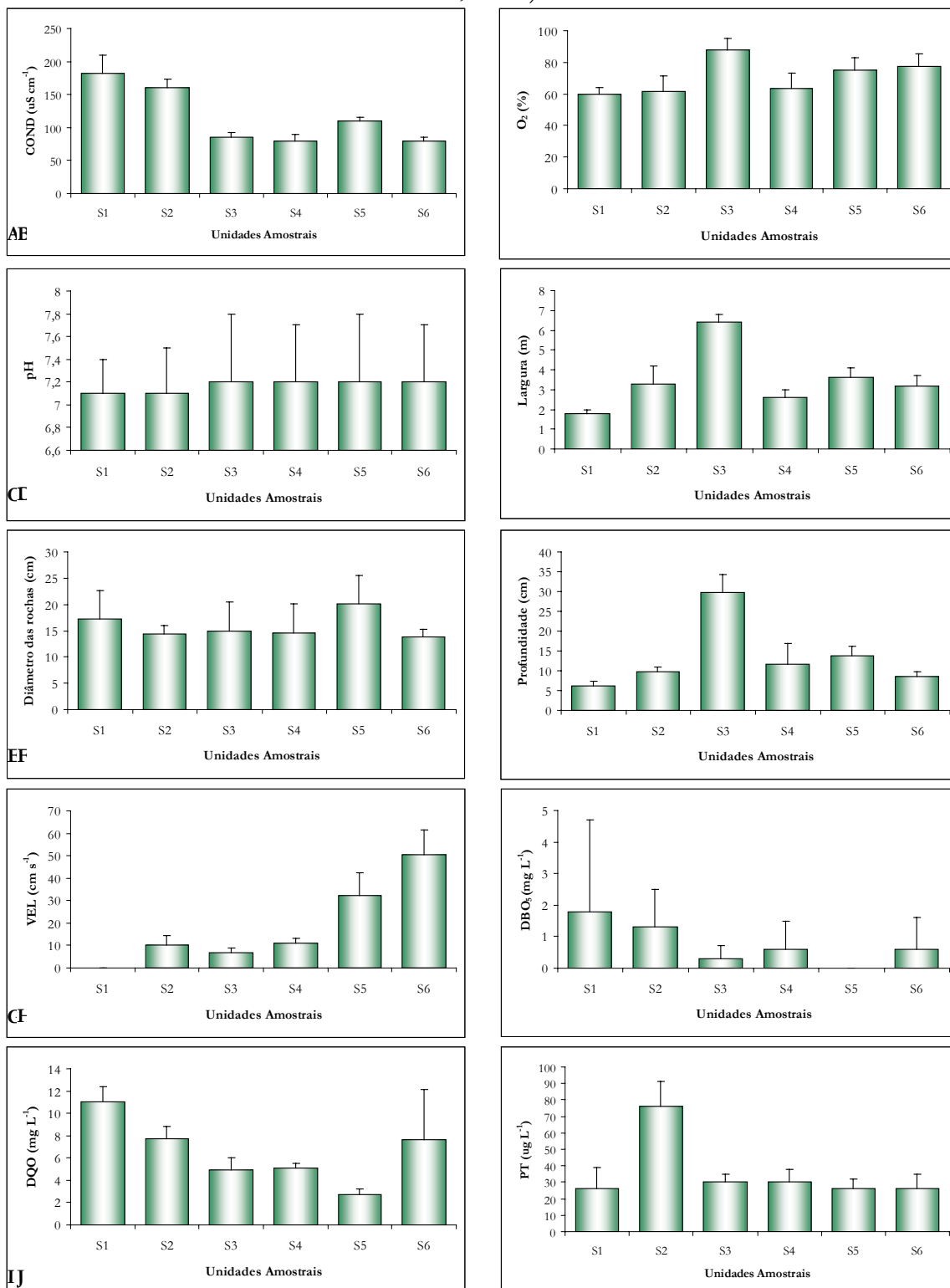
## APÊNDICE B

(Matriz de dados *abióticos*. **S11**: valores para a estação S1 na primeira coleta; **S12**: valores para a estação S1 na segunda coleta, etc.)

	Cond	% O2	pH	Turb	Larg	Dmt	Prof	Vel	DBO	DQO	PT	NO3	STD	SS	Si
	uS cm <sup>-1</sup>			NTU	m	cm	cm	cm s <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
<b>S11</b>	219	61,2	7,2	11,8	1,5	25,0	5,0	<1,0	<0,2	9,0	20	720	135,0	3,0	21,5
<b>S12</b>	182	65,0	7,4	9,7	1,9	16,2	7,7	<1,0	0,5	11,5	20	730	111,5	7,0	20,7
<b>S13</b>	174	55,9	7,0	28,9	1,9	15,4	5,9	<1,0	0,6	12,1	45	690	107,0	22,5	16,8
<b>S14</b>	153	57,9	6,6	14,1	2,0	12,6	6,8	<1,0	6,1	11,2	20	600	96,0	6,0	19,1
<b>S21</b>	144	74,4	7,4	5,4	3,9	15,1	9,5	15,4	<0,2	6,3	71	800	104,5	2,0	21,5
<b>S22</b>	166	62,1	7,4	7,7	1,9	16,1	8,3	7,6	1,4	8,9	94	900	89,5	13,0	23,1
<b>S23</b>	157	58,9	6,9	6,3	3,8	12,5	10,3	6,6	1,0	7,8	81	850	90,0	11,0	23,1
<b>S24</b>	173	50,1	6,6	5,3	3,7	13,7	11,1	11,7	2,8	7,8	59	1000	99,0	11,0	55,4
<b>S31</b>	74	92,2	7,7	7,7	6,3	18,3	34,1	7,6	<0,2	5,3	22	500	69,5	1,0	20,7
<b>S32</b>	85	95,3	7,7	4,0	6,0	18,4	27,1	8,8	<0,2	<5,0	32	780	50,5	2,5	23,1
<b>S33</b>	88	85,0	6,8	5,7	6,8	16,2	32,8	4,0	0,2	<5,0	32	760	56,0	2,0	22,3
<b>S34</b>	93	80,2	6,5	4,0	6,7	6,7	24,7	6,2	0,9	6,0	33	700	47,5	4,0	23,1
<b>S41</b>	65	75,0	7,7	14,2	2,4	12,2	10,9	12,8	<0,2	5,3	20	600	66,5	3,5	17,5
<b>S42</b>	78	66,8	7,5	19,8	2,2	22,5	9,0	8,6	0,4	4,8	39	900	63,0	12,5	18,3
<b>S43</b>	90	58,3	6,8	12,7	3,0	13,6	19,4	10,4	<0,2	4,8	32	780	51,5	6,0	19,9
<b>S44</b>	82	52,6	6,7	35,8	3,0	9,9	7,5	13,0	1,8	5,6	29	1100	66,5	10,5	19,9
<b>S51</b>	107	81,7	7,6	6,1	3,8	27,0	14,0	46,4	<0,2	<5,0	20	100	76,0	4,0	22,3
<b>S52</b>	104	81,3	7,6	3,4	3,0	16,2	10,5	31,8	<0,2	<5,0	29	730	72,5	3,5	24,0
<b>S53</b>	112	66,2	7,2	4,7	3,8	15,4	15,3	27,8	<0,2	<5,0	32	730	80,0	5,5	24,9
<b>S54</b>	116	69,5	6,4	3,4	4,1	21,8	15,3	23,0	<0,2	<5,0	21	800	59,5	2,0	24,0
<b>S61</b>	73	84,5	7,4	11,1	3,5	14,3	9,2	65,6	<0,2	6,7	20	600	56,0	2,0	18,3
<b>S62</b>	82	84,2	7,7	8,2	2,4	13,2	6,6	44,4	<0,2	5,8	26	710	63,5	3,5	19,1
<b>S63</b>	82	71,7	6,9	15,1	3,4	12,2	8,8	50,8	0,2	3,8	39	780	51,0	4,5	19,1
<b>S64</b>	83	70,0	6,6	13,0	3,3	15,5	9,3	40,4	2,1	14,2	20	900	42,5	5,5	19,1

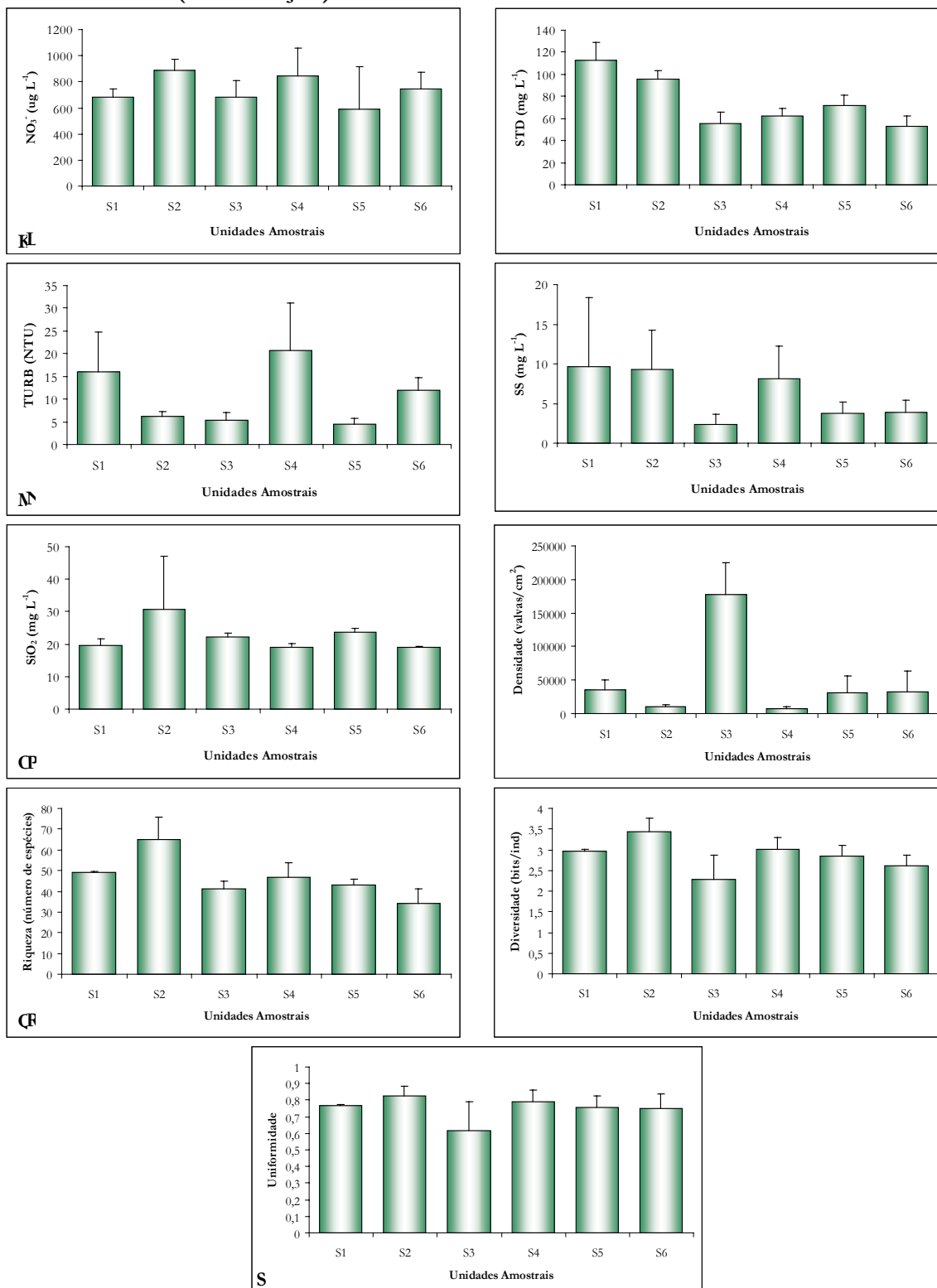
## APÊNDICE C

(Histogramas de média e desvio padrão das variáveis ambientais e parâmetros estruturais da comunidade nos distintos locais de amostragem da microbacia hidrográfica do arroio Schmidt, RS, Brasil)



**A:** condutividade elétrica; **B:** % de  $\text{O}_2$ ; **C:** pH; **D:** largura do espelho d'água; **E:** diâmetro das rochas; **F:** profundidade de submersão do substrato rochoso; **G:** velocidade da correnteza; **H:** demanda biológica de oxigênio; **I:** demanda química de oxigênio; **J:** fósforo total.

### APÊNDICE C (continuação)



**K:** nitrato; **L:** sólidos totais dissolvidos; **M:** turbidez; **N:** sólidos suspensos; **O:** sílica; **P:** densidade valvar; **Q:** riqueza específica; **R:** diversidade; **S:** uniformidade.

