

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO



JOÃO CLÁUDIO CERQUEIRA VIANA

DIATOMÁCEAS (BACILLARIOPHYCEAE) EPILÍTICAS
COMO BIOMONITORES DA QUALIDADE DE ÁGUA DOS RIOS
CUMBUCA, MUCUGÊ E PIABINHA (CHAPADA DIAMANTINA-BA)

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Salvador-Ba
2007**

JOÃO CLÁUDIO CERQUEIRA VIANA

DIATOMÁCEAS (*Bacillariophyceae*) EPILÍTICAS COMO
BIOMONITORES DA QUALIDADE DE ÁGUA DOS RIOS CUMBUCA,
MUCUGÊ E PIABINHA (CHAPADA DIAMANTINA-BA)

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, para a obtenção de Título de Mestre em Ecologia e Biomonitoramento.

Orientador: Dr. Eduardo Mendes da Silva

Co-orientadora: Dra. Denise de Campos Bicudo

**Salvador-Ba
2007**

Biblioteca Central Reitor Macêdo Costa - UFBA

- V614 Viana, João Cláudio Cerqueira.
Diatomáceas (Bacillariophyceae) epilíticas como biomonitores da qualidade de água dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha (Chapada Diamantina-BA) / João Cláudio Cerqueira Viana. - 2007.
148 f. : il. + anexos.
- Orientador : Prof. Dr. Eduardo Mendes da Silva.
Co-orientador : Dr^a Denise de Campos Bicudo.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2007.
1. Indicadores biológicos. 2. Alga de água doce. 3. Água - Qualidade. 4. Cumbuca, Rio (BA). 5. Mucugê, Rio (BA). 6. Piabinha, Rio (BA). I. Silva, Eduardo Mendes da. II. Bicudo,



Comissão Julgadora:

Dra. Denise de Campos Bicudo
Carlos Eduardo Bicudo

Dr.

Dr. Eduardo Mendes da Silva
Orientador

Dedico este trabalho aos meus avós:
Olga Viana (*in memoriam*) e Jesuíno Viana
Lucy Pina Cerqueira e José Cerqueira

“Eu conheço bem a fonte
que desce aquele monte
ainda que seja de noite
nessa fonte está
escondida
o segredo dessa vida...
...aqui se está chamando
as criaturas
que desta água se fartam
mesmo
às escuras...”

Raul Seixas e Paulo Coelho

AGRADECIMENTOS:

A Deus;

À minha família, e principalmente aos meus pais, alicerce de minha vida, João Edson Aguiar Viana e Jocy Maria Pina Cerqueira Viana;

Ao Dr. Eduardo Mendes da Silva, orientador, pessoa imprescindível nas decisões ligadas ao desenvolvimento da dissertação, agradeço por acreditar no meu potencial, e pelo livre arbítrio concedido;

À Dra. Denise de Campos Bicudo e Dr. Carlos Eduardo Bicudo que, além de terem confiado no presente estudo orientando os rumos do trabalho, aceitaram o convite para compor a banca examinadora;

À Coordenação do PPG – Ecologia e Biomonitoramento, nas pessoas de Dra. Blandina F. Viana e Jussara Neves C. Gomes;

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo financiamento e apoio;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/620151/2004-8), que financiou as despesas de viagens e materiais de consumo;

À Prefeitura de Mucugê e ao Parque Municipal Sempre Viva – na pessoa de Euvaldo Ribeiro, e todos os seus técnicos, com inestimáveis colaborações;

Ao Dr. Doriedson Gomes, pelos primeiros direcionamentos sobre diatomáceas, e inestimáveis orientações;

Ao Instituto de Botânica de São Paulo, Seção Ecologia, nas pessoas de Fernanda Ferrari, Angélica, Sandra e Luisiana. Também aos demais amigos que lá fiz.

À Dra. Marlene Peso Aguiar por ater confiança ao conceder equipamentos do LAMEB para uso primordial e exclusivo destinados ao desenvolvimento da presente dissertação.

Ao MARENBA – nas pessoas de Carla Chastinet, Kátia Silva, Salomão Pinho, Alice Andradre, Sheila Bonfim, Ticiane, Ubiratan e fíeis colaboradores Jorgelina Loiola Costa, Zolachio Guimarães, Valdinéia Silva, Leonardo Azevedo, sem eles o trabalho não poderia ter sido desenvolvido;

Ao LAMEB – nas pessoas de Ana Clara, Ariadne Jambeiro, Carlos Neves, Jairo Lameira Junior, Ana Carolina Almeida e Carolina Carinhonha e Iago Cabanelas;

Ao LEB – na pessoa de Dr. Francisco Barros Júnior, pela atenção e importantes dicas;

A Aline Vilela Lacerda, que tenho tanto amor, respeito e admiração. Agradeço por tudo;

Ao meu irmão Jefferson Cerqueira Viana e minha cunhada Daniela Reitermajer;

A todos os meus grandes amigos. Principalmente ao Fernando Pires, pelo “professor” que é, amigo e fiel escudeiro;

A todos que, direta ou indiretamente apoiaram e/ou contribuíram para a realização deste trabalho.

LISTAS

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Cumbuca.....	66
Tabela 2. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê.....	69
Tabela 3. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê.....	73
Tabela 4. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.....	77
Tabela 5. Correlação das variáveis, com base em seus valores médios para o período de estudo, com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente, nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.....	83

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Valores mínimo e máximo, média e erro padrão das características físicas e químicas apresentados nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha durante os meses de agosto/05, novembro/05, fevereiro/06 e maio/06.....	126
Tabela 2. Ocorrência dos táxons das diatomáceas epilíticas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha durante as campanhas de amostragem (agosto/05, novembro/05, fevereiro/06 e maio/06).	128
Tabela 3. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Cumbuca.....	148
Tabela 4. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Cumbuca com os componentes principais 1 e 2.....	149
Tabela 5. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê.	154
Tabela 6. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Mucugê com os componentes principais 1 e 2.....	156
Tabela 7. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Piabinha.	159
Tabela 8. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Piabinha com os componentes principais 1 e 2.....	161

Tabela 9. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.	165
Tabela 10. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com os componentes principais 1, 2 e 3	167
Tabela 11. Síntese dos resultados da ACC realizada a partir de variáveis biológicas (128 espécies de diatomáceas epilíticas) e oito variáveis ambientais durante as quatro campanhas amostrais	175

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Imagem de satélite apresentando a localização dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Estes estão situados na Serra do Sincorá com trechos dentro e fora aos limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) e Parque Municipal de Mucugê (PMM). Águas correntes em direção S-N. Onde: CD – Chapada Diamantina.....21

Figura 2. Cidade de Mucugê apresentando o rio Mucugê contornando sua periferia. A seta indica o rio e sentido das águas correntes22

Figura 3. Despejo de efluentes não tratados no rio Mucugê oriundo da Cidade de Mucugê. contornando sua periferia22

Figura 4. Cachoeira do Piabinha em período de estiagem (dezembro/05)22

Figura 5. Cachoeira do Piabinha em período chuvoso (março/06).....22

Figura 6. Vale em Canyon, formado pelo rio Cumbuca, jusante da cachoeira do Tibertino

Figura 7. Encontro do rio Mucugê (a) com o rio Cumbuca (b). Foto da campanha de abril/06 (mês chuvoso)

CAPÍTULO 1

- Figura 1. Imagem de satélite mostrando a localização dos pontos de amostragem nos rios. Os pontos estão distribuídos em ordem alfabética crescente no sentido Sul-Norte. Onde: CD – Chapada Diamantina; PMM - Parque Municipal de Mucugê; PNCD – Parque Nacional da Chapada Diamantina..... 42
- Figura 2.- Níveis de pluviosidade (mm) em Mucugê-Ba; 1) Representação gráfica de pluviosidade diária 2) Gráfico de pluviosidade total mensal 49
- Figura 3. Valores absolutos analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) temperatura (°C); (D-F) Saturação de oxigênio (%) 53
- Figura 4. Valores absolutos analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) pH; (D-F) condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 57
- Figura 5 . Concentrações analisados em pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, no período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) carbono orgânico dissolvido (mgC. L^{-1}); (D-F) sílica (μM)..... 60
- Figura 6. Concentração analisados em pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha entre agosto de 2005 e agosto de 2006; (A-C) P-Total (μM); (D-F) N- Total (μM). 64
- Figura 7. Resultado da ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP mostrando a diferença na posição dos pontos amostrais; 2) ACP mostrando a diferença na posição dos pontos amostrais em relação às campanhas mensais; 3-4) ACP apresentando valores absolutos (μM) de Si- SiO_2 e P-Total dos pontos amostrais, respectivamente, através da representação em círculos..... 68
- Figura 8. Resultado da ACP para os pontos de amostragem no rio Mucugê com base em todas as variáveis analisadas. 1) ACP apresenta a diferença na posição dos pontos amostrais; 2) ACP mostra a distribuição dos pontos amostrais em relação às campanhas mensais; 3) ACP que representa os pontos amostrais localizados à montante ou à jusante da influência do esgoto da cidade de Mucugê 4-5) ACP apresentando valores absolutos (μM) de P-Total e Si- SiO_2 dos pontos amostrais, respectivamente, através da representação em círculos..... 72
- Figura 9 -Resultado de ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP indicando a posição dos pontos em cada campanha mensal; 3 e

4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de Si- SiO_2 e P- Total dos pontos amostrais, respectivamente.	76
Figura 10. Representação gráfica da análise de componentes principais para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP indicando a posição dos pontos em cada campanha mensal.....	80
Figura 11. Representações gráficas da análise de componentes principais para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base em todas as variáveis analisadas. 1) Disposição dos pontos amostrais indicando cada rio; 2) Distância entre os pontos amostrais apresentando a influência de esgoto; 3 e 4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de Si- SiO_2 e P-Total dos pontos amostrais, respectivamente.....	82
Figura 12. ACP com base em valores médios (de agosto/05 a agosto/06) de todas as variáveis analisadas nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP demonstrando a posição dos pontos identificando-os quando a existência de influência de esgoto; 3-4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de P-Total e Si- SiO_2 dos pontos amostrais, respectivamente.	86

CAPÍTULO 2

Figura 1. Imagem de satélite mostrando a localização dos pontos de amostragem nos rios. Os pontos estão, em cada rio, distribuídos no sentido S-N e foram denominados em ordem alfabética. Assim, para o rio Mucugê: MCG-A, MCG-B, MCG-B', MCG-E, MCG-F, MCH-G e MCG-H; para o rio Cumbuca: CBC-A, CBC-C, CBC-G, CBC-H, CBC-I e CBC-J; para o rio Piabinha: PIA-A, PIA-B, PIA-D, PIA-E, PIA-G e PIA-H. Onde: CD – Chapada Diamantina; PMM - Parque Municipal de Mucugê; PNCD – Parque Nacional da Chapada Diamantina.....	119
Figura 2. Porcentagem de riqueza de espécies de diatomáceas epilíticas por gênero durante todas as campanhas de amostragem. A) rio Cumbuca; B) rio Mucugê; C) rio Piabinha.....	131
Figura 3. Gráfico de colunas: densidade total de valvas de diatomáceas do epilítton durante os meses de coleta ao longo dos pontos amostrais do rio Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Gráfico de linhas: Riqueza de espécies de cada ponto de amostragem durante quatro campanhas. *Não houve coleta no MCG-A na campanha de maio/06 e, neste mesmo mês, o MCG-B foi transferido para um novo ponto: MCG-B'.	134
Figura 4. Proporção relativa (porcentagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem no rio Cumbuca durante as quatro campanhas. Barra preenchida representa as espécies dominantes.	141
Figura 5. Proporção relativa (porcentagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem ao longo do perfil longitudinal do rio Mucugê durante as quatro campanhas. Barra preenchida representa as espécies dominantes.....	144
Figura 6. Proporção relativa (porcentagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem no rio Cumbuca durante as quatro campanhas.	147

Figura 7.1) Ordenação da ACP para oito variáveis limnológicas do rio Cumbuca. a) Pontos amostrais; b) Meses coletados; c) Valores absolutos de sílica (μM) através de bolhas d) ACP representando os valores absolutos de fósforo total (μM) através de bolhas. 7.2) Ordenação da ACP para densidade total de 59 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Cumbuca durante todas as campanhas a) Distribuição em pontos de amostragem; b) Representação gráfica por meses; c-d) Densidade total (valvas. cm^2) através de bolhas da <i>Achnanidium affine</i> (Acaff) e <i>Psammothidium levanderi</i> (Pslev), respectivamente.....	152
Figura 8.1. Ordenação da ACP para 8 variáveis limnológicas do rio Mucugê a) Pontos amostrais; b) Meses coletados; c) ACP representando os valores absolutos de fósforo total (P-Total em μM) através de bolhas d) ACP representando os valores absolutos de sílica (Si-SO ₂ em μM) através de bolhas. 8.2. Ordenação para densidade total de 54 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Cumbuca durante todas as campanhas a) Distribuição em pontos de amostragem; b) Representação gráfica por meses; c), d), e), e f) ACP mostrando espécies que apresentaram picos elevados de densidade (valvas. cm^2), com valores representados através de bolhas, respectivamente: <i>Eunotia intermedia</i> (Euint), <i>Nitzschia palea</i> var. <i>palea</i> (Nipal), <i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Nideb) e <i>Gomphonema parvulum</i> (Gopar).	158
Figura 9.1. Ordenação da ACP para 8 variáveis limnológicas do rio Piabinha a) Pontos amostrais; b) Meses coletados; c) Valores absolutos de fósforo total (P-Total em μM) através de bolhas d) Valores absolutos de sílica (Si-SO ₂ em μM) através de bolhas. 9.2. ACP para densidade total de 69 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Piabinha durante todas as campanhas a) Distribuição das estações de amostragem; b) Representação gráfica por meses; c-d) Densidade (valvas. cm^2), representados através de bolhas, respectivamente, das espécies <i>Encyonema elginense</i> (Enelg) e <i>Eunotia</i> sp2 (Eusp2) que apresentaram maiores correlações com os eixos PC1 e PC2.....	164
Figura 10.1. ACP para oito variáveis limnológicas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha a) Pontos amostrais; b) Meses coletados; c) Valores absolutos de P-Total (μM) através de bolhas d) Valores absolutos de Si-SO ₂ (μM) através de bolhas. 10.2. ACP para densidade total de 128 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas nos três sistemas lóticos a) Principais tendências por pontos de amostragem; b) Meses.....	171
Figura 11. Diagrama de ordenação referente a 128 espécies de diatomáceas epilíticas e oito variáveis ambientais dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha em períodos chuvosos (agosto/05, maio/06) e estiagem (novembro/05, maio/06). Onde: pH = potencial hidrogeniônico; N Total = nitrogênio total; P Total = fósforo total; Cond.= Condutividade; Temp = temperatura; SiO ₂ = Sílica; COD = carbono orgânico dissolvido e OD = Oxigênio Dissolvido. Abreviações das nomenclaturas dos táxons estão apresentadas no Item 3.2.1., Tabela 2.	175

ANEXOS

ANEXO 1 - Histórico de pluviosidade média mensal de estações meteorológicas na região da Chapada Diamantina próximas à cidade de Mucugê

ANEXO 2 - Caracterização dos pontos de Amostragem

- ANEXO 3 - Dias das campanhas mensais realizadas
- ANEXO 4 - Esquema de amostragem dos seixos localizados nos rios
- ANEXO 5 - Procedimento detalhado de amostragem do perifíton à confecção de lâminas permanentes
- ANEXO 6 -. Valores absolutos das variáveis físicas e químicas dos três sistemas lóticos
- ANEXO 7 - Densidade Total (valvas.cm²), por ponto de amostragem, nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha
- ANEXO 8 – Pranchas dos táxons de diatomáceas encontrados

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL	22
Área de estudo	28
CAPÍTULO 1:	35
Qualidade das Águas dos Rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê (Chapada Diamantina-Bahia)	35
RESUMO	36
ABSTRACT	37
1. Introdução	38
2. Material e métodos	39
2.1. Área de estudo	39
2.2. Delineamento da amostragem	40
2.3. Variáveis Climáticas	43
2.4. Variáveis Abióticas Medidas em Campo	43
2.5. Variáveis Abióticas Medidas em Laboratório	43
2.6 Tratamento Estatístico	45
3. Resultados	48
3.1. Precipitação Pluviométrica	48
3.2. Variação Temporal dos Fatores Abióticos	49
3.2. Variação Temporal dos Fatores Abióticos	50
3.3. Análise conjunta das variáveis abióticas em escala temporal	65
4. Discussão	87
5. Conclusões	102
6. Referências Bibliográficas	104
CAPÍTULO 2	108
Diatomáceas (Bacillariophyceae) Epilíticas como Monitores da Qualidade das Águas dos Rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê (Chapada Diamantina, Bahia)	108
RESUMO	109
ABSTRACT	112
1. Introdução	115
2. Materiais e métodos	118
2.1 Área de estudo	118
2.2. Amostragem	118
2.3. Procedimentos laboratoriais	121
2.4. Tratamento estatístico	124
3. Resultados	125
3.1 Variáveis abióticas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha	125
3.2. Distribuição espacial e temporal das diatomáceas epilíticas nos sistemas lóticos	126
3.3. Variáveis abióticas e bióticas	147
4. Discussão	175

5. Conclusões.....	191
6. Referências Bibliográficas.....	193

INTRODUÇÃO GERAL

Rios são ambientes de águas doces correntes ou lóaticas (*lotus*, de lavar, lavar) mantêm movimento unidirecional das águas em resposta à gravidade, caracterizando-se pelo sistema aberto, com fluxo contínuo de águas das nascentes à foz, no qual o escoamento superficial (fluxo laminar) é reabastecido pela drenagem da precipitação, a qual determina as respostas das cheias e o fluxo basal, oriundo da infiltração e recarga da água subterrânea, determina a perenidade do rio (Schäfer, 1984).

As águas ditas interiores ou epicontinentais, que englobam os rios e lagos, apresentam características variadas, que são conferidas pelo ambiente de origem, por onde circulam, percolam ou onde são armazenadas (Rebouças, 2002). Sendo assim, as águas dos rios têm relativamente pouco tempo de residência e a dissipação de energia do movimento das massas de água acaba afetando tanto a morfologia dos rios, quanto o padrão de sedimentação, a química da água e a biologia dos organismos (Wetzel, 2001).

Os rios mantêm suprimentos tanto para o biota terrestre (de árvores aos humanos) quanto para a biota aquática, além de servir como corredores para a movimentação dos seres vivos. Assim, esses ecossistemas caracterizam-se pela produção e fluxo de energia e matéria necessária para a manutenção e ocorrência de seres vivos. As formas de nitrogênio e fósforo, por exemplo, são nutrientes vitais que são transportados nas águas correntes. Outros

elementos em menores quantidades podem ser críticos para biotas em particular, como a sílica derivada da erosão de rochas, que é essencial para o crescimento de diatomáceas (Downes *et al.*, 2002).

Teorias ecológicas são aplicadas ao estudo e manejo de rios e suas bacias hidrográficas. O conceito teórico de contínuo fluvial ou *River Continuum Concept* (RCC) de Vannote *et al.*, (1980) propuseram a idéia de que atributos geomorfológicos e hidrológicos do fluxo d'água formam um padrão fundamental que determina atributos-chave, ao longo de um perfil longitudinal, da nascente à foz, para estrutura de comunidades e funcionamento do ecossistema. Este conceito apenas apóia a explicação para padrões na direção longitudinal não atentando aos movimentos laterais em rios, especialmente em rios que mantêm planície de inundação, com amplas áreas alagáveis. Destarte, a teoria de Pulsos de Inundação ou *Flood Pulse Concept*, proposto por Junk *et al.* (1989), enfatizou a ligação entre o canal do rio e a planície de inundação, no qual o pulso de inundação é o fator-chave que origina e determina a produtividade e o fluxo de energia desses sistemas. Já o Conceito de Hidrossistema Fluvial (*Fluvial Hydrosystem*) de Petts & Amoros (1996), atenta para a visão dos rios como sistemas tridimensionais dependente da transferência longitudinal, lateral e vertical de energia, material e biota. Este último conceito difere dos demais devido a uma tentativa explícita que é feito para ajustar os níveis de escala espacial (Downes *et al.*, 2002).

Segundo a Teoria do Espiralamento de Nutrientes ou *Nutrient Spiralling Concept* de Elwood *et al.* (1983), os nutrientes nos

sistemas lóticos não sofrem ciclagem apenas em um determinado local devido ao transporte contínuo e unidirecional através do movimento das águas. Ainda de acordo com Pereira & Pereira (2005), o conceito de espiralamento de nutrientes seria o mais adequado do que ciclagem (apenas em um determinado local).

A influência das atividades humanas (despejo de material residual provenientes de fontes orgânicas e inorgânicas de resíduos domésticos nos ecossistemas aquáticos continentais ou mesmo deposição atmosférica) pode produzir impactos diretos ou indiretos, com conseqüência para a qualidade de água, na ciclagem de nutrientes, para a biota aquática e o funcionamento desses ecossistemas (Esteves, 1988). Esta ação antrópica pode ocasionar o processo de eutrofização artificial, resultado de descargas de água contaminada, com alta concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P). Assim, o enriquecimento de corpos d'água com estes nutrientes, que têm papel essencial para algas, pode produzir efeitos na dinâmica dessas comunidades. Outros efeitos também podem ocorrer, como balanços negativos de oxigênio dissolvido, redução da biodiversidade aquática e aumento da incidência de florações de microalgas (Huszar *et al.*, 2005).

Um dos crescentes problemas em manejo ambiental é como melhor monitorar e avaliar as conseqüências de rejeitos químicos de processamentos industriais, domésticos e/ou de uso da agricultura. Segundo Burton (1986), a avaliação apenas de dados físicos e químicos de determinado ecossistema pode demonstrar o nível de contaminação, mas não dá uma indicação direta de que os organismos estão sendo afetados, pois mudanças biológicas podem

ocorrer em todos os níveis, desde o molecular até a comunidade. O monitoramento biológico ou biomonitoramento pode ser definido como a mensuração da resposta de organismos em relação a mudanças em seu ambiente (Burton, 1986). Assim, a metodologia de avaliação de ecossistemas através de análises físico-químicas juntamente com a indicação por parte das comunidades, denominada Monitoramento Passivo, utiliza das comunidades presentes no hábitat que, por sua vez, são influenciadas por condições ecológicas recentes e por fatores histórico-biogeográficos (Schäfer, 1984).

Mudanças na estrutura e na função de sistemas biológicos induzidas por distúrbios como poluição já eram bem estabelecidas desde os anos 70 (Wilhm, 1975). Respostas sobre a degradação da qualidade da água nas comunidades aquáticas têm sido avaliadas pela composição (distribuição e ocorrência das espécies) de comunidades e pela biomassa das comunidades aquáticas onde a contaminação ocorre (Descy, 1976). Deste modo, grupos de organismos ou populações de espécies (algas perifíticas ou planctônicas, protozoários, macroinvertebrados e peixes, por exemplo) são freqüentemente identificadas para programas de monitoramento (Raschke, 1993; Potapova *et. al.*, 2002; Liboriussen & Jeppesen, 2006)

O perifíton é definido, de acordo com Wetzel (1983), como uma complexa comunidade de microbiota (bactéria, fungos, algas, protozoários e outros animais), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos firme ou frouxamente a substratos submersos, orgânicos ou inorgânicos, vivos ou mortos. Deste modo, essa comunidade

apresenta-se como revestimento viscoso, matriz de muco, encontrada sobre rochas e outros substratos e varia amplamente em aparência de uma pequena camada de filme (biofilme) amarronzada a esverdeada para uma densa cor escura.

De acordo com McIntire (1975), as espécies autotróficas das assembléias do perifíton frequentemente são responsáveis pela ampla proporção da produção primária que ocorre em ambientes de águas correntes, podendo prover recurso significativo de material autóctone em rios. A importância relativa dessa produção orgânica na bioenergética de comunidades de rio é intimamente relacionada com a taxa pela qual material orgânico alóctone é introduzido nos rios pela ambiente terrestre adjacente. Assim, as assembléias do perifíton, segundo Stevenson (1997), podem prover muito da comida, e também energia dos níveis mais altos da cadeia trófica como insetos e peixes.

De acordo com Patrick (1977), já no curso do séc. XX, já foi reconhecida que a distribuição de espécies de microalgas bentônicas, aderidas firmemente ou frouxamente a um substrato, estava estreitamente ligada a variáveis ambientais. Assim, é sabido que as algas bentônicas possuem atributos que as fazem organismos ideais para o emprego em análises de impacto de fontes de contaminação em monitoramento ambiental. Estas características, segundo Lowe & Pan (1996), são: modo de vida sésil, não podendo fugir ou migrar para locais afastados do ponto difusor de poluição; são, na sua maioria, seres autotróficos, mantendo uma posição importante na interface de componentes físico-químicos e bióticos na cadeia trófica e possuem ciclo de vida

relativamente curto, respondendo rapidamente às mudanças ambientais. Em muitos países da Europa e nos Estados Unidos existe ampla utilização de algas para monitoramento de rios, sugeridos ou aplicados muitas vezes em programas nacionais ou regionais (Potapova, 1993; Prygiel *et al.*, 1999). Dentre as algas perifíticas, destacam-se as diatomáceas, Divisão Bacillariophyta, que são comumente utilizadas em monitoramento de qualidade de água. (Hillebrand & Sommer, 2000; Gómez, 2001; McCormicka *et al.*, 2001; Oliveira *et al.*, 2001; Lewis *et al.*, 2002; Paulsson *et al.*, 2002; Guasch *et al.*, 2003; Potapova, 2003; Scinto & Reddyb, 2003; Cosgrovea *et al.*, 2004; Flipo *et al.*, 2004; Lobo *et al.*, 2004; Murdock *et al.*, 2004; Griffitha *et al.*, 2005)

Tendo por base que apenas os dados de variáveis físicas e químicas muitas vezes não são suficientes para o entendimento das mudanças na qualidade dos recursos aquáticos, o objetivo deste estudo foi avaliar o potencial do uso das diatomáceas perifíticas como biomonitores da qualidade das águas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, situados no município de Mucugê (BA). Para desenvolvimento do trabalho foi realizada primeiramente, a caracterização das águas destes três sistemas lóticos.

Área de estudo

Os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha estão situados no município de Mucugê, Chapada Diamantina (Ba), e mantêm águas correntes em direção S-N. A Chapada Diamantina (CD) (Figura 1) localiza-se na região central do Estado da Bahia e se estende desde o vale do rio de Contas até as proximidades do rio São Francisco, na altura da cidade de Xique-Xique e localizada entre as coordenadas geográficas de 10°00' de latitude sul e 43°00' de longitude oeste, se estendendo por uma área de aproximadamente cem mil quilômetros quadrados e ocupando cerca de 20% do Estado da Bahia (CPRM, 1994).

O município de Mucugê (Figura 2) abriga 52% do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD). Fazendo limite na região leste do PNCD, próximo a sede do município, está o Parque Municipal de Mucugê (PMM), resultado do Projeto Sempre Viva, o qual teve como propósito, de acordo com Oliveira & Ribeiro Júnior (2004), proteger ecossistemas peculiares de altitude (domínios rupestres e campos de altitude), com cotas superiores a 1.200m, além espécies nativas e endêmicas da flora como sempre-vivas (ex. *Syngonanthus mucugensis* Giulietti).

A área de preservação do PMM é estratégica para o abastecimento hídrico da Bahia, mantendo trechos dos rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê. Segundo Jesus *et al.*(1985), o conjunto da CD apresenta na vertente oriental (centro-leste), onde tem origem os formadores do maior manancial do Estado da Bahia,

o rio Paraguaçu e muitos dos seus tributários, o qual se posiciona o setor superior da bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, constituindo cerca de 30% da área total da Bacia. Segundo CRA (2003), toda a bacia atende uma demanda de abastecimento de 80% da Região Metropolitana de Salvador, Recôncavo Baiano e CD. A bacia ocupa uma área que corresponde a cerca de 10,14% do território baiano e encontra-se dividida em três regiões distintas: Alto, Médio e Baixo Paraguaçu. Os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha fazem parte do Alto Paraguaçu, na região centro-leste do estado da Bahia. Dentre estes rios, o Mucugê é o único que recebe diretamente descargas de efluentes domésticos não tratados da cidade de Mucugê. A Figura 3 apresenta despejo de efluentes não-tratados no rio Mucugê oriundo da Cidade de Mucugê.

Os rios estão situados na Serra do Sincorá. Esta serra do ponto de vista geomorfológico representa um planalto em estruturas dobradas e subhorizontais, muito modificada pela ação erosiva apresentando uma forma alongada de desenvolvimento norte-sul, com uma largura média de 20 a 25 km (CPRM, 1994). Uma superfície estrutural de relevo irregular e ruiniforme (Superfícies Aplainadas de Topo) apresentando vales em “*Canyon*” que são característicos ao longo dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Os rios mantêm características, denominadas, segundo Downes *et al.* (2002), de *riffles*, ou corredeiras (secções relativamente rasas com fluxo rápido e turbulento das águas sobre o curso do substrato), seguidas de *pools* ou remansos/piscinas (secção relativamente profunda fluxo lento) e com presença de cascatas, cachoeiras (Figuras 4 e 5). Deste modo o rio Cumbuca, que também apresenta

vales em *Canyon* (Figura 6) tem como afluentes o rio Piabinha e Mucugê (Figura 7).

Segundo a CPRM (1994), geologicamente a serra do Sincorá é constituída predominantemente por rochas quartzíticas, areníticas, silíticas e conglomeráticas pertencentes às formações Tombador, Cabloco e Morro do Chapéu, do Grupo Chapada Diamantina. Outras rochas, pertencentes aos grupos Uma e Paraguaçu, afloram em áreas localizadas da Chapada.

Sobre o ponto de vista pedológico, segundo CPRM (1994), as principais características e diversidade dos solos nas margens do Rio Mucugê, são de solos litólicos húmicos, álicos A moderado e proeminente; textura arenosa; relevo suave ondulado e com afloramento de rochas. Já os solos que ocorrem nas margens do Rio Cumbuca e Rio Piabinha apresentam-se distróficos e álicos A moderado e proeminente; textura arenosa; relevo suave ondulado a forte ondulado também com afloramento de rochas.

De acordo com a CPRM (1994), a área do entorno do rio Mucugê mantém vegetação rupestre de subcomunidade arbustiva e gramíneo-lenhosa dos solos podzóis profundos e o rio Cumbuca mantém vegetação rupestre comunidade arbustiva subcomunidade dos afloramentos.

Sobre o regime hidrológico: o regime pluvial é de caráter torrencial e alimenta a drenagem através da contribuição superior a 1.000 mm de chuvas anuais, aumentando localmente com as chuvas orográficas. (Jesus *et al.*, 1985). Geralmente, as cheias

coincidem com as máximas precipitações dos períodos chuvosos. Muitas dessas cheias produzem efeitos devastadores, devido ao extraordinário volume de água precipitado em poucos dias na CD, pode ultrapassando 2000m³/s. (Jesus *et al.*, 1985). As Figuras 4 e 5 mostram a elevação do nível da água, por exemplo, no rio Piabinha. O histórico de pluviosidade média mensal de estações meteorológicas na região da Chapada Diamantina próximas à cidade de Mucugê está apresentado no ANEXO 1.