## APÊNDICE D

(Relatório dos testes de autoreamostragem e aleatorização)

### Condutividade

MULTIV versao 2.1.1

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:43:38 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: cond.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101833010

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52

S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-------------------	----------------------	---------------

-----

Blocos:		
Entre grupos	0.0052321	

-----

Local:		
Entre grupos	0.49689	0.0001

Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.0056255	0.6633
1 0 -1 0 0 0	0.21234	0.0014
1 0 0 -1 0 0	0.25925	0.0002
1 0 0 0 -1 0	0.092354	0.0637
1 0 0 0 0 -1	0.24632	0.0003
0 1 -1 0 0 0	0.14884	0.0143
0 1 0 -1 0 0	0.1885	0.0029
0 1 0 0 -1 0	0.052393	0.1631
0 1 0 0 0 -1	0.1775	0.006
0 0 1 -1 0 0	0.0023388	0.7668
0 0 1 0 -1 0	0.02462	0.3387
0 0 1 0 0 -1	0.0012603	0.8346
0 0 0 1 -1 0	0.042135	0.21
0 0 0 1 0 -1	0.00016541	0.9416
0 0 0 0 1 -1	0.037021	0.2415

Dentro de grupos	0.029496	
------------------	----------	--

-----

Total	0.53162	
-------	---------	--

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 2.0168

Grupo 2 (n=6): 2.0429

Grupo 3 (n=6): 2.0537

Grupo 4 (n=6): 2.0521

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 2.2589

Grupo 2 (n=4): 2.2058

Grupo 3 (n=4): 1.933

Grupo 4 (n=4): 1.8988

Grupo 5 (n=4): 2.044

Grupo 6 (n=4): 1.9079

## APÊNDICE D (continuação)

### Oxigênio dissolvido em saturação

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:29:41 2004  
 Tempo decorrido: 0.938 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: od.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101832173  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4  
 Fator Local:  
 Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-----		
Blocos:		
Entre grupos	0.035893	
-----		
Local:		
Entre grupos	0.089761	0.0001
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	7.618e-05	0.9051
1 0 -1 0 0 0	0.054208	0.0002
1 0 0 -1 0 0	0.00071633	0.7192
1 0 0 0 -1 0	0.017103	0.0651
1 0 0 0 0 -1	0.023831	0.0272
0 1 -1 0 0 0	0.05022	0.0007
0 1 0 -1 0 0	0.00032531	0.805
0 1 0 0 -1 0	0.014897	0.0863
0 1 0 0 0 -1	0.021213	0.0387
0 0 1 -1 0 0	0.042462	0.0009
0 0 1 0 -1 0	0.010414	0.1446
0 0 1 0 0 -1	0.0061549	0.2748
0 0 0 1 -1 0	0.010819	0.1305
0 0 0 1 0 -1	0.016284	0.0672
0 0 0 0 1 -1	0.00055669	0.7432
Dentro de grupos	0.0096755	
-----		
Total	0.13533	

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 1.8951  
 Grupo 2 (n=6): 1.88  
 Grupo 3 (n=6): 1.8215  
 Grupo 4 (n=6): 1.8028  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 1.7846  
 Grupo 2 (n=4): 1.7908  
 Grupo 3 (n=4): 1.9493  
 Grupo 4 (n=4): 1.8036  
 Grupo 5 (n=4): 1.8771  
 Grupo 6 (n=4): 1.8938



## APÊNDICE D (continuação)

### pH

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:48:51 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: ph.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101833325

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Locais:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.011611  
 -----

Locais:

Entre grupos 0.00018416 0.7584

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	3.1284e-06	0.8447
1 0 -1 0 0 0	7.319e-05	0.3135
1 0 0 -1 0 0	8.1452e-05	0.2871
1 0 0 0 -1 0	0.00011284	0.2024
1 0 0 0 0 -1	5.122e-05	0.3888
0 1 -1 0 0 0	4.6056e-05	0.4247
0 1 0 -1 0 0	5.2655e-05	0.3893
0 1 0 0 -1 0	7.8395e-05	0.2972
0 1 0 0 0 -1	2.9032e-05	0.5309
0 0 1 -1 0 0	2.2119e-07	0.9295
0 0 1 0 -1 0	4.2745e-06	0.7863
0 0 1 0 0 -1	1.9558e-06	0.892
0 0 0 1 -1 0	2.5525e-06	0.8642
0 0 0 1 0 -1	3.4906e-06	0.8283
0 0 0 0 1 -1	1.2013e-05	0.6933
Dentro de grupos	0.0010983	

-----  
 Total

0.012893

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 0.92932

Grupo 2 (n=6): 0.93192

Grupo 3 (n=6): 0.89939

Grupo 4 (n=6): 0.87887

Fator Locais:

Grupo 1 (n=4): 0.9055

Grupo 2 (n=4): 0.90675

Grupo 3 (n=4): 0.91155

Grupo 4 (n=4): 0.91188

Grupo 5 (n=4): 0.91301

Grupo 6 (n=4): 0.91056

## APÊNDICE D (continuação)

### Largura

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:52:00 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: larg.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101833515

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Locais:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.033815  
 -----

Locais:

Entre grupos 0.38838 0.0001

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.063049	0.0974
1 0 -1 0 0 0	0.35531	0.0001
1 0 0 -1 0 0	0.024085	0.2935
1 0 0 0 -1 0	0.093003	0.0335
1 0 0 0 0 -1	0.0554	0.1073
0 1 -1 0 0 0	0.11901	0.0165
0 1 0 -1 0 0	0.0091971	0.523
0 1 0 0 -1 0	0.0029018	0.7188
0 1 0 0 0 -1	0.00024725	0.9212
0 0 1 -1 0 0	0.19438	0.001
0 0 1 0 -1 0	0.084747	0.0354
0 0 1 0 0 -1	0.13011	0.0097
0 0 0 1 -1 0	0.022431	0.2857
0 0 0 1 0 -1	0.0064284	0.5729
0 0 0 0 1 -1	0.0048432	0.6392

Dentro de grupos 0.027088  
 -----

Total 0.44928  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 0.63525

Grupo 2 (n=6): 0.56944

Grupo 3 (n=6): 0.65907

Grupo 4 (n=6): 0.66329

Fator Locais:

Grupo 1 (n=4): 0.44995

Grupo 2 (n=4): 0.6275

Grupo 3 (n=4): 0.87144

Grupo 4 (n=4): 0.55969

Grupo 5 (n=4): 0.6656

Grupo 6 (n=4): 0.61639

## APÊNDICE D (continuação)

### Diâmetro das rochas

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:56:15 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: diam.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101833770

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Locais:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.077901

-----  
 Locais:

Entre grupos 0.069795 0.3898

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.0086113	0.4219
1 0 -1 0 0 0	0.011582	0.3526
1 0 0 -1 0 0	0.011644	0.3627
1 0 0 0 -1 0	0.0082489	0.4356
1 0 0 0 0 -1	0.013249	0.3181
0 1 -1 0 0 0	0.0002197	0.8969
0 1 0 -1 0 0	0.00022831	0.9004
0 1 0 0 -1 0	0.033716	0.104
0 1 0 0 0 -1	0.0004976	0.8515
0 0 1 -1 0 0	6.333e-08	0.9978
0 0 1 0 -1 0	0.03938	0.0722
0 0 1 0 0 -1	5.6015e-05	0.9477
0 0 0 1 -1 0	0.039494	0.0737
0 0 0 1 0 -1	5.1795e-05	0.9501
0 0 0 0 1 -1	0.042406	0.0636

Dentro de grupos 0.18249

-----  
 Total 0.33019

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 1.2768

Grupo 2 (n=6): 1.2525

Grupo 3 (n=6): 1.1802

Grupo 4 (n=6): 1.1336

Fator Locais:

Grupo 1 (n=4): 1.25

Grupo 2 (n=4): 1.1844

Grupo 3 (n=4): 1.1739

Grupo 4 (n=4): 1.1737

Grupo 5 (n=4): 1.3142

Grupo 6 (n=4): 1.1686

## APÊNDICE D (continuação)

### Profundidade de submersão do substrato rochoso

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 16:59:14 2004

Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: prof.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101833949

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Locais:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.03402  
 -----

Locais:

Entre grupos 0.9178 0.0001

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.057109	0.318
1 0 -1 0 0 0	0.77222	0.0001
1 0 0 -1 0 0	0.093697	0.1804
1 0 0 0 -1 0	0.18465	0.0571
1 0 0 0 0 -1	0.024397	0.5076
0 1 -1 0 0 0	0.40933	0.004
0 1 0 -1 0 0	0.0045058	0.7743
0 1 0 0 -1 0	0.036381	0.4175
0 1 0 0 0 -1	0.0068522	0.7292
0 0 1 -1 0 0	0.32794	0.0084
0 0 1 0 -1 0	0.20164	0.0393
0 0 1 0 0 -1	0.5221	0.0006
0 0 0 1 -1 0	0.01528	0.5845
0 0 0 1 0 -1	0.022471	0.516
0 0 0 0 1 -1	0.074811	0.2325

Dentro de grupos 0.10895  
 -----

Total 1.0608

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 1.1008

Grupo 2 (n=6): 1.0495

Grupo 3 (n=6): 1.1549

Grupo 4 (n=6): 1.0894

Fator Locais:

Grupo 1 (n=4): 0.86184

Grupo 2 (n=4): 1.0308

Grupo 3 (n=4): 1.4832

Grupo 4 (n=4): 1.0783

Grupo 5 (n=4): 1.1657

Grupo 6 (n=4): 0.97229

## APÊNDICE D (continuação)

### Velocidade da correnteza

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:03:06 2004  
 Tempo decorrido: 0.641 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: vel.txt

Dimensoes: 20 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101834181

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: 20 amostras. 1 variáveis P11 P12 P13 P14 P21 P22 P23 P24 P31 P32 P33  
 P34 P41 P42 P43 P44

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)  
 -----

Blocos:

Entre grupos 0.1043  
 -----

Local:

Entre grupos 1.9621 0.0001

Contrastes:

1 -1 0 0 0	0.05296	0.5286
1 0 -1 0 0	0.00462	0.8576
1 0 0 -1 0	0.45045	0.069
1 0 0 0 -1	0.89708	0.0049
0 1 -1 0 0	0.088864	0.4197
0 1 0 -1 0	0.81232	0.0077
0 1 0 0 -1	1.386	0.0001
0 0 1 -1 0	0.36384	0.1015
0 0 1 0 -1	0.77295	0.0094
0 0 0 1 -1	0.076168	0.4678

Dentro de grupos 0.10385  
 -----

Total 2.1702

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=5): 1.3577

Grupo 2 (n=5): 1.2162

Grupo 3 (n=5): 1.1621

Grupo 4 (n=5): 1.2207

Fator Local:

Grupo 2 (n=4): 1.0332

Grupo 3 (n=4): 0.87051

Grupo 4 (n=4): 1.0813

Grupo 5 (n=4): 1.5078

Grupo 6 (n=4): 1.703

## APÊNDICE D (continuação)

### Demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:08:50 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: dbo.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101834523  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4  
 Fator Local:  
 Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-----		
Blocos:		
Entre grupos	0.64566	
-----		
Local:		
Entre grupos	0.29875	0.0091
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.00010924	0.9549
1 0 -1 0 0 0	0.086558	0.0905
1 0 0 -1 0 0	0.05091	0.2048
1 0 0 0 -1 0	0.18956	0.0057
1 0 0 0 0 -1	0.047978	0.2108
0 1 -1 0 0 0	0.092815	0.0649
0 1 0 -1 0 0	0.055734	0.17
0 1 0 0 -1 0	0.19877	0.0041
0 1 0 0 0 -1	0.052665	0.187
0 0 1 -1 0 0	0.0047025	0.7164
0 0 1 0 -1 0	0.019933	0.425
0 0 1 0 0 -1	0.0056503	0.6891
0 0 0 1 -1 0	0.043999	0.2284
0 0 0 1 0 -1	4.3511e-05	0.9729
0 0 0 0 1 -1	0.046808	0.2094
Dentro de grupos	0.28124	
-----		
Total	1.2256	

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 0  
 Grupo 2 (n=6): 0.13087  
 Grupo 3 (n=6): 0.11059  
 Grupo 4 (n=6): 0.44139  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 0.30787  
 Grupo 2 (n=4): 0.31526  
 Grupo 3 (n=4): 0.099832  
 Grupo 4 (n=4): 0.14832  
 Grupo 5 (n=4): 0  
 Grupo 6 (n=4): 0.15298

## APÊNDICE D (continuação)

### Demanda química de oxigênio

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:12:34 2004  
 Tempo decorrido: 0.907 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: dgo.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101834748  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)  
 -----

Blocos:

Entre grupos 0.032355  
 -----

Local:

Entre grupos	0.60324	0.0001
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.038173	0.3137
1 0 -1 0 0 0	0.19744	0.0176
1 0 0 -1 0 0	0.1667	0.0359
1 0 0 0 -1 0	0.51429	0.0001
1 0 0 0 0 -1	0.064522	0.1913
0 1 -1 0 0 0	0.06198	0.2192
0 1 0 -1 0 0	0.045328	0.2905
0 1 0 0 -1 0	0.27224	0.0041
0 1 0 0 0 -1	0.0034378	0.7646
0 0 1 -1 0 0	0.0012998	0.8687
0 0 1 0 -1 0	0.074423	0.1701
0 0 1 0 0 -1	0.036223	0.3491
0 0 0 1 -1 0	0.095393	0.1229
0 0 0 1 0 -1	0.023799	0.4556
0 0 0 0 1 -1	0.21449	0.0144
Dentro de grupos	0.15203	

-----  
 Total 0.78763  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 0.82509  
 Grupo 2 (n=6): 0.82931  
 Grupo 3 (n=6): 0.79722  
 Grupo 4 (n=6): 0.89708

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 1.0751  
 Grupo 2 (n=4): 0.93698  
 Grupo 3 (n=4): 0.76094  
 Grupo 4 (n=4): 0.78644  
 Grupo 5 (n=4): 0.56804  
 Grupo 6 (n=4): 0.89552

## APÊNDICE D (continuação)

### Fósforo total

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:16:33 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: pt.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101834988

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.15182  
 -----

Local:

Entre grupos 0.66995 0.0028

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.45011	0.0007
1 0 -1 0 0 0	0.011311	0.6117
1 0 0 -1 0 0	0.010549	0.6237
1 0 0 0 -1 0	0.00011906	0.9579
1 0 0 0 0 -1	0.0002934	0.9362
0 1 -1 0 0 0	0.31872	0.0024
0 1 0 -1 0 0	0.32285	0.0029
0 1 0 0 -1 0	0.43559	0.0002
0 1 0 0 0 -1	0.42742	0.0003
0 0 1 -1 0 0	1.3316e-05	0.9847
0 0 1 0 -1 0	0.0091096	0.622
0 0 1 0 0 -1	0.0079615	0.6417
0 0 0 1 -1 0	0.0084264	0.6337
0 0 0 1 0 -1	0.0073237	0.6548
0 0 0 0 1 -1	3.8657e-05	0.9735

Dentro de grupos 0.098433  
 -----

Total 0.9202

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 1.418

Grupo 2 (n=6): 1.5548

Grupo 3 (n=6): 1.6224

Grupo 4 (n=6): 1.4623

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 1.4074

Grupo 2 (n=4): 1.8818

Grupo 3 (n=4): 1.4826

Grupo 4 (n=4): 1.48

Grupo 5 (n=4): 1.4151

Grupo 6 (n=4): 1.4195



## APÊNDICE D (continuação)

### Nitrato

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:34:45 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: no3.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101836079  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4  
 Fator Local:  
 Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-----		
Blocos:		
Entre grupos	0.24198	
-----		
Local:		
Entre grupos	0.20458	0.1461
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.025146	0.314
1 0 -1 0 0 0	5.3115e-05	0.9436
1 0 0 -1 0 0	0.013434	0.4013
1 0 0 0 -1 0	0.062025	0.2083
1 0 0 0 0 -1	0.0023776	0.6653
0 1 -1 0 0 0	0.02751	0.333
0 1 0 -1 0 0	0.0018206	0.7159
0 1 0 0 -1 0	0.16616	0.005
0 1 0 0 0 -1	0.012059	0.4066
0 0 1 -1 0 0	0.015177	0.4089
0 0 1 0 -1 0	0.058448	0.2443
0 0 1 0 0 -1	0.0031414	0.6334
0 0 0 1 -1 0	0.13319	0.029
0 0 0 1 0 -1	0.0045086	0.5815
0 0 0 0 1 -1	0.08869	0.134
Dentro de grupos	0.41681	
-----		
Total	0.86338	

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 2.6706  
 Grupo 2 (n=6): 2.897  
 Grupo 3 (n=6): 2.8833  
 Grupo 4 (n=6): 2.9209  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 2.8351  
 Grupo 2 (n=4): 2.9472  
 Grupo 3 (n=4): 2.8299  
 Grupo 4 (n=4): 2.917  
 Grupo 5 (n=4): 2.6589  
 Grupo 6 (n=4): 2.8695

## APÊNDICE D (continuação)

### Sólidos totais dissolvidos

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:19:35 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: std.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101835170  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4  
 Fator Local:  
 Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-------------------	----------------------	---------------

-----  
 Blocos:

Entre grupos	0.027066	
--------------	----------	--

-----  
 Local:

Entre grupos	0.34031	0.0002
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.0088408	0.4996
1 0 -1 0 0 0	0.18098	0.0003
1 0 0 -1 0 0	0.13003	0.0048
1 0 0 0 -1 0	0.072555	0.0485
1 0 0 0 0 -1	0.20639	0.0003
0 1 -1 0 0 0	0.10982	0.0107
0 1 0 -1 0 0	0.071064	0.0479
0 1 0 0 -1 0	0.030743	0.2122
0 1 0 0 0 -1	0.1298	0.0055
0 0 1 -1 0 0	0.0042014	0.645
0 0 1 0 -1 0	0.024355	0.2633
0 0 1 0 0 -1	0.00083408	0.837
0 0 0 1 -1 0	0.0083251	0.521
0 0 0 1 0 -1	0.0087794	0.5099
0 0 0 0 1 -1	0.034203	0.1929
Dentro de grupos	0.035464	

Total	0.40284	
-------	---------	--

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 1.9128  
 Grupo 2 (n=6): 1.8669  
 Grupo 3 (n=6): 1.8488  
 Grupo 4 (n=6): 1.8203  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 2.0512  
 Grupo 2 (n=4): 1.9847  
 Grupo 3 (n=4): 1.7504  
 Grupo 4 (n=4): 1.7962  
 Grupo 5 (n=4): 1.8608  
 Grupo 6 (n=4): 1.73

## APÊNDICE D (continuação)

### Turbidez

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:23:34 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: turb.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101835408  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)  
 -----

Blocos:

Entre grupos 0.038283  
 -----

Local:

Entre grupos	1.1326	0.0002
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.238	0.0731
1 0 -1 0 0 0	0.33172	0.0289
1 0 0 -1 0 0	0.021269	0.5957
1 0 0 0 -1 0	0.45512	0.0061
1 0 0 0 0 -1	0.018771	0.6204
0 1 -1 0 0 0	0.0077623	0.761
0 1 0 -1 0 0	0.40156	0.0122
0 1 0 0 -1 0	0.034888	0.4947
0 1 0 0 0 -1	0.12309	0.2018
0 0 1 -1 0 0	0.52098	0.0044
0 0 1 0 -1 0	0.0097373	0.7232
0 0 1 0 0 -1	0.19267	0.1086
0 0 0 1 -1 0	0.67317	0.0008
0 0 0 1 0 -1	0.080001	0.3011
0 0 0 0 1 -1	0.28904	0.0404
Dentro de grupos	0.3008	

-----  
 Total 1.4717  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 0.99416  
 Grupo 2 (n=6): 0.93187  
 Grupo 3 (n=6): 1.043  
 Grupo 4 (n=6): 1.005  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 1.1973  
 Grupo 2 (n=4): 0.85237  
 Grupo 3 (n=4): 0.79008  
 Grupo 4 (n=4): 1.3005  
 Grupo 5 (n=4): 0.7203  
 Grupo 6 (n=4): 1.1005

## APÊNDICE D (continuação)

### Sólidos suspensos

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:27:10 2004  
 Tempo decorrido: 0.921 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: ss.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101835625  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)  
 -----

Blocos:

Entre grupos 0.46335  
 -----

Local:

Entre grupos	0.68603	0.0135
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.00045443	0.9311
1 0 -1 0 0 0	0.3613	0.0081
1 0 0 -1 0 0	0.00012776	0.9664
1 0 0 0 -1 0	0.14556	0.1217
1 0 0 0 0 -1	0.1346	0.1401
0 1 -1 0 0 0	0.38739	0.0072
0 1 0 -1 0 0	0.0010642	0.897
0 1 0 0 -1 0	0.16228	0.0957
0 1 0 0 0 -1	0.1507	0.1132
0 0 1 -1 0 0	0.34784	0.0107
0 0 1 0 -1 0	0.048209	0.3746
0 0 1 0 0 -1	0.05485	0.341
0 0 0 1 -1 0	0.13706	0.1293
0 0 0 1 0 -1	0.12644	0.1387
0 0 0 0 1 -1	0.00021419	0.953
Dentro de grupos	0.48562	

-----  
 Total 1.635  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:  
 Grupo 1 (n=6): 0.53492  
 Grupo 2 (n=6): 0.83834  
 Grupo 3 (n=6): 0.88762  
 Grupo 4 (n=6): 0.829  
 Fator Local:  
 Grupo 1 (n=4): 0.93033  
 Grupo 2 (n=4): 0.9454  
 Grupo 3 (n=4): 0.5053  
 Grupo 4 (n=4): 0.92234  
 Grupo 5 (n=4): 0.66055  
 Grupo 6 (n=4): 0.6709

## APÊNDICE D (continuação)

### Sílica

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Tue Nov 30 17:30:22 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: si.txt  
 Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis  
 Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades  
 Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))  
 Transformacao vetorial: (0)nenhuma  
 Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais  
 Sessao esta armazenada em arquivo.  
 Numero de iteracoes: 10000  
 Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101835814  
 Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos  
 Particao das unidades amostrais em grupos:  
 Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64  
 Fator Blocos:  
 Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6  
 Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)  
 -----

Blocos:

Entre grupos 0.024415  
 -----

Local:

Entre grupos	0.090158	0.0032
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.048865	0.0152
1 0 -1 0 0 0	0.0063614	0.3997
1 0 0 -1 0 0	0.00030303	0.8304
1 0 0 0 -1 0	0.013968	0.2768
1 0 0 0 0 -1	0.00027745	0.8382
0 1 -1 0 0 0	0.019965	0.1645
0 1 0 -1 0 0	0.056864	0.0061
0 1 0 0 -1 0	0.010582	0.2803
0 1 0 0 0 -1	0.056507	0.0051
0 0 1 -1 0 0	0.0094413	0.2918
0 0 1 0 -1 0	0.0014766	0.6204
0 0 1 0 0 -1	0.009296	0.2969
0 0 0 1 -1 0	0.018385	0.189
0 0 0 1 0 -1	5.636e-07	0.9897
0 0 0 0 1 -1	0.018182	0.1934
Dentro de grupos	0.094917	

-----  
 Total 0.20949  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 1.3268  
 Grupo 2 (n=6): 1.3479  
 Grupo 3 (n=6): 1.3394  
 Grupo 4 (n=6): 1.4096

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 1.3106  
 Grupo 2 (n=4): 1.4669  
 Grupo 3 (n=4): 1.367  
 Grupo 4 (n=4): 1.2983  
 Grupo 5 (n=4): 1.3941  
 Grupo 6 (n=4): 1.2988

## APÊNDICE D (continuação)

### Densidade

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Wed Dec 1 15:11:18 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: d.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101913870

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-------------------	----------------------	---------------

-----  
 Blocos:

Entre grupos	0.42642	
--------------	---------	--

-----  
 Local:

Entre grupos	5.1763	0.0011
Contrastes:		
1 -1 0 0 0 0	0.52699	0.2446
1 0 -1 0 0 0	1.0163	0.0902
1 0 0 -1 0 0	1.1566	0.0665
1 0 0 0 -1 0	0.05231	0.6978
1 0 0 0 0 -1	0.1906	0.473
0 1 -1 0 0 0	3.0069	0.0021
0 1 0 -1 0 0	0.12214	0.5636
0 1 0 0 -1 0	0.24724	0.4206
0 1 0 0 0 -1	0.08373	0.6427
0 0 1 -1 0 0	4.3411	0.0001
0 0 1 0 -1 0	1.5297	0.0328
0 0 1 0 0 -1	2.0871	0.0101
0 0 0 1 -1 0	0.71694	0.1503
0 0 0 1 0 -1	0.40814	0.2813
0 0 0 0 1 -1	0.043208	0.7299
Dentro de grupos	1.872	

-----  
 Total 7.4747  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 4.2608

Grupo 2 (n=6): 4.4747

Grupo 3 (n=6): 4.4915

Grupo 4 (n=6): 4.184

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 4.5246

Grupo 2 (n=4): 4.0113

Grupo 3 (n=4): 5.2375

Grupo 4 (n=4): 3.7642

Grupo 5 (n=4): 4.3629

Grupo 6 (n=4): 4.2159

## APÊNDICE D (continuação)

### Riqueza específica

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Wed Dec 1 15:22:52 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: s.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (3)logaritmo (log(|x+1|))

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101914567

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-------------------	----------------------	---------------

-----  
 Blocos:

Entre grupos	0.010772	
--------------	----------	--

-----  
 Local:

Entre grupos	0.1773	0.0003
--------------	--------	--------

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.026791	0.1294
1 0 -1 0 0 0	0.013685	0.2775
1 0 0 -1 0 0	0.001339	0.7494
1 0 0 0 -1 0	0.0057737	0.5165
1 0 0 0 0 -1	0.056403	0.0273
0 1 -1 0 0 0	0.07877	0.0054
0 1 0 -1 0 0	0.040109	0.0553
0 1 0 0 -1 0	0.057439	0.0241
0 1 0 0 0 -1	0.16094	0.0001
0 0 1 -1 0 0	0.0064624	0.4559
0 0 1 0 -1 0	0.0016807	0.7052
0 0 1 0 0 -1	0.014523	0.2567
0 0 0 1 -1 0	0.0015518	0.728
0 0 0 1 0 -1	0.040361	0.0626
0 0 0 0 1 -1	0.026085	0.1456

Dentro de grupos	0.052747	
------------------	----------	--

-----  
 Total 0.24082  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 1.6914

Grupo 2 (n=6): 1.6736

Grupo 3 (n=6): 1.6524

Grupo 4 (n=6): 1.6353

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 1.6989

Grupo 2 (n=4): 1.8147

Grupo 3 (n=4): 1.6162

Grupo 4 (n=4): 1.6731

Grupo 5 (n=4): 1.6452

Grupo 6 (n=4): 1.531

## APÊNDICE D (continuação)

### Índice de diversidade de Shannon

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Wed Dec 1 15:34:39 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: h.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (0)nenhuma

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101915270

Criterio considerado: (1)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao	Soma de quadrados(Q)	P(QbNULL>=Qb)
-------------------	----------------------	---------------

-----  
 Blocos:

Entre grupos	0.4026	
--------------	--------	--

-----  
 Local:

Entre grupos	3.0762	0.0073
--------------	--------	--------

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.43338	0.23
1 0 -1 0 0 0	0.96327	0.0607
1 0 0 -1 0 0	0.0047531	0.9004
1 0 0 0 -1 0	0.032896	0.7446
1 0 0 0 0 -1	0.24957	0.3634
0 1 -1 0 0 0	2.6889	0.0006
0 1 0 -1 0 0	0.34736	0.2525
0 1 0 0 -1 0	0.70508	0.1021
0 1 0 0 0 -1	1.3407	0.0214
0 0 1 -1 0 0	1.1034	0.0327
0 0 1 0 -1 0	0.64015	0.1105
0 0 1 0 0 -1	0.23222	0.3564
0 0 0 1 -1 0	0.062658	0.6331
0 0 0 1 0 -1	0.32321	0.2665
0 0 0 0 1 -1	0.10125	0.5536

Dentro de grupos	2.2626	
------------------	--------	--

Total	5.7414	
-------	--------	--

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 3.0228

Grupo 2 (n=6): 2.8617

Grupo 3 (n=6): 2.665

Grupo 4 (n=6): 2.9117

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 2.9755

Grupo 2 (n=4): 3.441

Grupo 3 (n=4): 2.2815

Grupo 4 (n=4): 3.0243

Grupo 5 (n=4): 2.8472

Grupo 6 (n=4): 2.6223



## APÊNDICE D (continuação)

### Índice de uniformidade de Pielou

-----  
 TESTE DE ALEATORIZACAO  
 -----

Wed Dec 1 15:49:23 2004  
 Tempo decorrido: 0.922 seconds

Status da analise:

Arquivo de dados: j.txt

Dimensoes: 24 unidades amostrais, 1 variaveis

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformacao escalar: (0)nenhuma

Transformacao vetorial: (0)nenhuma

Medida de semelhanca: (3)distancia euclidiana, (1)entre unidades amostrais

Sessao esta armazenada em arquivo.