Os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha foram escolhidos para o presente estudo devido às semelhanças: geomorfológicas; pedológicas; de vegetação, climáticas e pluviométricas, bem como por manterem nascentes no mesmo divisor de águas, com águas correntes em sentido S-N. Estas semelhanças são fundamentais para a análise comparativa e interpretação das características limnológicas e sobre a utilização de diatomáceas perifíticas como biomonitorios dos três sistemas lóticos, pois o Rio Mucugê é o único que recebe diretamente aporte de efluentes não-tratados da cidade de Mucugê. A caracterização detalhada dos pontos de amostragem está apresentada no ANEXO 2.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BURTON M.A.S. (1986) Biological monitoring of environmental contaminants. A Technical Report, King's College London, University of London.
- CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS CRA (2001) Avaliação da qualidade das águas. bacia hidrográfica do rio Paraguaçu. Relatório Técnico / Avaliação Ambiental, Salvador, Ba.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS CPRM (1994) Parque Nacional da Chapada Diamantina (Ba) - informações básicas para gestão territorial: diagnóstico do meio físico e da vegetação. p.104, CPRM: IBAMA, Salvador - BA.
- COSGROVEA J., WALKERA D., MORRISONB P., HILLMANC K. (2004) Periphyton indicate e ects of wastewater discharge in the near-coastal zone, Perth Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61, 331–338
- DESCY J.P. (1976) Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: *La pollution des eaux continentales: incidence sur lês biocenoses aquatiques* (Eds. P. Pesson), pp.149 – 170, Paris, Gauthoers-villars.
- DOWNES B. J, BARMUTA L.A, FAIRWEATHER, P. G., FAITH D. P., KEOUGH M.J., LAKE P.S., MAPSTONE B.D., QUINN G.P. (2002) Monitoring ecological impacts: Concepts and practice in flowing waters. p.434, United Kingdom at the University Press, Cambridge.
- FLIPO N., EVEN S., POULIN M., TUSSEAU-VUILLEMIN M.H., AMEZIANE T., DAUTA A. (2004) Biogeochemical modelling at the river scale:plankton and periphyton dynamics Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling*, 176, 333–347.
- GÓMEZ N. & LICURSI M. (2001) The pampean diatom index (IPD) for assesment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35,173-181.
- GRIFFITHA M. B., HILLB B.H., MCCORMICKC F.H., KAUFMANND P.R., HERLIHYE A.T., SELLEF A.R. (2005) Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, 5, 117–136.
- GUASCH H., ADMIRAAI W., SABATER S. (2003) Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton *Aquatic Toxicology*, 64, 165-175.

- HILLEBRAND H. & SOMMER U. (2000) Effect of continuous nutrient enrichment on microalgae colonizing hard substrates. *Hydrobiologia*, 426, 185–192.
- HUSZAR V.L.M., BICUDO D.C., GIANI A, FERRAGUT C., MARTINELLI L.A., HENRY R. (2005) Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: *Lições de Limnologia*, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho) p.234, São Carlos, Ed. Rima
- JESUS E.F.R. de, FALK F.H., RIBEIRO L.P., MARQUES, T.M. (1985) Caracterização geográfica e aspectos geológicos da Chapada Diamantina - Bahia. p.52, Centro Editorial e Didático da UFBA, Salvador, Ba.
- LEWIS M. A., BOUSTANY R. G., DANTIN D. D., QUARLES R. L, MOORE J. C., STANLEY R.S. (2002) Effects of a coastal golf complex on water quality, periphyton, and seagrass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 154-162
- LIBORIUSSEN, L. & JEPPESEN, E. (2006) Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in: Shallow Lakes with Contrasting Nutrient Concentration. *Freshwater Biology*, 51, 95-109.
- LOBO E.A. ; BES, D.; TUDESQUE L.; ECTOR L. (2004) Water quality of Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and fecal coliformes as biological indicators. *Vie Milieu*, 54(2-3), 115-125.
- LOWE R.L. & PAN Y. (1996) Benthic Algal Communities as Biological Monitors In: *Algal Ecology: Freshwater* (Eds. R.J. STEVERSON, M.L. BOTHWELL, R.L LOWE), p.705, Benthic Ecosystems, Academic Press Inc.
- McCORMICKA P.V., O'DELL M.B.A, SHUFORD R.B.E., BACKUS J.G., KENNEDY W.C. (2001) Periphyton responses to experimental phosphorus enrichment in a subtropical wetland. *Aquatic Botany*, 71, 119–139.
- McINTIRE C.D. (1975) Periphyton assemblages in laboratory streams. In: *River ecology* (B.A. Whitton), pp.375-400, Blackwell Scientific Publications.
- OLIVEIRA M.A., TORGAN I.C., LOBO E.A., SCHARZBOLD A. (2001) Association of periphytic diatom species of artificial substrate in lotic environments in Arroio Sampaio basin, RS, Brazil: relationships with abiotic variables. *Braz. J. Biol.*, 61 (4), 523-540.

- OLIVEIRA O.A & RIBEIRO JÚNIOR E. (2004) Projeto Sempre Viva: unidade de manejo sustentável para a produção de sempre viva em domínio de refúgio ecológico da Chapada Diamantina. p.26, Mucugê, Ba.
- PATRICK, R. (1977) Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. In: *The biology diatoms* (Ed. D. Werner), pp.284-332, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- PAULSSON M., MANSSON V., BLANCK H. (2002) Effects of zinc on the phosphorus availability to periphyton communities from the river Go'ta Alv. *Aquatic Toxicology*, 56, 103–113.
- PEREIRA, L.A. & PEREIRA M.C.T. (2005) Conceitos associados à ecologia de rios In: *Lições de Limnologia*, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho), p.234, São Carlos, Ed. Rima.
- POTAPOVA, M.G. & CHARLES, D F. (2002) Benthic diatoms in USA rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 29, 167-187
- POTAPOVA, M.G. & CHARLES, D F. (2003) Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48, 1311-1328.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J. (1999) Use of Algae for Monitoring Rivers III. p.267, Agence de l'Eau Artois-Picardie, France.
- REBOUÇAS A. da C. (2002) Águas doce no mundo e no Brasil. In: *Águas doces no Brasil: capital ecológico uso e conservação* (Eds. A. da C. REBOUÇAS, B. Braga, J. Tundisi), p.1,ed. São Paulo: Escrituras Editora.
- SCHÄFER A. (1984) Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. p.532. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS.
- SCINTO L.J. & REDDYB K.R. (2003) Biotic and abiotic uptake of phosphorus by periphyton in a subtropical freshwater wetland. *Aquatic Botany*, 77, 203–222.
- STEVENSON R.J. (1997) Scale-Dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North America Benthological Society*, Lawrence, 16, 248-262..
- WETZEL, R.G. (2001) Limnology: lake and river ecosystems. p.1006, Academic Press ed.3.
- WILHM J.L. (1975) Biological indicators of pollution In: *River ecology* (B.A. Whitton), pp.375-400, Blackwell Scientific Publications.

CAPÍTULO 1:

Qualidade das Águas dos Rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê (Chapada Diamantina-Bahia)

RESUMO

A região da Chapada Diamantina (Ba) mantém ecossistemas com altitude superiores a 1.200m, apresentando grande número de nascentes e rios com corredeiras e remansos, que suportam cursos d'águas que drenam para o leste do Estado. Considerando essa característica de nascente, eventuais impactos na região da cabeceira podem inviabilizar a qualidade ambiental da água à jusante. O objetivo deste capítulo foi caracterizar as variações espaciais e temporais de fatores limnológicos dos rios Cumbuca e seus afluentes, rio Mucugê e rio Piabinha. O rio Mucugê é o único a receber diretamente descargas de efluentes não-tratados da cidade de Mucugê. Foram analisadas, mensalmente, oito variáveis (temperatura; oxigênio dissolvido: OD, pH; condutividade; nitrogênio total: N-Total, fósforo total: P-Total; carbono orgânico dissolvido: COD e sílica) ao longo de um ano (agosto/05 a agosto/06). Pela análise de componentes principais foram avaliadas as principais tendências de variação dos dados. Os rios possuem águas escuras e comumente apresentam COD superiores a 10mg L^{-1} . As águas são ácidas mantendo faixa de pH entre 3,23 a 5,17 e, frequentemente têm saturação de oxigênio acima de 100%, que, em períodos de estiagem pode reduzir a 56,99%, como no rio Cumbuca. No rio Mucugê, foram observados valores baixos de OD (37,84%), e pico isolado de pH (6,41), valores elevados de condutividade ($79\ \mu\text{S/cm}$), de fósforo ($17,00\ \mu\text{M}$ P-Total) e de nitrogênio ($263,00\ \mu\text{M}$ N-Total), principalmente em períodos de estiagem (fev/06). O acréscimo em até 170 vezes de fósforo total no rio Mucugê, em ponto de amostragem à montante da influência de esgotos, determina claramente o processo de eutrofização artificial. Os rios Piabinha e Cumbuca, por outro lado, não apresentaram valores tão elevados, sendo caracteristicamente distróficos. Ao encontrar o rio Cumbuca, as concentrações elevadas de nutrientes do rio Mucugê são diluídas e períodos chuvosos determinam a maior entrada de sílica nos rios.

ABSTRACT

Chapada Diamantina (Ba) is located in upper ecosystems that levels exceed 1.200m where occur many creeks and streams that present pools and riffles attractive for ecotourism. So, urbanism presence in this region may degrade the quality of water. The aim of this study was describe and elucidate the physical and chemical characteristics from the Cumbuca, Mucugê and Piabinha streams based on monthly (august/05-august/06) water sampling along gradient. The following variables studied were: temperature, dissolved oxygen (D.O.), pH, conductivity (cond.), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), dissolved organic carbon (D.O.C) and silica. Only Mucugê stream is subjected directly to the impact of pollutant domestic non-treated enters from Mucugê city. Data variation was explored through a Principal Component Analysis (PCA). Water's color is yellow/red and C.OD stay often upper 10 mg. L⁻¹. There are acid water (pH 3,23 – 5,17), D.O. presents superior than 100% frequently, because of riffles probably, but in dry season D.O. decrease values to 56,99%, for example in Cumbuca stream. Mucugê stream showed the lower D.O. (37,84%), and higher isolated values of o pH like 6,41, higher concentrations of cond. (79 µS/cm), PT (17 µM P-Total), NT (263 µM P-Total). Increase of PT until 170 times on Mucugê stream, observed downstream from discharge's non-treated sewage, establish artificial eutrophication, dryseason. Piabinha and Cumbuca streams present oligothrofic waters did not show values too elevated. Rainy season can determines input of silica in the streams. Concentrations of nutrients from Mucugê stream show apparently dilute when mixed with Cumbuca stream.

1. Introdução

Historicamente as populações humanas buscam a proximidade de água para se estabelecerem, devido às necessidades principalmente de abastecimento, alimentação e transporte. Hoje, importantes cidades situam-se ao longo de rios o que pode gerar, assim, o aporte de rejeitos em rios comprometendo sua qualidade da água. (Esteves, 1988; Rebouças *et al.*, 2002)

No Brasil, trabalhos com análise de variáveis limnológicas em rios são realizados para determinar a qualidade de água, como em Henry (1992), que analisou a exportação de nutrientes e materiais em suspensão na Bacia do alto Paranapanema-SP e como em Sendacz (2005), no Alto Tietê-SP. Na região Nordeste, devido à escassez natural de água, caracterizações limnológicas são realizadas em rios intermitentes, do semi-árido, a fim de verificar ciclos hidrológicos e como atuam os períodos de cheia e seca (Pedro, 2003). Como exemplo também há contribuições de Meyer *et al.* (2005), que avaliaram aspectos limnológicos do alto e médio rio de Contas no semi-árido baiano. A influência de impactos antropogênicos sobre as águas doces é pouco conhecida assim como visto no estudo sobre a influência de dejetos industriais no rio Gramame, PB (Watanabe *et al.*, 1990).

No Estado da Bahia, o Centro de Recursos Ambientais (CRA) manteve em entre 2000 e 2001 um “Programa de Monitoramento Sistemático da Qualidade das Águas do Estado da Bahia”, em sistemas lóticos, no qual identificou de fontes potenciais de poluição em treze bacias hidrográficas (CRA, 2001). Atualmente, a Superintendência de Recursos Hídricos (SRH) mantém monitoramento da qualidade das águas de barragens operadas pelo órgão, além dos rios que contribuem para estes reservatórios (SEMARH *et al.*, 2007). Porém, os efeitos e a dinâmica da entrada de fontes por atividades antrópicas, que podem levar à eutrofização artificial, são pouco estabelecidos.

Trabalhos específicos para caracterização de sistemas lóticos de altitudes elevadas (>800m) são raros na Bahia. Porém, em rios, como no Alto Paraguaçu em zonas de elevadas altitudes, já fizeram parte de malha amostral

em trabalhos de qualidade de água (CRA, 2001). Estudos com decomposição de folhiço em três rios da Chapada Diamantina (Mucugê-BA), também mostram breve caracterização das águas (Cantuário, 2006). São igualmente raras no Brasil caracterizações limnológicas em ecossistemas lóticos de regiões montanhosas como realizada por Necchi *et al.* (2000), em Minas Gerais, na bacia do Alto rio São Francisco, situada na área do Parque Nacional da Serra da Canastra.

Águas continentais apresentam características limnológicas variadas. Segundo Esteves (1988), a grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH entre 6 e 8, no entanto pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. Rios e lagos que possuem águas ácidas naturalmente ocorrem em muitas partes do mundo, que de acordo Battarbee *et al.* (1999), sempre em regiões onde os solos têm baixas concentrações de cátions básicos. A CD mantém ecossistemas peculiares de altitude, apresentando grande número de nascentes e rios com pH naturalmente ácidos e estas águas são características por apresentarem cor escura da água, resultante da presença de compostos úmicos.

O objetivo deste capítulo foi descrever e interpretar as variações temporais e espaciais de variáveis limnológicas no rio Cumbuca e nos seus afluentes, rio Mucugê e rio Piabinha, ao longo de um ano, concedendo que apenas o rio Mucugê recebe influência direta de esgotos domésticos não-tratados, oriundo da sede municipal.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A região centro-oeste do estado da Bahia mantém muitas nascentes e mananciais que abastecem o Estado da Bahia. Inicialmente, por volta de 1844, a região começou a sofrer intensa ação antrópica, quando foram descobertas jazidas de diamantes nos leitos dos seus rios (Oliveira *et al.* 2004). Esta região assim conhecida como Chapada Diamantina (CD), atualmente, não sofre com

o garimpo extenso que está extinto, porém a atuação antrópica maior está na crescente lançamento de efluentes domésticos não-tratados nos rios. Os três rios estudados permanecem nesta região com nascentes no mesmo divisor de águas, estando localizados na Serra do Sincorá, que possui altitudes superiores a 1.200m.

O rio Mucugê, assim como os demais rios aqui estudados, mantém correntes da águas na direção Sul-Norte, margeia a periferia da sede municipal de Mucugê recebendo diretamente esgoto doméstico não-tratado. Em contrapartida, o rio Piabinha, não recebe tal influência, também possui trechos que percorrem dentro dos limites do Parque Municipal de Mucugê (PMM), sendo um dos principais atrativos eco-turístico do Parque, assim como rio Cumbuca. Este último rio encontra a foz do rio Piabinha e apenas possui influência indireta da urbanização através das águas provenientes do rio Mucugê. O rio Mucugê e Cumbuca mantêm trechos mais a montante situados dentro do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD). A Figura 1 mostra a localização dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.

2.2. Delineamento da amostragem

As coletas de água superficial nos rios Cumbuca, Mucugê, Piabinha foram realizadas, mensalmente, entre agosto de 2005 e agosto de 2006. As datas das campanhas de amostragem estão na tabela apresentada no ANEXO 3. Os pontos de amostragem foram mantidos ao longo de um gradiente do perfil longitudinal, sendo dez pontos ao longo do rio Cumbuca, oito no rio Piabinha e oito no rio Mucugê.

Para cada ponto de amostragem foi definido um código. Deste modo, foi estabelecido para o rio Cumbuca: em ordem alfabética crescente do mais a montante (Sul) ao mais a jusante (Norte): “CBC-A” ao “CBC-J”. Assim, também estabelecido para o rio Piabinha: “PIA-A” ao “PIA-H” e, do mesmo modo, para o rio Mucugê: “MCG-A” ao “MCG-H”. As coordenadas geográficas e descrição dos pontos estão apresentadas no ANEXO 2.

Para o rio Cumbuca, sete pontos foram definidos à montante da foz do rio Piabinha (CBC-A ao CBC-G), um logo a jusante da foz do rio Piabinha (CBC-H) e dois a jusante da foz do rio Piabinha (CBC-I e-J). Para o rio Mucugê, quatro pontos foram estabelecidos a montante (MCG-A ao MCG-D) e um durante (MCG-E) e três a jusante (MCG-F ao MCG-H) da influência de esgotos domésticos não-tratados da cidade de Mucugê. Para o rio Piabinha a partir de sua foz com o rio Cumbuca, foram mantidos os pontos em ordem decrescente do PIA-H ao PIA-A.

Figura 1. Imagem de satélite mostrando a localização dos pontos de amostragem nos rios. Os pontos estão distribuídos em ordem alfabética crescente no sentido Sul-Norte. Onde: CD – Chapada Diamantina; PMM - Parque Municipal de Mucugê; PNCD – Parque Nacional da Chapada Diamantina.

2.3 Variáveis Climáticas

Os níveis de precipitação pluviométrica diária foram fornecidos pela Estação Meteorológica Agropecuária São João do Paraguaçu Ltda., situada nas proximidades da cidade de Mucugê-Ba. A avaliação dos períodos chuvosos e de estiagem durante a campanha de amostragem será feita com base na pluviosidade diária e mensal total.

2.4. Variáveis Abióticas Medidas em Campo

No instante das coletas, foram mensurados pH, temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido através do equipamento Multi 340i / SET ST41-3 CEL (WTW) com eletrodo imerso *in loco*.

2.5. Variáveis Abióticas Medidas em Laboratório

2.5.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

Para os pontos amostrais que não houve possibilidade de mensurar o oxigênio dissolvido na água com o equipamento Multi 340i / SET ST41-3 CEL (WTW) foi realizada a determinação pelo método de Winkler (APHA, 1995).

2.5.2. Sílica (Si-SiO₂)

A metodologia realizada para a mensuração de sílica (Si-SiO₂) foi a descrita por Grasshoff (1966), com

limite de detecção variando entre 0,1 a 140,0 μM Si-SiO₂. A leitura da amostra foi realizada em comprimento de onda 810nm , em cubeta de 10mm (*U2010 HITACHI*).

2.5.3 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O método foi adaptado de EMBRAPA (1979). Foi adicionada uma alíquota de 50 mL de cada amostra a um enlermeyer de 250 mL e colocada em estufa ou chapa aquecedora a 70-80°C. Quando o resíduo apresentou-se seco foi adicionado 10mL de solução de dicromato de potássio a 2% e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado. O branco apenas foi feito com os volumes das soluções citados. O enlermeyer, em seguida, foi colocado na estufa (105°C) durante uma hora. Foram utilizados três padrões (10 mL de solução de dicromato de potássio (0,5N) e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado mais 2 mL de ácido fosfórico (H₃PO₄). As amostras foram tituladas com sal de Mohr 0,2N. Para obtenção dos valores foi aplicado o seguinte cálculo:

$$C \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = (V1 - V2) \times 0,615 \times 10 \times 0,5 \times 1000$$

Onde:

V1 – Branco

V2 – Amostra

Vp – Volume do padrão

10 – Volume da solução de dicromato

0,615 = constante

VT – Volume total

Alq – Alíquota da amostra

2.5.4 Fósforo Total (P-Total)

A metodologia realizada para a medida de fósforo total foi a descrita por Koroleff (1976). O limite de detecção varia entre 0,05 a 50,0 μM (P-Total). As extinções ópticas das amostras foram lidas em comprimento de onda de 880 nm por cubetas de 10 mm em espectrofotômetro modelo *U2010 HITACHI*.

2.5.5 Nitrogênio Total (N-Total)

A metodologia realizada para a medida de nitrogênio total foi a descrita por Koroleff (1976), com limite de detecção varia entre 0,05 a 50,0 μM (N-Total). As densidades ópticas foram lidas em comprimento de onda 545nm por cubetas de 10 mm no espectrofotômetro (*U2010 HITACHI*).

2.6 Tratamento Estatístico

2.6.1. Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) foi feita para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base nos dados obtidos de todas as variáveis abióticas avaliadas nas águas. Primeiramente, esta análise foi realizada para avaliação conjunta das variáveis abióticas em escala temporal (agosto/05 a agosto/06) para cada rio separadamente. Também foi feita a análise comparativa entre os três sistemas lóticos, com a escala temporal (agosto/05 a agosto/06), através de dados primários com valores absolutos. A análise comparativa entre os sistemas, a partir de valores médios dos dados temporais de todas as variáveis também foi realizada a fim de interpretar a escala espacial de variação. Para tais análises, foi considerado o valor do limite mínimo de detecção para cada método onde foram obtidos valores abaixo deste limiar. Os dados foram transformados utilizando $\log(x+1)$ e as análises foram realizadas com

matriz de covariância. O programa utilizado foi o *PRIMER* versão 6 β para *Windows*.

3. Resultados

3.1. Precipitação Pluviométrica

A Figura 2 apresenta os valores de pluviosidade diária (1) e total (2) EM Mucugê, Ba.

No período de agosto/05 a agosto/06 foram obtidos um total de 935 mm de precipitação. No mês de novembro, os valores de pluviosidade variaram de 3 a um pico de 30mm (dias 11 a 16) e oscilaram de 10 a 15 mm no período entre 24 e 29.

Em 23 de fevereiro/06, foi registrada alta pluviosidade de 80 mm, porém, o maior nível pluviométrico foi obtido no dia 7 de março/06 (110 mm). Com estes níveis elevados iniciou-se o período mais chuvoso que durou do final de fevereiro até abril de 2006.

Os períodos de concentrações baixas de chuva e estiagem foram observados em: agosto a outubro de 2005 (níveis inferiores a 6 mm); janeiro e fevereiro com concentrações abaixo de

9 mm até dia 23 de fevereiro; de maio a agosto de 2006, onde apenas foi obtido valor máximo de pico de 13 mm no dia 24 de junho.

O período chuvoso, de março e abril, impossibilitou o acesso aos pontos de amostragem CBC-A, CBC-B, CBC-C, CBC-G e CBC-H, como também nos MCG-A, MCG-B, MCG-C. Nestes meses também não foram realizadas coletas no PIA-A, PIA-B, PIA-C (este apenas em março), PIA-F, PIA-G e PIA-H e, em maio, nos pontos MCG-A e MCG-B.

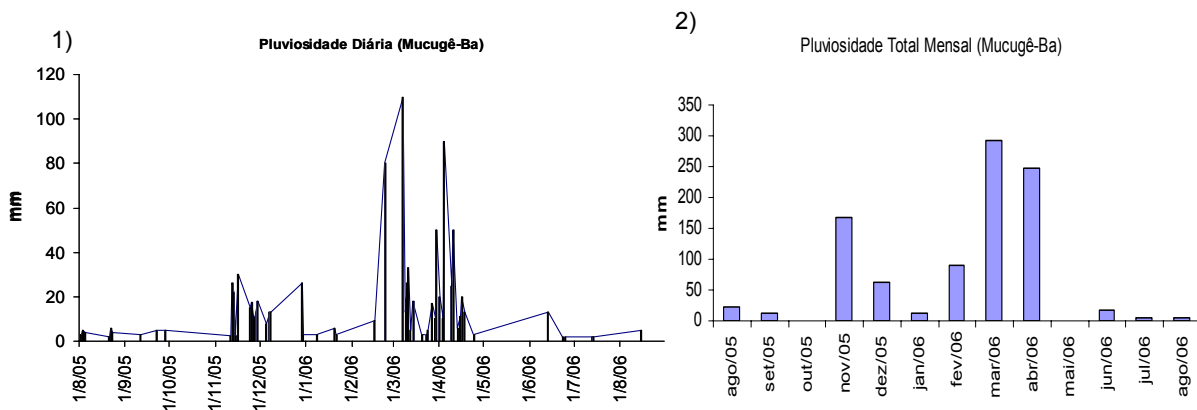


Figura 2.- Níveis de pluviosidade (mm) em Mucugê-Ba; 1) Representação gráfica de pluviosidade diária 2) Gráfico de pluviosidade total mensal

3.2. Variação Temporal dos Fatores Abióticos

O ANEXO 6 apresenta tabela com todos os valores absolutos das variáveis físicas e químicas obtidas mensalmente nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha entre agostos/05 à agosto/06.

3.2.1. Temperatura

A Figura 3 apresenta a distribuição dos valores de temperatura em cada rio, mostrando variação obtida entre os pontos amostrais. O ANEXO 6.1 apresenta valores absolutos.

A temperatura obtida no Rio Cumbuca variou entre 18,8 °C (agosto/05) a 31,3°C (fevereiro/06). As medidas, nestes meses, mantiveram valor médio mais baixo ($19,9^{\circ}\text{C} \pm 0,65$) e mais alto ($28,4^{\circ}\text{C} \pm 2,11$), respectivamente.

O valor mínimo de temperatura das águas medido no rio Mucugê foi de 18,0°C em julho de 2006, porém os meses de agosto de 2005 e junho de 2006 também mostraram temperaturas baixas de 19,1 °C e 19,4 °C, respectivamente. A menor amplitude de variação deu-se no mês de maio de 2006, no qual a temperatura foi de 22,0 °C a 23,2 °C. Em fevereiro de 2006, foram medidas as temperaturas mais elevadas, entre 24,9°C e 28,6 °C, com média de $26,8^{\circ}\text{C} \pm 1,4$. A maior variação térmica registrada foi em outubro de 2005 (22,7 a 28,2°C).

No rio Piabinha, em agosto de 2005, a temperatura apresentou os valores mais baixos, de 18°C a 21,4°C (média: $19,9^{\circ}\text{C} \pm 1,40$). Em contrapartida, em fevereiro de 2006, as temperaturas foram mais altas, variando entre 24,6 a 32,7°C (valor médio: $28,6^{\circ}\text{C} \pm 3,4$).

As temperaturas médias entre agosto de 2005 a agosto de 2006, no Rio Cumbuca, Mucugê e Piabinha foram de $23,3^{\circ}\text{C} \pm 0,94$; $23,4^{\circ}\text{C} \pm 0,81$ e $23,9^{\circ}\text{C} \pm 1,22$, respectivamente. O mês de fevereiro, nos três rios, apresentou os valores de temperatura da água foram mais elevados.

3.2.2. Saturação de Oxigênio

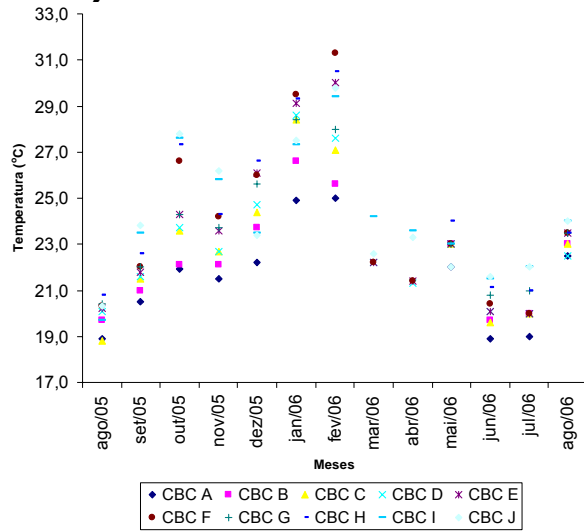
Os valores de saturação de oxigênio (%) analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê, Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006 estão representados na Figura 3. O ANEXO 6.2 mostra os valores absolutos.

O valor mínimo de saturação de OD encontrado no Rio Cumbuca, em CBC-E, foi de 56,99% (março de 2006). No período de coletas, em agosto de 2006, foi observado pico de 110,96% (CBC-A). Em agosto de 2005, todos os valores, exceto CBC-J (98,11%), mantiveram-se acima de 100%. Este referido mês apresentou valor médio de 103,37%.

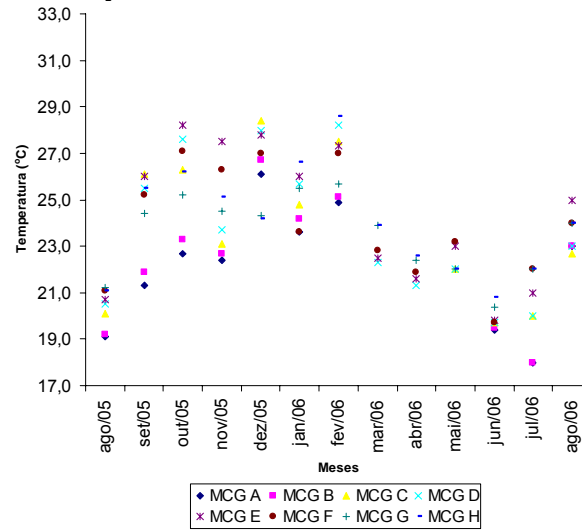
O valor mínimo de 37,84% foi encontrado no ponto amostral MCG-F em fevereiro de 2006, no rio Mucugê. O valor máximo analisado foi de 113,85%, no MCG-G, em agosto de 2005.

No Rio Piabinha os valores variaram entre 62,25% (julho/06, PIA-A) e 127,64% (agosto/05, PIA-B).

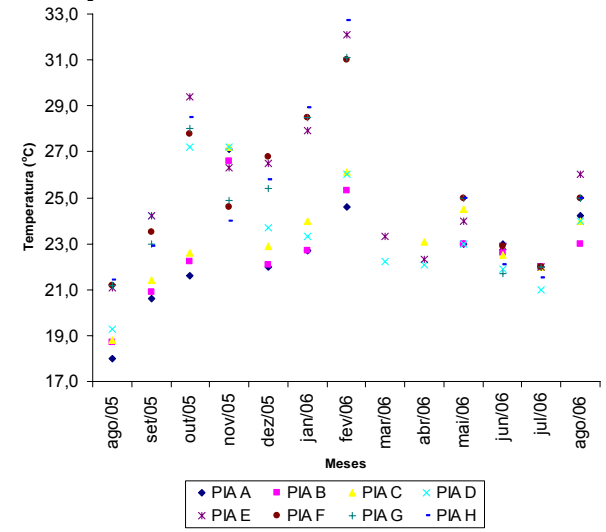
A) Valores de Temperatura do Rio Cumbuca - BA



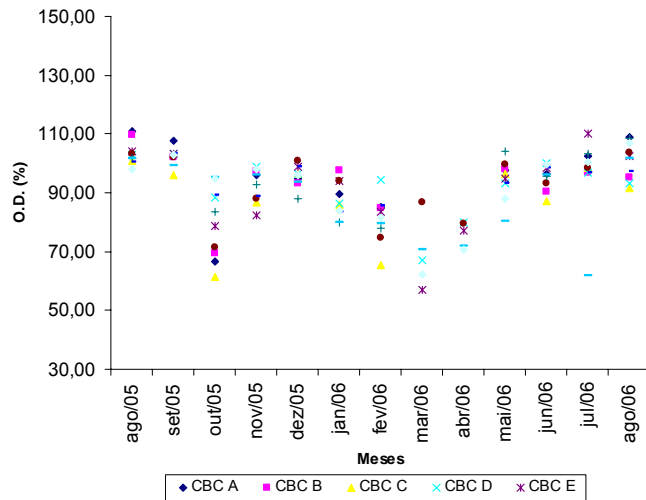
B) Valores de Temperatura do Rio Mucugê - BA



C) Valores de Temperatura do Rio Piabinha - BA



Valores de Oxigênio Dissolvido Saturado no Rio Cumbuca - BA



D)

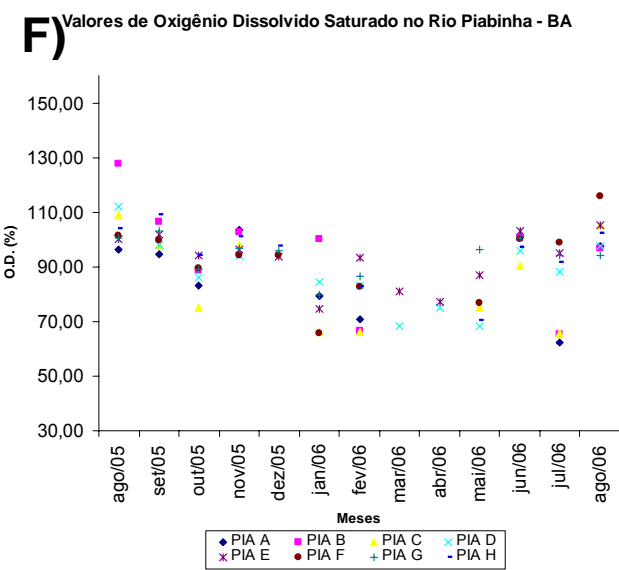
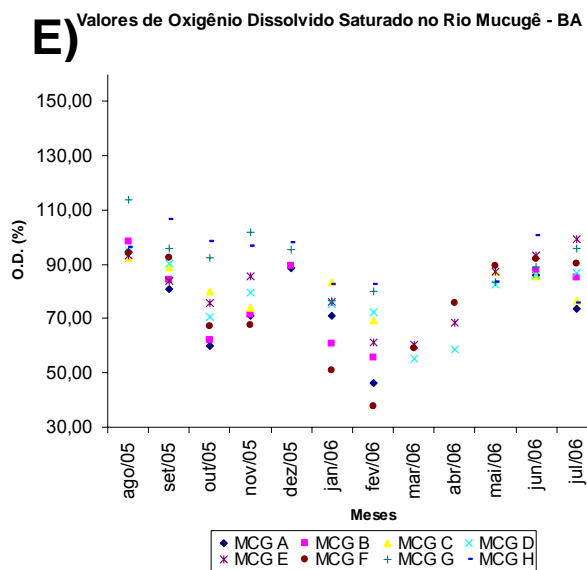


Figura 3. Valores absolutos analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) temperatura (°C); (D-F) Saturação de oxigênio (%)

3.2.3. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A Figura 4 apresenta os valores absolutos de pH analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006. No ANEXO 6.3 consta a tabela com valores absolutos.

O rio Cumbuca apresentou variação de pH de 3,25 (março/06) a pH 4,55 (agosto/2005). Este último mês apresentou valor médio mais alto (pH = 4,48), enquanto valores médios mais baixos foram obtidos em março (pH = 3,65) e abril de 2006 (pH 3,62). O pH medido nos pontos amostrais, dentro de cada mês, apresentam valores constantes, como por exemplo, de 4,03 a 4,09, no mês de novembro de 2005. A maior variação foi encontrada em março de 2006 com pH entre 3,25 e 4,30.

Como observado no Rio Cumbuca, o rio Mucugê apresentou valores absolutos de pH mais baixos no período de março (3,40) e abril de 2006 (3,20). Os picos mais elevados de pH foram apresentados nos pontos MCG-E (pH 6,34) e MCG-F, (pH 6,41) em outubro/05. Em fevereiro/06, foi observado no MCG-E pH 6,15. As águas, deste último referido, se mantiveram também sempre acima de pH 5 nos meses de setembro/05, novembro/05, janeiro/06 e agosto/06. Já nos pontos de MCG-A ao MCG-D, situados à montante da cidade de Mucugê, o pH não ultrapassou 4,8, mensurado em julho de 2006, no MCG-A.

O potencial hidrogeniônico mínimo encontrado no rio Piabinha foi de 3,23 (PIA-D), em junho de 2006, e máximo pH 5,17 (PIA-C), em abril/06. As variações de pH entre os pontos amostrais dentro de cada mês foram pequenas de agosto/05 a março/06, como, por exemplo, em novembro de 2005 (pH = 3,95-4,02). Entretanto, nos meses de abril (pH = 3,54-5,17), maio (pH=3,53-4,08), junho (3,23-3,82) e julho de 2006 (pH = 3,66-4,30) variação foi um pouco maior.

3.2.4. Condutividade

Os valores de pH, em cada ponto de amostragem, nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha entre o período estudado são apresentados na Figura 4. O ANEXO 6.4 mostra tabela com valores absolutos de condutividade.

A condutividade da água no Rio Cumbuca mais baixa foi de 22 $\mu\text{S}/\text{cm}$, obtida em maio/06 nos pontos amostrais CBC-A e CBC-E. Valores mais elevados ocorreram no mês de fevereiro de 2006, tendo o ponto amostral CBC-I condutividade de 52 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e CBC-J, 51 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Estes dois pontos apresentaram condutividade mais elevadas em relação aos demais pontos amostrais nos meses de setembro/05, novembro/05, dezembro/06, janeiro/06 e fevereiro/06.

No Rio Mucugê, houve variação durante todo o período amostral, entre 22 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (maio/06) no MCG-C e F, e 86 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (fevereiro/06) no MCG-E. Na amostragem realizada no mês de fevereiro/06 ocorreram valores mais elevados a partir dos pontos à jusante da cidade de Mucugê (MCG-E, MCG-F, MCG-G, MCG-H). Em outubro de 2005, os pontos MCG-E e MCG-F apresentaram picos elevados de 73 e 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$. É importante observar que os pontos a montante da cidade de Mucugê não apresentaram condutividade acima de 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor este apresentado nos pontos MCG-A e MCG-B, em novembro de 2005.

O valor mínimo encontrado no Rio Piabinha foi de 23 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em maio/06 (PIA-A e PIA-G) e o máximo de 47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em novembro/05 (PIA-D, PIA-F e PIA-G). Os meses de maio, abril e junho ocorreram as menores médias sendo, respectivamente: 25,33; 26,13; e 28,88 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As maiores médias foram de 45,63 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em novembro/05, e de 45,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em dezembro/05. A oscilação mínima de condutividade entre os pontos amostrais ocorreu em dezembro/05 com valores 45 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PIA-E a PIA-H) e 46 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (PIA-A a PIA-D).

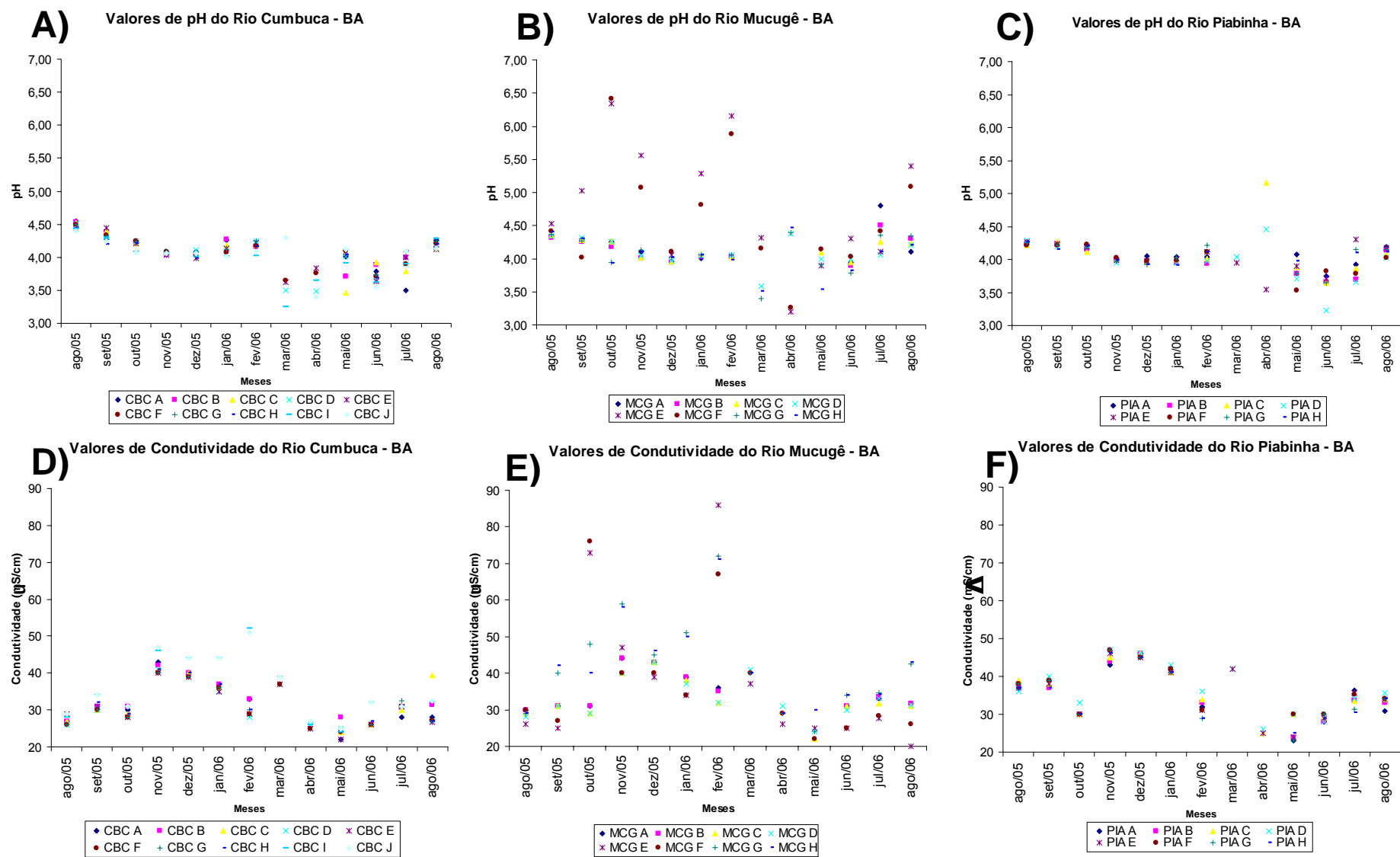


Figura 4. Valores absolutos analisados nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê Piabinha entre o período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) pH; (D-F) condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

3.2.5. Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

A concentração mínima de carbono orgânico dissolvido avaliada no rio Cumbuca foi de 3,7 mgC. L⁻¹(CBC-E), em outubro de 2005, e máxima de 67,3 mgC. L⁻¹(CBC-A), em dezembro de 2005 (Figura 5).

O menor pico observado no Rio Mucugê foi encontrado no MCG-A: 6,6 mgC. L⁻¹ , em agosto de 2006; o maior pico foi no MCG-F: 62 mgC. L⁻¹.

Os valores de COD no rio Piabinha variaram entre 6,7 mgC. L⁻¹ (PIA-H, fevereiro/06) e 50 mgC. L⁻¹ (PIA-F, dezembro/05).

Os menores valores médios foram obtidos no mês de fevereiro/06 nos três rios: o Rio Cumbuca apresentou 10,97 mgC. L⁻¹; o Rio Mucugê 10,83 mgC. L⁻¹; e o rio Piabinha 11,91 mgC. L⁻¹. As análises das águas realizadas do mês de dezembro/05, demonstraram maior amplitude de COD, mantendo as médias mais elevadas nos rios Cumbuca (32,63 mgC. L⁻¹), Mucugê (28,83 mgC. L⁻¹) e Piabinha (31,13 mgC. L⁻¹). (Anexo 6.5.)

3.2.6. Sílica

A variação da sílica solúvel reativa nos locais amostrados ao longo do tempo pode ser vista na Figura 5.

Em outubro/05, os pontos amostrais CBC-E, CBC-F e CBC-H, no rio Cumbuca, apresentaram concentrações de sílica menores que o limite de detecção do método, assim como também em agosto/06, no CBC-I. O ponto amostral CBC-F apresentou a concentração mais elevada em junho/06: 27,80 µM Si-SiO₂.

Apenas no mês de agosto/06, as águas do Rio Mucugê, nos pontos MCG-B, MCG-C, MCG-E, MCG-F e MCG-H, apresentaram valores menores que o limite de detecção. A amostragem das águas, no mês de março de 2006, revelou valores variando de 22,70 (MCG-D e MCG-H) a 27,70 µM Si-SiO₂

(MCG-E). Concentração elevada, de 10,90 $\mu\text{M Si-SiO}_2$ foi também analisada em fevereiro de 2006 (MCG-E e MCG-G).

Em maio/06 (MCG-H, PIA-H) e agosto/06 (MCG-G, PIA-D) foram observados valores de 0,09 $\mu\text{M Si-SiO}_2$, abaixo do limite de detecção do método.

O Rio Piabinha apenas demonstrou valor mínimo abaixo da detecção do limite do método em PIA-H (agosto/06). Os pontos PIA-A, PIA-B e PIA-C, apresentaram valores elevados de 41,30 $\mu\text{M Si-SiO}_2$, 42,00 $\mu\text{M Si-SiO}_2$, 36,00 $\mu\text{M Si-SiO}_2$, respectivamente. O PIA-C mostrou um pico de 36,60 $\mu\text{M Si-SiO}_2$

O Rio Cumbuca e o Rio Piabinha mantiveram uma média total de 4,07 $\mu\text{M Si-SiO}_2$ e o Rio Mucugê de 4,14 $\mu\text{M Si-SiO}_2$.(Anexo 6.6).

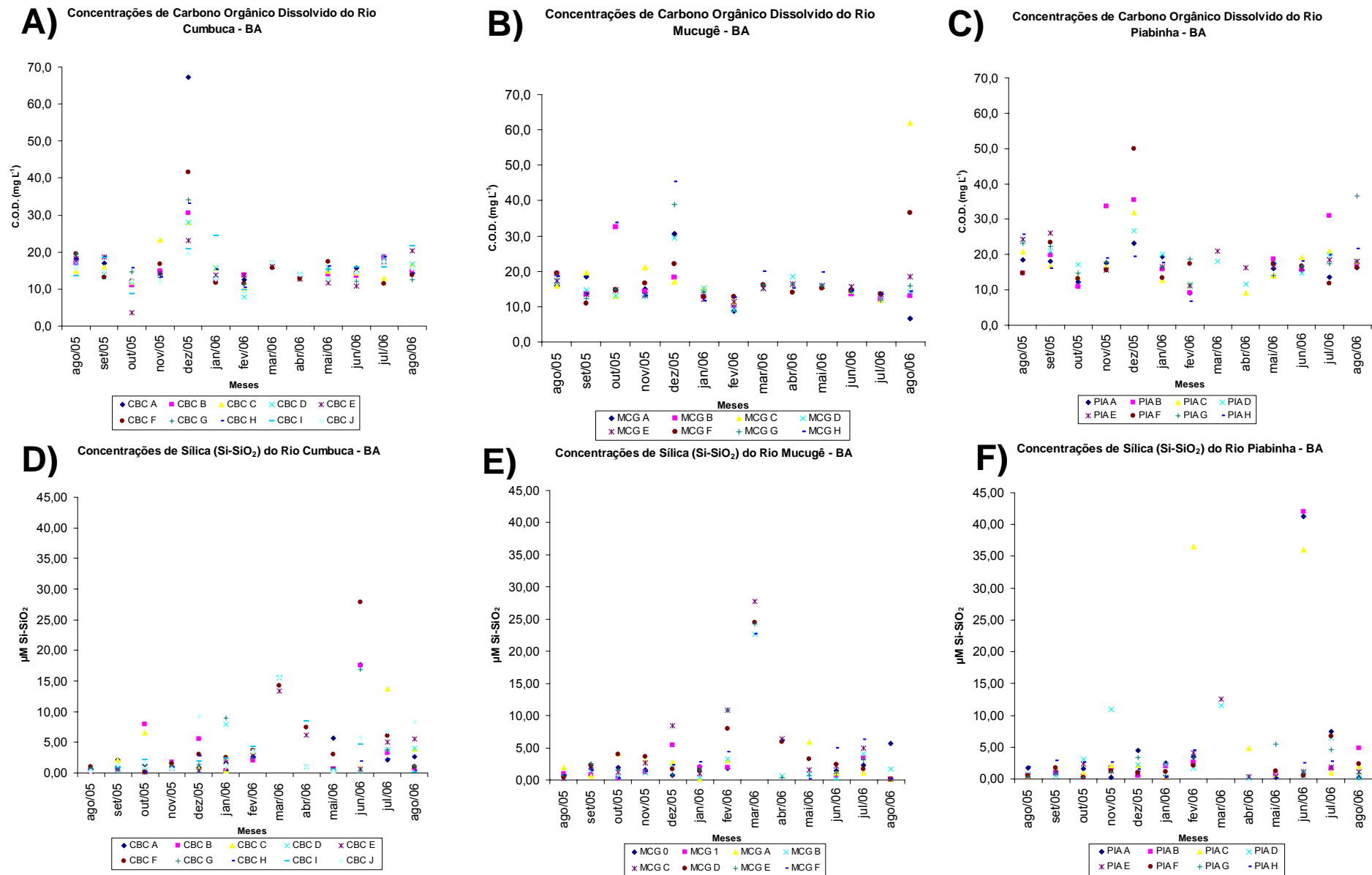


Figura 5. Concentrações analisadas em pontos de amostragem dos rios Cumba, Mucugê e Piabinha, no período de agosto de 2005 à agosto de 2006; (A-C) carbono orgânico dissolvido (mgC. L⁻¹); (D-F) sílica (μM).

3.2.7. Fósforo Total

A Figura 6 apresenta as concentrações de fósforo total obtidas ao longo dos pontos amostrais durante período estudado nos três sistemas lóticos. No Rio Cumbuca, concentrações abaixo do limite de detecção ($<0,05\mu\text{M P-Total}$), foram encontradas nos meses de janeiro/06 (CBC-G) e agosto/06 (CBC-C ao CBC-G e no CBC-J). A maioria das concentrações de fósforo total permaneceu abaixo de $1,00\mu\text{M P-Total}$. Os maiores valores, $7,80\mu\text{M P-Total}$ (outubro/06) e $6,25\mu\text{M P-Total}$ (setembro/06) encontrados no ponto CBC-D.

As oscilações no Rio Mucugê foram de valores abaixo do limite de detecção, em janeiro/06 (MCG-E), até $17,00\mu\text{M P-Total}$, em fevereiro/06 (MCG-E). Em todos os meses amostrados, nos pontos à montante da cidade de Mucugê, foram obtidos concentrações inferiores a $2,00\mu\text{M P-Total}$, porém, em setembro/05 ocorreram valores elevados como em MCG-A ($9,00\mu\text{M P-Total}$), em MCG-C ($5,00\mu\text{M P-Total}$) e em MCG-D ($7,00\mu\text{M P-Total}$). Todos os picos de fósforo total, em cada mês, foram observados em pontos amostrais que se situam próximo ou a jusante à cidade de Mucugê, como por exemplo: em agosto/05: MCG-G ($2,50\mu\text{M P-Total}$), em setembro/05 MCG-E ($11,00\mu\text{M P-Total}$), em outubro/05 MCG-E ($12,7\mu\text{M P-Total}$) e em novembro/05 MCG-E ($7,65\mu\text{M P-Total}$). Assim, os menores valores médios obtidos, durante todos os meses amostrados, foram nos pontos MCG-A ($1,36\mu\text{M P-Total}$), MCG-B ($0,41\mu\text{M P-Total}$), MCG-C ($0,87\mu\text{M P-Total}$) e MCG-D ($0,99\mu\text{M P-Total}$), enquanto que os maiores ocorreram nos pontos MCG-E ($4,65\mu\text{M P-Total}$), MCG-F ($3,08\mu\text{M P-Total}$), MCG-G ($3,32\mu\text{M P-Total}$) e MCG-H ($3,51\mu\text{M P-Total}$).

Quanto ao rio Piabinha, concentrações inferiores ao limite de detecção do método para P-Total foram obtidas em janeiro/06 no PIA-D e em agosto/06 nos pontos PIA-E, PIA-G e PIA-H. Os maiores valores foram determinados no período de setembro/05 com $4,95\mu\text{M P-Total}$ (PIA-D), $6,40\mu\text{M P-Total}$ (PIA-E) e $10,40\mu\text{M P-Total}$ (PIA-E) e em fevereiro/06 com valor de $6,50$ (PIA-H). Apesar destas altas concentrações as variações existentes entre os pontos, em muitos meses foram frequentemente pequenas, como em janeiro de 2005 ($<0,05$ a $0,45\mu\text{M P-Total}$), junho de 2006 ($0,18$ a $0,64\mu\text{M P-Total}$) e julho de 2006 ($0,05$ a $0,73\mu\text{M P-Total}$). O ponto

amostral PIA-E apresentou o maior valor médio, de 1,19 μM P-Total, sendo que os demais não ultrapassaram 1,00 μM P-Total.

3.2.8. Nitrogênio Total

Todas as concentrações de nitrogênio total obtidas dos três sistemas lóticos são mostradas no ANEXO 6.8 e as representações gráficas na Figura 6.

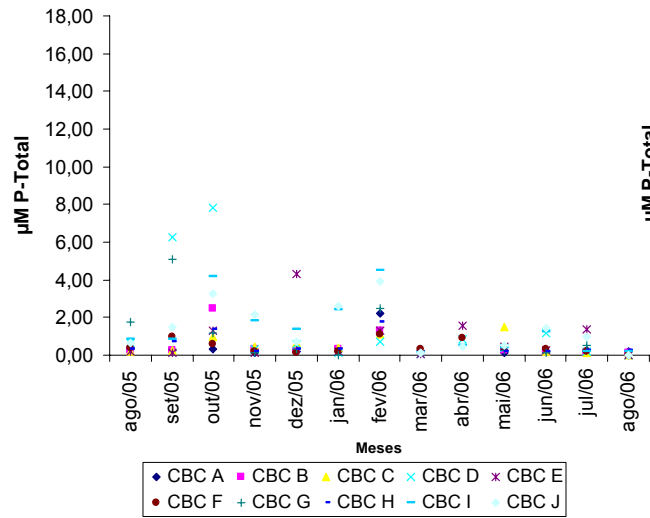
Os valores absolutos de N-Total no Rio Cumbuca variaram de 12,20 μM N-Total, obtido em maio/06 (CBC-H), a 118,0 μM N-Total tido em setembro/05 (CBC-I). O valor médio mais elevado está apresentado pelo ponto amostral CBC-I, com 50,22 μM N-Total.

O Rio Mucugê apresentou concentração mínima de 13,40 μM N-Total, em abril/05 (MCG-G). A menor amplitude de valores foi obtida em março/06 (28,9 a 44,00 μM N-Total). Na coleta realizada no mês de fevereiro/06 foi observada a maior oscilação de concentração de N-Total entre os pontos, variando de 25,00 μM N-Total (MCG-B) a 263,00 μM N-Total, em fevereiro/06 (MCG-F). Neste mês foi encontrado o maior valor médio, de 238,00 μM N-Total. É importante indicar que os pontos amostrais MCG-E, MCG-F, MCG-G, MCG-H possuíram valores médios durante toda a campanha de 76,63, 80,33, 66,41 e 63,65 μM N-Total, respectivamente, enquanto que MCG-A, MCG-B, MCG-D, MCG-E apresentaram 33,11, 35,13, 31,77 e 31,76 μM N-Total, respectivamente.

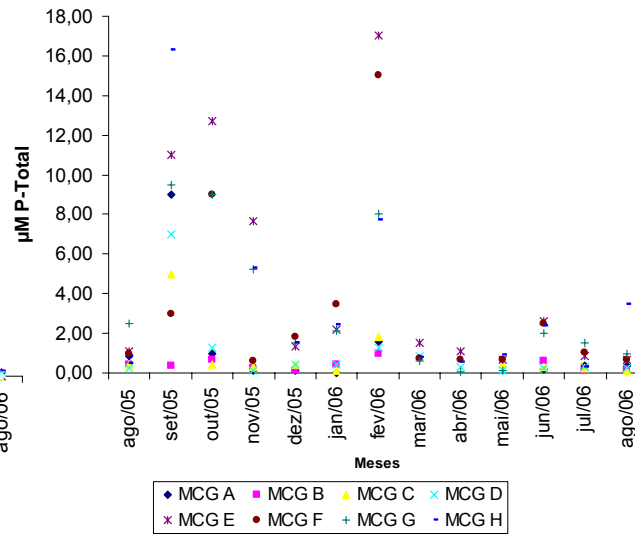
Em junho de 2006, o N-Total das águas do rio Piabinha, no ponto amostral PIA-E, apresentou o menor valor (15,24 μM N-Total), porém o mês de julho de 2006, neste mesmo ponto, foi registrado o maior valor (62,34 μM N-Total).

Os valores médios, para todo o período amostral, foram de 37,30 μM N-Total para o Rio Cumbuca; 52,29 μM N-Total para o Rio Mucugê e de 34,44 μM N-Total para o rio Piabinha.

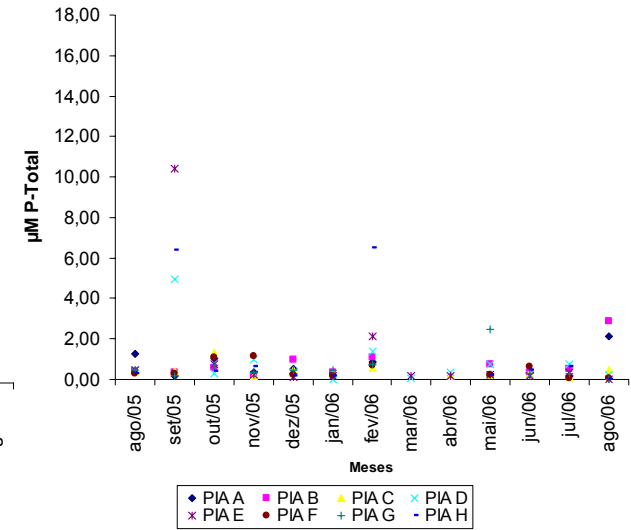
A) Concentrações de Fósforo Total do Rio Cumbuca - BA



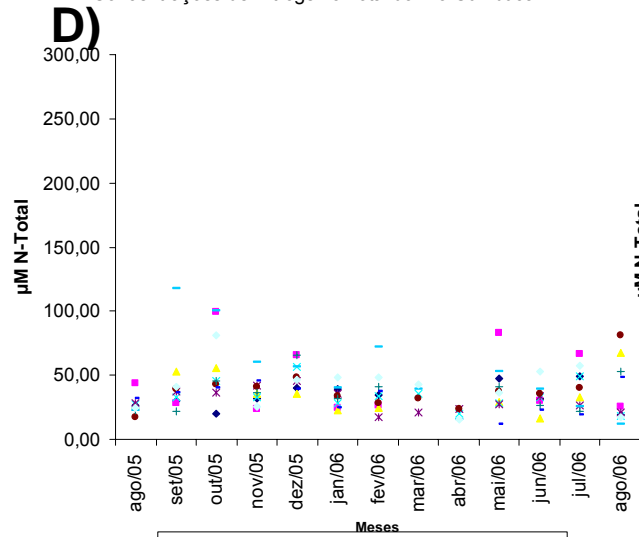
B) Concentrações de Fósforo Total do Rio Mucugê - BA



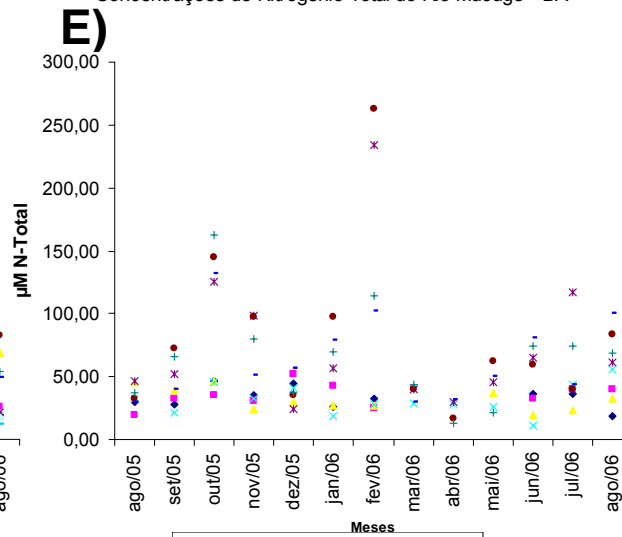
C) Concentrações de Fósforo Total do Rio Piabinha - BA



Concentrações de Nitrogênio Total do Rio Cumbuca - BA



Concentrações de Nitrogênio Total do Rio Mucugê - BA



Concentrações de Nitrogênio Total do Rio Piabinha - BA

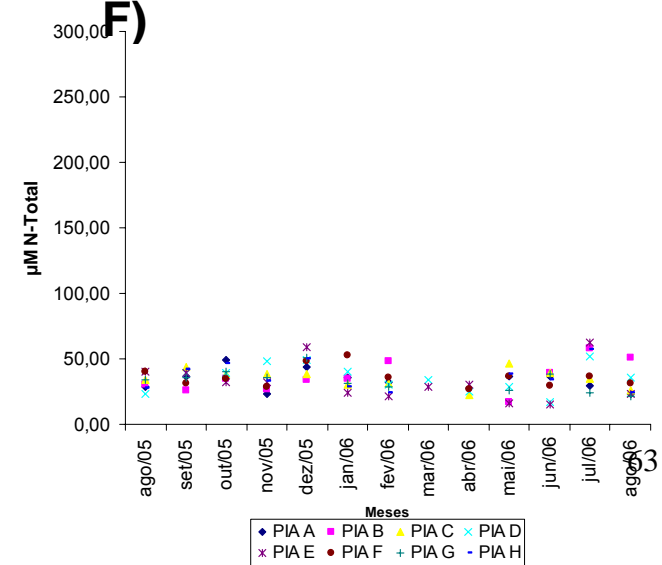


Figura 6. Concentração analisados em pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha entre agosto de 2005 e agosto de 2006; (A-C) P-Total (μM); (D-F) N- Total (μM).

3.3. Análise conjunta das variáveis abióticas em escala temporal

3.3.1. Rio Cumbuca

A Figura 7 e Tabela 1 apresentam os resultados da análise de componentes principais com base em todas as variáveis analisadas durante um ciclo anual e para os pontos de amostragem no rio Cumbuca.