Numero de iteracoes: 10000

Inicializador da geracao de numeros aleatorios: 1101916157

Critério considerado: (3)soma de quadrados das distancias entre grupos

Particao das unidades amostrais em grupos:

Unidades amostrais: S11 S12 S13 S14 S21 S22 S23 S24 S31 S32 S33 S34 S41 S42 S43 S44 S51 S52  
 S53 S54 S61 S62 S63 S64

Fator Blocos:

Grupos: 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4 1 2 3 4

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4

Fator Local:

Grupos: 1 1 1 1 2 2 2 2 3 3 3 3 4 4 4 4 5 5 5 5 6 6 6 6

Ordem dos grupos em contrastes: 1 2 3 4 5 6

Fonte de variacao Soma de quadrados(Q) P(QbNULL>=Qb)

-----  
 Blocos:

Entre grupos 0.025984  
 -----

Local:

Entre grupos 0.10301 0.0521

Contrastes:

1 -1 0 0 0 0	0.0073205	0.4668
1 0 -1 0 0 0	0.045	0.0491
1 0 0 -1 0 0	0.0012005	0.7497
1 0 0 0 -1 0	0.00015313	0.9101
1 0 0 0 0 -1	0.0003125	0.8675
0 1 -1 0 0 0	0.08862	0.0019
0 1 0 -1 0 0	0.002592	0.6411
0 1 0 0 -1 0	0.0095911	0.3833
0 1 0 0 0 -1	0.010658	0.3657
0 0 1 -1 0 0	0.060901	0.0148
0 0 1 0 -1 0	0.039903	0.0604
0 0 1 0 0 -1	0.037813	0.072
0 0 0 1 -1 0	0.0022111	0.6497
0 0 0 1 0 -1	0.002738	0.6163
0 0 0 0 1 -1	2.8129e-05	0.9592

Dentro de grupos 0.12888  
 -----

Total 0.25788  
 -----

Vetores medios em cada grupo:

Fator Blocos:

Grupo 1 (n=6): 0.77967

Grupo 2 (n=6): 0.745

Grupo 3 (n=6): 0.69833

Grupo 4 (n=6): 0.7775

Fator Local:

Grupo 1 (n=4): 0.7645

Grupo 2 (n=4): 0.825

Grupo 3 (n=4): 0.6145

Grupo 4 (n=4): 0.789

Grupo 5 (n=4): 0.75575

Grupo 6 (n=4): 0.752

## APÊNDICE E

(Listagem dos táxons identificados no arroio Schmidt. \*= código utilizado na Análise de Espécies Indicadoras; \*\*= ordem alfabética alterada após a realização das análises)

Espécies	Família	Ordem	Classe	Código*
<i>Achnanthes</i> cf. <i>catenata</i> Bily & Marvan	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D1
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D2
<i>Achnanthes</i> sp. 1	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D3
<i>Achnanthes</i> sp. 2	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D4
<i>Achnanthes</i> sp. 3	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D5
<i>Achnanthes</i> sp. 4	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D6
<i>Achnanthidium affine</i> (Grunow) Czarnecki	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D7
<i>Achnanthidium microcephalum</i> (Kützing) Czarnecki	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D8
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D9
<i>Adlafia bryophila</i> (Petersen) Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D10
<i>Adlafia drometiana</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D11
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D12
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	Catenulaceae	Thalassiosiphysales	Bacillariophyceae	D13
<i>Amphora montana</i> Krasske	Catenulaceae	Thalassiosiphysales	Bacillariophyceae	D14
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	Aulacoseiraceae	Aulacoseirales	Coscinodiscophyceae	D15
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	Aulacoseiraceae	Aulacoseirales	Coscinodiscophyceae	D16
<i>Carpatogramma crucicula</i> (Grunow ex Cleve) Ross	Stauroneidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D17
<i>Cocconeis fluviatilis</i> Wallace	Cocconeidaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D19**
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i>	Cocconeidaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D18
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.) Van Heurck	Cocconeidaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D20
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G. Mann	Stauroneidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D21
<i>Cyclotella menghiniana</i> Kützing	Stephanodiscaceae	Thalassiosirales	Coscinodiscophyceae	D22
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	Stephanodiscaceae	Thalassiosirales	Coscinodiscophyceae	D23
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D24
<i>Cymbella</i> sp.	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D25
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D26
<i>Diademes confervacea</i> Kützing	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D27
<i>Diademes contenta</i> (Grunow ex Van Heurck) D.G. Mann	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D28
<i>Diploneis</i> cf. <i>subovalis</i> Cleve	Diploneidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D29
<i>Encyonema gracile</i> Ehrenberg	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D30
<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) D. G. Mann	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D31
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D. G. Mann	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D32
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D33
<i>Encyonema neomesianum</i> Krammer	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D34
<i>Encyonema perpusillum</i> (Cleve) D.G. Mann	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D35
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleich in Rabenhorst) D.G. Mann	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D36
<i>Encyonema</i> sp. 2	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D37
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D38
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D39
<i>Eunotia subarcuatooides</i> Alles, Nörpel & Lange-Bertalot	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae	D40
<i>Eunotia sudetica</i> Müller	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae	D41
<i>Eunotia tridentula</i> Ehrenberg	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae	D42
<i>Fallacia insociabilis</i> (Krasske) Stickle & D. G. Mann	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D43
<i>Fistulifera</i> sp.	Stauroneidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D44
<i>Frustulia crassinervis</i> (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D45
<i>Frustulia guayanensis</i> ssp. <i>ecuadoriana</i> Lange Bertalot & Rumrich	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D46
<i>Frustulia marginata</i> Amossé	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D47
<i>Frustulia neomundana</i> Lange-Bertalot & Rumrich	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D48
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D49

## APÊNDICE E (continuação)

Espécies	Família	Ordem	Classe	Código*
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D50
<i>Frustulia</i> sp.	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D51
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D52
<i>Geissleria aikenensis</i> (Patrick) Torgan & Oliveira	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D53
<i>Geissleria decussis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D54
<i>Geissleria</i> cf. <i>decussis</i>	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D55
<i>Geissleria neotropica</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D56
<i>Geissleria</i> sp.	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D57
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D58
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D59
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D60
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grunow	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D61
<i>Gomphonema gracile</i> (Kützing) Rabenhorst	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D62
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D63
<i>Gomphonema mexicanum</i> Grunow	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D64
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D65
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D66
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D67
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae	D68
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	Pleurosigmataceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D69
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve	Pleurosigmataceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D70
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D71
<i>Lemnicula hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D72
<i>Luticola aequatorealis</i> (Heiden) Lange-Bertalot	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D73
<i>Luticola dapalis</i> (Frenguelli) D. G. Mann	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D74
<i>Luticola goeppertiana</i> (Beisch) D. G. Mann	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D75
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D76
<i>Luticola muticoides</i> (Hustedt) D. G. Mann	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D77
<i>Mayamaea agrestis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D78
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D79
<i>Melosira varians</i> Agardh	Melosiraceae	Melosirales	Coscinodiscophyceae	D80
<i>Navicula angusta</i> Grunow	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D81
<i>Navicula constans</i> Hustedt v. <i>symmetrica</i>	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D82
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D83
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D84
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D85
<i>Navicula lundii</i> Reichard	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D86
<i>Navicula maidanae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D87
<i>Navicula notha</i> Wallace	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D88
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D89
<i>Navicula schroeteri</i> Meister	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D90
<i>Navicula</i> sp. 2	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D91
<i>Navicula</i> sp. 1	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D92
<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D93
<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D94
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D95
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D96
<i>Naviculadicta pseudosubtilissima</i> (Manguin) Lange-Bertalot	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D97
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer	Neidiaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D98

## APÊNDICE E (continuação)

Espécies	Família	Ordem	Classe	Código*
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D99
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D100
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D101
<i>Nitzschia cf. sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D102
<i>Nitzschia coarctata</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D103
<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D104
<i>Nitzschia denticula</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D105
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D106
<i>Nitzschia fonticula</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D107
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D109
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D110
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D111
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D113
<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D114
<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D115
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D116
<i>Nupela</i> sp.	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D117
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> (Brébisson) Smith	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D118
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D119
<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D120
<i>Pinnularia mayeri</i> Krammer	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D121
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D122
<i>Pinnularia microstaurum</i> (Ehrenberg) Cleve	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D123
<i>Pinnularia microstaurum</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>brebissonii</i>	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D124
<i>Pinnularia</i> sp.	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D125
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D126
<i>Placoneis disparilis</i> Hustedt	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D127
<i>Planorbidium frequentissimum</i> (L-Bert) Round & Bukhtiyarova	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D128
<i>Planorbidium rupestroides</i> (Hohn) Round & Bakhtiyarova	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae	D129
<i>Sellaphora laevisima</i> (Kützing) D. G. Mann	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D130
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D131
<i>Sellaphora rectangularis</i> (Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D132
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D133
<i>Sellaphora</i> sp. 1	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D134
<i>Sellaphora</i> sp. 2	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D135
<i>Sellaphora</i> sp. 3	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae	D136
<i>Stenopterobia</i> sp.	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D137
<i>Surirela ovata</i> Kützing	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D138
<i>Surirella angusta</i> Kützing	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D139
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D140
<i>Surirella roba</i> Leqlerc	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D141
<i>Surirella</i> sp.	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D142
<i>Surirella stalagma</i> Hohn & Hellerman	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D143
<i>Surirella tenera</i> Gregory	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae	D144
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxel & Hasle	Thalassiosiraceae	Thalassiosirales	Coscinodiscophyceae	D145
<i>Tryblionella gracilis</i> W. Smith	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D146
<i>Tryblionella victoriae</i> Grunow	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae	D112**
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae	D147
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae	D148

## APÊNDICE F

### (Relatório da *Análise de Espécies Indicadoras*)

\*\*\*\*\* Indicator Values \*\*\*\*\*

PC-ORD, Version 4.10

28 Dec 2004, 18:54

Indicator values calculated with method of Dufrene, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67:345-366.

Groups were defined by values of: LOCAL DE COLETA  
Input data has: 24 Parcelas by 148 Species

RELATIVE ABUNDANCE in group, % of perfect indication  
(average abundance of a given Species in a given group of Parcelas  
over the average abundance of that Species in all Parcelas  
expressed as a %)

Column	Sequence:		Group						
			Identifier:						
			Number of items:						
Avg	Max	MaxGrp	1	2	3	4	5	6	
1 D1	17	100	4	0	0	0	100	0	0
2 D2	17	59	3	2	10	59	18	8	2
3 D3	17	100	2	0	100	0	0	0	0
4 D4	17	65	3	2	1	65	1	28	4
5 D5	17	69	2	8	69	0	0	24	0
6 D6	17	100	2	0	100	0	0	0	0
7 D7	17	63	3	12	4	63	15	7	0
8 D8	17	67	3	18	15	67	0	0	0
9 D9	17	68	3	13	4	68	6	3	6
10 D10	17	51	1	51	1	27	1	20	0
11 D11	17	81	3	8	0	81	1	9	1
12 D12	17	59	3	0	9	59	10	21	0
13 D13	17	100	5	0	0	0	0	100	0
14 D14	17	59	1	59	4	24	0	13	0
15 D15	17	59	1	59	37	3	1	0	0
16 D16	17	53	2	0	53	0	47	0	0
17 D17	17	100	4	0	0	0	100	0	0
18 D18	17	66	3	0	26	66	8	0	0
19 D19	17	74	4	5	21	0	74	0	0
20 D20	17	45	2	14	45	38	0	1	2
21 D21	17	95	5	0	0	0	5	95	0
22 D22	17	42	1	42	22	0	4	28	5
23 D23	17	60	1	60	37	2	0	0	0
24 D24	17	67	1	67	5	28	0	0	0
25 D25	17	100	3	0	0	100	0	0	0
26 D26	17	98	1	98	2	0	0	0	0
27 D27	17	100	2	0	100	0	0	0	0
28 D28	17	55	2	5	55	22	2	7	9
29 D29	17	50	2	24	50	0	0	26	0
30 D30	17	100	3	0	0	100	0	0	0
31 D31	17	50	3	26	1	50	3	1	19
32 D32	17	84	3	3	1	84	2	5	4
33 D33	17	100	3	0	0	100	0	0	0
34 D34	17	76	3	0	6	76	18	0	0
35 D35	17	98	3	0	0	98	0	1	0
36 D36	17	93	3	3	1	93	1	0	2
37 D37	17	100	3	0	0	100	0	0	0
38 D38	17	52	1	52	8	22	4	7	7
39 D39	17	63	3	13	4	63	0	19	0
40 D40	17	100	6	0	0	0	0	0	100
41 D41	17	90	6	0	10	0	0	0	90
42 D42	17	100	4	0	0	0	100	0	0
43 D43	17	32	3	16	6	32	0	30	17
44 D44	17	34	3	14	2	34	4	14	32
45 D45	17	52	6	0	48	0	0	0	52
46 D46	17	100	4	0	0	0	100	0	0