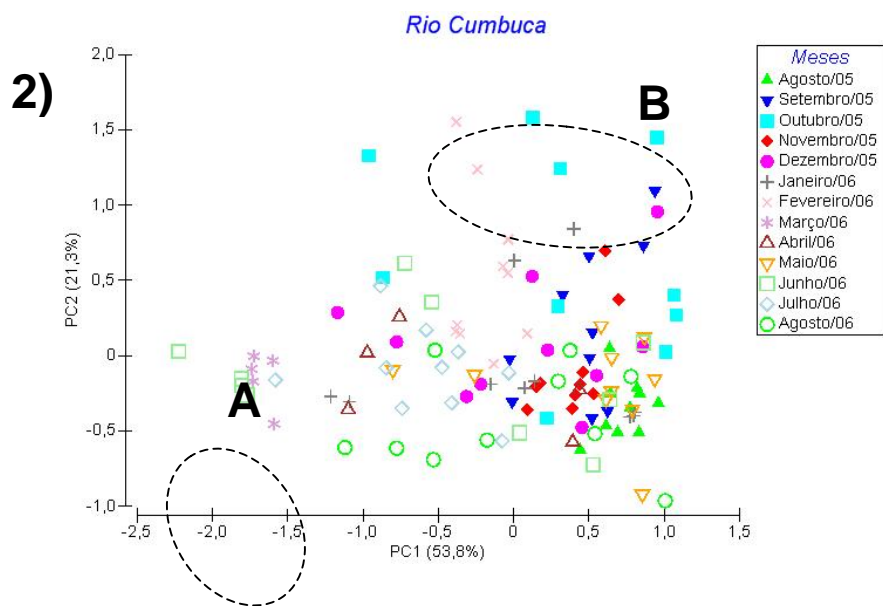
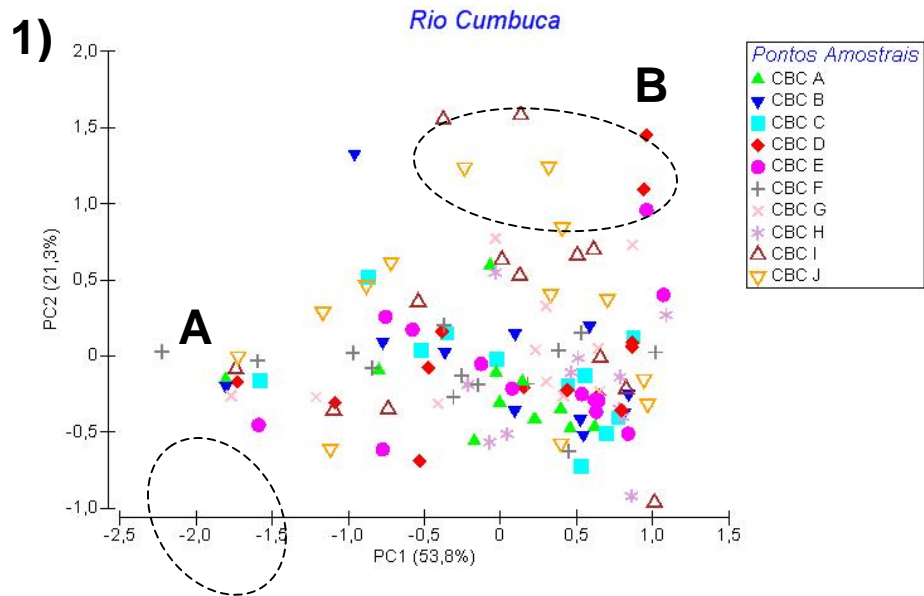
A variação cumulativa dos eixos PC1 e PC2 foi de 75,2%. O primeiro componente (53,8% da variância) ordenou as unidades amostrais em função da sílica solúvel reativa, que foi correlacionada negativamente com este eixo ($r = -0,983$). No segundo eixo, o P-Total ($r = 0,890$), mas também o N-Total ($r = 0,541$). Foram as variáveis que mais pesaram na ordenação.

As unidades amostrais que se associaram aos maiores valores de silicatos foram representadas pelos pontos amostrais CBC-D, CBC-E, CBC-F, CBC-I e CBC-J na campanha de março/06; pelos pontos CBC-A, CBC-B, CBC-F e

CBC-G na campanha de junho/06 e pelo CBC-C em julho/06 (Grupo “A”, Figura 7). As que se associaram mais aos maiores teores de fósforo e nitrogênio totais foram: CBC-D (set/05, out/05) CBC-I (out/05, fev/06), e CBC-J (out/05, fev/06) (grupo “B”, Figura 7).

Tabela 1. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Cumbuca.

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	0,058	-0,039
Temperatura	0,012	0,083
pH	0,028	0,001
Condutividade	-0,017	0,097
P-Total	0,140	0,804
N-Total	-0,013	0,541
Si-SO₂	-0,988	0,103
COD	0,005	-0,18
Autovalores	0,638	0,253
Porcentagem variância explicada (%)	53,8	21,3
Porcentagem variância cumulativa (%)	53,8	75,2



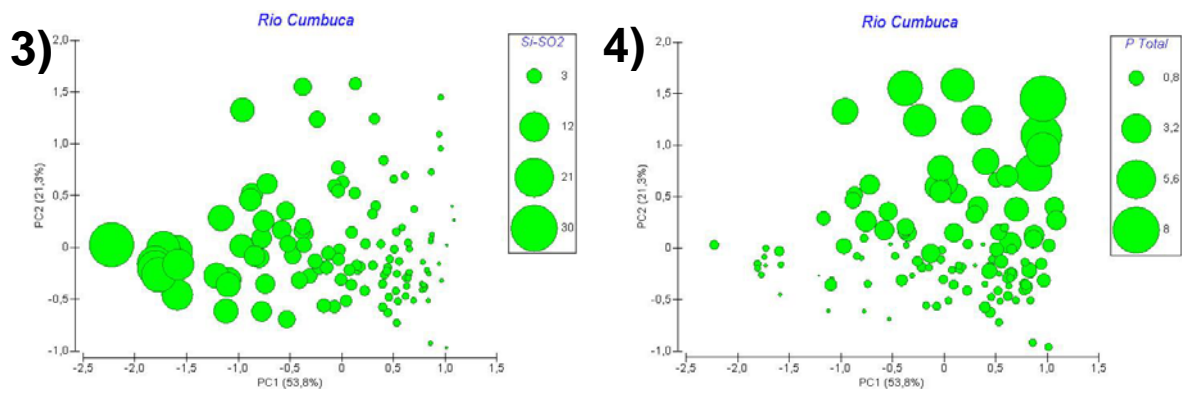


Figura 7. Resultado da ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP mostrando a diferença na posição dos pontos amostrais; 2) ACP mostrando a diferença na posição dos pontos amostrais em relação às campanhas mensais; 3-4) ACP apresentando valores absolutos (μM) de Si- SiO_2 e P-Total dos pontos amostrais, respectivamente, através da representação em círculos.

3.3.2. Rio Mucugê

A Figura 8 e Tabela 2 apresentam os resultados da ACP, do rio Mucugê, para os pontos de amostragem com base em todas variáveis analisadas.

A análise de componentes principais, no rio Mucugê, mostrou que dois componentes explicaram 80,4% da variabilidade dos dados (PC1=48,7% e PC2=31,7%). O primeiro componente principal (PC1) está representado principalmente pela variável Fósforo Total (-0,726), correlacionando-se negativamente e o segundo componente principal (PC2) correlaciona positivamente através da variável sílica (0,888).

As unidades amostrais do grupo A apresentam apenas os pontos com as maiores concentrações de P-Total e situaram-se a durante e a jusante da cidade de Mucugê.. O grupo B foi caracterizado principalmente pelos valores elevados de sílica, onde há apenas pontos amostrais do mês de março/06. O grupo C incluiu os pontos de amostragem localizados à montante e jusante da influência de esgotos, com valores menores de sílica e P-Total. Na Figura 8 (3 e 4), observa-se que os pontos que não recebem influência de esgoto, permaneceram, em sua maioria, com valores baixo de 2 µM P-Total.

Tabela 2. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê.

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	0,041	-0,091
Temperatura	-0,055	-0,019
pH	-0,042	-0,048
Condutividade	-0,192	-0,013
P-Total	-0,727	-0,376
N-Total	-0,49	-0,227
Si-SO₂	-0,426	0,888
COD	0,085	-0,086
Autovalores	0,848	0,552
Porcentagem variância explicada (%)	48,7	31,7
Porcentagem variância cumulativa (%)	48,7	80,4

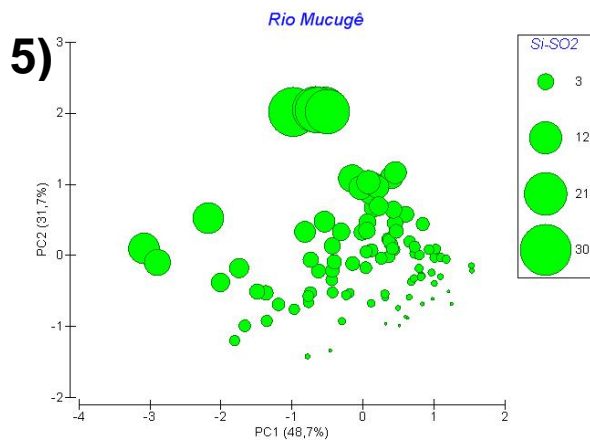
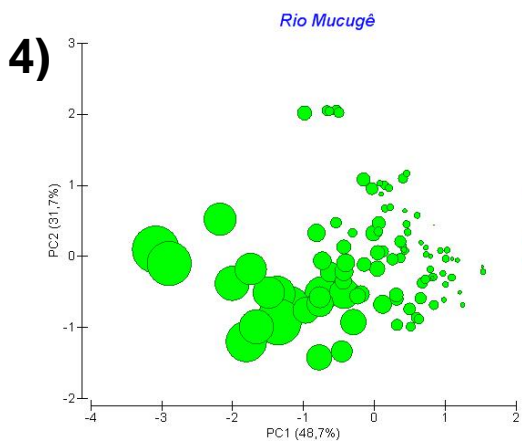
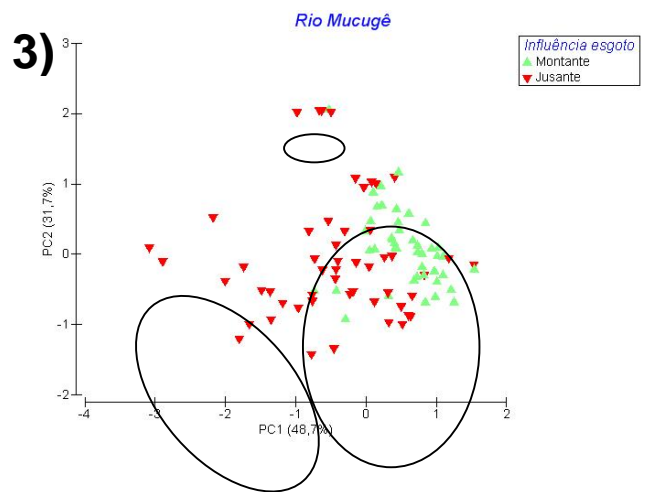
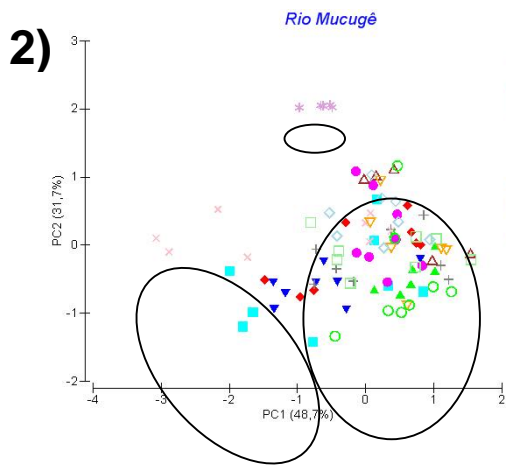
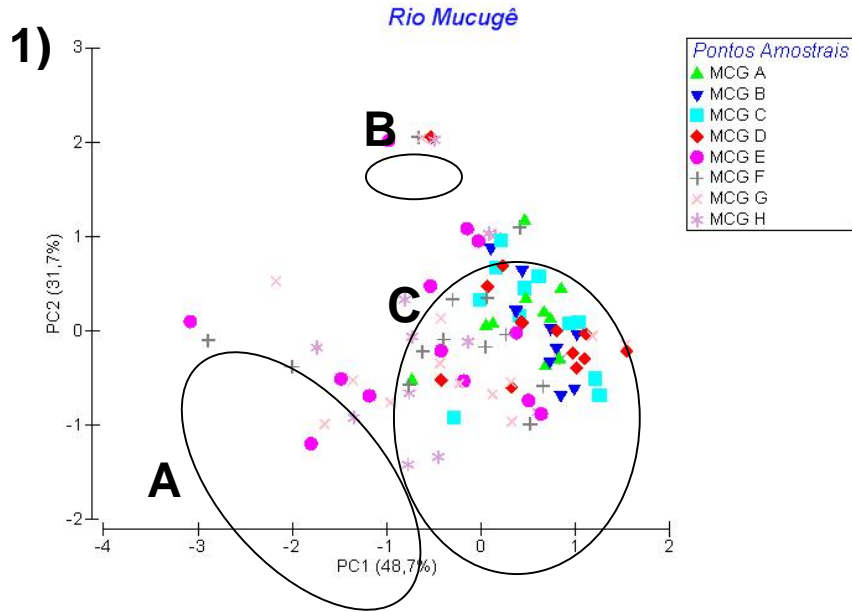


Figura 8. Resultado da ACP para os pontos de amostragem no rio Mucugê com base em todas as variáveis analisadas. 1) ACP apresenta a diferença na posição dos pontos amostrais; 2) ACP mostra a distribuição dos pontos amostrais em relação às campanhas mensais; 3) ACP que representa os pontos amostrais localizados à montante ou à jusante da influência do esgoto da cidade de Mucugê 4-5) ACP apresentando valores absolutos (μM) de P-Total e Si-SiO₂ dos pontos amostrais, respectivamente, através da representação em círculos.

3.3.3. Rio Piabinha

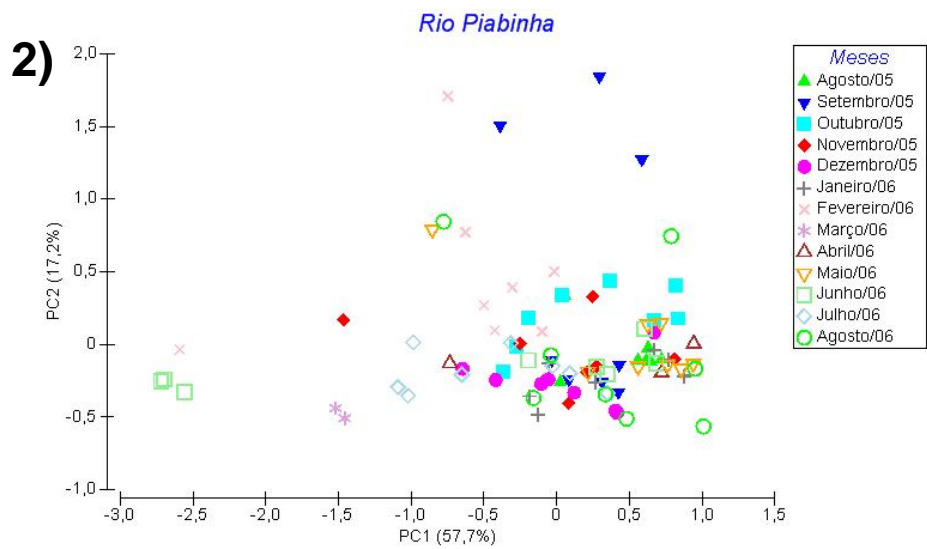
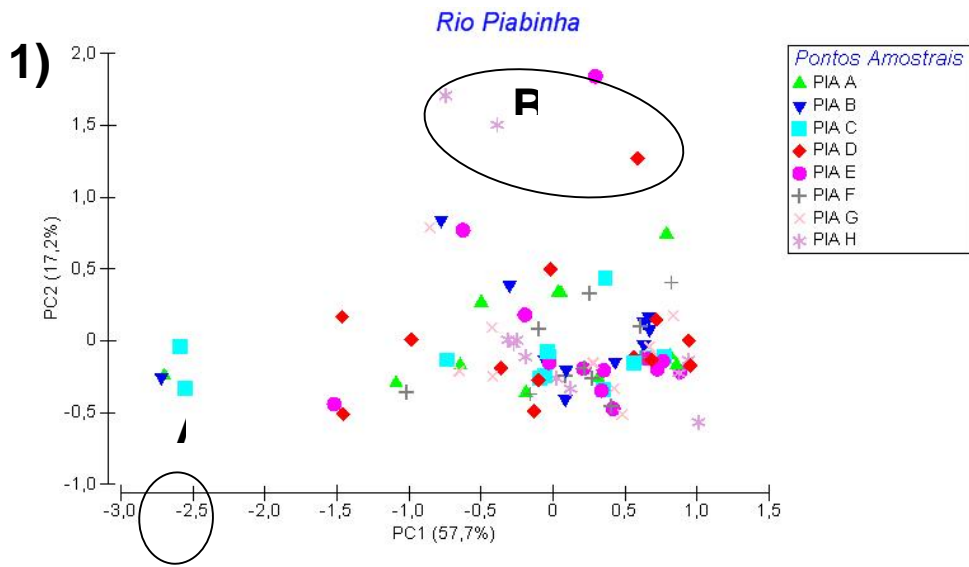
A Figura 9 e Tabela 3 apresentam resultados de ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis analisadas.

O primeiro eixo da análise foi correlacionado negativamente com a sílica (-0,995) e o segundo principalmente com o P-Total (0,962). Os dois componentes principais explicaram 74,9% da variabilidade dos dados, sendo que o PC1 representou 57,7% da variação e o PC2, 17,2%.

Dois grupos “A” e “B” mereceram destaque por possuírem, respectivamente, valores mais elevados de sílica e P-Total. Assim, o grupo “A” apresentou suas unidades amostrais ordenados do lado esquerdo da CP1 (PIA-A, PIA-B e PIA-C) e o grupo “B”: (PIA-D, PIA-E e PIA-H), do lado positivo do eixo2.

Tabela 3. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	-0,009	0,08
Temperatura	-0,004	0,046
pH	0,009	0,019
Condutividade	0,008	-0,08
P Total	-0,036	0,962
N Total	-0,065	-0,015
Si-SO ₂	-0,995	-0,051
C.OD	0,067	-0,236
Autovalor	0,667	0,199
Porcentagem variância explicada (%)	57,7	17,2
Porcentagem variância cumulativa (%)	57,7	74,9



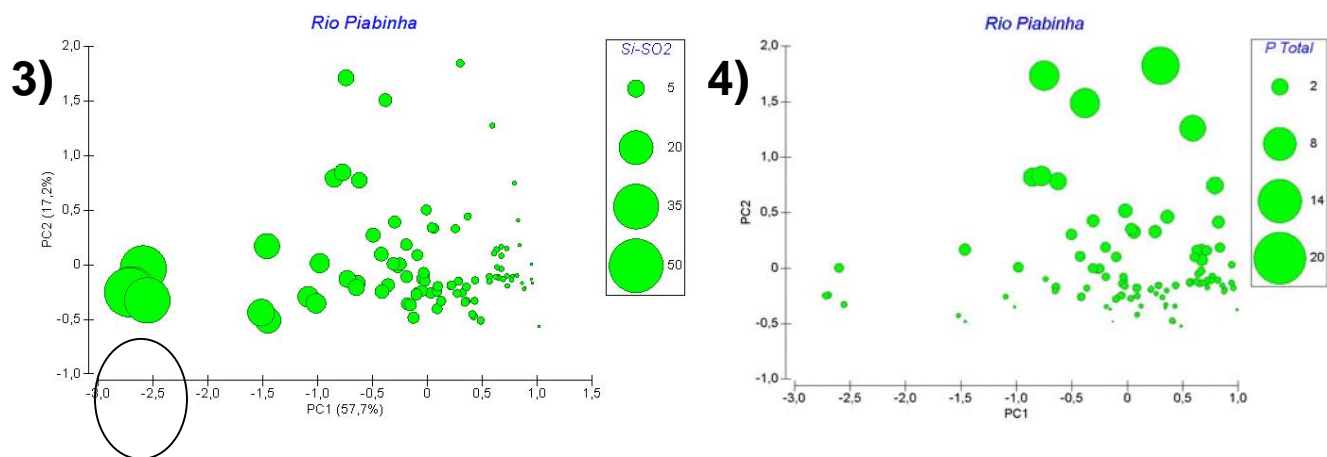


Figura 9. Resultado de ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP indicando a posição dos pontos em cada campanha mensal; 3 e 4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de Si- SiO₂ e P- Total dos pontos amostrais, respectivamente.

3.3.4. Análise comparativa entre sistemas

3.3.4.1 ACP- rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha

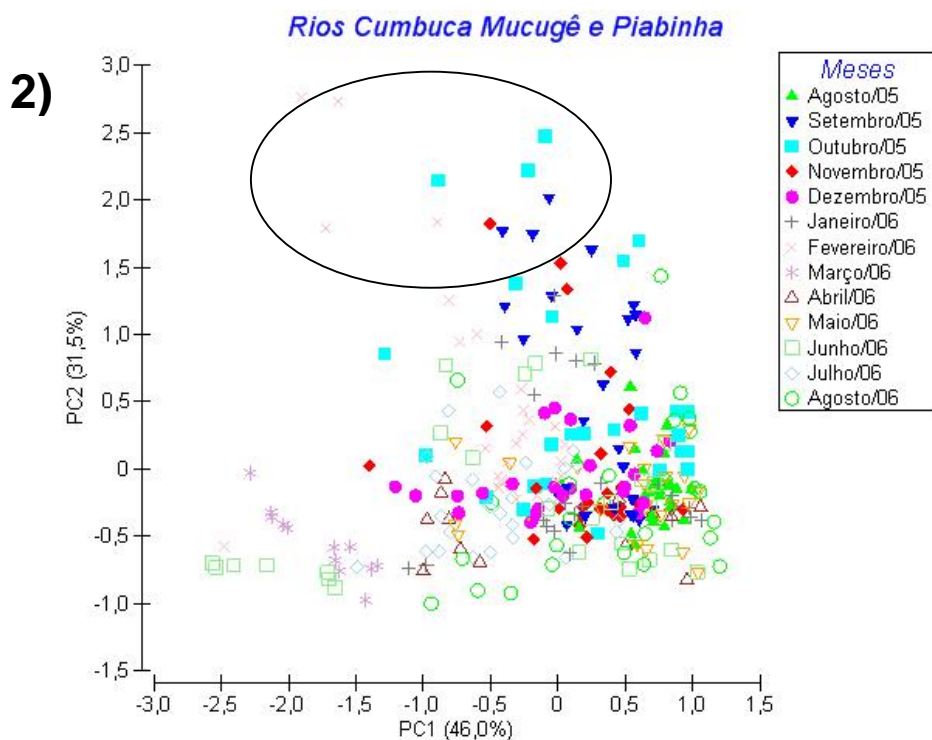
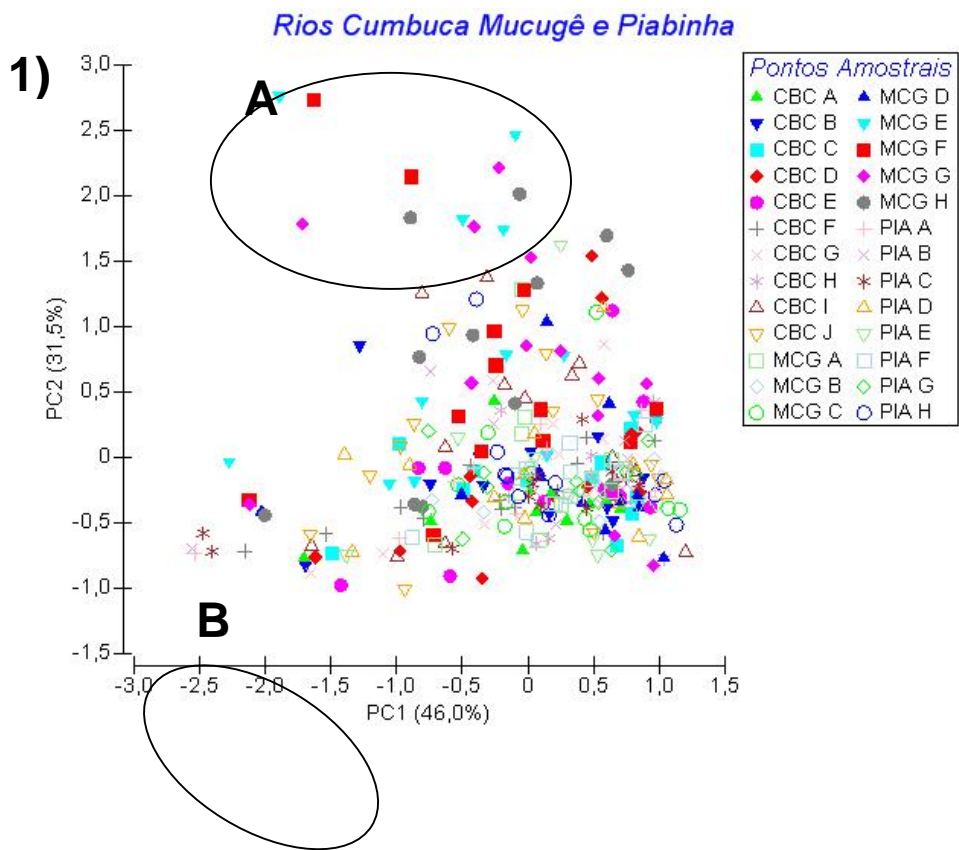
As Figuras 10 e 11 mostram as representações gráficas da análise de componentes principais para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base em todas as variáveis analisadas.

Os dois eixos da ACP resumiram 77,5% da variância total dos dados, distribuídos (eixo 1 = 46,0%; eixo 2 = 31,0%). As unidades amostrais foram ordenadas no primeiro eixo em função, principalmente, da sílica, que apresentou elevada correlação negativa ($r = -0,980$) com este componente. No segundo eixo, as variáveis de maior peso na ordenação foram P-Total ($r = 0,844$) e o N-Total ($r = 0,481$), ambas correlacionadas positivamente com este eixo.

A formação de dois agrupamentos (A e B) foi observada na Figura 10. O grupo “A” apresentou pontos amostrais do rio Mucugê, localizados à jusante da cidade de Mucugê com influência de esgotos. Este grupo é fortemente caracterizado pelas altas concentrações P-Total, ocorridas em meses diferentes (set/05, out/05, nov/05 e fev/06). O grupo “B” foi caracterizado, principalmente, através das campanhas realizadas em maio/06 e junho/06, onde foram registrados os maiores teores de silicatos em pontos dos três rios. Ainda, no grupo B, foi observada a presença do PIA-C, referente a fevereiro/06 e CBC-C, em julho/06.

Tabela 4. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	0,064	-0,02
Temperatura	-0,008	0,053
pH	0,012	0,047
Condutividade	-0,049	0,133
P Total	-0,104	0,844
N Total	-0,125	0,481
Si-SO2	-0,98	-0,165
C.OD	0,073	-0,075
Autovalor	0,635	0,434
Porcentagem variância explicada (%)	46	31,5
Porcentagem variância cumulativa (%)	46	77,5



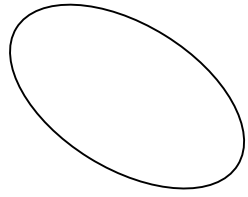
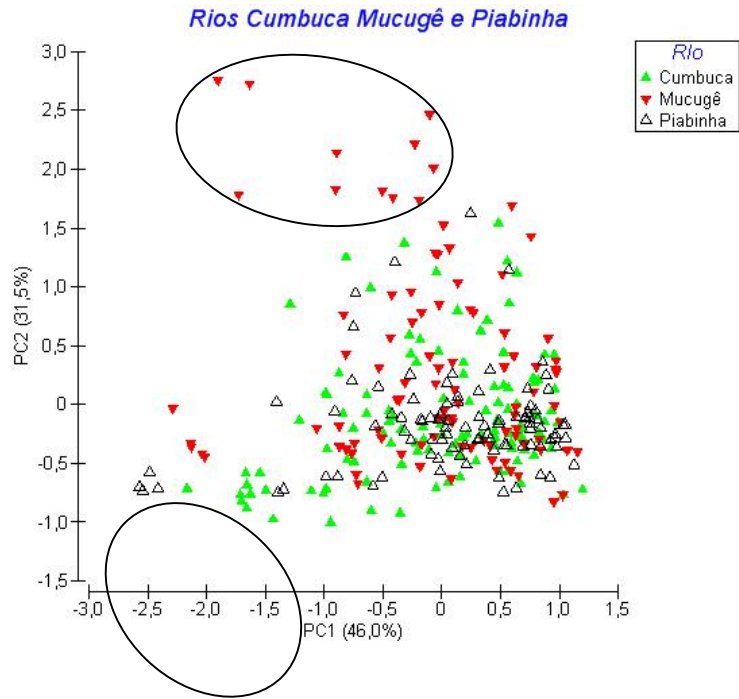
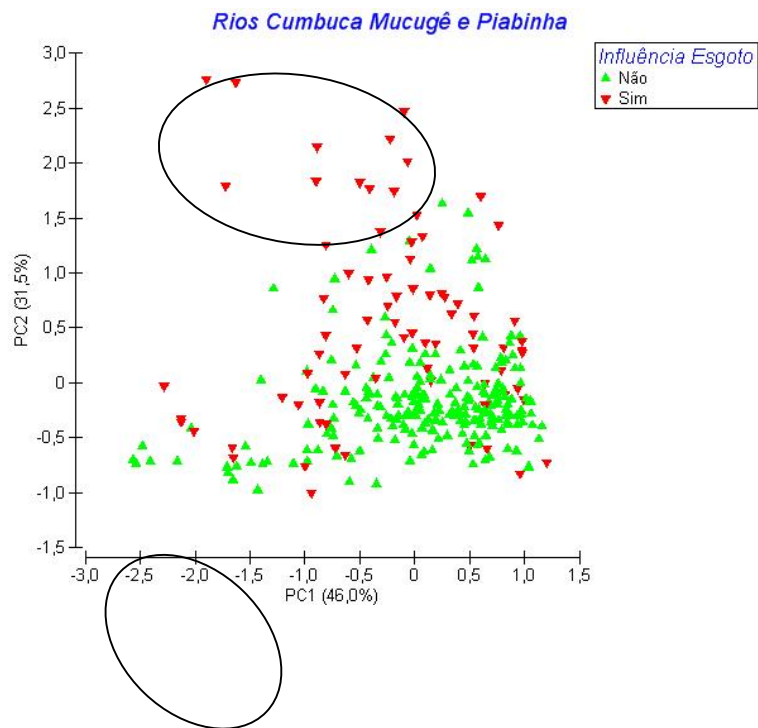


Figura 10. Representação gráfica da análise de componentes principais para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base em todas as variáveis analisadas; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP indicando a posição dos pontos em cada campanha mensal.

1)



2)



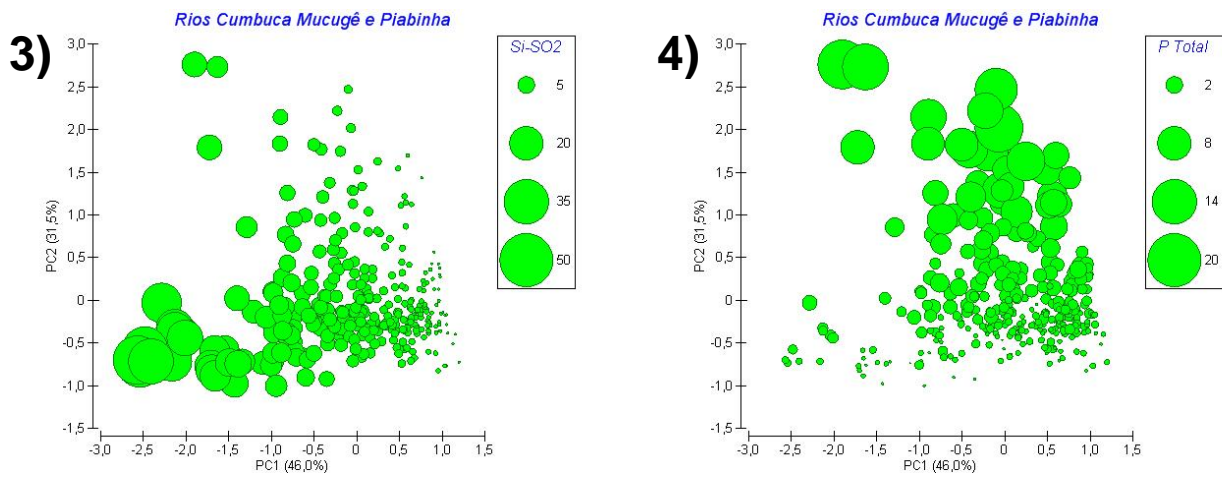


Figura 11. Representações gráficas da análise de componentes principais para os pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com base em todas as variáveis analisadas. 1) Disposição dos pontos amostrais indicando cada rio; 2) Distância entre os pontos amostrais apresentando a influência de esgoto; 3 e 4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de Si-SiO₂ e P-Total dos pontos amostrais, respectivamente.

3.3.4.2. Valores médios: ACP rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha

A Figura 12 mostra a representação gráfica da ACP com base em valores médios para o período (agosto/05 - agosto/06) de todas as variáveis analisadas nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.

Os resultados apresentados neste item da análise de componentes principais foram com base em valores médios das variáveis analisadas, por ponto, em toda a campanha de amostragem, a fim de visualizar as distâncias entre os pontos de amostragem sem a escala temporal. A ACP demonstrou que os dois eixos formados explicaram 90,7% da variabilidade dos dados. Assim, como apresentado na Tabela 5, o primeiro eixo (64,1%) mostrou correlação negativa, principalmente, com o P-Total (-0,762) e N-Total (-0,519) e o segundo eixo (26,6%) apresentou correlação positiva, principalmente, com a sílica: 0,913.

Houve a formação de 5 grupos principais (A,B,C,D e E) a partir da distância entre os pontos. O grupo A foi determinado pelos pontos MCG-E, MCG-F, MCG-G, MCG-H, característicos pela manutenção de valores mais elevados de P-Total (4,65; 3,08; 3,32; 3,61 μM P-Total, respectivamente). O grupo B foi formado pelo CBC-I e CBC-J. O grupo C manteve como características principais os níveis altos de Si-SiO₂ (PIA A, PIA-B, PIA-C e CBC-F). O grupo D constituiu os pontos de amostragem: CBC-A, CBC-B, CBC-C, CBC-D, CBC-E, CBC G, PIA-D e MCG-D. O grupo E foi representado por: PIA-E, PIA-F, PIA-G, PIA-H e MCG-A, MCG-B e MCG-C e CBC-H onde foram obtidos os menores valores médios de Si-SiO₂.

Tabela 5. Correlação das variáveis, com base em seus valores médios para o período de estudo, com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente, nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	0,037	0,023
Temperatura	-0,011	-0,054
pH	-0,036	-0,008
Condutividade	-0,115	-0,05
P-Total	-0,762	-0,396
N-Total	-0,519	-0,046
Si-SO2	-0,364	0,913
COD	0,038	-0,029
Autovalor	0,237	0,0982
Porcentagem variância explicada (%)	64,1	26,6
Porcentagem variância cumulativa (%)	64,1	90,7

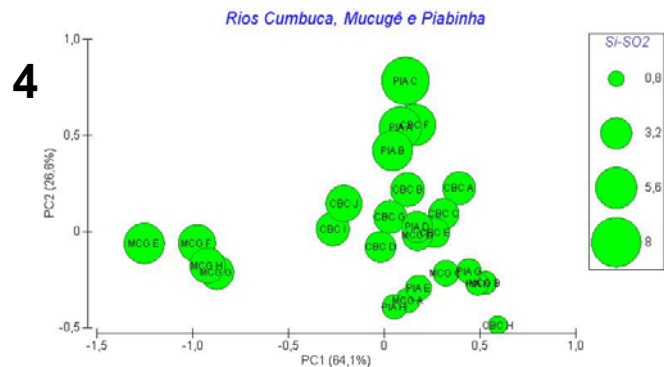
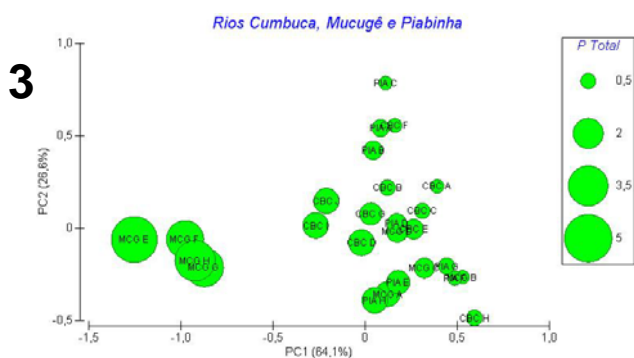
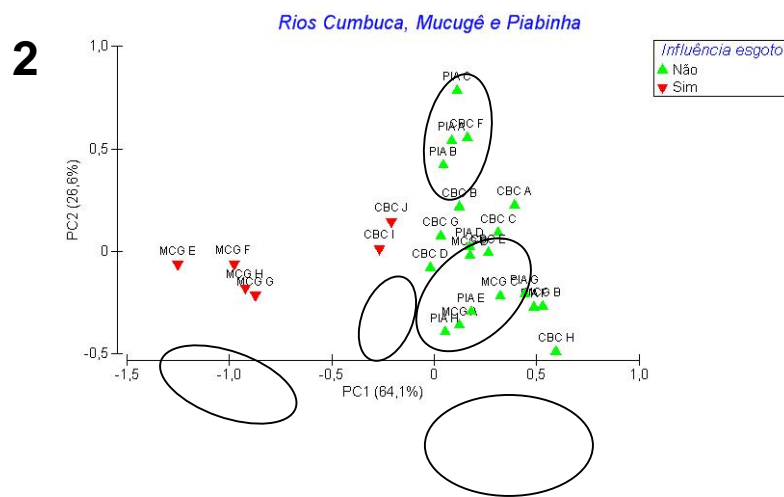
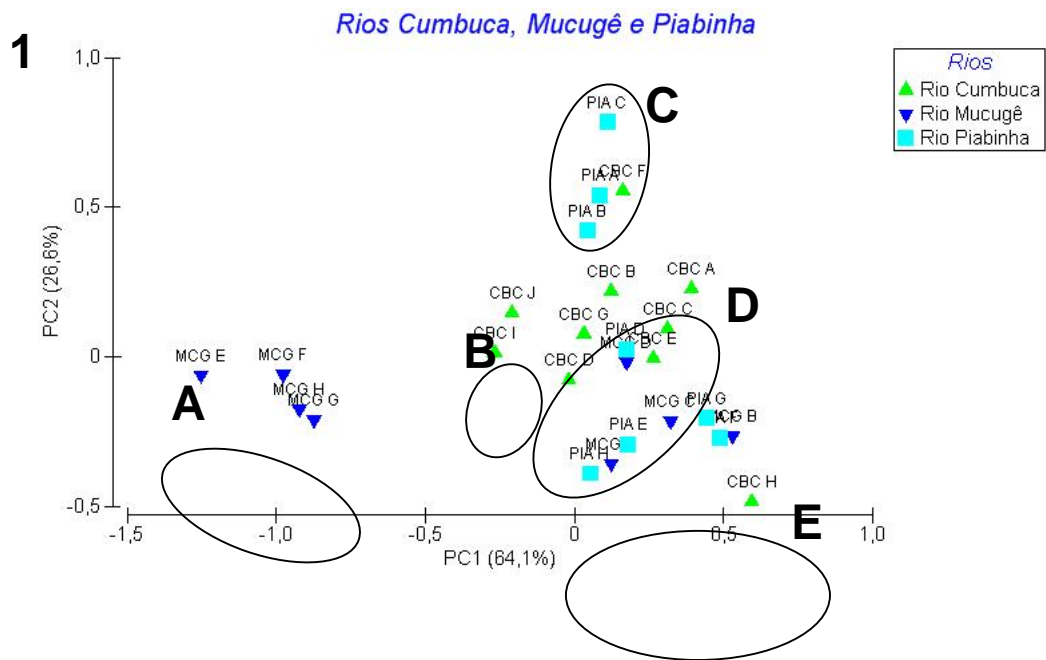


Figura 12. ACP com base em valores médios (de agosto/05 a agosto/06) de todas as variáveis analisadas nos pontos de amostragem dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha; 1) ACP apresentando a distribuição dos pontos amostrais; 2) ACP demonstrando a posição dos pontos identificando-os quando a existência de influência de esgoto; 3-4) ACP apresentando valores absolutos (μM), através da representação em círculos, de P-Total e Si- SiO_2 dos pontos amostrais, respectivamente.

4. Discussão

De acordo com Jesus *et al.* (1985), os períodos de vazante e cheia dos rios, na Chapada Diamantina, se situam entre as amplitudes pluviais e fluviais mais consideráveis, que ocorrem entre as máximas de inverno e verão. Assim, as cheias acabam coincidindo com as chuvas de verão muito abundantes de novembro a março. Durante toda a campanha de amostragem, os meses mais chuvosos foram novembro e, principalmente, março e abril, havendo um período entre dezembro/05 e fevereiro/06 com chuvas esparsas. Durante as épocas de estiagem e chuvas esparsas, a infiltração das águas é favorecida pelo intenso diaclasamento das rochas, sendo a maior responsável pela vazão dos rios (Jesus *et al.*, 1985).

Nos períodos mais chuvosos, de março a abril de 2006, foi observado elevação do nível fluvial (comparado ao mês de fevereiro) e conseqüente aumento visível do fluxo da correnteza, onde em determinados pontos amostrais (PIA-D e CBC-I, por exemplo) houve elevação de 0,5 m e até 1,2 m como visto no MCG-E. Com a elevação do nível fluvial, o acesso a alguns pontos foi comprometido. Efeitos das fortes chuvas ainda foram percebidos na campanha de maio, pois os níveis dos rios ainda estavam elevados impossibilitando o acesso aos pontos de amostragem MCG-A e MCG-B, de forma que a coleta de água no MCG-D foi transferida para outra margem (esquerda).

O valor total da pluviosidade obtido durante toda a campanha foi de 935 mm. Segundo Jesus *et al.* (1985), o regime pluvial na Chapada Diamantina pode alimentar a drenagem através da contribuição superior a 1.000 mm de chuvas anuais.

A temperatura da água é a medida da energia da moção molecular. Ao atravessar a atmosfera terrestre, parte da radiação solar é absorvida ou refletida nas partículas de poeira, gases e vapor d'água, resultando numa

radiação difusa. Ao penetrar na coluna d'água, a radiação é submetida a alterações (de intensidade e espectro) que dependem da concentração de material dissolvido e em suspensão. A radiação solar pode ser absorvida ou se dispersar. Ao ser absorvida, esta radiação se transforma em energia calorífica e o calor é uma forma de manifestação desta energia. Assim, a temperatura pode atuar diretamente sobre a solubilidade dos gases na água, segundo Odum (1988) e também nos processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água.

É evidente que a temperatura de um corpo d'água como a de um rio depende de algumas características como altitude, latitude, estação do ano, período do dia, vazão, profundidade, deslocamento de água superficial, evaporação, fluxos descendentes e ascendentes de água e calor conduzido através da margem (difusão térmica entre o substrato e a água), principalmente quando esta se apresenta rochosa.

Os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha apresentaram temperaturas das águas mais elevadas na amostragem realizada em fevereiro/05, isto se deve principalmente à proximidade do planeta Terra em relação ao Sol, período da estação de verão. Porém, um fator importante observado, que também deve ter contribuído, foi o período de estiagem sofrido nos meses de dezembro de 2005 a fevereiro de 2006, no qual implicou visivelmente na diminuição do fluxo e do nível das águas. Picos elevados de temperaturas como observado em PIA-H, com 32,7°C, em fevereiro/06, deve-se principalmente a estes dois fatores supracitados. O ponto amostral MCG-G e CBC-F estão localizados em vale de *Canyon*, recebendo sombreamento parcial durante o dia, entretanto, esta característica não causou um padrão de temperaturas menores.

Houve um aumento gradual dos valores médios de temperatura entre as amostragens de agosto/05 a fevereiro/06. Em março/06, início das chuvas, as temperaturas médias apresentaram-se menores. Deve-se deixar claro que os valores absolutos de temperatura, em cada campanha mensal, variaram dependendo do período do dia em que cada ponto do rio foi amostrado.

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na caracterização e dinâmica de ecossistemas aquáticos, porém, este tem uma baixa solubilidade na água, pois, sob condições normais de temperatura (20 °C) e pressão (760 mmHg) sua solubilidade é de 9 mg/L (concentração que indica teor absoluto de oxigênio dissolvido na água). Segundo Esteves (1988), a difusão do oxigênio na água dá-se principalmente pelo transporte em massas d'águas, sendo que através da difusão molecular é considerado insuficiente. O oxigênio varia em função da localização do rio (em altitude ou planície) e das condições climáticas regionais, sendo influenciado diretamente pela velocidade da água, produção e consumo dos organismos.

A saturação de oxigênio (%), medida neste estudo, significa a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura. Com o aumento da temperatura, a solubilidade do oxigênio na água diminui, podendo elevar a intensidade dos processos biológicos e, assim, haver um maior consumo de oxigênio para o metabolismo de muitos organismos (Ricklefs, 2001). Fontes de oxigênio para a água são mantidas através da atmosfera e fotossíntese, sendo que também existem perdas como para a atmosfera, respiração dos organismos, decomposição de matéria orgânica e oxidação de íons metálicos como o ferro. A presença e ausência de oxigênio também influenciam no balanço de vários nutrientes e é uma variável ambiental muito importante como indicativa de poluição e grau de depuração, já que o aumento do consumo pode influenciar imediatamente a vida aquática.

Os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha são tidos como rios de cabeceiras, nos quais são mantidos os padrões geomorfológicos de remansos e corredeiras, alternadamente. Assim, a turbulência da água deve promover, em determinados trechos dos rios, maior difusão de oxigênio da atmosfera para a água. Por isto, em águas correntes turbulentas, torna-se difícil a interpretação do balanço de consumo e produção de oxigênio. Como por exemplo, pico de 127,64% de oxigênio em agosto/05 no PIA-B, devido muito provavelmente à turbulência da água e não à produtividade primária em potencial.

Nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha o único padrão observado foi em relação ao período climático, no qual a saturação de oxigênio aumentou à medida que a temperatura caiu ao longo dos treze meses avaliados. Porém, através dos dados obtidos no ponto amostral MCG-F, valores muito baixos da saturação de oxigênio, como de 37,84% (fevereiro/06), mostraram acentuada diminuição que podem indicar uma maior atividade microbiana, em zona afótica, com alta decomposição de matéria orgânica e assim, consumo de oxigênio. Logo à montante do MCG-F, existe um remanso no qual justificaria a manutenção de uma zona afótica, pois este ponto amostral é uma corredeira característica. Porém, visivelmente, o fluxo das águas permaneceu mais fraco, principalmente no mês de fevereiro de 2006, e, assim, os maiores valores de temperatura devem ter contribuído para o aumento dos processos oxidativos e na elevação do grau de desoxigenação da água.

A contribuição de efluentes não-tratados da cidade de Mucugê para o rio Mucugê e a presença de gramíneas que devem prover grande quantidade de matéria orgânica ao ecossistema aquático, podem contribuir, em conjunto, no período de seca, para a decomposição microbiana, que consome grande parte do oxigênio dissolvido. Ainda, a diminuição da saturação de oxigênio pode ocorrer devido a bactérias desamonificantes que requerem oxigênio para transformação de produtos metabólicos como NH_4^+ em nitrato.

Como observado na Figura 3, devido aos meses de verão, a solubilidade do oxigênio dissolvido na água dos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê, diminuiu com o aumento da temperatura. Pode-se notar, ainda, no rio Mucugê que, no MCG-A, ponto mais a montante em relação à influência do esgoto da cidade de Mucugê, ocorreu em fevereiro/06 o segundo valor mais baixo de saturação de oxigênio: 46,38%. Isto pode indicar a atuação de decompositores da matéria orgânica na água, proveniente das folhas que caem da mata ciliar existente. O carbono orgânico dissolvido neste ponto (MCG-A) apresentou concentração mais baixa no mês de fevereiro/06: $8,7 \text{ mgC.L}^{-1}$.

O potencial hidrogeniônico (pH), expresso em termos e concentrações de íons H^+ , define o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução e as águas

interiores geralmente possuem valores de pH que variam entre 6 e 9, sendo que a maioria é levemente básica, devido à presença de bicarbonato e carbonatos dos metais alcalinos terrosos (APHA, 1995).

Como observado, os valores dos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê comumente apresentam-se baixos e inferiores ao pH 5, onde predomina presença de ácido carbônico - H_2CO_3 (aq.) e dióxido de carbono livre. Ambientes que apresentam águas com características ácidas são descritos, no Brasil, comumente em elevadas altitudes como nos estudos de Necchi *et al.* (2000), realizados na Bacia do Alto São Francisco, no Parque Nacional da Serra da Canastra (MG), em altitudes que variaram de 1.175 a 1.350m, em que foram registrados valores médios de pH de 4,6 a 5,5.

Os fatores que contribuem para abaixar o pH no meio aquático e que principalmente devem ter atuado na manutenção de pH ácido nos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê são: (1) acúmulo de matéria orgânica (ex. folhas e galhos) tanto no solo (fonte alóctone) e em remansos dos rios e (2) processos metabólicos de decomposição e respiração e processos de reações fotoquímicas, que oxidam o carbono orgânico dissolvido, liberando CO_2 , formando ácido carbônico e íons hidrogênio na água; (3) valores ácidos de pH característico do solo da região (fonte alóctone), segundo CPRM, (1994); (4) dissociação de ácidos orgânicos e inorgânicos em H^+ e anions (A^-).

Os solos mais importantes sobre ponto de vista de extensão superficial na região, ocupando a maior área mapeada na serra do Sincorá, de acordo com CPRM (1994), são os solos formados a partir de rochas areníticas (distróficos em sua maioria) e os solos litólicos. Estes solos estão intimamente ligados ao material de origem pela textura, estrutura e baixa disponibilidade de nutrientes e o horizonte superficial acaba mantendo uma relação direta com o tipo de vegetação. Assim, a decomposição dos vegetais resulta na formação da matéria orgânica no solo, onde pode estar presente em elevadas porcentagens.

Os solos da região da Chapada Diamantina são muito ácidos, pois em algumas medidas de amostras de horizontes superficiais ao sul de Mucugê apresentaram valores de pH 3,7 (CPRM, 1994). A água da chuva ao percolar através dos macroporos também pode dissolver alguns componentes da matéria orgânica mais transformada e uniforme, carregando-os para os rios. Os valores baixos de pH dos solos podem, assim, influenciar o estado ácido das águas dos rios através da drenagem realizada pelas chuvas.

No rio Mucugê, os pontos de amostragem MCG-E, onde existe descarga direta de efluentes não-tratados e MCG-F, logo à jusante, apresentaram valores elevados de pH (ex. pH = 6,4). A elevação do pH do meio, nestes dois pontos, pode estar relacionada ao aumento de processos fotossintéticos de macrófitas aquáticas e algas e uma maior assimilação de CO₂. Como os pontos situados à montante da cidade de Mucugê, de MCG-A ao MCG-D, não ultrapassaram pH 4,8 e o valor máximo no rio Cumbuca foi de pH 4,55 e no rio Piabinha foi de pH 5,17, isto indica, que no MCG-E e MCG-F as reações de equilíbrio dinâmico entre as formas ácido carbônico/bicarbonato/carbonato se deslocaram para o predomínio de bicarbonato (devido dissociação do ácido carbônico), já que os demais pontos de amostragem predominam ácido carbônico.

A clara perturbação no meio aquático dos pontos MCG-E e MCG-F com processos de saída de CO₂ solúvel na água através da assimilação para organismos ou mineralização da matéria orgânica não é percebida nos pontos de amostragem à jusante, MCG-G e MCG-H. Desde modo, o pH no ponto mais à jusante, MCG-H, na foz do rio Mucugê, apresentou **máxima de pH 4,46, observada em abril/06, o que indica a volta do estado ácido das águas, característico dos pontos à montante da cidade de Mucugê e também dos rios Cumbuca e Piabinha**, mostrando a capacidade de depuração do rio Mucugê neste curto trecho.

O acúmulo de material parcialmente decomposto de carbono orgânico dissolvido e particulado, devido à drenagem deficiente dos ambientes de campo rupestres, podem contribuir fortemente para a coloração escura das

águas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Segundo Battarbee *et al.* (1999), altas concentrações de carbono orgânico dissolvido acima de 10 mgC. L⁻¹ permitem a manutenção da cor escura na água. De acordo com Esteves (1988), o COD possui dois grupos, as substâncias não-húmicas e húmicas. Os ácidos fúlvicos, solúveis em meio ácido, constituem a maior fração entre as substâncias húmicas dissolvidas e são, conseqüentemente, os principais responsáveis pela coloração amarelo-escuro e marrom das águas dos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê. Água com coloração escura também foi observada por Necchi *et al.* (2000), na Bacia do Alto Rio São Francisco.

As substâncias húmicas possuem propriedades físicas e químicas que mantêm forte capacidade de adsorção e ligação com nutrientes orgânicos e inorgânicos (Münster, 1999). Assim sendo, podem influenciar a disponibilidade desses nutrientes para organismos como bactérias, fungos e a maioria das algas.

Os valores médios de carbono orgânico dissolvido, dentre toda a campanha, nos três rios foram acima de 10 mgC. L⁻¹ (rio Cumbuca: 16,09; rio Mucugê: 16,80; e rio Piabinha: 18,24). De acordo com Vidal *et al.* (2005), as concentrações de carbono orgânico apresentam flutuações temporais e está relacionada diretamente como o estado trófico e aporte externo, como contribuição alóctone e lançamento de esgotos.

Concentrações médias elevadas de COD ocorreram nos três rios para a campanha de dezembro de 2005 e, em fevereiro/06, os valores médios foram baixos. Neste último mês, uma possível sedimentação do COD adsorvido ao carbono orgânico particulado (COP) devido ao período de maior vazante observada, a formação de complexos e a uma possível maior oxidação fotoquímica de COD podem ter contribuído para os valores baixos. A influência do lançamento de esgotos não foi evidente para as oscilações nas concentrações de COD nos pontos do rio Mucugê, a jusante da Cidade de Mucugê, e no rio Cumbuca, a jusante da foz do rio Mucugê comparado com os três sistemas lóticos. Provavelmente, compostos orgânicos do esgoto são mais lábeis, não sendo, portanto, detectáveis na água do rio.

O período chuvoso do final de fevereiro a abril de 2006, pode justificar o aumento médio de COD do mês de março comparado a fevereiro, devido à entrada de material terrestre da bacia de drenagem nos rios, provenientes do solo e da cobertura vegetal. As chuvas ocorridas durante o mês de novembro e início de dezembro de 2005 também podem explicar as médias de COD mais altas na campanha realizada em dezembro.

Segundo Esteves (1988), a condutividade elétrica de uma solução é a capacidade da água de conduzir a corrente elétrica, sendo função da concentração de íons presentes. Assim, a condutividade é um vetor onde quatro cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) e quatro ânions (HCO_3^- , CO_3^- , SO_4^- e Cl^-) determinam seus valores. A mensuração da condutividade elétrica, assim, permite avaliar a concentração de sais ionizáveis presentes na água, ou seja, a magnitude da concentração iônica fornecendo informações quanto à produção primária (redução de valores) e decomposição (aumento de valores), ajudando também a detectar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos.

Todos os pontos de amostragem nos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê apresentaram valores baixos de condutividade (sempre $< 100 \mu\text{S}/\text{cm}$). Porém, apenas os pontos MCG-E (out/05), MCG-F (out/05 e fev/06), MCG-G (nov/05, jan/06 e fev/06), MCG-H (nov/05, jan/06 e fev/06), CBC-I (fev/06) e CBC-J (fev/06) apresentaram valores acima de $50 \mu\text{S}/\text{cm}$. Estes elevados valores além de indicar a influência de fonte poluidora, podem sugerir uma maior decomposição na água. É importante notar que existe a influência de esgotos da cidade de Mucugê diretamente no MCG-E e que os demais pontos de amostragem seguem o gradiente montante/jusante. Em contrapartida as estações MCG-A a MCG-D, sem influência de esgoto, apresentaram valores de condutividade até $43 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Os picos de condutividade, como de $86 \mu\text{S}/\text{cm}$ (MCG-F, em outubro de 2006), foram detectados, porém, apesar da existência de contribuição de esgotos, o aumento pronunciado da condutividade não foi observado em todos os meses. Provavelmente, grande parte dos íons pode estar combinada com

substâncias orgânicas, formando complexos orgânicos em solução, de forma a mascarar a condutividade, conforme já reportado por Necchi *et al.* (2000). Esta mesma explicação, muito provavelmente, pode ser aplicada para os menores valores encontrados no Rio Piabinha (valores médios: 24,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em maio/06 a 42,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em nov/05) e no Rio Cumbuca (valores médios 25,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em abril/06 a 45,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em dez/05). Em regiões montanhosas na Bacia do Alto São Francisco, Necchi *et al.* (2000), observaram valores muito mais baixos de condutividades (ex. 1,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 9,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

O fósforo está distribuído em rios na forma orgânica e inorgânica. A forma mais significativa de fósforo inorgânico na água apresenta-se como ortofosfato (PO_4^{3-}). Segundo Wetzel (2001), mais de 90% do fósforo presentes na água, ocorrem como fosfatos orgânicos, constituintes celulares na biota e adsorvidos aos materiais inorgânicos e orgânicos particulados mortos.

Principalmente quando os rios são oligotróficos, torna-se importante mensurar o P-Total, porque consiste na análise do fósforo presente no compartimentos dissolvidos e particulado da água. O fósforo particulado inclui: (1) fósforo nos organismos como ácido nucléico DNA, RNA, e enzimas (fosfoproteínas) de baixo peso molecular, vitaminas e fosfatos nucleotídeos, como adenosina difosfato (ADP) e adenosina 5-trifosfato (ATP), utilizados na parte bioquímica da respiração e assimilação de CO_2 ; (2) fase mineral de rochas e solos como hidroxiapatita, onde o fósforo é adsorvido em complexos inorgânicos (ex. hidróxido férrico). Já o fósforo dissolvido é composto por ortofosfatos (PO_4^{3-}), polifosfatos (frequentemente originados de detergentes sintéticos) e colóides orgânicos ou fósforo combinado com colóides (Esteves, 1988; Pinto-Coelho, 2000, Wetzel, 2001; Ricklefs, 2003).

De acordo com Ricklefs (2003), a maior parte do fósforo, na água doce, rapidamente forma complexos químicos com o ferro. Segundo Wetzel (2001), as concentrações de fósforo total de muitas águas não-contaminadas variam entre 10 a 50 $\mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ (ou 0,32 a 1,61 μM P-Total). Assim, esta pequena variação pode estar relacionada com características geológicas regionais, pois grande parte do fósforo está nas rochas.

Níveis de fósforo de águas doces são geralmente baixos em regiões elevadas (cabeceiras) e aumentam em regiões baixas, derivados de deposição de rochas sedimentares, sendo a superfície de drenagem freqüentemente o principal contribuidor de fósforo em rios e lagos. Isto ocorre, segundo a zonação clássica de rio (zonação de Schumm), devido às regiões de cabeceiras serem tidas como zona de produção, onde predominam rios de baixas ordens como o Piabinha, Cumbuca e Mucugê. Esta zona mantém características de inclinações íngremes, no perfil longitudinal, com canais pequenos e, como consequência, são áreas de alta energia no qual a erosão é a principal característica, deixando o leito dos rios com granulometria grosseira e rochosa (areia grossa, predegulhos e seixos) e carregando materiais para as zonas intermediárias e de deposição.

A entrada (alóctone) de fósforo em corpos d'água depende de fatores como tipo de solo, topografia, cobertura vegetal (no caso, característica rupestre), quantidade e duração do fluxo da lixiviação, uso do solo e poluição. A poluição, aqui, pode ser tratada como sendo a entrada de massa em qualquer estado que modifique e/ou altere as propriedades do meio e, por conseguinte, dos organismos presentes. No presente estudo o aumento da concentração de P-Total nas águas naturais deve-se principalmente ao lançamento de esgotos domésticos não tratados.

Segundo ABIPLA (2004), no Brasil, os efluentes domésticos são responsáveis pelo lançamento de 600 Mkg de fósforo por dia em rios e lagos, sendo que 10% são provenientes de sabões e detergentes e o restante de dejetos humanos.

Atividades antropogênicas são os principais agentes da alteração do ciclo global do fósforo na água. O aporte deste nutriente, principalmente, faz com que ocorra a eutrofização artificial, induzido por atividades humanas (Huszar, 2005). O fósforo é um elemento escasso em ecossistemas aquáticos, sendo o escoamento superficial, transporte de solo e intemperização das rochas as principais fontes naturais. Conforme Pinto-Coelho (2000), devido à

quantidade requerida pelos organismos, o fósforo, assim como o nitrogênio, é classificado como macronutriente tornando-se elemento limitante (Lei de Liebig) quando da existência de quantidades inferiores necessárias à fotossíntese.

O aumento de temperatura e a maior disponibilização de luz e nutrientes podem acelerar o processo de eutrofização artificial. Assim, a entrada de maiores concentrações de nutrientes em ecossistemas aquáticos, dependendo do tipo de influência antrópica, mantém causas e efeitos, levando conforme Esteves (1988), à quebra da estabilidade entre a produção de matéria orgânica, o seu consumo e sua decomposição. Conseqüentemente, a quebra desta homeostasia tem efeitos no crescimento de produtores primários, assim como nas mudanças qualitativas nesta comunidade.

Com base nos valores de fósforo total encontrados, os pontos do rio Mucugê, a jusante da cidade, podem manter o estado trófico mais elevado, dependendo das oscilações máximas ocorridas durante o período estudado. A contribuição de efluentes não-tratados, no rio Mucugê, pode indicar alterações em potencial no metabolismo deste rio com efeitos nos primeiros níveis tróficos da teia alimentar, nos organismos autótrofos, tendo possíveis efeitos sobre os consumidores secundários, na dinâmica de oxigênio, como percebido no MCG-E, e na redução da qualidade de água para fins econômicos e de lazer. Assim, a eutrofização artificial pode apresentar conseqüências em cadeia até estádios finais praticamente irreversíveis, como relatado por Ferreira *et al.* (2004).

Recursos de nitrogênio são provenientes de precipitação direta da chuva nas águas, fixação de nitrogênio por bactérias em solos e em águas e a partir da drenagem do solo da superfície. O nitrogênio na água pode se apresentar de diversas formas (amônio, nitrito, nitrato, N_2), e estar presente em compostos orgânicos de aminoácidos, aminas a proteínas e compostos húmicos recalcitrantes (Esteves, 1988). De acordo com CRA (2000), efluentes industriais de algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos, fertilizantes agrícolas e curtumes contribuem para a presença de nitrogênio orgânico e

amoniaco nas águas, porém não é o caso dos rios aqui estudados. Os esgotos não-tratados, então, são as principais fontes de nitrogênio orgânico nas águas, devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água.

Durante toda a campanha, os valores médios de N-Total do MCG-E a MCG-H, foram cerca de duas vezes mais elevados do que os pontos localizados à jusante da cidade de Mucugê, evidenciando a influência de esgotos. Em estudos na Bacia do Alto São Francisco, Necchi *et al.* (2000), obtiveram valores médios de 39,90 μM N-Total. No presente, o maior valor médio de 103,13 foi obtido no rio Mucugê, para o mês de fevereiro/06.

Dentre os sistemas lóticos estudados, todos mantêm belo conjunto cênico como os *canyons* formados nos leitos dos rios e que representam grandes atrativos ecoturísticos. Porém, ao receber efluentes não-tratados da cidade de Mucugê, o rio Mucugê pode ter seu valor reduzido como área de lazer e turística. Haja que o impacto logo sentido, em determinados meses, seja o de odor característico de gás sulfídrico, principalmente no ponto MCG-E, em decorrência de decomposição, além do impacto visual pela presença de macrófitas.

Nenhuma tendência de variação foi identificada nas concentrações encontradas tanto de N-Total quanto de P-Total nos pontos de amostragem dos demais sistemas lóticos, isentos da influência de esgoto. Provavelmente, as flutuações ocorreram pelas características particulares de processos físicos, químicos e biológicos, bem como: às características morfológicas de remansos e corredeiras dos rios mantendo diferentes fluxos das águas; ao tempo de permanência de acúmulo de folhas e material proveniente do sistema terrestre; conseqüente decomposição de matéria orgânica; ao tempo de residência da água dependendo das flutuações pluviométricas; ação do intemperismo nas rochas; excretas de animais e vegetais; processos fotossintéticos, dentre outros que atuam no fluxo do fósforo.