## APÊNDICE F (continuação)

		Group								
		Sequence:	1	2	3	4	5	6		
		Identifier:	1	2	3	4	5	6		
		Number of items:	4	4	4	4	4	4		
Column		Avg	Max	MaxGrp						
47	D47	17	79	3	0	0	79	7	0	14
48	D48	17	97	5	0	0	0	3	97	0
49	D49	17	100	5	0	0	0	0	100	0
50	D50	17	100	5	0	0	0	0	100	0
51	D51	17	51	1	51	36	0	4	0	9
52	D52	17	85	6	0	0	0	15	0	85
53	D53	17	69	3	3	3	69	4	15	7
54	D54	17	47	5	23	14	0	5	47	12
55	D55	17	100	1	100	0	0	0	0	0
56	D56	17	100	5	0	0	0	0	100	0
57	D57	17	98	6	0	0	0	2	0	98
58	D58	17	65	3	0	5	65	6	18	7
59	D59	17	71	3	10	7	71	8	0	4
60	D60	17	100	1	100	0	0	0	0	0
61	D61	17	59	1	59	1	24	0	9	8
62	D62	17	52	4	0	0	0	52	0	48
63	D63	17	51	6	0	0	0	0	49	51
64	D64	17	68	3	19	8	68	5	0	0
65	D65	17	100	2	0	100	0	0	0	0
66	D66	17	44	3	6	2	44	6	4	38
67	D67	17	34	5	22	0	26	2	34	16
68	D68	17	43	5	3	3	25	1	43	24
69	D69	17	87	1	87	4	0	0	6	3
70	D70	17	45	1	45	28	12	1	13	0
71	D71	17	57	1	57	19	0	0	24	0
72	D72	17	51	5	0	49	0	0	51	0
73	D73	17	78	1	78	10	0	11	0	0
74	D74	17	75	3	0	5	75	0	0	20
75	D75	17	80	3	3	1	80	1	13	2
76	D76	17	77	3	0	20	77	3	0	0
77	D77	17	88	1	88	0	0	12	0	0
78	D78	17	100	1	100	0	0	0	0	0
79	D79	17	55	3	16	4	55	3	20	1
80	D80	17	55	6	0	21	15	1	8	55
81	D81	17	100	2	0	100	0	0	0	0
82	D82	17	100	1	100	0	0	0	0	0
83	D83	17	39	6	19	5	30	4	3	39
84	D84	17	41	6	15	6	27	3	8	41
85	D85	17	44	1	44	1	30	0	24	1
86	D86	17	32	2	19	32	19	13	9	7
87	D87	17	52	2	0	52	0	20	28	0
88	D88	17	86	1	86	14	0	0	0	0
89	D89	17	37	1	37	4	24	2	8	26
90	D90	17	32	5	15	29	0	8	32	16
91	D91	17	100	2	0	100	0	0	0	0
92	D92	17	46	6	8	42	0	4	0	46
93	D93	17	64	6	5	3	18	2	9	64
94	D94	17	46	1	46	3	27	2	16	6
95	D95	17	46	3	40	7	46	7	0	0
96	D96	17	57	1	57	3	9	4	14	13
97	D97	17	85	3	4	0	85	3	7	0
98	D98	17	77	1	77	9	0	13	0	0
99	D99	17	63	2	0	63	13	0	0	23
100	D100	17	64	3	12	10	64	0	13	1
101	D101	17	88	2	0	88	0	12	0	0
102	D102	17	100	1	100	0	0	0	0	0
103	D103	17	100	1	100	0	0	0	0	0
104	D104	17	70	1	70	19	0	11	0	0
105	D105	17	100	5	0	0	0	0	100	0
106	D106	17	83	1	83	12	0	0	5	0
107	D107	17	100	2	0	100	0	0	0	0
108	D108	17	56	2	44	56	0	0	0	0
109	D109	17	45	3	0	8	45	4	11	32
110	D110	17	100	2	0	100	0	0	0	0
111	D111	17	86	5	0	14	0	0	86	0
112	D112	17	82	2	0	82	0	18	0	0
113	D113	17	43	5	12	12	9	3	43	20
114	D114	17	26	1	26	24	22	8	9	11

## APÊNDICE F (continuação)

		Group							
		Sequence:	1	2	3	4	5	6	
		Identifier:	1	2	3	4	5	6	
		Number of items:	4	4	4	4	4	4	
Column		Avg Max	MaxGrp						
115	D115	17 100	3	0	0	100	0	0	0
116	D116	17 38	3	24	4	38	2	11	22
117	D117	17 68	3	9	4	68	2	16	2
118	D118	17 100	1	100	0	0	0	0	0
119	D119	17 100	2	0	100	0	0	0	0
120	D120	17 37	1	37	25	0	3	23	12
121	D121	17 44	5	6	10	0	0	44	40
122	D122	17 100	2	0	100	0	0	0	0
123	D123	17 65	4	0	20	0	65	0	15
124	D124	17 100	4	0	0	0	100	0	0
125	D125	17 62	2	30	62	0	0	0	8
126	D126	17 91	3	0	9	91	0	0	0
127	D127	17 49	3	0	9	49	7	34	0
128	D128	17 40	3	0	39	40	21	0	0
129	D129	17 100	2	0	100	0	0	0	0
130	D130	17 93	5	0	0	0	7	93	0
131	D131	17 80	1	80	4	0	3	7	6
132	D132	17 80	4	5	0	10	80	6	0
133	D133	17 48	3	19	2	48	2	24	4
134	D134	17 53	5	0	7	14	1	53	25
135	D135	17 100	4	0	0	0	100	0	0
136	D136	17 69	5	0	0	0	0	69	31
137	D137	17 89	2	0	89	0	0	11	0
138	D138	17 100	2	0	100	0	0	0	0
139	D139	17 100	2	0	100	0	0	0	0
140	D140	17 68	5	0	11	0	20	68	0
141	D141	17 100	6	0	0	0	0	0	100
142	D142	17 28	5	12	16	20	2	28	22
143	D143	17 100	2	0	100	0	0	0	0
144	D144	17 72	2	0	72	0	28	0	0
145	D145	17 33	2	25	33	0	1	16	25
146	D146	17 100	2	0	100	0	0	0	0
147	D147	17 56	5	0	0	0	0	56	44
148	D148	17 47	5	21	7	14	4	47	7
	Averages	17 72		20	22	23	9	15	11

RELATIVE FREQUENCY in group, % of perfect indication  
 (% of Parcelas in given group where given Species is present)

		Group							
		Sequence:	1	2	3	4	5	6	
		Identifier:	1	2	3	4	5	6	
		Number of items:	4	4	4	4	4	4	
Column		Avg Max	MaxGrp						
1	D1	4 25	4	0	0	0	25	0	0
2	D2	75 100	2	50	100	100	100	75	25
3	D3	4 25	2	0	25	0	0	0	0
4	D4	88 100	2	75	100	100	75	100	75
5	D5	25 100	2	25	100	0	0	25	0
6	D6	4 25	2	0	25	0	0	0	0
7	D7	42 75	3	50	50	75	50	25	0
8	D8	13 25	1	25	25	25	0	0	0
9	D9	79 100	1	100	75	100	100	75	25
10	D10	25 50	1	50	25	25	25	25	0
11	D11	96 100	1	100	100	100	100	100	75
12	D12	29 50	2	0	50	50	50	25	0
13	D13	4 25	5	0	0	0	0	25	0
14	D14	29 75	1	75	25	50	0	25	0
15	D15	29 75	2	50	75	25	25	0	0
16	D16	8 25	2	0	25	0	25	0	0
17	D17	8 50	4	0	0	0	50	0	0
18	D18	38 100	2	0	100	75	50	0	0
19	D19	33 100	4	50	50	0	100	0	0
20	D20	33 75	2	50	75	25	0	25	25
21	D21	13 50	5	0	0	0	25	50	0
22	D22	58 100	2	75	100	0	50	75	50
23	D23	42 100	2	75	100	25	50	0	0
24	D24	17 50	1	50	25	25	0	0	0
25	D25	4 25	3	0	0	25	0	0	0

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Group									
	Sequence:		1	2	3	4	5	6		
	Identifier:		1	2	3	4	5	6		
	Number of items:		4	4	4	4	4	4		
	Avg	Max	MaxGrp							
26 D26	21	100	1	100	25	0	0	0	0	
27 D27	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
28 D28	79	100	2	75	100	75	100	100	25	
29 D29	29	100	2	50	100	0	0	25	0	
30 D30	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
31 D31	92	100	1	100	100	100	100	50	100	
32 D32	42	50	1	50	25	50	50	50	25	
33 D33	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
34 D34	17	50	4	0	25	25	50	0	0	
35 D35	83	100	3	50	50	100	100	100	100	
36 D36	79	100	3	75	75	100	100	50	75	
37 D37	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
38 D38	71	100	1	100	50	75	75	75	50	
39 D39	67	100	1	100	100	100	0	100	0	
40 D40	4	25	6	0	0	0	0	0	25	
41 D41	13	50	6	0	25	0	0	0	50	
42 D42	8	50	4	0	0	0	50	0	0	
43 D43	25	50	5	25	25	25	0	50	25	
44 D44	54	75	1	75	25	50	50	50	75	
45 D45	13	50	2	0	50	0	0	0	25	
46 D46	4	25	4	0	0	0	25	0	0	
47 D47	13	25	3	0	0	25	25	0	25	
48 D48	8	25	4	0	0	0	25	25	0	
49 D49	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
50 D50	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
51 D51	17	25	1	25	25	0	25	0	25	
52 D52	8	25	4	0	0	0	25	0	25	
53 D53	100	100	1	100	100	100	100	100	100	
54 D54	46	75	2	50	75	0	50	50	50	
55 D55	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
56 D56	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
57 D57	13	50	6	0	0	0	25	0	50	
58 D58	46	75	4	0	50	50	75	75	25	
59 D59	33	75	2	25	75	50	25	0	25	
60 D60	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
61 D61	50	100	1	100	25	75	0	50	50	
62 D62	8	25	4	0	0	0	25	0	25	
63 D63	8	25	5	0	0	0	0	25	25	
64 D64	17	25	1	25	25	25	25	0	0	
65 D65	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
66 D66	100	100	1	100	100	100	100	100	100	
67 D67	38	50	1	50	0	50	25	50	50	
68 D68	100	100	1	100	100	100	100	100	100	
69 D69	38	100	1	100	75	0	0	25	25	
70 D70	42	75	1	75	75	25	25	50	0	
71 D71	13	25	1	25	25	0	0	25	0	
72 D72	8	25	2	0	25	0	0	25	0	
73 D73	21	50	1	50	25	0	50	0	0	
74 D74	17	50	3	0	25	50	0	0	25	
75 D75	96	100	1	100	100	100	75	100	100	
76 D76	21	50	2	0	50	50	25	0	0	
77 D77	8	25	1	25	0	0	25	0	0	
78 D78	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
79 D79	58	75	1	75	50	50	75	75	25	
80 D80	29	50	2	0	50	25	25	25	50	
81 D81	13	75	2	0	75	0	0	0	0	
82 D82	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
83 D83	92	100	1	100	100	100	100	50	100	
84 D84	100	100	1	100	100	100	100	100	100	
85 D85	50	100	5	75	25	50	25	100	25	
86 D86	42	50	1	50	50	25	25	50	50	
87 D87	17	50	2	0	50	0	25	25	0	
88 D88	17	50	1	50	50	0	0	0	0	
89 D89	100	100	1	100	100	100	100	100	100	
90 D90	33	75	2	50	75	0	25	25	25	
91 D91	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
92 D92	25	75	2	25	75	0	25	0	25	
93 D93	92	100	2	75	100	100	75	100	100	
94 D94	92	100	1	100	100	100	75	100	75	



## APÊNDICE F (continuação)

		Group								
		Sequence:	1	2	3	4	5	6		
		Identifier:	1	2	3	4	5	6		
		Number of items:	4	4	4	4	4	4		
Column		Avg	Max	MaxGrp						
95	D95	17	25	1	25	25	25	25	0	0
96	D96	79	100	1	100	75	50	100	75	75
97	D97	21	50	5	25	0	25	25	50	0
98	D98	25	75	1	75	25	0	50	0	0
99	D99	25	100	2	0	100	25	0	0	25
100	D100	83	100	1	100	100	100	50	100	50
101	D101	8	25	2	0	25	0	25	0	0
102	D102	4	25	1	25	0	0	0	0	0
103	D103	4	25	1	25	0	0	0	0	0
104	D104	21	75	1	75	25	0	25	0	0
105	D105	4	25	5	0	0	0	0	25	0
106	D106	17	50	1	50	25	0	0	25	0
107	D107	4	25	2	0	25	0	0	0	0
108	D108	17	75	2	25	75	0	0	0	0
109	D109	46	100	2	0	100	50	50	50	25
110	D110	4	25	2	0	25	0	0	0	0
111	D111	8	25	2	0	25	0	0	25	0
112	D112	21	75	2	0	75	0	50	0	0
113	D113	88	100	1	100	100	75	100	75	75
114	D114	38	75	2	50	75	25	25	25	25
115	D115	4	25	3	0	0	25	0	0	0
116	D116	100	100	1	100	100	100	100	100	100
117	D117	71	100	2	50	100	100	75	75	25
118	D118	4	25	1	25	0	0	0	0	0
119	D119	4	25	2	0	25	0	0	0	0
120	D120	38	75	2	50	75	0	50	25	25
121	D121	38	75	2	25	75	0	0	50	75
122	D122	4	25	2	0	25	0	0	0	0
123	D123	21	75	4	0	25	0	75	0	25
124	D124	4	25	4	0	0	0	25	0	0
125	D125	25	100	2	25	100	0	0	0	25
126	D126	17	50	2	0	50	50	0	0	0
127	D127	29	50	2	0	50	25	50	50	0
128	D128	50	100	2	0	100	100	100	0	0
129	D129	13	75	2	0	75	0	0	0	0
130	D130	8	25	4	0	0	0	25	25	0
131	D131	67	100	1	100	75	0	100	75	50
132	D132	21	50	4	25	0	25	50	25	0
133	D133	100	100	1	100	100	100	100	100	100
134	D134	33	100	5	0	25	25	25	100	25
135	D135	4	25	4	0	0	0	25	0	0
136	D136	8	25	5	0	0	0	0	25	25
137	D137	21	100	2	0	100	0	0	25	0
138	D138	4	25	2	0	25	0	0	0	0
139	D139	4	25	2	0	25	0	0	0	0
140	D140	13	25	2	0	25	0	25	25	0
141	D141	4	25	6	0	0	0	0	0	25
142	D142	67	100	6	50	75	50	50	75	100
143	D143	4	25	2	0	25	0	0	0	0
144	D144	21	75	2	0	75	0	50	0	0
145	D145	50	100	2	75	100	0	25	50	50
146	D146	4	25	2	0	25	0	0	0	0
147	D147	8	25	5	0	0	0	0	25	25
148	D148	54	100	5	50	50	25	50	100	50
	Averages	31	60		33	44	27	31	29	23

INDICATOR VALUES (% of perfect indication, based on combining the above values for relative abundance and relative frequency)