Em todas as Análises de Componentes Principais realizadas, as variações de todos os dados foram explicadas principalmente pelas variáveis Si-SiO₂, P-Total e N-Total, razão pela qual serão destacadas.

Foi possível identificar uma tendência de variação dos dados para o rio Mucugê, isoladamente, e para todos os rios a partir dos valores absolutos das variáveis obtidas e também para os valores médios de toda a campanha dos três sistemas lóticos. Assim, notou-se, que sempre ocorreu a formação de um grupo com os pontos MCG-E, MCG-F, MCG-G, MCG-H. (Figuras 8, 10 e 12), caracterizado principalmente pela presença de maiores concentrações de P-Total. Desta forma, os referidos pontos que compõem o grupo chamado "A" (Figuras 8, 10 e 12), estão localizados à jusante da cidade de Mucugê, o que indica a influência da entrada de efluentes domésticos não-tratados e, conseqüentemente, processo de eutrofização artificial.

A formação do grupo B, para valores médios de todos os sistemas lóticos em conjunto (Figura 12), inclui os pontos CBC-I e CBC-J, que está mais próximo e tem semelhança com o grupo D no gráfico. O destaque do grupo B deve-se, provavelmente aos pontos CBC-I e CBC-J estarem localizados a jusante da foz do rio Mucugê, que vai de encontro às águas do rio Cumbuca. O rio Mucugê, que mantém níveis médios elevados de P- Total e N-Total a partir do ponto de amostragem MCG-E, influencia diretamente as características físicas e químicas do CBC-I e CBC-J. Porém, as águas do rio Cumbuca, muito provavelmente, através de diluição e homogeneização, podem reduzir as cargas dos efluentes provenientes da cidade de Mucugê (daí a semelhança na ordenação do grupo B com o grupo D). Este fenômeno da aparente capacidade de recuperação das condições anteriores à poluição, neste caso em dependência da distância da fonte poluidora é denominado autopurificação (Schäfer, 1985).

Segundo Schäfer (1985), a autodepuração de um rio, pode se distinguir em três processos principais: diluição e homogeneização dos esgotos com a água do manancial; processos físicos e físicos e químicos como neutralização,

absorção, precipitação e sedimentação; decomposição bioquímica ou transformação das substâncias orgânicas e inorgânicas em biomassa.

Com o objetivo de caracterizar a bacia do alto curso do rio Paraná (MS e PR), Thomaz *et al.* (1992), analisaram um pico de 1,73 μM P-Total no rio Paraná e concluíram que este rio foi pouco afetado pela pressão demográfica até aquele momento e que a diluição das águas e a autodepuração minimizaram os problemas oriundos da poluição.

Segundo Silva *et al.* (1998), o rio Pardo em Botucatu (SP), que apresenta uma altitude média de 800m, apresentou valores médios anuais elevados de condutividade elétrica (687,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$), de pH (10,7), N-Total e P-Total em locais que recebem efluentes diretamente da estação de tratamento de efluentes da cidade de Pardinho, comparados a pontos a montante que não recebem esgotos (condutividade = 17,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH = 6,5). Porém, os autores concluíram que o ponto mais a jusante da influência de esgotos tratados ou não-tratados mantêm uma aparente similaridade com locais a montante (ex. nascente do rio Pardo), indicando processo de autodepuração.

Ainda sobre os resultados da ACP para comparação dos valores médios entre os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, o grupo A foi claramente separado dos demais grupos no eixo 1, estando associado aos maiores teores de P-Total e N-Total (Figura 12). Pode-se afirmar, assim, que os rios Cumbuca, Piabinha e os pontos de amostragem do rio Mucugê a montante da cidade de Mucugê apresentam características semelhantes das águas com valores menores de P-Total e N-Total. Já em relação ao segundo eixo, o rio Piabinha apresentou maior amplitude nos níveis de sílica, apresentando a seguinte distribuição: valores médios elevados de sílica no Grupo C (PIA-A, PIA-B, PIA-C); valores médios baixos no Grupo E (PIA-E, PIA-F, PIA-G e PIA-H); e valor intermediário no Grupo D, (PIA D). Esta tendência de variação deixa clara a influência da geomorfologia no perfil longitudinal do rio Piabinha sobre suas águas, pois PIA-A, PIA-B e PIA-C (Grupo C) apresentam baixa declividade (altitude de 958 a 957m entre os pontos) e margens com solo arenoso (apesar de haver principalmente afloramentos rochosos), estando localizados à montante da

Cachoeira do Piabinha. Esta declividade pode indicar maior permanência e acúmulo, principalmente, de silicatos. Provavelmente, devido a sua característica de remanso (água represada artificialmente para captação de água para a sede do Parque Municipal de Mucugê), o PIA-C manteve as maiores concentrações médias de sílica ($7,41\mu\text{M Si-SiO}_2$). O PIA-D (Grupo D) como está logo à jusante da Cachoeira do Piabinha deve manter um valor médio elevado em relação ao Grupo E. Este último, apesar de também manter remansos, possui maior declive (altitude entre 939 a 898m), o que pode propiciar os menores valores de sílica.

Na representação gráfica da ACP para valores médios das variáveis abióticas dos três sistemas em conjunto (Figura 12), para o rio Cumbuca, a ordenação dos pontos CBC-H e CBC-F foi bem distinta. O ponto de amostragem CBC-H (distribuído no Grupo E), provavelmente devido à entrada das águas provenientes do rio Piabinha, apresentou características mais próximas ao PIA-E, F, G e H (menores valores médios de N-Total, P- Total e S-SiO₂). As águas, do CBC-F (Grupo B), devem ter mantido valor médio maior de sílica durante as todas as amostragens, por terem sido coletadas no final de um extenso remanso.

Finalmente, a ACP (Figura 12) evidencia os pontos que recebem a influência de esgotos lançados no rio Mucugê (Grupo A), sendo que o ponto MCG-E, situado durante o despejo de efluentes, se destaca, em relação ao eixo1, dos demais do Grupo A, como resultado do enriquecimento por nutrientes.

5. Conclusões

As águas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha são naturalmente ácidas. Porém, no rio Mucugê, com influência antrópica, o pH se eleva.

Valores de temperatura das águas estão associados com as estações do ano e o período do dia amostrado.

As concentrações elevadas de carbono orgânico dissolvido nos três sistemas lóticos inferem a presença de ácidos húmicos e fúlvicos, influenciando na coloração amarelo/avermelhadas das águas.

A condutividade das águas dos rios permanece baixa durante o período estudado. Porém, efluentes domésticos não-tratados despejados no rio Mucugê elevam os valores de condutividade.

Períodos chuvosos aumentam os valores de sílica dos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê.

Períodos de estiagem demonstram valores reduzidos de oxigênio dissolvido enquanto que nos demais períodos, frequentemente, ultrapassam 100%.

Períodos de estiagem revelam maiores concentrações de fósforo total e nitrogênio total, principalmente, nos pontos do rio Mucugê situados durante e a jusante do despejo de efluentes não-tratados da cidade de Mucugê.

No rio Mucugê, existe o desenvolvimento de um processo de enriquecimento de nutrientes, ou seja, de eutrofização artificial.

O processo de eutrofização diminui o oxigênio da água do rio Mucugê, principalmente, em períodos de estiagem.

As águas do rio Cumbuca diluem as concentrações de nutrientes provenientes do rio Mucugê, porém têm suas concentrações médias elevadas.

Esgotos domésticos da Cidade de Mucugê precisam ser tratados, com a remoção total de nutrientes dos efluentes.

6. Referências Bibliográficas

- ABIPLA. Associação Brasileira de Produtos das Indústrias de Limpeza e Afins (2004). Relatório do grupo do fósforo – Subgrupo Avaliação de Impactos Ambientais. São Paulo, SP. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/processos/D10b4f0e/02ABIPLAImpactosAmbientais2804FINALv2.ppt.
- ANDERSEN J. M. (1994) Water quality management in the river Gudena, a Danish lake-stream-estuary system. *Hidrobiologia*, 257/258:499-507.
- APHA (1995) Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater. American Public Health Association. 874p, Washington, D.C.
- BATTARBEE R.W., CHARLES D.F., DIXIT S.S., RENBERG I. (1999) Diatoms as indicators of surface water acidity In: *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences* (E.F. Stoermer, P. Smol John), 86p., Cambridge University Press.
- BREZONIK P.L. (2001) Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems. In: *Limnology: lake and river ecosystems* (R.G. Wetzel), 153p., Academic Press.
- BURTON M.A.S. (1986) Biological monitoring of environmental contaminants. A Technical Report, King's College London, University of London.
- CANTUÁRIO, H.C. (2006) Decomposição de folhice em três rios da Chapada Diamantina, Mucugê-BA. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia da UfBa.
- CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS CRA (2001) Avaliação da qualidade das águas. bacia hidrográfica do rio Paraguaçu. Relatório Técnico / Avaliação Ambiental, Salvador, Ba.
- CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS – CRA (2003) Diagnóstico ambiental 2002 - 2003: bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu. 98p, Centro de Recursos Ambientais, Ministério do Meio Ambiente PNMA II, Salvador, Ba.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS CPRM (1994) Parque Nacional da Chapada Diamantina (Ba) - informações básicas para gestão territorial: diagnóstico do meio físico e da vegetação. p.104, CPRM: IBAMA, Salvador - BA.
- DOWNES B. J, BARMUTA L.A, FAIRWEATHER, P. G., FAITH D. P., KEOUGH M.J., LAKE P.S., MAPSTONE B.D., QUINN G.P. (2002) Monitoring ecological impacts: Concepts and practice in flowing waters. p.434, United Kingdom at the University Press, Cambridge.

- EMBRAPA (1979) Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análises de solo, RJ.
- ESTEVEES, F. de A. (1988) Fundamentos de Limnologia. 2ª Ed. Interciência. Rio de Janeiro, Brasil.
- FERREIRA R.M., BARROS N. O., DUQUE-ESTRADA C.H. & ROLAND F. (2005) Caminhos do Fósforo em Ecossistemas Aquáticos Continentais. In: Lições de Limnologia, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho), 234p., São Carlos, Ed. Rima.
- GRASSHOFF (1966) Determination of reactive silicate In: *A practical handbook on seawater analysis* (J.D.H. STRICKLAND & T.R. PARSONS), pp.117-126, Fisheries Research Board on Canada.
- HENRY R.A (1992) Exportação de nutrientes e material em suspensão em alguns cursos na Bacia do alto Paranapanema (SP). *Acta. Limnol. Brasil*, IV, pp.67-79.
- HUSZAR V.L.M., BICUDO D.C., GIANI A, FERRAGUT C., MARTINELLI L.A., HENRY R. (2005) Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: *Lições de Limnologia*, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho) p.234, São Carlos, Ed. Rima
- JESUS E.F.R. de, FALK F.H., RIBEIRO L.P., MARQUES, T.M. (1985) Caracterização geográfica e aspectos geológicos da Chapada Diamantina - Bahia. p.52, Centro Editorial e Didático da UFBA, Salvador, Ba.
- LAANE R.W.P.M., GIESKES W.W.C., KRAAY G.W. & EVERSDIJK A. (1985) Oxygen consumption from natural waters por photooxydizing processes. *Netherlands J. Sea Res.* 19: 125-128 In: *Limnology: lake and river ecosystems* (R.G. Wetzel,), Academic Press ed.3 p. 153..
- LAMBERI, G. A. (1996) Role of periphyton in benthic food webs In: *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* (R.J. STEVERSON, M.L. BOTHWELL, R.L. LOWE), 537p., Academic Press Inc.
- LOWE R.L. & PAN Y. (1996) Benthic Algal Communities as Biological Monitors In: *Algal Ecology: Freshwater* (Eds. R.J. STEVERSON, M.L. BOTHWELL, R.L. LOWE), p.705, Benthic Ecosystems, Academic Press Inc.
- MCINTIRE C.D. (1975) Periphyton assemblages in laboratory streams. In: *River ecology* (B.A. Whitton), pp.375-400, Blackwell Scientific Publications.
- MEYER M., SANDES M.L. & SOUZA JUNIOR N.N. (2005) avaliação de aspectos limnológicos do alto e médio rio de contas (Semi-Árido/BA). Anais XCLB – X Congresso Brasileiro de Limnologia, Ilhéus- BA..
- MÜNSTER, U. (1999) Bioavallability of nutrients. In: *Limnology of humic water* (Eds. J. Keskitalo & P. Eloranta), Backhuys.

- NECCHI O. Jr, BRANCO L.H.Z. & BRANCO C.C.Z. (2000) Características limnológicas da bacia do alto rio São Francisco, Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. *Acta Limnol. Bras.*, 12, 11-22..
- OLIVEIRA O. A., RIBEIRO JÚNIOR E. (2004) Projeto Sempre Viva: unidade de manejo sustentável para a produção de sempre viva em domínio de refúgio ecológico da Chapada Diamantina. p.26, Mucugê, Ba.
- PATRICK, R. (1977) Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. In: *The biology diatoms* (Ed. D. Werner), pp.284-332, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- PEDRO F. (2003) Ciclo hidrológico e dinâmica de dois rios intermitentes da região semi-árida do Brasil, com ênfase em macrófitas aquáticas. Tese de Doutorado apresentado ao Progrmaga de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos naturais, da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). São Carlos 105p.
- PEREIRA L.A. & PEREIRA M.C.T. (2005) Conceitos associados à ecologia de rios In: *Lições de Limnologia*, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho), p.234, São Carlos, Ed. Rima.
- PINTO-COELHO R. M. (2000) Fundamentos em ecologia. 252p, Porto Alegre, Artmed Editora.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J. (1999) Use of Algae for Monitoring Rivers III. p.267, Agence de l'Eau Artois-Picardie, France.
- REBOUÇAS A. da C. (2002) Águas doce no mundo e no Brasil. In: *Águas doces no Brasil: capital ecológico uso e conservação* (Eds. A. da C. REBOUÇAS, B. Braga, J. Tundisi), p.1,ed. São Paulo: Escrituras Editora.
- RICKLEFS, R. E. (2003) Economia da natureza.503p., Ed. Guanabara Koogan, quinta edição.
- SCHÄFER A. (1984) Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. p.532. Porto Alegre: Ed. da universidade, UFRGS.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEMARH), SUPERINTENDÊNCIA DE RECURSOS HÍDRICOS (SRH) & HYDROS ENGENHARIA E PLANEJAMENTO LTDA (2007) monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios de Apertado, Bandeira de Melo, França, Pedras Altas, Pindobaçu, Ponto Novo e São José do Jacuípe: Relatório final de monitoramento da qualidade da água 4 - Barragem de Apertado, 159p, Governo do Estado da Bahia.
- SENDACZ S., MONTEIRO JUNIOR A. J., MERCANTE C.T.J., MENEZES L.C.B. (2005) Cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do Alto

Tiête (Cabeceiras e Guarapiranga) *Hydrological Dynamics Negowat Workpachage 3 report.*

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 Limn. Bras.*, 10(2), 83-99.

STEVENSON R.J. (1997) Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North America Benthological Society, Lawrence*, 16, n. 1, 248-262.

THOMAZ S.M., ROBERTO M.C., LANSAC TOHA F.A., LIMA. A.F. & ESTEVES, F.A. (1992) Características limnológicas de uma estação de amostragem do Alto rio Paraná e outra do Baixo rio Ivinheima – (PR, MS-Brasil). *Acta Limnol. Brasil.*, IV, 32-51,

VIDAL L, MENDONÇA R.F., MARINHO M.M., CESAR D., ROLAND F. (2005) Caminhos do carbono em ecossistemas aquáticos continentais. In: Lições de Limnologia (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho), 234p, São Carlos, Ed. Rima.

WATANABE T., LIMA M.A.M., MACHADO V.M.N., PAZ R.J. (1990) Caracterização limnológica do rio Gramame, João Pessoa (PB), Brasil: variáveis ambientais. *Acta Limnol. Brasil.*, III, 363-389.

WETZEL, R.G. (1983) *Periphyton of freshwater ecosystems*. 346p, The Hague: Dr. W. Junk Publishers.

WETZEL, R.G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. p.1006, Academic Press ed.3.

WILHM J.L. (1975) Biological indicators of pollution In: *River ecology* (B.A. Whitton), pp.375-400, Blackwell Scientific Publications.

CAPÍTULO 2:

Diatomáceas (Bacillariophyceae) Epilíticas como Monitores da Qualidade das Águas dos Rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê (Chapada Diamantina, Bahia)

RESUMO

O rio Mucugê mostra sinais de impacto causados pelas descargas de efluentes domésticos não-tratados oriundos da cidade de Mucugê. O rio Piabinha não recebe influências de poluição orgânica. O rio Cumbuca recebe, por sua vez, as águas de ambos os rios. O objetivo deste trabalho foi determinar padrões das comunidades de diatomáceas epilíticas dos três rios, para analisar os efeitos da entrada de poluição orgânica na composição das espécies e avaliar as implicações desses padrões para o uso das diatomáceas bentônicas como monitores de qualidade de água, principalmente, no que se refere ao enriquecimento de nutrientes. Estações de amostragem foram estabelecidas em um gradiente ambiental longitudinal (rios Piabinha e Cumbuca) e também situadas estrategicamente (rio Mucugê) para examinar a comunidade que permanecem a montante, durante, e a jusante da influência de esgotos. Seis estações de amostragem foram posicionadas em cada rio, onde campanhas de amostragem foram realizadas em períodos de estiagem (novembro/05 e fevereiro/06) e chuvoso (novembro/05 e maio/06). Foram contadas 500 valvas ao longo de transeções na lâmina das quais foram estabelecidos número de táxon, abundância relativa, dominância e densidade total de diatomáceas em nível específico. Primeiro, a variação dos dados (abióticos, oito variáveis

físicas e químicas e bióticas, usando a densidade total de cada espécie com abundância relativa maiores que 0,5% em ao menos uma unidade amostral) foi explorada através de Análise de Componentes Principais em cada rio isoladamente e no conjunto deles. Análise Canônica de Correspondência (ACC) incluiu a densidade total de todas as espécies e foi utilizada para examinar quais foram as variáveis abióticas que correlacionaram mais intimamente com a ordenação das espécies de diatomáceas amostradas. O teste de Monte Carlo mostrou que a distribuição dos táxons foi significativamente relacionada com as variáveis abióticas. Assim, foram observados 128 táxons, dos quais quatro foram dominantes, em no mínimo, uma unidade amostral: *Eunotia intermedia* (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith var. *debilis* (Kützing) Grunow, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith var. *palea* (Kützing) W. Smith e *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz. A ACP separou as estações de amostragem que indicaram altos níveis de nutrientes como fósforo e estações com gradiente de baixas concentrações. De acordo com ACP, a ACC incluiu *E. intermedia* como relacionada a águas oligotróficas e *Nitzschia palea* var. *palea*, *G. parvulum* and *Psammothidium levanderi* (Husted) Bukhtiyarova & Round à águas enriquecidas com fósforo total. *Eunotia* Ehrenberg foi identificado como apresentando crescimento ótimo em águas ácidas e oligotróficas. Deste modo, somente a ACC demonstrou resposta direta aos crescentes

valores de pH, condutividade, nitrogênio total e fósforo total nas espécies “não identificada 2”, *Frustulia* cf. *guayanensis* Metzeltin & Lange-Bertalot (forma teratológica), *Pinnularia microstauron* (Ehrenberg) Cleve, *Gomphonema lagenula* Kütz., *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea*, e *Eunotia falciferae* Metzeltin & Lange-Bertalot. Assim, a poluição existente causou mudanças na comunidade de diatomáceas epilíticas, trazendo, conseqüentemente, alterações no sistema lótico, relacionada, por exemplo, aos fluxos de energia e à cadeia trófica.

ABSTRACT

Mucugê stream is showing the first signs of nutrient impact caused by pollutant domestic non-treated enter from Mucugê city. Piabinha streams don't receive any organic pollutant, so the Cumbuca stream is below the influence the Mucugê stream. The purpose of this study was to determine patterns of epilithic diatom communities in the Cumbuca, Mucugê and Piabinha streams, to assess the effect of organic pollutant enters in their composition and to evaluate the implications of these patterns for the use of diatoms as biomonitors of water quality, particularly nutrient enrichment. Sampling sites were located across longitudinal gradients and situated strategically (Mucugê stream) to examine communities above, within, and below the influence of the source from Mucugê city. Six sites were positioned at each stream collected in dry season (november/05 and february/06) and in rainy season (august/05 and may/06). Diatom species were identified and at least 500 valves were counted along transects that showed taxon numbers, relative abundance, dominance and total density. First, data variation (abiotics, eight variables physics and chemicals, and biotics, with species' total density that reach relative abundance 0,5% at least one sample) was explored through a Principal Component Analysis (PCA) toward each stream isolated and agrouped. Canonical Correspondence Analysis

(CCA), included all species' total density, was used to examine which environmental variables correlate most closely with the distribution of diatom taxa in the samples. Forward Monte Carlo permutation tests showed that diatom species distribution were significantly related to the variables abiotics. Was observed 128 taxon. Dominat species at leats one sample: *Eunotia intermedia* (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith var. *debilis* (Kützing) Grunow, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith var. *palea* (Kützing) W. Smith, *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz. PCA separeted sites that indicates high levels of nutrients, like phosphorus, and low gradient concentrations' sites. According to PCA, CCA included *E. intermedia* relationship to oligothrofic waters and *Nitzchia palea* var. *palea*, *G. parvulum* and *Psammothidium levanderi* (Husted) Bukhtiyarova & Round to phosphorus-enriched. *Eunotia* Ehrenberg categorized by acid and oligothrofic waters. So, only CCA demonstread directly response to increase pH, conductivity, total nitrogen and total phosphorus to followed especies: "não identificado 2", *Frustulia* cf. *guayanensis* Metzeltin & Lange-Bertalot (forma teratológica), *Pinnularia microstauron* (Ehrenberg) Cleve, *Gomphonema lagenula* Kütz., *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea*, e *Eunotia falciferae* Metzeltin & Lange-Bertalot. Shifting of species on ephilitics communities may indicate altering to lotic system as energy fluxes and throfic net.

1.Introdução

As diatomáceas constituem um grupo amplo e diverso de algas unicelulares com paredes de sílica. Ocorrem em todo o mundo, podendo ser encontradas em todos os tipos de ecossistemas aquáticos, distribuídas na coluna d'água ou fixa à um substrato (hábito bentônico) submerso formando um biofilme, assim, diferentes terminologias são referidas ao local de fixação como, por exemplo: sobre vegetais - epifíton, sobre areia – episâmon, e sobre rochas – epilíton (Round, 1964).

O estado químico da água (pH e concentrações de nutrientes particularmente), tipo de substrato, velocidade da corrente, luz solar e temperatura da água, trazem efeitos na distribuição das diatomáceas bentônicas (Pringle, 1990). De acordo com Huszar *et al.*, (2005), o hábito de vida fixo desta comunidade propicia vantagem para sua utilização como biomonitores da qualidade de água devido a respostas rápidas às mudanças ambientais.

A modificação em um sistema biótico é, portanto, conseqüência de um conjunto de causas e efeitos que alternam em vários níveis, a configuração e a função dos sistemas vivos (Schäfer, 1984). A habilidade de populações para competir e persistir em um hábitat depende, portanto, de quão bem adaptados eles estejam para crescer em uma determinada condição ambiental (Potapova, 2002). Assim, a distribuição ao longo de um gradiente ambiental acaba sendo restrita e o número de espécies e suas abundâncias mostram amplitudes que variam em relação ao estado ótimo.

Algas bentônicas têm sido usadas com frequência para demonstrar efeitos de variações ambientais e de poluição, sendo amostradas em leitos ou litorais de rios e lagos através de substratos naturais, como em sedimentos, seixos de rochas e macrófitas aquáticas (Weckström & Korhola, 2001, Soininen & Heino, 2005) ou através da fixação em

substratos artificiais. Substratos artificiais como madeira, blocos de argila, cimento e concreto, folhas de polietileno são utilizados, porém lâminas de vidro são mais amplamente empregadas para determinar a dinâmica de colonização, a fisionomia e estratificação de comunidades fixadas, biomassa e produção primária (Perkins & Kaplan, 1978, Korte & Blinn, 1983, Pringle, 1990, Kahlert *et al.* 2002, Tank & Dodds, 2003, Liboriussen & Jeppesen, 2006). Segundo Wetzel (1975), a crítica ao uso destes substratos artificiais está fundamentada na existência de efeitos sinérgicos entre o substrato e a comunidade desenvolvida.

Muitos estudos têm relacionado a composição da comunidade de diatomáceas epilíticas (ocorrência, distribuição e abundância) com o gradiente de variações ambientais e a qualidade de água tanto em lagos (King *et al.*, 2000, Ledger & Hildrew, 2001, DeNicola *et al.*, 2004, Antoniadis & Douglas, 2005, Bennion *et al.*, 2005) como em rios (Quinn & Sullivan, 1983, Pan *et al.* 1996, Hill *et al.* 2000, Fore & Grafe, 2002, Potapova & Charles, 2003, Gevrey *et al.*, 2004, Díaz-Quiróz & Rivera-Rondón, 2004, Lavoie *et al.*, 2005). Existem trabalhos enfocando o processo de urbanização sobre a mudança da qualidade de água de sistemas lóticos com o aumento da concentração de nutrientes, principalmente de fósforo (eutrofização), em diatomáceas bentônicas (Descy, 1976, Jones, 1978, Descy & Coste, 1991, Jüttner *et al.* 1996, Sonneman *et al.*, 2001, Potapova & Charles, 2002, Kelly, 2002, Wunsam *et al.*, 2002, Dela-Cruz *et al.*, 2006).

No Brasil, pesquisas florísticas e taxonômicas de diatomáceas epilíticas vêm sendo realizadas (Morandi, 2002; Ferrari, 2004 Burliga *et al.*, 2005). Porém, poucos trabalhos como o de Canani (2005), tiveram como objetivo diagnosticar a flora diatomológica epilítica em sistemas lóticos de regiões de elevadas altitudes. Experimentos de enriquecimento também são muito utilizados para verificar efeitos na biomassa perifítica como, por exemplo, em um córrego de altitude da Serra do Cipó-MG (Mendes, 2002). Substratos difusores de nutrientes (SDN) foram usados para avaliação dos efeitos da eutrofização sobre a qualidade da água e sobre o perifíton como apresentado em Fermino (2004) e mesocosmos

com diferentes tratamentos (eutrófico, mesotrófico, e oligotrófico) para avaliar o perifiton como sensor ambiental como em Barcelos (2003), no lago das Garças, SP.

Na Região Nordeste, há poucos trabalhos com comunidade perifítica como visto na Ilha de Itamaracá, PE (Moura, 1991). Muitos trabalhos usando diatomáceas epilíticas para a avaliação da qualidade de água e com ênfase em eutrofização em rios foram realizados, principalmente, na região Sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul, em águas de arroios urbanos no município de Santa Cruz do Sul (Lobo *et al.*, 2004a), do rio Pardinho (Lobo *et al.*, 2004b), nos rios Capivara e Condor (Lobo *et al.*, 2004c), nos rios Sampaio, Grande e Bonito (Lobo *et al.*, 2004d) e, mais recentemente, no rio Gravataí (Salomoni *et al.*, 2006). Apesar desse conjunto de trabalhos, ainda é incipiente o conhecimento da influência de efluentes domésticos não-tratados sobre a comunidade de diatomáceas epilíticas em rios de cabeceira, de elevadas altitudes, com águas que mantêm elevados teores de carbono orgânico dissolvido, cor escura, e principalmente: pH naturalmente ácido.

O objetivo deste capítulo foi avaliar o uso de diatomáceas epilíticas como monitores da qualidade de água ao longo de um gradiente no perfil longitudinal em rios de ordens iniciais da Chapada Diamantina, Bahia, mais precisamente no município de Mucugê, tendo como principal foco conhecer a distribuição das espécies, demonstrar a riqueza de espécies, verificar a abundância relativa entre as espécies: conhecer espécies descritoras da comunidade, identificar a ocorrência de táxons dominantes: espécies indicadoras, avaliar a densidade total de toda a comunidade e também das espécies mais abundantes e dominantes, relacionar diretamente a composição da comunidade (densidade total de cada espécie da comunidade epilítica) com as condições ambientais (variáveis limnológicas) dos rios.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Os sistemas lóticos estudados estão localizados no Município de Mucugê. São considerados como rios de cabeceira em regiões elevadas (acima de 800m) e o fluxo das águas e entrada de nutrientes são regulados principalmente pelos períodos chuvosos e de estiagem.

O rio Cumbuca recebe a foz do rio Piabinha (mais a montante) e a do rio Mucugê (mais a jusante) dentro dos limites do Parque Municipal de Mucugê. O rio Mucugê recebe o despejo de esgotos direto vindos da cidade de Mucugê (Figura 1).

2.2. Amostragem

As diatomáceas bentônicas foram coletadas em períodos de estiagem, (novembro/05 e fevereiro/06) e chuvoso (agosto/05 e maio/06). Os meses foram selecionados para análise da composição da comunidade de diatomáceas de acordo com os períodos chuvosos e de estiagem segundo o histórico de pluviosidade mensal da região da Chapada Diamantina (HIGESA, 2000). Os pontos de amostragem foram selecionados ao longo do perfil longitudinal dos rios Mucugê, Cumbuca e Piabinha. A seleção dos seguintes pontos deveu-se à característica principal: presença de seixos de rochas no leito e nas margens dos rios.

Para cada rio foram mantidas seis pontos amostrais. No rio Mucugê, foram escolhidos dois pontos (MCG-A e MCG-B) à montante (Sul) da cidade de Mucugê, sendo dois pontos próximos à cidade (MCG-E e MCG-F), com influência direta de efluentes domésticos não tratados, e dois à jusante (MCG-G e MCG-H). Na campanha de maio/06, devido ao nível elevado do rio Mucugê, não houve acesso aos pontos MCG-A e MCG B, sendo apenas este último relocado com a nomenclatura MCB B'. O rio Cumbuca apresenta três pontos amostrais (CBC-A, CBC-C e CBC-G) à montante da afluência do rio Piabinha e um ponto a jusante (CBC-

H), os demais estão localizados à jusante da confluência com o rio Mucugê (CBC-I e CBC-J). Foram mantidos dois pontos amostrais (PIA-A e PIA-B), no rio Piabinha, à montante da cachoeira do Piabinha e quatro (PIA-D, PIA-E, PIA-G e PIA-H) à jusante. Deste modo, os códigos supracitados são os mesmos apresentados nos pontos de amostragem do Capítulo 1.

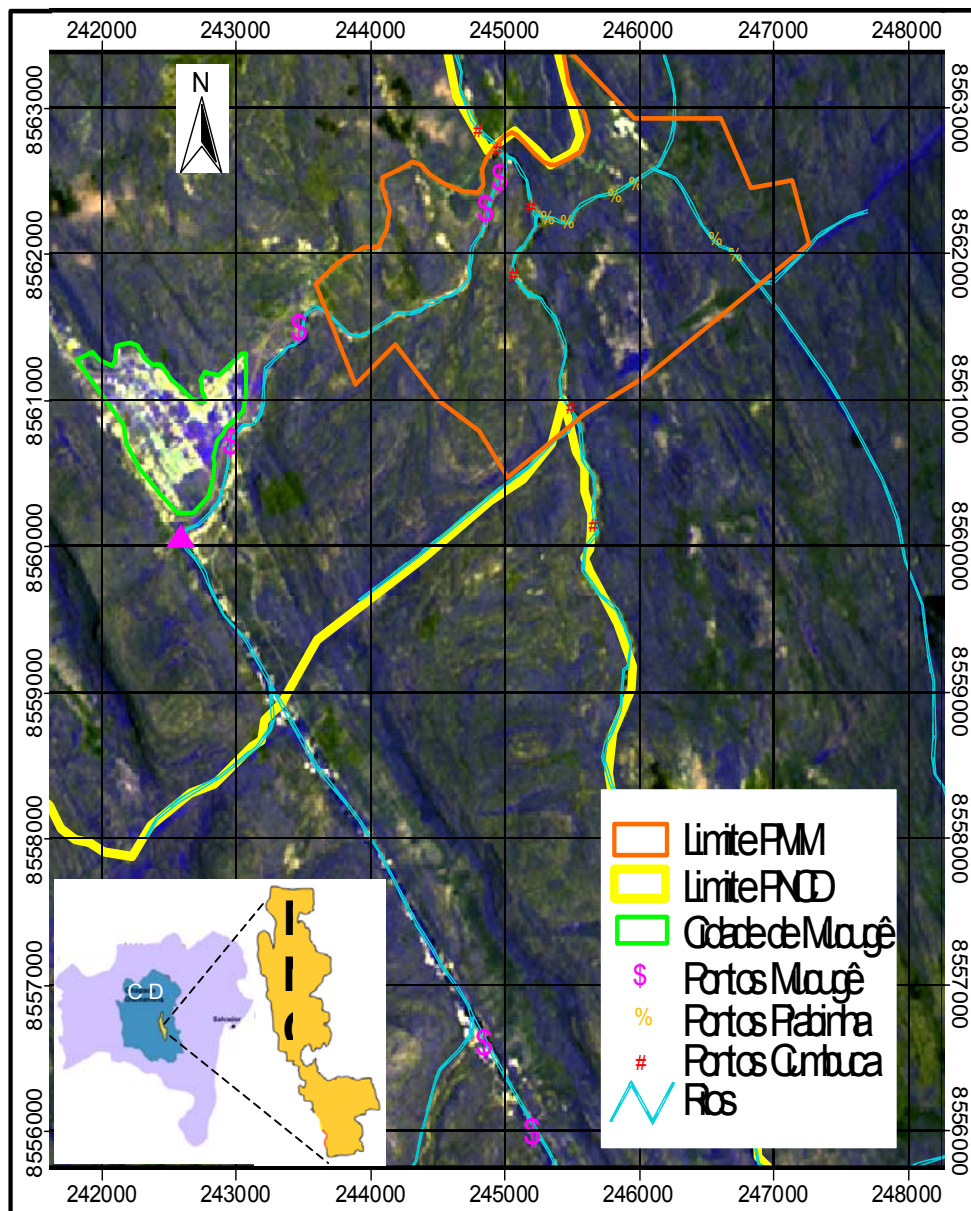


Figura 1. Imagem de satélite mostrando a localização dos pontos de amostragem nos rios. Os pontos estão, em cada rio, distribuídos no sentido S-N e foram denominados em ordem alfabética. Assim, para o rio Mucugê: MCG-A, MCG-B, MCG-B', MCG-E, MCG-F, MCH-G e MCG-H, para o rio Cumbuca: CBC-A, CBC-C, CBC-G, CBC-H, CBC-I e CBC-J, para o rio Piabinha: PIA-A, PIA-B, PIA-D, PIA-E, PIA-G e PIA-H. Onde: CD – Chapada Diamantina, PMM - Parque Municipal de Mucugê, PNCD – Parque Nacional da Chapada Diamantina

2.1.1. Água superficial

A água superficial dos rios foi coletada no mesmo instante que a coleta do perifíton. As amostras condicionadas em garrafa de polietileno para análise de nutrientes e em garrafa de vidro para análise de carbono orgânico dissolvido, sendo refrigeradas até a análise em laboratório. As variáveis pH, temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (OD) foram mensuradas através do equipamento Multi 340i / SET ST41-3 CEL (WTW) com eletrodo imerso *in loco*.

2.1.2. Coleta do perifíton

As variáveis biológicas foram analisadas através de amostragens para identificação e contagem de diatomáceas epilíticas. As diatomáceas foram coletadas de seixos de rochas quartzíticas e/ou metaconglomerados submersas deslocadas para raspagem. Em cada ponto de amostragem foram selecionados cinco seixos. Para representar a heterogeneidade ambiental, cada seixo foi coletado no mesmo ponto, porém em localizações diferentes, obedecendo ao seguinte procedimento: coleta de seixos em margens opostas e quando possível no leito, em profundidades diferentes (até 0,5m) e situados em águas com fluxos lentos e rápidos.

Uma área de 64cm^2 , de cada rocha, foi raspada com escovas de dente com cerdas de pontas arredondadas e auxílio de um quadrado $8\times 8\text{cm}$ de polietileno. Para evitar a influência de microhabitats que podem variar, por exemplo, dependendo da orientação da correnteza e/ou incidência de luz sobre o seixo rochoso cada seixo foi raspado em partes diferentes (Kelly *et al.*, 1998). Diferentes partes Estas subunidades amostrais foram compostas em uma unidade amostral, totalizando assim, uma área de 320 cm^2 por ponto de amostragem. As amostras foram fixadas com formalina a 0,4% e armazenadas em garrafa de polietileno.

2.3. Procedimentos laboratoriais

2.3.1 Água superficial

Foi realizada a **determinação de oxigênio dissolvido da água através do método de Winkler, segundo (APHA, 1995), para os pontos amostrais que não houve possibilidade do auxílio do equipamento Multi 340i / SET ST41-3 CEL (WTW). As análises de nitrogênio total e fósforo total foram descritas por Koroleff (1976), carbono orgânico dissolvido - modificado de EMBRAPA (1974) e sílica descrita por Grasshoff (1966).**

2.3.2. Perifíton: sedimentação e oxidação das amostras

Em laboratório, as amostras permaneceram em decantação por 72 horas. Antes do início do processo analítico, o sobrenadante foi descartado, o volume do concentrado mensurado em proveta e logo homogeneizado no frasco de polietileno. Para limpeza das frústulas das diatomáceas, foi utilizado o método de oxidação química branda (Barttabee, 1986).

Uma alíquota de 5 mL da amostra foi transferida para um béquer e adicionada, a seguir, 5 mL de uma solução de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 30% e dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_2$), permanecendo por 24 h em placa aquecedora ($50^\circ C \pm 5$) para a oxidação do material orgânico remanescente.

A solução foi centrifugada durante 5 minutos a uma velocidade de 2.000 rpm. Foi realizada repetição do procedimento até a lavagem total do béquer utilizado e o pH da amostra ficar próximo a 7,0. O volume de 15 mL de cada amostra centrifugada foi transferido para frascos devidamente identificados. Em seguida, 1 mL da amostra (diluída ou não), foi transferido para uma lamínula de 24 mm x 24mm (5,76 cm²). Após secagem da amostra em $30^\circ C \pm 5$ em placa aquecedora, as lâminas permanentes foram confeccionadas com Naphrax[®].

2.3.3. Análise qualitativa das diatomáceas

A classificação taxonômica em nível espécie e categorias infra-específicas das diatomáceas epilíticas foi providenciada de acordo, principalmente, com: Schmidt (1874-1959), Hustedt (1927-1966), Huber-Pestalozzi (1942), Cleve-Euler (1955), Patrick & Reimer (1966, 1975), Hendey (1964), Krammer & Lange-Bertalot (1986,1988,1991), Germain (1981), Metzeltin & Lange-Bertalot (1998), Rumrich *et al.* (2000) e Metzeltin *et al.* (2005).

Fotomicrografias dos táxons foram obtidas através do microscópio *Olympus CX31* acoplado ao sistema de fotomicrografia *Evolution™ LC Color* com auxílio do programa *Image-Pro Express®* versão 4.5.1.3 para *Windows*. Estas ilustrações fotográficas mantêm escalas, equivalendo a 10 µm, dispostas na direita superior das imagens.

2.2.4. Análise quantitativa

2.2.4.1. Contagem das valvas das diatomáceas

O sistema de contagem foi realizado através de transeções, sendo o número máximo de 500 valvas contado usando lente objetiva de 100x com óleo de imersão em microscópio *Olympus CX31* acoplado ao sistema de fotomicrografia *Evolution™ LC Color*. Cada valva penada representada por mais do que sua metade foi considerada como uma unidade, assim como as cêntricas danificadas. Foi contada a valva penada apresentada na longitudinal apenas a que manteve o nódulo central. Para valvas arrafídeas danificadas foram consideradas para cada dois ápices uma valva. O transecto manteve largura de 144 μm . Quando as valvas excederam os limites da transeção, apenas eram contadas as que ultrapassavam a margem esquerda do campo óptico de observação.

2.2.4.2. Composição da comunidade

A composição da comunidade foi representada através de presença/ausência de espécies, riqueza (número de espécies), densidade total (número de valvas por cm^2), abundância relativa das espécies (%) e por dominância.

A densidade total de valvas de cada amostra foi calculada através das seguintes equações:

$$n_l = \frac{A_t}{A_c}$$

$$n_{vt} = n_l \cdot D_1 \cdot D_2 \cdot V_t$$

$$N = \frac{n_{vt}}{A_0}$$

Onde:

- n_l = número de valvas na lamínula (em 1mL)
- A_t = área total da lamínula (5,76 cm²)
- n_c = número de valvas contadas
- A_c = área contada (cm²)
- n_{vt} = número de valvas no volume total da amostra contendo o perifíton removido do substrato
- D_1 = primeira diluição (3 vezes)
- D_2 = segunda diluição, realizada quando necessário (2, 3,333, 4 ou 6,666 vezes)
- 5 = Alíquota retirada, em mL, do volume total da amostra contendo o perifíton removido do substrato
- V_t = volume total da amostra contendo o perifíton removido do substrato (mL)
- 32
 0 = área raspada, em cm², por ponto de amostragem
- N = número de valvas em 1 cm²

As espécies cuja densidade excedeu 50% da densidade total da comunidade foram consideradas como espécies dominantes (Fore & Grafe, 2002). As espécies que obtiveram densidades acima da densidade média de cada amostra foram consideradas abundantes.

2.4. Tratamento estatístico

Métodos de ordenação foram utilizados a fim de representar uma grande fração da variabilidade de uma matriz de dados multidimensionais em um espaço reduzido em sua dimensão em relação aos dados originais.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizada para as oito variáveis abióticas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, nitrogênio total, fósforo total, carbono orgânico dissolvido e silicatos) para cada rio isolado e para os três sistemas lóticos em conjunto durante os períodos tidos como chuvosos (agosto/06 e maio/06) e de estiagem

(novembro/05 e fevereiro/05). Os dados foram transformados utilizando $\log(x + 1)$ e as análises foram realizadas com matriz de covariância. O mesmo tratamento estatístico foi realizado para os dados bióticos, onde a matriz foi composta apenas com espécies de diatomáceas epilíticas que obtiveram valores iguais ou maiores a 0,5% da densidade total para cada rio separadamente.

A Análise Canônica de Correspondência (ACC), análise multivariada direta de gradiente, foi usada para avaliar as relações entre os padrões de distribuição da composição das espécies de diatomáceas epilíticas (128 táxons) e as variáveis abióticas (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, nitrogênio total, fósforo total, carbono orgânico dissolvido e sílica) dos ecossistemas lóticos durante os quatro períodos amostrados. Os dados foram transformados utilizando $\log(x + 1)$. O Teste Monte Carlo (500 permutações, $p < 0,05$) confirmou a probabilidade dos dados terem ou não distribuídos ao acaso.

Para a análise conjunta dos três rios todas as espécies compuseram a matriz de dados para realização da ACP e da ACC verificando, assim, o padrão de distribuição de cada espécie. Abreviações para os nomes das espécies foram utilizadas para a melhor visualização dos resultados nos gráficos.

O aplicativo utilizado para a ACP foi o *PRIMER* versão 6 β , sendo que a ACC foi feita usando o Canoco 4.5 para *Windows*.

3. Resultados

3.1. Variáveis abióticas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha

A Tabela 1 apresenta os valores mínimo e máximo e das médias das características físicas e químicas medidos nos rios Cumbuca ($n = 24$), Mucugê ($n = 23$) e Piabinha ($n = 24$) durante os meses de agosto/05, novembro/05, fevereiro/06 e maio/06.

Como foi apresentado no capítulo 1, os rios foram caracterizados como ácidos, com gradiente elevado de valores de pH, condutividade, nitrogênio total e fósforo total em determinados períodos coletados, nos pontos amostrais que recebem efluentes domésticos não-tratados da cidade de Mucugê. Deste modo, o ponto MCG-E apresentou, em fevereiro/06, os valores mais elevados comparados os rios para as campanhas realizadas, onde: 6,5 pH, 17 μM P Total e 263,00 μM N Total. Os pontos amostrais do rio Piabinha e Cumbuca apresentaram valores mais baixos de fósforo, que não ultrapassaram os picos de 6,5 μM P Total (PIA H, fev/06) e 4,5 μM P Total (CBC G, fev/06), respectivamente. Nestes dois rios o pH máximo foi 4,55 (CBC A, ago/05) e 4,29 (PIA D, ago/05).

Tabela 1. Valores mínimo e máximo, média e erro padrão das características físicas e químicas apresentados nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha durante os meses de agosto/05, novembro/05, fevereiro/06 e maio/06.

	rio Cumbuca	rio Mucugê	rio Piabinha
O.D.	65,33 - 110,96	37,84 - 113,85	66,48 - 127,64
(%)	91,65	81,07	92,54
Temp. (°C)	18,8 - 30,5	19,1 - 28,6	18 - 32,7
pH	3,46-4,55	3,54 - 6,15	3,71 - 4,29
	4,14	4,43	4,04
Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	22 - 52	22 - 86	23 - 47
	33,31	42,64	34,81
P Total (μM)	0,10 - 4,50	0,10 - 17,00	0,20 - 6,50
	1,25	3,81	1,16
N Total (μM)	12,200 - 72,000	19,700- 263,00	16,200 - 48,00
	36,58	73,94	30,52
Si-SO ₂ (μM)	0,19 - 5,67	0,09- 10,90	0,09 - 10,90
	1,57	2,82	2,37
C.O.D. (mg.L^{-1})	9,1 - 23,4	8,7 - 19,8	6,7 - 33,7
	14,36	14,89	17,55

3.2. Distribuição espacial e temporal das diatomáceas epilíticas nos sistemas lóticos

3.2.1. Composição taxonômica da comunidade

Foram identificados 128 táxons de diatomáceas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, incluindo 84 em nível específico, 41 em nível genérico e 3 não identificados. Para cada rio foram observados, respectivamente, 101, 97 e 95 táxons.

Houve ocorrência de formas teratológicas (com deformidades) nas seguintes espécies: *Eunotia dacostae* Metzeltin & Lange-Bertalot, *Eunotia intermedia* (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot, *Eunotia schwabei* Krasske, *Eunotia* sp., *Frustulia* cf. *guayanensis* Metzeltin & Lange-Bertalot, *Frustulia crassinervia* Lange-Bertalot & Krammer, *Nupela* cf. *lapidosa* (Krasske) Lange-Bert. e *Psammothidium levanderi* (Husted) Bukhtiyarova & Round.

A ocorrência e distribuição das diatomáceas epilíticas nos rios Piabinha, Cumbuca e Mucugê são apresentadas na tabela 2 abaixo, assim como a riqueza em cada rio durante toda a campanha de amostragem.

Tabela 2. Ocorrência dos táxons das diatomáceas epilíticas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha durante as campanhas de amostragem (agosto/05, novembro/05, fevereiro/06 e maio/06).

Táxon	Abreviação	Presença do taxóns		
		rio Cumbuca	rio Mucugê	rio Piabinha
<i>Achnantidium affine</i> (Grunow) Czarnecki	Acaff	X	X	X
<i>Achnanthidium blancheanum</i> (Mail.) Lange-Bertalot	Acblan	X		X
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Krasske) Czarnecki	Acexi	X		X
<i>Achnantidium</i> sp1	Ac1	X		
<i>Achnanthidium</i> sp2	Ac2	X	X	
<i>Actinella brasiliensis</i> Grunow	Actbras		X	X
<i>Actinella</i> sp1	Act1	X		X
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	Brbre	X	X	X
<i>Brachysira</i> cf. <i>inamoena</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Braina	X		X
<i>Brachysira</i> cf. <i>neoxilis</i> Lange-Bertalot	Brneo	X	X	X
<i>Brachysira simplex</i> Lange-Bertalot	Brsim	X		X
<i>Caloneis</i> sp.1	Calo1		X	X
<i>Caloneis</i> cf. sp. 2	Calo2			X
<i>Caloneis</i> cf. sp. 3	Calo3	X	X	X
<i>Chamaepinnularia bremensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	Chbre	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Cymen	X	X	X
<i>Cyclotella</i> cf. sp.	Cysp.	X		
<i>Cymbella</i> sp.	Cymbe	X		
<i>Cymbellopsis</i> sp.	Cysis	X		
<i>Delicata delicatula</i> (Kützing) Krammer	Dedel	X		
<i>Encyonema elginense</i> Meltzeltin & Lange-Bertalot	Enelg	X		X
<i>Encyonopsis difficilis</i> (Krasske) Krammer	Endif	X	X	X
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>mucophila</i> Lange-Bertalot & Migula	Eumuc		X	X
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills (morfofoto 1)	Eubil1	X	X	X
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills (morfofoto 2)	Eubil2	X		X
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenber) Mills (morfofoto 3)	Eubil3		X	X
<i>Eunotia carolina</i> Patrick	Eucar	X	X	X
<i>Eunotia</i> cf. <i>septentrionalis</i> Østrup	Eusep	X	X	X
<i>Eunotia clevei</i> Grunow	Eucle	X	X	
<i>Eunotia convexa</i> Hustedt var. <i>convexa</i> f. <i>impressa</i> Hustedt	Euimp	X	X	X
<i>Eunotia dacostae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Eudac	X	X	X
<i>Eunotia dacostae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot (forma teratológica)	Eudact	X		
<i>Eunotia didyma</i> Grunow	Eudid	X	X	X
<i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg	Eudio	X	X	X
<i>Eunotia falcifera</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Eufal	X	X	
<i>Eunotia femoriforme</i> (Patrick) Hustedt	Eufem	X	X	X
<i>Eunotia hexaglyphis</i> Ehrenberg	Euhex	X	X	X
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Alles & Lange-Bertalot	Euimp	X	X	X
<i>Eunotia incisa</i> Gregory	Euinc	X	X	
<i>Eunotia intermedia</i> (forma teratológica)	Euintt	X		X
<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot	Euint	X	X	X
<i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Eumer	X	X	X
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	Eumon	X	X	
<i>Eunotia naegelii</i> Migula	Eunae	X	X	X
<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt	Eurho	X	X	X
<i>Eunotia schneideri</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Eusch	X	X	X
<i>Eunotia schwabei</i> Krasske	Eusch	X	X	X
<i>Eunotia schwabei</i> Krasske (forma teratológica)	Euscht		X	
<i>Eunotia serra</i> Ehrenberg	Euser	X	X	X
<i>Eunotia silvahercynia</i> Nörpel, van Sull & Lange-Bertalot	Eusil	X	X	X
<i>Eunotia siolli</i> Hustedt	Eusio	X	X	X
<i>Eunotia sudetica</i> Müller	Eusud	X	X	
<i>Eunotia trigibba</i> Hustedt	Eutrig	X		X
<i>Eunotia trinacria</i> Krasske	Eutrin	X	X	X
<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni	Euven	X	X	X

<i>Eunotia yberai</i> Frenguelli	Euybe	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp. (forma teratológica)	Euspt	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp1	Eusp1		X	X
<i>Eunotia</i> sp2	Eusp2	X		X
<i>Eunotia</i> sp3	Eusp3			X
<i>Eunotia</i> sp4	Eusp4			X
<i>Eunotia</i> sp5	Eusp5	X		X
<i>Eunotia</i> sp6	Eusp6			X
<i>Eunotia</i> sp7	Eusp7	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp8	Eusp8		X	X
<i>Eunotia</i> sp9	Eusp9	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp10	Eusp10	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp11	Eusp11	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp12	Eusp12	X	X	
<i>Eunotia</i> sp13	Eusp13	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp14	Eusp14	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp15	Eusp15	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp16	Eusp16	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp17	Eusp17	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp18	Eusp18	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp19	Eusp19	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp20	Eusp20	X	X	X
<i>Eunotia</i> sp21	Eusp21	X	X	X
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazière	Frcap		X	X
<i>Fragilaria javanica</i> Hustedt	Frajav	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp1	Frasp1	X		X
<i>Frustulia</i> cf. <i>guayanensis</i> (forma teratológica)	Fругuat	X	X	
<i>Frustulia</i> cf. <i>guayanensis</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Fругua	X		
<i>Frustulia</i> cf. <i>undosa</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Frusund	X	X	X
<i>Frustulia crassinervia</i> Lange-Bertalot & Krammer	Frucra	X	X	X
<i>Frustulia crassinervia</i> (forma teratológica)	Frucrat	X		X
<i>Frustulia modesta</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Frumod	X	X	X
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	Frusax	X	X	X
<i>Frustulia</i> sp.	Frusp.			X
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	Gogra		X	
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	Golag		X	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	Gopar	X	X	
<i>Hantzschia amphyoaxis</i> (Ehrenberg) Grunow	Haamp		X	X
<i>Navicula veneta</i> Kützing	Naven		X	
<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt	Niaci	X	X	
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	Nitris	X	X	X
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow	Nideb	X	X	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith var. <i>palea</i> (Kützing) W. Smith	Nipal	X	X	
<i>Nupela</i> cf. <i>giluwensis</i> Vyverman & Compère	Nugil	X	X	X
<i>Nupela</i> cf. <i>lapidosa</i> (Krasske) Lange-Bertalot	Nulap	X	X	X
<i>Nupela</i> cf. <i>lapidosa</i> (forma teratológica)	Nulapt	X		X
<i>Nupela lesothensis</i> (Schoeman) Lange-Bertalot	Nules	X	X	X
<i>Nupela neotropica</i> Lange- Bertalot	Nuneo	X	X	X
<i>Nupela</i> sp1	Nusp1	X	X	X
<i>Nupela</i> sp2	Nusp2		X	X
<i>Nupela tenuicephala</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	Nuten	X	X	X
<i>Nupela zikae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	Nuzik	X	X	X
<i>Peronia</i> sp.	Pesp.			X
<i>Pinnularia biceps</i> Gregory	Pibic	X	X	
<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve	Pibra	X	X	X
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	Pimic		X	
<i>Pinnularia</i> sp1	Pisp1		X	X
<i>Pinnularia</i> sp2	Pisp2			X
<i>Pinnularia</i> sp3	Pisp3	X	X	
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	Pisub	X	X	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	Pivir		X	
<i>Psammothidium levanderi</i> (forma teratológica)	Pslevt	X	X	X
<i>Psammothidium levanderi</i> (Husted) Bukhtiyarova & Round	Pslev	X	X	X

<i>Psammothidium subatomoides</i> (Hustedt) Bukhtiyarova & Round	Pssub	X	X	X
<i>Rossithidium</i> sp.	Rosp.	X	X	X
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowski	Sepup		X	
<i>Stenopterobia</i> cf. <i>pelágica</i> Hustedt	Stpel		X	
<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Brébisson ex van Heurck	Stdel	X	X	X
<i>Suirella linearis</i> W. Smith var. <i>constricta</i> Grunow	Sulin	X	X	X
<i>Suirella</i> sp.	Susp.	X		
Não identificado 1	Noid1			X
Não identificado 2	Noid2		X	
Não identificado 3	Noid3	X		
Riqueza		101	97	95

A porcentagem de riqueza de espécies (incluindo formas teratológicas e variações morfológicas) de diatomáceas por gênero, em cada rio, durante todo o período amostral, é apresentada na Figura 2. O gênero *Eunotia* Ehrenberg foi o mais abundante, representando 48 % das espécies nos rios Cumbuca e Mucugê, sendo dominante (51 %) no rio Piabinha. O segundo gênero mais representado foi *Nupela* com 8 % das espécies em cada um dos rios Mucugê e Cumbuca e 9 % no rio Piabinha. No rio Cumbuca, os demais gêneros que apresentaram espécies também abundantes foram *Frustulia* (8 %) e *Achnantidium* (7 %). No rio Mucugê: *Pinnularia* (7 %) e *Frustulia* (5 %) e no rio Piabinha: *Frustulia* (6 %). Os demais gêneros não foram considerados abundantes, pois suas espécies alcançaram porcentagens abaixo da porcentagem média.

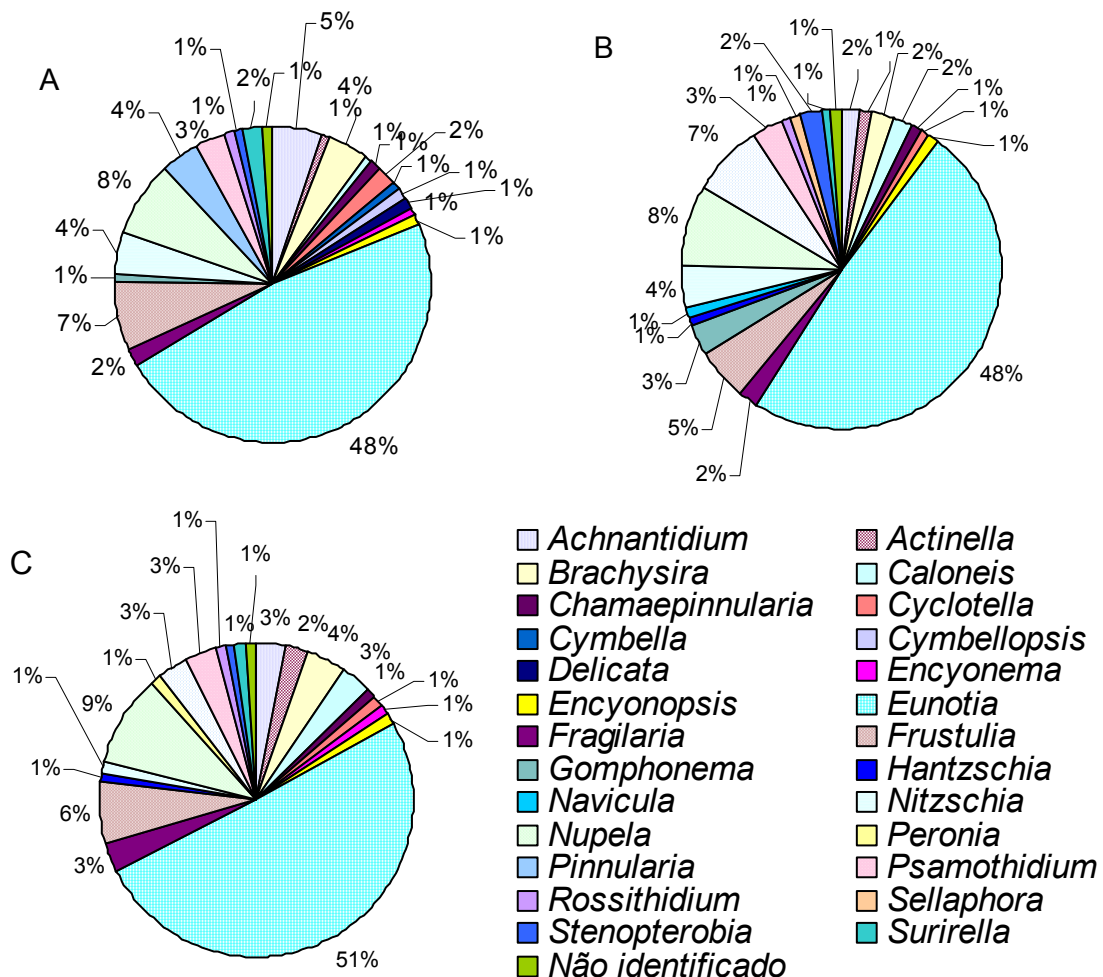


Figura 2. Porcentagem de riqueza de espécies de diatomáceas epilíticas por gênero durante todas as campanhas de amostragem. A) rio Cumbuca, B) rio Mucugê, C) rio Piabinha

3.2.2. Densidade total da comunidade

No rio Cumbuca, observou-se que a densidade total da comunidade de diatomáceas epilíticas variou entre 21,722 valvas.cm² (CBC-J) na campanha de maio/06 e 723,307 valvas.cm² em fevereiro/06, em CBC-A.

No rio Mucugê, o valor mínimo também foi obtido em maio/06 (15,312 valvas.cm²) no MCG-G, porém, picos elevados de densidade total foram detectados no MCG-A em agosto e novembro de 2006, com 8.012,019 valvas.cm² e 7.991,528 valvas.cm², respectivamente. Também se notou durante os três primeiros meses amostrados que o MCG-E apresentou 702,176 valvas.cm², 1780,448 valvas.cm² e 737,998 valvas.cm², respectivamente.

No rio Piabinha, no ponto de amostragem PIA-A, em agosto/05, as diatomáceas epilíticas obtiveram densidade de 30,900 valvas.cm², oscilando até 673,733 valvas.cm² (PIA-E, em novembro/05).

A densidade total de valvas de diatomáceas do epilíton amostradas ao longo dos pontos dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha e riqueza de espécies durante as campanhas estão apresentadas na Figura 3.

O número de espécies no rio Cumbuca oscilou entre 27 espécies (CBC-G, maio/06) e 43 espécies (CBC-A, nov/05 e CBC-H, fev/06). Em agosto/05, foi observada, no rio Mucugê a maior riqueza com 41 espécies (MCG-B), seguida da menor medida já visto para um ponto amostral: 10 espécies (MCG-E). O rio Piabinha apresentou a máxima riqueza com 50 espécies em fevereiro/06 (PIA-E,) e a mínima de 33 em maio/06 (PIA-H).