		Group								
		Sequence:	1	2	3	4	5	6		
		Identifier:	1	2	3	4	5	6		
		Number of items:	4	4	4	4	4	4		
Column		Avg	Max	MaxGrp						
1	D1	4	25	4	0	0	0	25	0	0
2	D2	16	59	3	1	10	59	18	6	1
3	D3	4	25	2	0	25	0	0	0	0
4	D4	16	65	3	1	1	65	0	28	3

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Group									
	Sequence:		1	2	3	4	5	6		
	Identifier:		1	2	3	4	5	6		
	Number of items:		4	4	4	4	4	4		
	Avg	Max	MaxGrp							
5 D5	13	69	2	2	69	0	0	6	0	
6 D6	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
7 D7	11	47	3	6	2	47	7	2	0	
8 D8	4	17	3	5	4	17	0	0	0	
9 D9	16	68	3	13	3	68	6	2	1	
10 D10	6	25	1	25	0	7	0	5	0	
11 D11	17	81	3	8	0	81	1	9	1	
12 D12	7	30	3	0	5	30	5	5	0	
13 D13	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
14 D14	10	44	1	44	1	12	0	3	0	
15 D15	10	29	1	29	28	1	0	0	0	
16 D16	4	13	2	0	13	0	12	0	0	
17 D17	8	50	4	0	0	0	50	0	0	
18 D18	13	49	3	0	26	49	4	0	0	
19 D19	15	74	4	3	10	0	74	0	0	
20 D20	9	34	2	7	34	10	0	0	0	
21 D21	8	48	5	0	0	0	1	48	0	
22 D22	13	32	1	32	22	0	2	21	2	
23 D23	14	45	1	45	37	1	0	0	0	
24 D24	7	33	1	33	1	7	0	0	0	
25 D25	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
26 D26	16	98	1	98	0	0	0	0	0	
27 D27	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
28 D28	14	55	2	4	55	16	2	7	2	
29 D29	11	50	2	12	50	0	0	6	0	
30 D30	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
31 D31	17	50	3	26	1	50	3	1	19	
32 D32	8	42	3	2	0	42	1	3	1	
33 D33	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
34 D34	5	19	3	0	1	19	9	0	0	
35 D35	17	98	3	0	0	98	0	1	0	
36 D36	16	93	3	2	1	93	1	0	1	
37 D37	4	25	3	0	0	25	0	0	0	
38 D38	14	52	1	52	4	16	3	5	4	
39 D39	17	63	3	13	4	63	0	19	0	
40 D40	4	25	6	0	0	0	0	0	25	
41 D41	8	45	6	0	3	0	0	0	45	
42 D42	8	50	4	0	0	0	50	0	0	
43 D43	5	15	5	4	1	8	0	15	4	
44 D44	10	24	6	11	1	17	2	7	24	
45 D45	6	24	2	0	24	0	0	0	13	
46 D46	4	25	4	0	0	0	25	0	0	
47 D47	4	20	3	0	0	20	2	0	4	
48 D48	4	24	5	0	0	0	1	24	0	
49 D49	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
50 D50	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
51 D51	4	13	1	13	9	0	1	0	2	
52 D52	4	21	6	0	0	0	4	0	21	
53 D53	17	69	3	3	3	69	4	15	7	
54 D54	9	23	5	12	10	0	2	23	6	
55 D55	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
56 D56	4	25	5	0	0	0	0	25	0	
57 D57	8	49	6	0	0	0	1	0	49	
58 D58	9	32	3	0	2	32	4	13	2	
59 D59	8	36	3	2	5	36	2	0	1	
60 D60	4	25	1	25	0	0	0	0	0	
61 D61	14	59	1	59	0	18	0	4	4	
62 D62	4	13	4	0	0	0	13	0	12	
63 D63	4	13	6	0	0	0	0	12	13	
64 D64	4	17	3	5	2	17	1	0	0	
65 D65	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
66 D66	17	44	3	6	2	44	6	4	38	
67 D67	8	17	5	11	0	13	1	17	8	
68 D68	17	43	5	3	3	25	1	43	24	
69 D69	15	87	1	87	3	0	0	2	1	
70 D70	11	34	1	34	21	3	0	7	0	
71 D71	4	14	1	14	5	0	0	6	0	
72 D72	4	13	5	0	12	0	0	13	0	

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Group										
	Sequence:		1	2	3	4	5	6			
	Identifier:		1	2	3	4	5	6			
	Number of items:		4	4	4	4	4	4			
	Avg	Max	MaxGrp								
73 D73	8	39	1	39	3	0	6	0	0		
74 D74	7	37	3	0	1	37	0	0	5		
75 D75	17	80	3	3	1	80	0	13	2		
76 D76	8	39	3	0	10	39	1	0	0		
77 D77	4	22	1	22	0	0	3	0	0		
78 D78	4	25	1	25	0	0	0	0	0		
79 D79	10	28	3	12	2	28	2	15	0		
80 D80	7	27	6	0	11	4	0	2	27		
81 D81	13	75	2	0	75	0	0	0	0		
82 D82	4	25	1	25	0	0	0	0	0		
83 D83	16	39	6	19	5	30	4	2	39		
84 D84	17	41	6	15	6	27	3	8	41		
85 D85	12	33	1	33	0	15	0	24	0		
86 D86	7	16	2	10	16	5	3	5	4		
87 D87	6	26	2	0	26	0	5	7	0		
88 D88	8	43	1	43	7	0	0	0	0		
89 D89	17	37	1	37	4	24	2	8	26		
90 D90	7	22	2	7	22	0	2	8	4		
91 D91	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
92 D92	8	32	2	2	32	0	1	0	12		
93 D93	16	64	6	3	3	18	1	9	64		
94 D94	16	46	1	46	3	27	2	16	5		
95 D95	4	12	3	10	2	12	2	0	0		
96 D96	15	57	1	57	3	4	4	10	10		
97 D97	4	21	3	1	0	21	1	4	0		
98 D98	11	58	1	58	2	0	7	0	0		
99 D99	12	63	2	0	63	3	0	0	6		
100 D100	17	64	3	12	10	64	0	13	0		
101 D101	4	22	2	0	22	0	3	0	0		
102 D102	4	25	1	25	0	0	0	0	0		
103 D103	4	25	1	25	0	0	0	0	0		
104 D104	10	53	1	53	5	0	3	0	0		
105 D105	4	25	5	0	0	0	0	25	0		
106 D106	8	41	1	41	3	0	0	1	0		
107 D107	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
108 D108	9	42	2	11	42	0	0	0	0		
109 D109	8	23	3	0	8	23	2	5	8		
110 D110	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
111 D111	4	21	5	0	4	0	0	21	0		
112 D112	12	61	2	0	61	0	9	0	0		
113 D113	14	33	5	12	12	7	3	33	15		
114 D114	7	18	2	13	18	5	2	2	3		
115 D115	4	25	3	0	0	25	0	0	0		
116 D116	17	38	3	24	4	38	2	11	22		
117 D117	15	68	3	4	4	68	1	12	0		
118 D118	4	25	1	25	0	0	0	0	0		
119 D119	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
120 D120	8	19	2	19	19	0	2	6	3		
121 D121	10	30	6	2	8	0	0	22	30		
122 D122	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
123 D123	10	48	4	0	5	0	48	0	4		
124 D124	4	25	4	0	0	0	25	0	0		
125 D125	12	62	2	8	62	0	0	0	2		
126 D126	8	46	3	0	4	46	0	0	0		
127 D127	6	17	5	0	5	12	4	17	0		
128 D128	17	40	3	0	39	40	21	0	0		
129 D129	13	75	2	0	75	0	0	0	0		
130 D130	4	23	5	0	0	0	2	23	0		
131 D131	16	80	1	80	3	0	3	6	3		
132 D132	8	40	4	1	0	2	40	1	0		
133 D133	17	48	3	19	2	48	2	24	4		
134 D134	11	53	5	0	2	3	0	53	6		
135 D135	4	25	4	0	0	0	25	0	0		
136 D136	4	17	5	0	0	0	0	17	8		
137 D137	15	89	2	0	89	0	0	3	0		
138 D138	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
139 D139	4	25	2	0	25	0	0	0	0		
140 D140	4	17	5	0	3	0	5	17	0		

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Group									
	Sequence:		1	2	3	4	5	6		
	Identifier:		1	2	3	4	5	6		
	Number of items:		4	4	4	4	4	4		
	Avg	Max	MaxGrp							
141 D141	4	25	6	0	0	0	0	0	25	
142 D142	12	22	6	6	12	10	1	21	22	
143 D143	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
144 D144	11	54	2	0	54	0	14	0	0	
145 D145	12	33	2	19	33	0	0	8	13	
146 D146	4	25	2	0	25	0	0	0	0	
147 D147	4	14	5	0	0	0	0	14	11	
148 D148	12	47	5	11	3	4	2	47	4	
Averages	9	37		11	12	14	4	7	5	

MONTE CARLO test of significance of observed maximum indicator value for *Especies*  
 10000 permutations.  
 Random number seed: 3378

Column	Maxgrp	Observed Indicator Value (IV)	IV from randomized groups		p *
			Mean	S.Dev	
1 D1	4	25.0	25.0	0.25	1.0000
2 D2	3	58.9	29.5	7.63	0.0013
3 D3	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
4 D4	3	64.7	36.0	9.32	0.0052
5 D5	2	68.7	24.0	11.80	0.0046
6 D6	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
7 D7	3	47.4	27.3	10.96	0.0599
8 D8	3	16.8	23.5	12.09	1.0000
9 D9	3	67.8	40.1	10.50	0.0020
10 D10	1	25.5	23.8	11.62	0.4153
11 D11	3	80.6	43.5	9.12	0.0009
12 D12	3	29.7	25.0	11.69	0.2757
13 D13	5	25.0	25.0	0.25	1.0000
14 D14	1	43.9	23.4	10.43	0.0673
15 D15	1	29.4	24.6	11.53	0.2610
16 D16	2	13.2	17.9	12.30	1.0000
17 D17	4	50.0	21.3	11.04	0.1286
18 D18	3	49.1	27.8	12.02	0.0633
19 D19	4	74.1	30.0	13.95	0.0093
20 D20	2	33.9	26.6	12.03	0.1966
21 D21	5	47.7	26.3	11.93	0.1275
22 D22	1	31.6	26.6	8.09	0.2288
23 D23	1	45.1	28.7	11.86	0.0839
24 D24	1	33.4	23.1	12.65	0.2322
25 D25	3	25.0	25.0	0.25	1.0000
26 D26	1	98.4	30.0	14.39	0.0003
27 D27	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
28 D28	2	54.6	43.6	10.98	0.1881
30 D30	3	25.0	25.0	0.25	1.0000
31 D31	3	49.5	35.1	7.77	0.0478
32 D32	3	42.0	38.9	16.25	0.3737
33 D33	3	25.0	25.0	0.25	1.0000
34 D34	3	19.0	28.2	13.26	1.0000
35 D35	3	98.4	63.8	13.45	0.0009
36 D36	3	93.1	51.1	14.16	0.0002
37 D37	3	25.0	25.0	0.25	1.0000
38 D38	1	52.2	37.3	11.04	0.1183
39 D39	3	63.4	37.0	11.68	0.0077
40 D40	6	25.0	25.0	0.25	1.0000
41 D41	6	45.0	22.3	12.23	0.1340
42 D42	4	50.0	19.3	11.94	0.1314
43 D43	5	15.0	22.6	10.37	0.7954
44 D44	6	24.0	29.1	10.15	0.6813
45 D45	2	23.8	21.2	12.33	0.3667

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Maxgrp	Observed Indicator Value (IV)	IV from randomized groups		p *
			Mean	S.Dev	
46 D46	4	25.0	25.0	0.25	1.0000
47 D47	3	19.7	26.3	11.92	1.0000
48 D48	5	24.3	27.7	8.77	1.0000
49 D49	5	25.0	25.0	0.25	1.0000
50 D50	5	25.0	25.0	0.25	1.0000
51 D51	1	12.7	22.8	12.59	1.0000
52 D52	6	21.2	25.0	9.81	1.0000
53 D53	3	69.0	41.4	6.91	0.0013
54 D54	5	23.5	31.3	12.57	0.6858
55 D55	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
56 D56	5	25.0	25.0	0.25	1.0000
57 D57	6	48.9	22.6	12.45	0.1270
58 D58	3	32.4	30.1	11.93	0.3563
59 D59	3	35.6	34.8	15.79	0.4151
60 D60	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
61 D61	1	58.5	31.6	12.08	0.0391
62 D62	4	12.9	17.9	12.64	1.0000
63 D63	6	12.6	17.6	12.65	1.0000
64 D64	3	17.0	25.9	13.16	1.0000
65 D65	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
66 D66	3	44.0	41.0	8.93	0.1994
67 D67	5	16.9	24.4	9.76	0.7772
68 D68	5	43.0	34.7	6.79	0.1138
69 D69	1	87.1	30.7	13.66	0.0011
70 D70	1	34.0	26.3	10.34	0.2271
71 D71	1	14.2	21.7	11.80	1.0000
72 D72	5	12.7	17.5	12.40	1.0000
73 D73	1	39.2	24.2	12.50	0.1414
74 D74	3	37.3	22.4	12.46	0.1400
75 D75	3	80.5	50.2	8.33	0.0007
76 D76	3	38.5	23.4	12.63	0.1411
77 D77	1	22.0	25.7	9.46	1.0000
78 D78	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
79 D79	3	27.7	38.6	13.48	0.7292
80 D80	6	27.3	25.1	11.78	0.4274
81 D81	2	75.0	21.9	12.44	0.0109
82 D82	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
83 D83	6	39.0	32.8	6.75	0.2031
84 D84	6	41.1	33.3	6.78	0.1494
85 D85	1	33.1	30.0	11.35	0.3302
86 D86	2	15.9	24.5	9.17	0.8769
87 D87	2	25.9	20.7	11.60	0.3706
88 D88	1	43.0	27.1	13.25	0.1455
89 D89	1	37.2	29.7	5.16	0.0853
90 D90	2	22.0	24.7	10.48	0.4988
91 D91	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
92 D92	2	31.6	25.2	12.62	0.2216
93 D93	6	64.1	49.0	8.63	0.0465
94 D94	1	45.5	38.7	7.68	0.2030
95 D95	3	11.6	22.3	12.75	1.0000
96 D96	1	56.5	34.2	8.92	0.0039
97 D97	3	21.3	33.5	14.71	0.9638
98 D98	1	57.9	23.3	11.25	0.0164
99 D99	2	63.4	23.8	11.85	0.0063
100 D100	3	64.0	34.8	8.59	0.0008
101 D101	2	22.1	25.6	9.33	1.0000
102 D102	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
103 D103	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
104 D104	1	52.7	22.1	10.98	0.0232
105 D105	5	25.0	25.0	0.25	1.0000
106 D106	1	41.5	25.9	13.02	0.1389
107 D107	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
109 D109	3	22.6	29.6	11.87	0.7113
110 D110	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
111 D111	5	21.5	25.2	9.62	1.0000
112 D112	2	61.4	23.3	12.57	0.0340

## APÊNDICE F (continuação)

Column	Maxgrp	Observed Indicator Value (IV)	IV from randomized groups		p *
			Mean	S.Dev	
113 D113	5	32.6	30.9	6.67	0.3407
114 D114	2	18.2	23.4	9.01	0.6317
115 D115	3	25.0	25.0	0.25	1.0000
116 D116	3	38.2	30.9	5.61	0.0960
117 D117	3	67.7	31.2	9.04	0.0011
118 D118	1	25.0	25.0	0.25	1.0000
119 D119	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
120 D120	2	18.6	24.8	10.10	0.6473
121 D121	6	30.3	26.7	11.28	0.3066
122 D122	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
123 D123	4	48.5	22.1	11.18	0.0548
124 D124	4	25.0	25.0	0.25	1.0000
125 D125	2	62.1	22.9	10.65	0.0059
126 D126	3	45.5	28.3	13.33	0.0814
127 D127	5	17.1	27.6	13.20	0.6996
128 D128	3	39.9	24.7	7.99	0.0604
129 D129	2	75.0	22.6	12.30	0.0138
130 D130	5	23.3	26.8	8.99	1.0000
131 D131	1	80.2	34.3	11.12	0.0003
132 D132	4	40.0	31.4	14.50	0.4041
133 D133	3	47.7	31.5	6.12	0.0191
134 D134	5	53.4	24.3	10.19	0.0155
135 D135	4	25.0	25.0	0.25	1.0000
136 D136	5	17.2	21.5	11.11	1.0000
137 D137	2	89.3	21.8	10.97	0.0004
138 D138	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
139 D139	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
140 D140	5	17.1	23.7	11.96	1.0000
141 D141	6	25.0	25.0	0.25	1.0000
142 D142	6	21.8	26.6	6.87	0.7050
143 D143	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
144 D144	2	53.8	22.3	10.89	0.0225
145 D145	2	33.2	24.7	7.78	0.1431
146 D146	2	25.0	25.0	0.25	1.0000
147 D147	5	14.0	18.8	12.20	1.0000
148 D148	5	46.9	26.2	8.51	0.0318

\* proportion of randomized trials with indicator value equal to or exceeding the observed indicator value.

$p = (1 + \text{number of runs} \geq \text{observed}) / (1 + \text{number of randomized runs})$

Maxgrp = Group identifier for group with maximum observed IV

\*\*\*\*\* Indicator values finished \*\*\*\*\*

## APÊNDICE G

### (Relatório da *Análise de Correspondência Canônica*)

\*\*\*\*\* Canonical Correspondence Analysis \*\*\*\*\*  
 PC-ORD, Version 4.10  
 22 Sep 2004, 17:50

#### DATA MATRICES

-----  
 Main matrix:  
     24 Parcelas (rows)  
     34 Espécies (columns)

Second matrix:  
     24 Amostras (rows)  
     15 Variáveis (columns)  
 Finished reading data.  
 -----

#### OPTIONS SELECTED

Axis scores standardized by Hill's (1979) method.  
 Axes scaled to optimize representation of columns: Espécies  
 (Scores for Espécies are weighted mean scores for Parcelas)  
 Scores for graphing Parcelas are linear combinations of Variáveis  
 Monte Carlo test: null hypothesis is no relationship between matrices  
 Random number seed:           671

#### RAW CORRELATIONS AMONG VARIABLES IN SECOND MATRIX

	Cond PT	% O2 NO3	pH STD	Turb SS	Larg Si	Dmt	Prof	Vel	DBO	DQO
Cond	1.000	-0.585	-0.200	-0.086	-0.451	0.199	-0.453	-0.631	0.320	0.458
% O2	0.360	1.000	0.534	-0.471	0.565	0.162	0.549	0.405	-0.584	-0.444
pH	-0.336	-0.372	1.000	-0.489	-0.773	-0.258	-0.018	0.150	-0.558	-0.158
Turb	-0.200	0.534	0.534	1.000	-0.076	-0.141	0.396	-0.141	-0.076	-0.141
Larg	-0.069	-0.348	0.156	-0.242	-0.261					
Dmt	-0.086	-0.471	-0.076	1.000	-0.561	1.000	-0.541	-0.265	0.280	0.463
Prof	-0.118	0.151	0.076	0.503	-0.528	-0.132	1.000	-0.035	-0.388	-0.204
Vel	-0.451	0.565	-0.141	-0.561	1.000	-0.185	0.882	0.347	-0.204	-0.463
DBO	0.036	-0.103	-0.549	-0.529	0.264	0.199	-0.030	-0.035	-0.388	-0.204
DQO	0.199	0.162	0.396	-0.132	-0.185	1.000	1.000	0.180	-0.304	-0.506
	-0.205	-0.401	0.271	-0.177	0.000	-0.030	1.000	0.180	-0.304	-0.506
	-0.453	0.549	-0.018	-0.541	0.882	-0.030	1.000	0.180	-0.304	-0.506
	-0.064	-0.156	-0.523	-0.507	0.194	-0.035	0.180	1.000	-0.328	-0.545
	-0.631	0.405	0.150	-0.265	0.347	-0.035	0.180	1.000	-0.328	-0.545
	-0.022	-0.161	-0.606	-0.317	0.082	-0.388	-0.304	-0.328	1.000	0.602
	0.320	-0.584	-0.558	0.280	-0.204	-0.388	-0.304	-0.328	1.000	0.602
	0.182	0.271	0.155	0.537	0.252	-0.204	-0.506	-0.545	0.602	1.000
	0.458	-0.444	-0.158	0.463	-0.463	-0.204	-0.506	-0.545	0.602	1.000
	0.113	0.256	0.383	0.457	-0.111	-0.205	-0.064	-0.022	0.182	0.113
	0.360	-0.336	-0.069	-0.118	0.036	-0.205	-0.064	-0.022	0.182	0.113
	1.000	0.376	0.249	0.486	0.348	-0.064	-0.022	0.182	0.113	0.113
	0.081	-0.372	-0.348	0.151	-0.103	-0.401	-0.156	-0.161	0.271	0.256
	0.376	1.000	-0.048	0.259	0.128	-0.401	-0.156	-0.161	0.271	0.256
	0.853	-0.489	0.156	0.076	-0.549	0.271	-0.523	-0.606	0.155	0.383
	0.249	-0.048	1.000	0.315	0.216	-0.523	-0.606	0.155	0.155	0.383
	0.409	-0.773	-0.242	0.503	-0.529	-0.177	-0.507	-0.317	0.537	0.457
	0.486	0.259	0.315	1.000	0.089	-0.177	-0.507	-0.317	0.537	0.457
	0.356	-0.258	-0.261	-0.528	0.264	0.000	0.194	0.082	0.252	-0.111
	0.348	0.128	0.216	0.089	1.000					

## APÊNDICE G (continuação)

WEIGHTED CORRELATIONS AMONG VARIABLES IN SECOND MATRIX  
(weighted by row totals in main matrix)

	Cond PT	% O2 NO3	pH STD	Turb SS	Larg Si	Dmt	Prof	Vel	DBO	DQO
Cond	1.000	-0.634	-0.218	0.005	-0.525	0.199	-0.546	-0.613	0.338	0.563
% O2	0.323	1.000	0.119	0.865	0.443	0.306				
pH	-0.634	1.000	0.534	-0.484	0.599	0.148	0.629	0.383	-0.612	-0.510
Turb	-0.320	-0.363	-0.556	-0.784	-0.277					
Larg	-0.218	0.534	1.000	-0.077	-0.118	0.467	0.011	0.187	-0.590	-0.157
Dmt	-0.116	-0.333	0.106	-0.291	-0.286					
Prof	0.005	-0.484	-0.077	1.000	-0.579	-0.071	-0.555	-0.332	0.274	0.479
Vel	-0.142	0.113	0.174	0.491	-0.502					
DBO	-0.525	0.599	-0.118	-0.579	1.000	-0.225	0.908	0.374	-0.215	-0.506
DQO	0.072	-0.091	-0.621	-0.527	0.243					
PT	0.199	0.148	0.467	-0.071	-0.225	1.000	-0.067	-0.044	-0.423	-0.184
NO3	-0.228	-0.392	0.314	-0.204	-0.028					
STD	-0.546	0.629	0.011	-0.555	0.908	-0.067	1.000	0.235	-0.293	-0.527
SS	-0.075	-0.155	-0.611	-0.538	0.167					
Si	-0.613	0.383	0.187	-0.332	0.374	-0.044	0.235	1.000	-0.351	-0.657
	0.082	-0.160	-0.570	-0.289	0.146					
	0.338	-0.612	-0.590	0.274	-0.215	-0.423	-0.293	-0.351	1.000	0.571
	0.188	0.253	0.184	0.547	0.283					
	0.563	-0.510	-0.157	0.479	-0.506	-0.184	-0.527	-0.657	0.571	1.000
	0.140	0.245	0.516	0.487	-0.085					
	0.323	-0.320	-0.116	-0.142	0.072	-0.228	-0.075	0.082	0.188	0.140
	1.000	0.400	0.197	0.455	0.346					
	0.119	-0.363	-0.333	0.113	-0.091	-0.392	-0.155	-0.160	0.253	0.245
	0.400	1.000	-0.002	0.255	0.168					
	0.865	-0.556	0.106	0.174	-0.621	0.314	-0.611	-0.570	0.184	0.516
	0.197	-0.002	1.000	0.333	0.165					
	0.443	-0.784	-0.291	0.491	-0.527	-0.204	-0.538	-0.289	0.547	0.487
	0.455	0.255	0.333	1.000	0.116					
	0.306	-0.277	-0.286	-0.502	0.243	-0.028	0.167	0.146	0.283	-0.085
	0.346	0.168	0.165	0.116	1.000					

### ITERATION REPORT

-----  
Calculating axis 1

Residual = 0.50E+04 at iteration 1  
 Residual = 0.30E+00 at iteration 2  
 Residual = 0.81E-01 at iteration 3  
 Residual = 0.12E-01 at iteration 4  
 Residual = 0.17E-02 at iteration 5  
 Residual = 0.47E-03 at iteration 6  
 Residual = 0.35E-03 at iteration 7  
 Residual = 0.48E-03 at iteration 8  
 Residual = 0.89E-03 at iteration 9  
 Residual = 0.19E-02 at iteration 10  
 Residual = 0.30E-02 at iteration 20  
 Residual = 0.47E-06 at iteration 30  
 Residual = 0.70E-10 at iteration 40  
 Residual = 0.93E-13 at iteration 48  
 Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 48 iterations.

-----  
Calculating axis 2

Residual = 0.20E+01 at iteration 1  
 Residual = 0.10E-03 at iteration 2  
 Residual = 0.85E-04 at iteration 3  
 Residual = 0.69E-04 at iteration 4  
 Residual = 0.56E-04 at iteration 5  
 Residual = 0.46E-04 at iteration 6  
 Residual = 0.37E-04 at iteration 7  
 Residual = 0.30E-04 at iteration 8  
 Residual = 0.24E-04 at iteration 9  
 Residual = 0.20E-04 at iteration 10  
 Residual = 0.24E-05 at iteration 20  
 Residual = 0.29E-06 at iteration 30  
 Residual = 0.35E-07 at iteration 40  
 Residual = 0.42E-08 at iteration 50  
 Residual = 0.51E-09 at iteration 60  
 Residual = 0.60E-10 at iteration 70  
 Residual = 0.73E-11 at iteration 80  
 Residual = 0.85E-12 at iteration 90  
 Residual = 0.14E-12 at iteration 100  
 Residual = 0.48E-13 at iteration 102  
 Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 102 iterations.  
 -----



## APÊNDICE G (continuação)

Calculating axis 3  
 Residual = 0.20E+01 at iteration 1  
 Residual = 0.28E-10 at iteration 2  
 Residual = 0.61E-12 at iteration 3  
 Residual = 0.59E-13 at iteration 4  
 Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 4 iterations.

### AXIS SUMMARY STATISTICS

Number of canonical axes: 3  
 Total variance ("inertia") in the species data: 0.7459

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalue	0.174	0.112	0.101
Variance in species data			
% of variance explained	23.4	15.0	13.5
Cumulative % explained	23.4	38.4	51.9
Pearson Correlation, Spp-Envt*	0.974	0.965	0.958
Kendall (Rank) Corr., Spp-Envt	0.725	0.797	0.775

\* Correlation between sample scores for an axis derived from the species data and the sample scores that are linear combinations of the environmental variables. Set to 0.000 if axis is not canonical.

### MULTIPLE REGRESSION RESULTS:

Regression of Parcelas in Espécies space on Variáveis

Variable	Canonical Coefficients						S.Dev
	Standardized			Original Units			
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 1	Axis 2	Axis 3	
1 Cond	0.920	1.487	-1.021	2.646	4.275	-2.937	0.348E+00
2 % O2	1.541	2.411	-1.434	8.600	13.451	-8.000	0.179E+00
3 pH	-0.409	-0.704	0.332	-7.722	-13.292	6.272	0.529E-01
4 Turb	0.686	0.479	-0.418	1.210	0.846	-0.737	0.567E+00
5 Larg	-0.288	-1.003	0.551	-0.850	-2.965	1.629	0.338E+00
6 Dmt	-0.172	-0.505	-0.025	-0.616	-1.810	-0.089	0.279E+00
7 Prof	0.784	1.024	-0.954	1.526	1.992	-1.856	0.514E+00
8 Vel	0.480	0.933	-1.150	0.377	0.733	-0.904	0.127E+01
9 DBO	-0.042	0.301	-0.389	-0.080	0.571	-0.737	0.528E+00
10 DQO	-0.377	-0.292	0.323	-0.928	-0.720	0.796	0.406E+00
11 PT	-0.944	-0.334	-0.311	-2.044	-0.724	-0.673	0.462E+00
12 NO3	0.225	0.239	-0.278	0.531	0.563	-0.655	0.424E+00
13 STD	0.062	1.390	-0.299	0.209	4.647	-0.998	0.299E+00
14 SS	0.818	0.340	-0.132	1.327	0.551	-0.215	0.617E+00
15 Si	-0.131	-0.309	-0.015	-0.577	-1.358	-0.065	0.227E+00

## APÊNDICE G (continuação)

Scores that are derived from the scores of Espécies (WA Scores)  
FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 24 Parcelas

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
1 S11	-0.522264	0.883723	1.268553	120.6725
2 S12	0.139969	1.441818	1.782636	124.8572
3 S13	0.298686	0.918904	2.068377	109.9796
4 S14	0.016201	1.500209	1.985479	115.8668
5 S21	-1.862882	1.469356	-0.685549	129.8467
6 S22	-2.039502	0.105512	-1.788283	96.2540
7 S23	-2.183006	-0.582148	-0.442654	124.3909
8 S24	-2.389692	-1.185701	-0.220840	121.1722
9 S31	0.789184	-0.073887	-0.732615	127.3141
10 S32	1.002784	-0.371506	-0.647133	120.4627
11 S33	1.172434	-0.112246	-0.978056	119.9651
12 S34	1.076077	-0.008864	-0.634251	130.6025
13 S41	0.093479	-0.694711	1.427317	85.2011
14 S42	0.189025	-2.437923	0.620658	73.9028
15 S43	0.354093	-2.220288	1.203442	60.0190
16 S44	-0.187550	-2.634047	0.835849	94.5453
17 S51	1.064930	0.327378	-0.812995	94.7224
18 S52	0.353774	1.078343	-1.301179	105.8003
19 S53	0.749810	0.397230	-0.423032	113.9192
20 S54	0.568861	-0.053830	-0.945224	79.8108
21 S61	0.463426	0.149945	-0.206617	61.1970
22 S62	0.959074	0.424552	-0.576057	88.0887
23 S63	0.717235	-0.210318	-0.419782	82.1533
24 S64	0.904756	-1.561420	-0.030112	45.6755

Scores that are linear combinations of Variáveis (LC Scores)  
FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 24 Parcelas

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
1 S11	-0.590953	1.253316	1.797390	120.6725
2 S12	0.409060	1.504450	1.627905	124.8572
3 S13	0.143270	0.473374	1.673060	109.9796
4 S14	-0.256796	1.087911	1.591690	115.8668
5 S21	-2.025685	1.249101	-1.122908	129.8467
6 S22	-1.744015	0.590289	-1.206314	96.2540
7 S23	-1.896892	-0.392730	-0.119850	124.3909
8 S24	-2.424776	-1.354700	-0.407627	121.1722
9 S31	0.904739	0.108904	-0.451760	127.3141
10 S32	0.815974	-0.750703	-0.975631	120.4627
11 S33	1.193902	0.000308	-0.937600	119.9651
12 S34	1.079162	0.287930	-0.329578	130.6025
13 S41	0.362826	-0.888588	1.303397	85.2011
14 S42	0.073001	-2.281703	0.636513	73.9028
15 S43	0.078934	-2.467406	0.798361	60.0190
16 S44	0.083639	-2.071600	1.350843	94.5453
17 S51	1.109942	0.486991	-0.715957	94.7224
18 S52	0.624583	1.143998	-1.286273	105.8003
19 S53	0.170767	0.085794	-0.645584	113.9192
20 S54	0.919017	-0.057821	-0.914715	79.8108
21 S61	0.912781	-0.019132	-0.295464	61.1970
22 S62	0.485361	0.578286	-0.375536	88.0887
23 S63	0.577536	-0.647654	-0.777642	82.1533
24 S64	0.836829	-1.420409	-0.000319	45.6755

## APÊNDICE G (continuação)

FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 34 Espécies

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
1 ACEX	0.004867	-0.283379	-0.083449	96.5129
2 ACS2	0.255540	0.057998	-0.223652	118.3610
3 ACS3	-1.317864	0.469671	-0.462396	26.7259
4 ACMI	0.124414	-0.148952	0.142932	98.4231
5 ADDR	0.224797	-0.061476	0.006203	159.9075
6 COPE	-0.538714	-1.079982	0.848849	45.9931
7 CYTU	-0.278892	0.824807	1.427249	24.3961
8 DISU	-1.113907	0.585663	-0.131361	29.1804
9 ENME	0.148372	-0.052448	0.138647	118.7390
10 ENPE	0.442257	-0.218491	-0.238787	122.6425
11 ENSI	0.233621	-0.254850	0.035542	110.9402
12 EOSU	0.060753	0.383268	-0.148198	81.8022
13 GEAI	0.165591	-0.075746	-0.090656	147.9991
14 GOBR	0.376429	0.634160	0.141868	63.3907
15 GYAC	-0.467919	0.621331	0.660897	43.3088
16 LUGO	0.280824	0.040844	-0.132394	127.2327
17 NAAN	-2.074177	-0.554518	-0.484329	13.3596
18 NASY	0.179457	-0.017111	-0.148368	146.6587
19 NAVI	0.045757	0.037186	0.224041	94.3030
20 NEAF	-0.184719	0.423644	1.069783	23.5806
21 NIAC	-1.041680	-0.039739	-0.678775	26.3270
22 NIAM	0.042475	0.145680	-0.083418	123.7097
23 NIDE	-0.410425	0.896628	1.041024	21.5839
24 NIFR	-1.356325	0.552967	-0.173155	17.1603
25 NILE	-1.307968	-1.106959	0.052827	20.4778
26 NUSP	0.054884	-0.043173	-0.210677	91.3733
27 PTOB	-1.330612	0.258022	-0.178483	23.3304
28 PLRU	-1.909057	0.527101	-0.808554	11.7264
29 SEPU	-0.110064	-0.001950	0.492798	70.3283
30 SESE	0.151203	-0.040878	-0.015625	182.0607
31 SES1	0.369336	0.323369	-0.735166	36.2340
32 STEN	-1.498390	0.064997	-0.757651	19.6475
33 SUTE	-1.266824	-0.684167	0.137312	17.5099
34 ULUL	0.147865	0.304970	-0.054457	54.9212

CORRELATIONS AND BIPLLOT SCORES for 15 Variáveis

Variable	Correlations*			Biplot Scores		
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 1	Axis 2	Axis 3
1 Cond	-0.634	0.495	0.323	-0.576	0.467	0.306
2 % O2	0.623	0.205	-0.544	0.566	0.193	-0.516
3 pH	0.126	0.241	-0.155	0.115	0.227	-0.147
4 Turb	0.006	-0.289	0.750	0.005	-0.272	0.711
5 Larg	0.311	-0.209	-0.649	0.283	-0.197	-0.616
6 Dmt	0.056	0.176	-0.045	0.051	0.166	-0.042
7 Prof	0.433	-0.219	-0.540	0.393	-0.206	-0.512
8 Vel	0.132	-0.349	-0.703	0.120	-0.329	-0.667
9 DBO	-0.384	-0.130	0.315	-0.349	-0.122	0.299
10 DQO	-0.420	0.185	0.626	-0.382	0.174	0.593
11 PT	-0.748	-0.129	-0.381	-0.679	-0.122	-0.361
12 NO3	-0.373	-0.270	0.072	-0.339	-0.254	0.068
13 STD	-0.625	0.519	0.430	-0.568	0.489	0.408
14 SS	-0.431	-0.265	0.406	-0.391	-0.250	0.385
15 Si	-0.482	-0.169	-0.347	-0.438	-0.159	-0.329

\* Correlations are "intraset correlations" of ter Braak (1986)

## APÊNDICE G (continuação)

INTER-SET CORRELATIONS for 15 Variáveis

Variable	Correlations		
	Axis 1	Axis 2	Axis 3
1 Cond	-0.618	0.478	0.310
2 % O2	0.607	0.198	-0.522
3 pH	0.123	0.233	-0.148
4 Turb	0.006	-0.279	0.719
5 Larg	0.303	-0.201	-0.622
6 Dmt	0.055	0.170	-0.043
7 Prof	0.422	-0.211	-0.518
8 Vel	0.128	-0.337	-0.674
9 DBO	-0.374	-0.125	0.302
10 DQO	-0.409	0.178	0.600
11 PT	-0.728	-0.125	-0.365
12 NO3	-0.363	-0.261	0.069
13 STD	-0.609	0.501	0.413
14 SS	-0.420	-0.256	0.389
15 Si	-0.470	-0.163	-0.332

Note: Obtain joint plots or biplots by selecting GRAPH, then requesting "Joint plots" from the GRAPH menu.

### MONTE CARLO TEST RESULTS -- EIGENVALUES

Axis	Real data Eigenvalue	Randomized data Monte Carlo test, 999 runs			p
		Mean	Minimum	Maximum	
1	0.174	0.139	0.088	0.180	0.0130
2	0.112	0.092	0.058	0.121	0.0260
3	0.101	0.066	0.039	0.098	0.0010

p = proportion of randomized runs with eigenvalue greater than or equal to the observed eigenvalue; i.e.,  
 $p = (1 + \text{no. permutations} \geq \text{observed}) / (1 + \text{no. permutations})$

### MONTE CARLO TEST RESULTS -- SPECIES-ENVIRONMENT CORRELATIONS

Axis	Real data Spp-Envr Corr.	Randomized data Monte Carlo test, 999 runs			p
		Mean	Minimum	Maximum	
1	0.974	0.901	0.763	0.992	0.0200
2	0.965	0.884	0.700	0.990	0.0260
3	0.958	0.819	0.646	0.968	0.0050

p = proportion of randomized runs with species-environment correlation greater than or equal to the observed species-environment correlation; i.e.,  
 $p = (1 + \text{no. permutations} \geq \text{observed}) / (1 + \text{no. permutations})$

\*\*\*\*\* Operation completed \*\*\*\*\*

**APÊNDICE H**  
(Correlações entre as variáveis ambientais)

	<b>Cond</b>	<b>% O2</b>	<b>pH</b>	<b>Turb</b>	<b>Larg</b>	<b>Dmt</b>	<b>Prof</b>	<b>Vel</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>PT</b>	<b>NO3</b>	<b>STD</b>	<b>SS</b>	<b>Si</b>
<b>Cond</b>	0	0,0031	0,3339	0,6730	0,0292	0,3546	0,0283	0,0014	0,1271	0,0288	0,0808	0,7809	0,0001	0,0465	0,0648
<b>% O2</b>	-0,5836	0	0,0085	0,0193	0,0048	0,4412	0,0050	0,0488	0,0024	0,0332	0,1070	0,0564	0,0154	0,0001	0,2329
<b>pH</b>	-0,2018	0,5337	0	0,7206	0,5095	0,0581	0,9320	0,4786	0,0027	0,4588	0,7459	0,0619	0,4646	0,2474	0,2207
<b>Turb</b>	-0,0893	-0,4723	-0,0765	0	0,0032	0,5536	0,0063	0,2021	0,1855	0,0269	0,5827	0,5129	0,7251	0,0118	0,0061
<b>Larg</b>	-0,4455	0,5646	-0,1422	-0,5657	0	0,3917	0,0001	0,0989	0,3254	0,0211	0,8937	0,6095	0,0058	0,0073	0,2298
<b>Dmt</b>	0,1988	0,1625	0,3956	-0,1286	-0,1831	0	0,8869	0,8680	0,0651	0,3441	0,3397	0,0710	0,2056	0,4100	0,9970
<b>Prof</b>	-0,4499	0,5496	-0,0186	-0,5387	0,8845	-0,0306	0	0,4011	0,1464	0,0115	0,7700	0,4567	0,0087	0,0126	0,3644
<b>Vel</b>	-0,6288	0,4047	0,1499	-0,2651	0,3465	-0,0341	0,1807	0	0,1125	0,0061	0,9200	0,4398	0,0017	0,1338	0,6836
<b>DBO</b>	0,3190	-0,5849	-0,5581	0,2791	-0,2101	-0,3872	-0,3031	-0,3280	0	0,0014	0,3985	0,1545	0,4703	0,0071	0,2017
<b>DQO</b>	0,4582	-0,4452	-0,1577	0,4598	-0,4681	-0,2040	-0,5052	-0,5452	0,6020	0	0,6011	0,2468	0,0613	0,0278	0,6184
<b>PT</b>	0,3609	-0,3364	-0,0689	-0,1190	0,0276	-0,2049	-0,0635	-0,0222	0,1815	0,1125	0	0,0765	0,2465	0,0158	0,1047
<b>NO3</b>	0,0813	-0,3720	-0,3482	0,1493	-0,1057	-0,4009	-0,1560	-0,1612	0,2711	0,2563	0,3763	0	0,8576	0,2222	0,3551
<b>STD</b>	0,8504	-0,4895	0,1559	0,0767	-0,5475	0,2706	-0,5245	-0,6054	0,1547	0,3835	0,2486	-0,0475	0	0,1306	0,3272
<b>SS</b>	0,4071	-0,7731	-0,2422	0,5027	-0,5347	-0,1775	-0,5057	-0,3166	0,5365	0,4569	0,4857	0,2594	0,3152	0	0,6937
<b>Si</b>	0,3581	-0,2580	-0,2607	-0,5281	0,2653	0,0006	0,1945	0,0819	0,2523	-0,1108	0,3479	0,1284	0,2158	0,0894	0