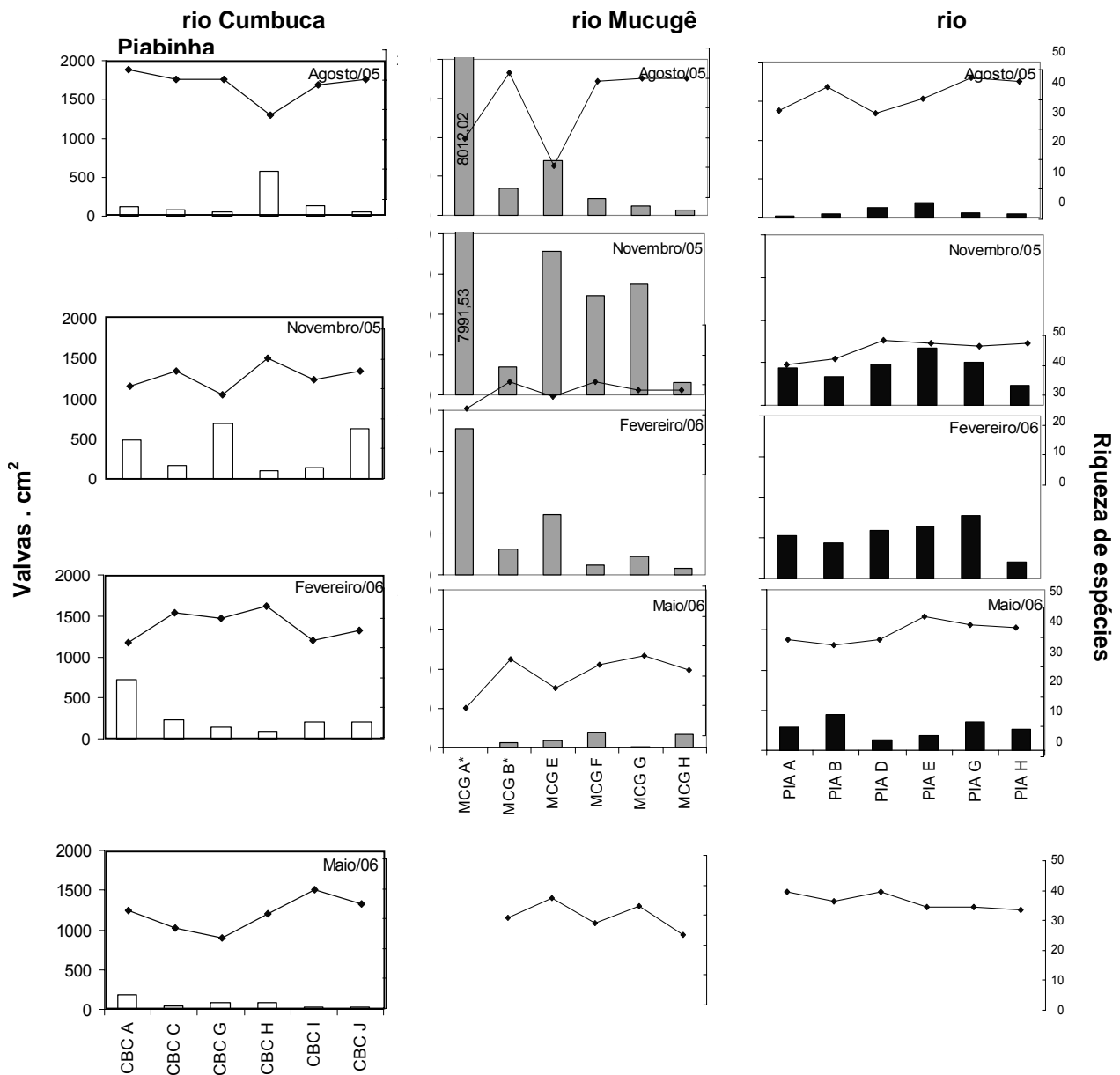


Figura 3. Gráfico de colunas: densidade total de valvas de diatomáceas do epítton durante os meses de coleta ao longo dos pontos amostrais do rio Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Gráfico de linhas: Riqueza de espécies de cada ponto de amostragem durante quatro campanhas. *Não houve coleta no MCG-A na campanha de maio/06 e, neste mesmo mês, o MCG-B foi transferido para um novo ponto: MCG-B'.

3.2.3. Abundância relativa e dominância

A comunidade epilítica no rio Cumbuca mostrou 28 espécies que se apresentaram abundantes (maior que a abundância relativa média da comunidade) em no mínimo de um ponto amostral dentre as 101 espécies identificadas durante todo o período analisado. *Eunotia intermedia* e *Achnantidium affine* foram as espécies mais abundantes (Figura 4). A primeira apresentou-se abundante em todos os pontos amostrais durante todos os meses, dominando apenas no CBC-B na campanha de fevereiro/06 (51,4 %). A segunda espécie supracitada não foi abundante apenas em agosto no CBC-H, tendo seu pico de dominância apresentada no CBC-A (53%).

O rio Mucugê apresentou 23 espécies de diatomáceas epilíticas foram classificadas como abundantes, em relação ao total de 97 espécies, em um ou mais pontos de amostragem durante as campanhas avaliadas.

Eunotia intermedia, manteve-se dominante na comunidade no ponto amostral MCG-A do rio Mucugê, em três meses coletados (agosto/05 com 67 % e 5368,052 valvas. cm², em novembro/05 com 67,4 % e 5226,459 valvas. cm², e em fevereiro/06, com 63,4 % e 1123,045 valvas. cm²). Esta mesma espécie permaneceu abundante em todos os pontos amostrais, exceto no MCG-E nas campanhas de agosto/05, novembro/05 e fevereiro/05 e em MCG-F em novembro/05. Nestes meses, *E. intermedia* apresentou abundância relativa reduzida nos demais pontos amostrais localizados à jusante da sede municipal de Mucugê quando comparado aos outros a montante. Ainda sobre *Eunotia intermedia*, foi observado que em mês maio/06, os pontos a montante da cidade de Mucugê, MCG-E, MCG-F, MCG-G, MCG-H mantiveram uma alta abundância relativa (36,8 %, 28,6 %, 43,8 % e 31,6 %, respectivamente). Porém, este padrão elevado não foi observado em novembro/05 (4 %, 2 %, 3,8 % e 5,3 %) e em fevereiro/06 (1,6 %, 4,8 %, 8 % e 7,2 %), sendo

que no MCG-E foi observado, em agosto/05, a mais baixa abundância relativa (0,6 %) para *Eunotia intermedia*.

Em novembro/05 e fevereiro/06, a abundância relativa de *E. rhomboidea*, decaiu nos pontos situados à jusante de Mucugê, quando comparada com as amostragens realizadas nos pontos à montante.

Gomphonema parvulum apresentou-se dominante no MCG-E, mantendo a abundância relativa de 53,4 % (950,759 valvas. cm²) e sendo abundante no MCG-F (37 %, com 457,331 valvas. cm²), porém, apesar desta dominância entre as espécies no mês de novembro/05, *G. parvulum* não foi abundante em qualquer ponto amostral em outros meses. Esta espécie não está presente nos pontos MCG-A e MCG-B, mantendo-se com pequena abundância relativa, abaixo de 2%, nos pontos MCG-B* em maio/06, MCG-E em agosto/05 e fevereiro/06, MCG-F em

fevereiro/06, MCG-G em novembro/05 e maio/06 e MCG-H em novembro/05.

A maior dominância registrada (96,6 % com 678,302 valvas. cm²) entre todos os rios estudados foi obtida no MCG-E por *Nitzschia palea* var. *debilis* em agosto/05, apresentando também pequena abundância relativa no MCG-F (1 %) e MCG-G (0,2 %). Não foi registrada sua ocorrência nas campanhas de novembro/05 e fevereiro/05, apenas voltando a ser observada no MCG-B* em maio/06, com abundância relativa de 0,4 %.

Nitzschia palea var. *palea* foi, em novembro/05, a segunda espécie mais abundante (12,6 %), depois de *G. parvulum* (53,4 %), no MCG-E. Porém, nesta estação amostral, em fevereiro/06, a *N. palea* var. *palea* dominou a comunidade com a abundância relativa de 80,6 % (594,827 valvas. cm²). Esta espécie ocorreu com abundâncias relativas menores também no MCG-E nos demais meses amostrados, em todos

os meses na estação MCG-F com valores de , respectivamente, 2,6 %, 2,4 %, 9,4 % e 0,8 % e 0,2 %, 6,8 %, 0,6 % e 1,2% na estação MCG-G. No ponto amostral MCG-H, ocorreu apenas em novembro/05 (5,6 %) e fevereiro/05 (1,6 %).

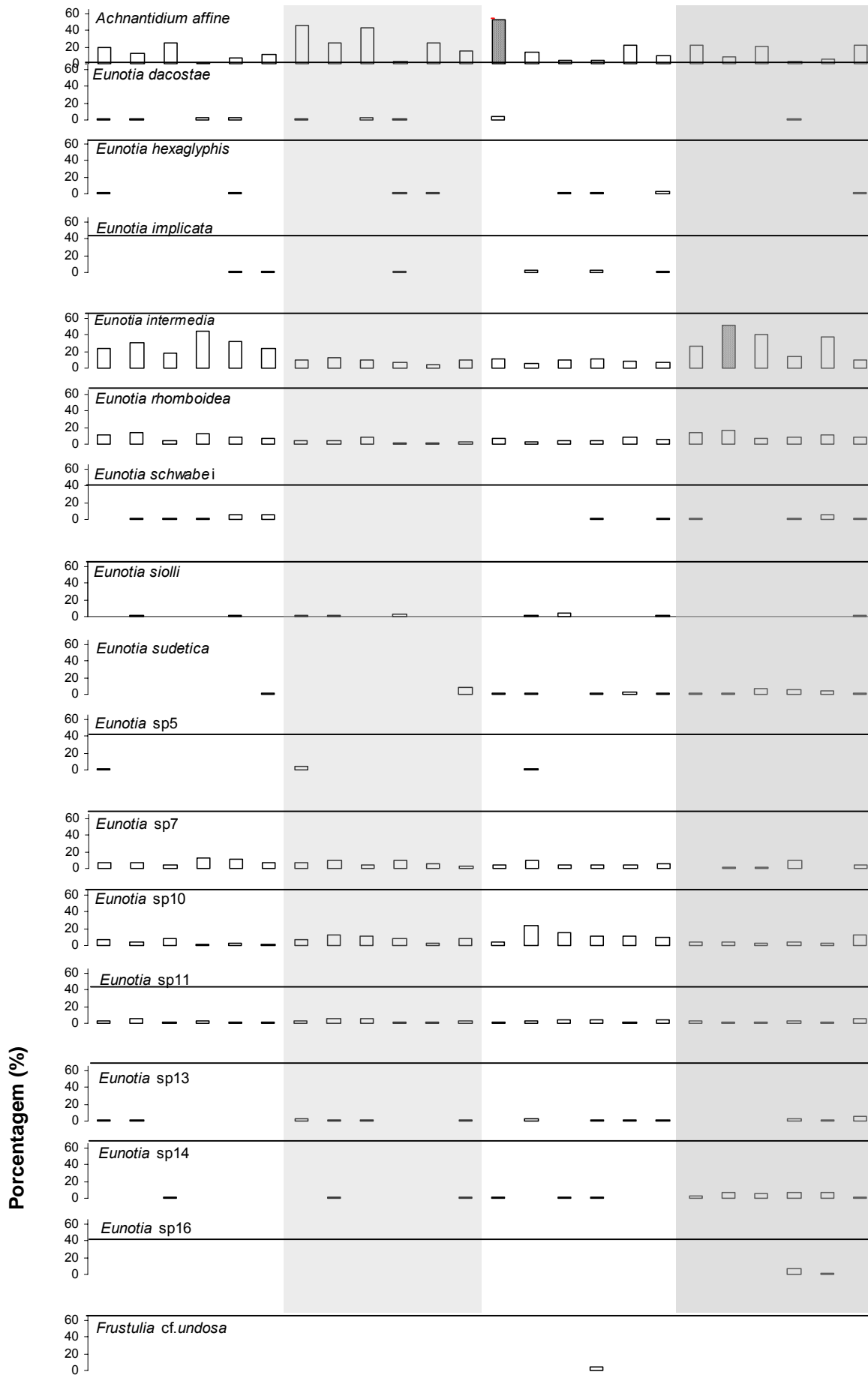
No Rio Piabinha, 29 espécies foram tidas como abundantes em no mínimo uma estação amostral dentre os 95 táxons identificados. Nenhuma espécie apresentou dominância sobre as demais. Dentre as espécies abundantes, as que tiveram a proporção relativa média mais elevada em todas as estações durante todos os períodos (n = 24) foram: *Nupela* cf. *lapidosa* (11,4 %), seguida de *Eunotia* sp5 (9,8 %), *Frustulia saxonica* (8,9 %) e *Eunotia intermedia* (6,3 %).

Nupela cf. *lapidosa* foi o único táxon que obteve abundância relativa acima de 20 % em relação às demais espécies, observado em fevereiro/06 com valores de 20,4 % (PIA-D) e 24 % (PIA-H) e em maio/06 com 22,6 % (PIA-A) e pico de 29,8% (PIA-D).

A densidade de *Psamotidium lavanderi* foi superior a 0,5 % a partir do gradiente MCG-E para MCG-H registrado em todos os meses analisados.

A abundância relativa (proporção relativa entre as diferentes espécies) da comunidade de diatomáceas epilíticas dos táxons considerados abundantes em no mínimo um ponto amostral nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha está apresentada nas Figuras 4-6, respectivamente.

Abundância relativa das espécies abundantes no mínimo em uma estação amostral no rio Cumbuca durante o período estudado.



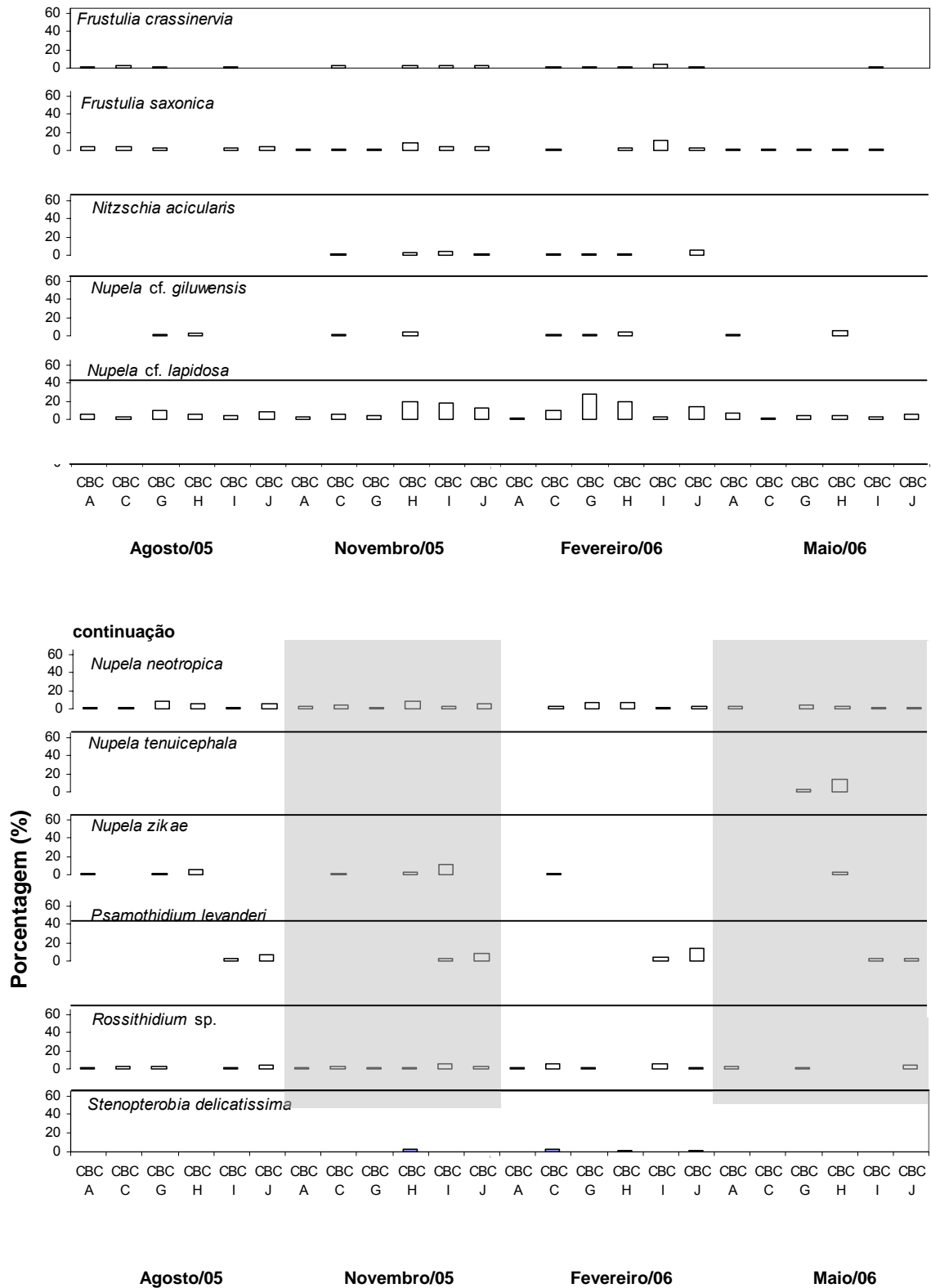
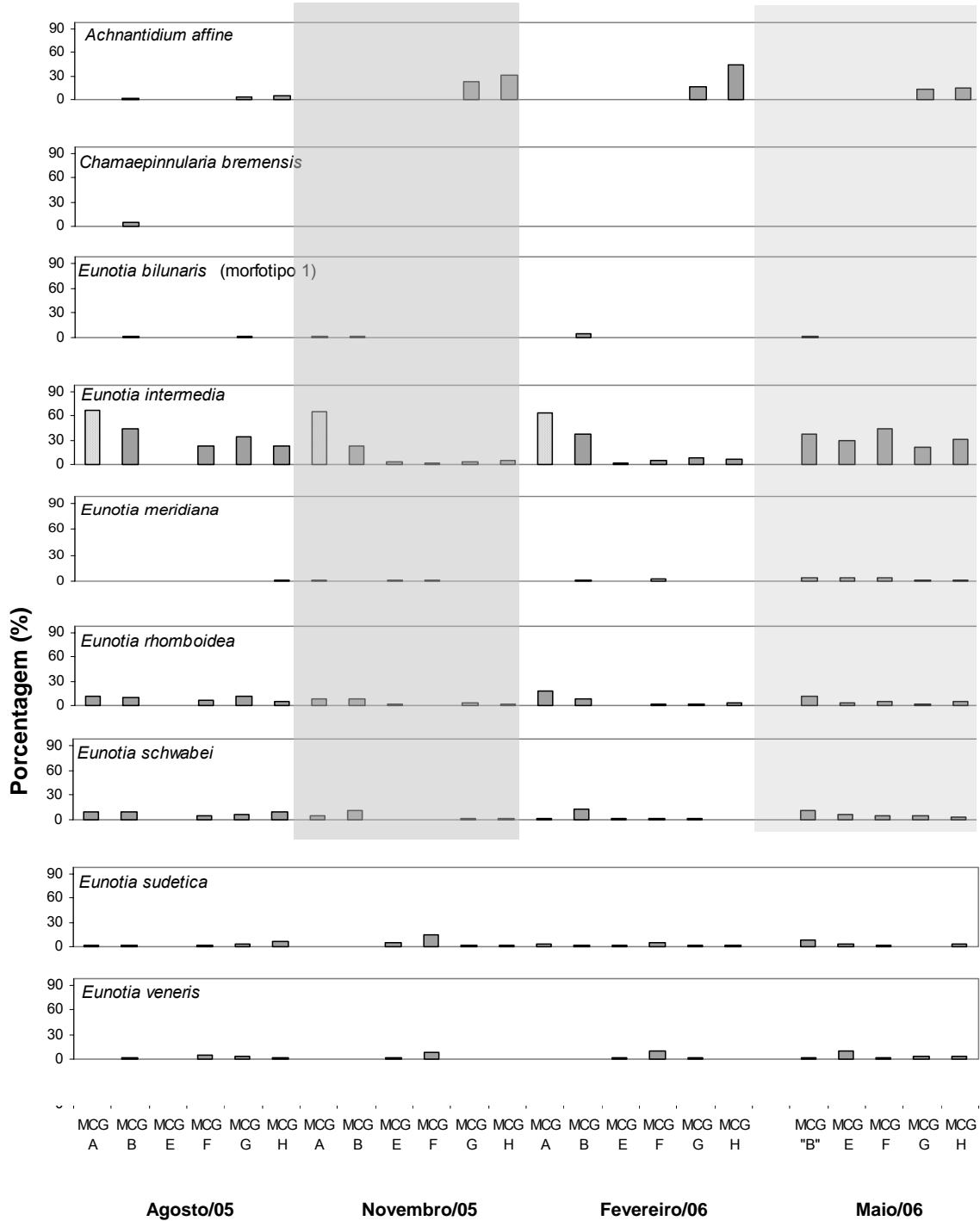
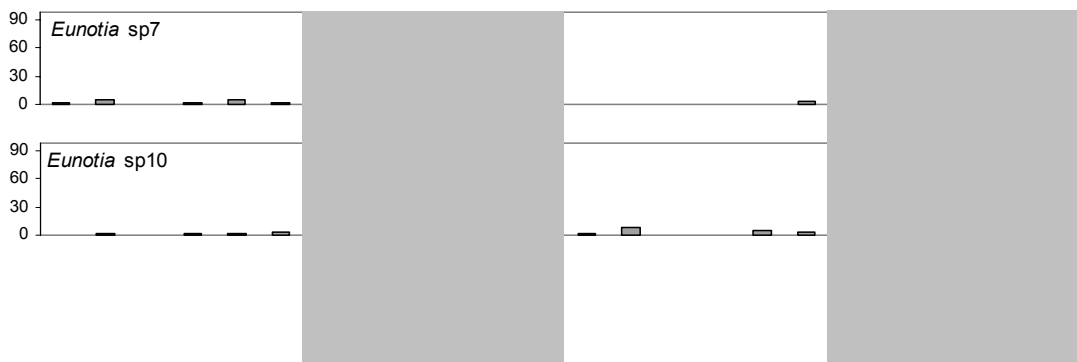


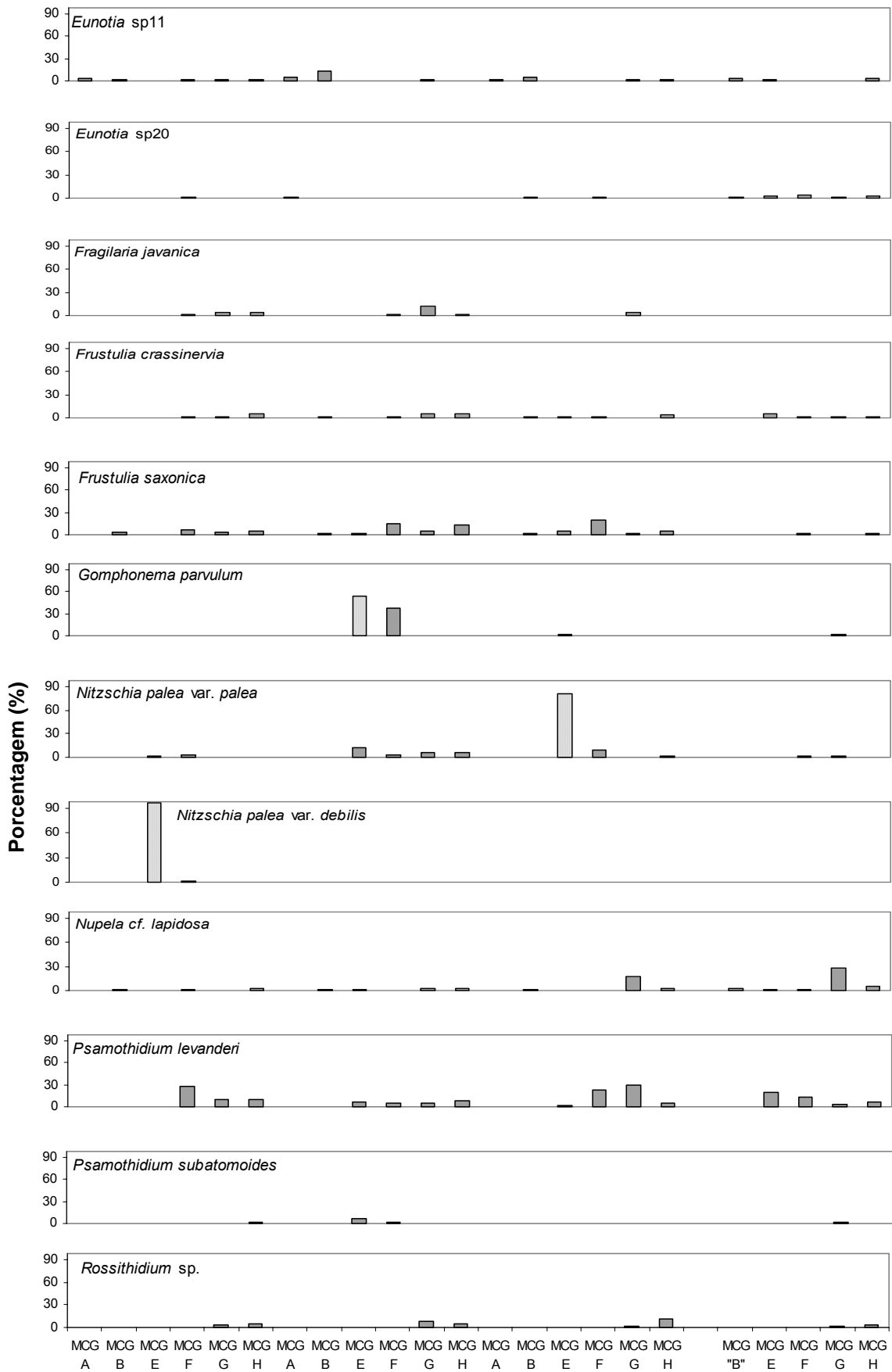
Figura 4. Proporção relativa (porcentagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem no rio Cumbuca durante as quatro campanhas. Barra preenchida representa as espécies dominantes.

Abundância relativa das espécies abundantes no mínimo em uma estação amostral no rio Mucugê durante o período estudado.



continuação





Agosto/05

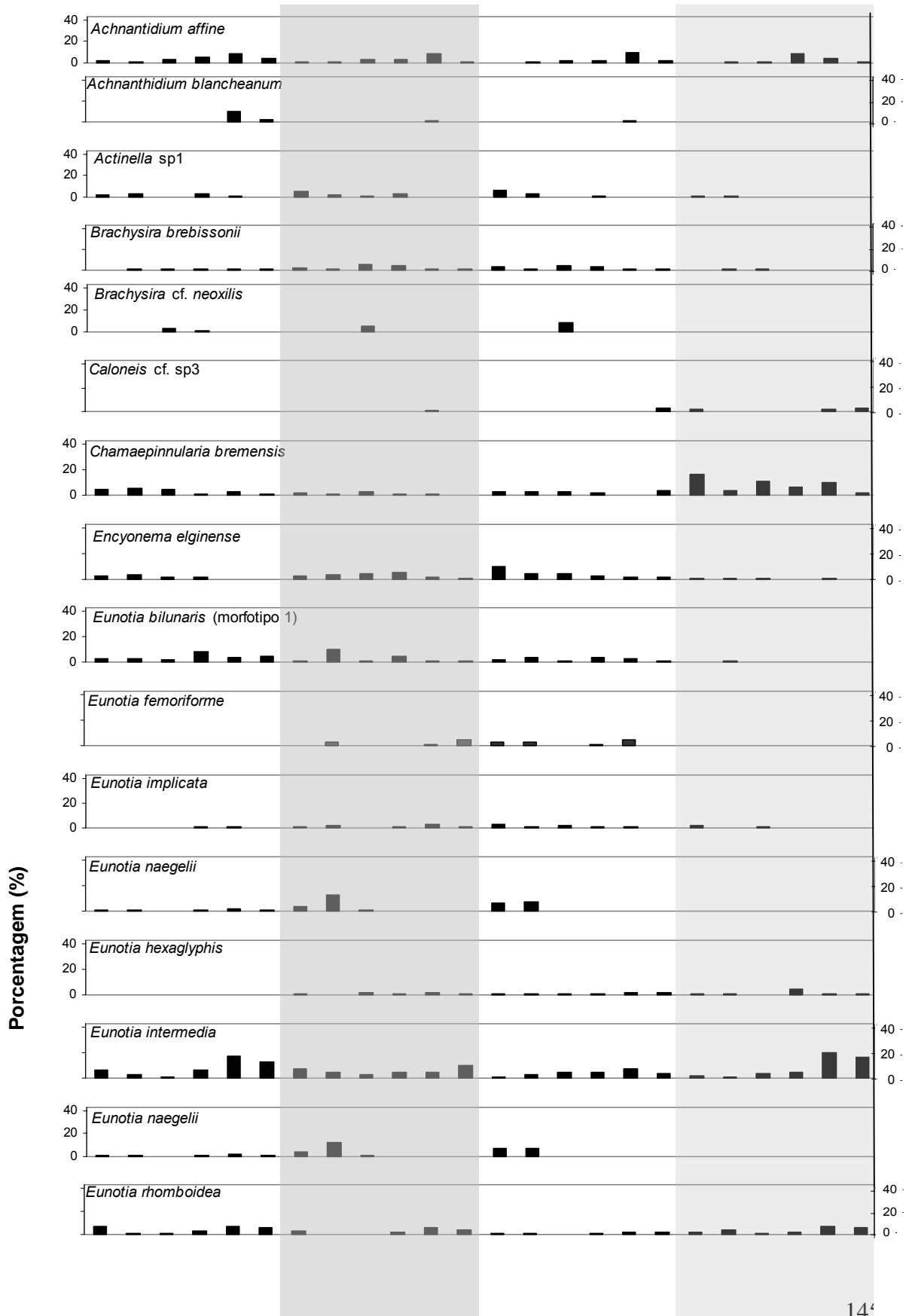
Novembro/05

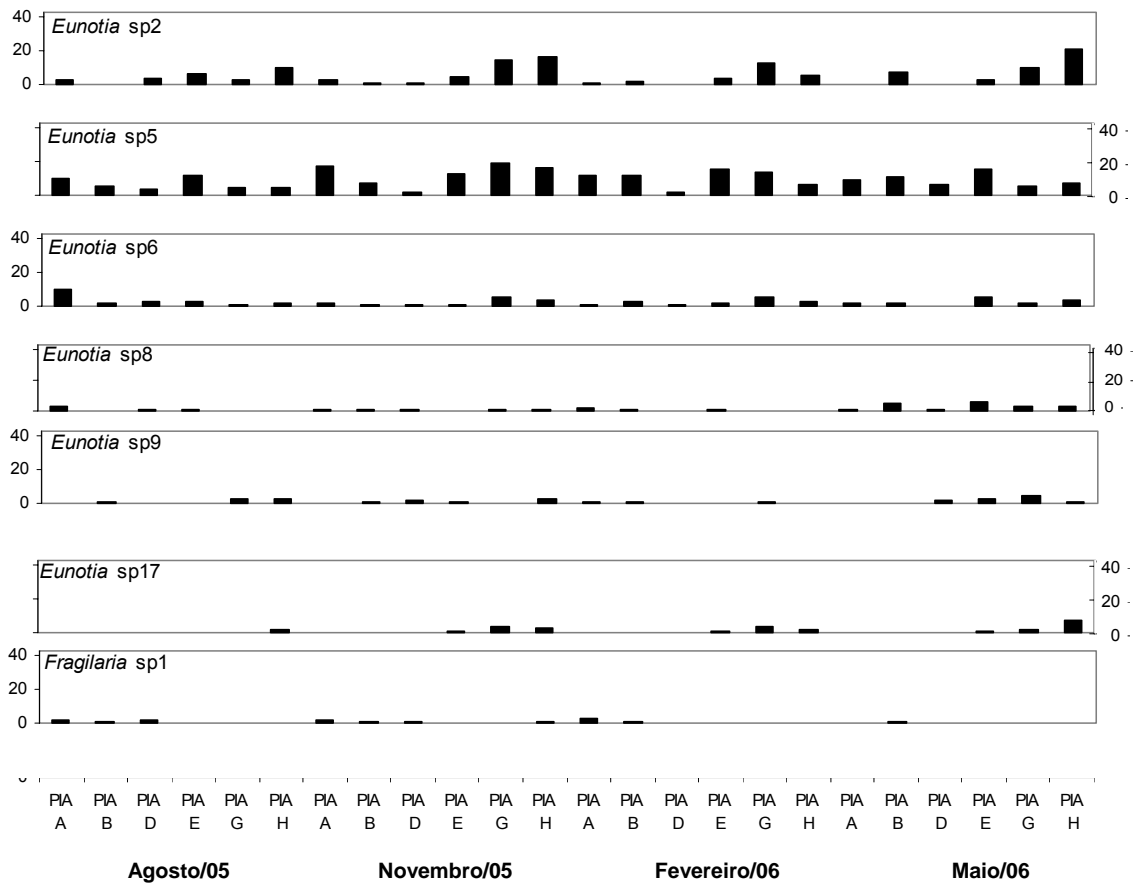
Fevereiro/06

Mai/06

Figura 5. Proporção relativa (porcentagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem ao longo do perfil longitudinal do rio Mucugê durante as quatro campanhas. Barra preenchida representa as espécies dominantes.

Abundância relativa das espécies abundantes no mínimo em uma estação amostral no rio Piabinha durante o período estudado.





Continuação

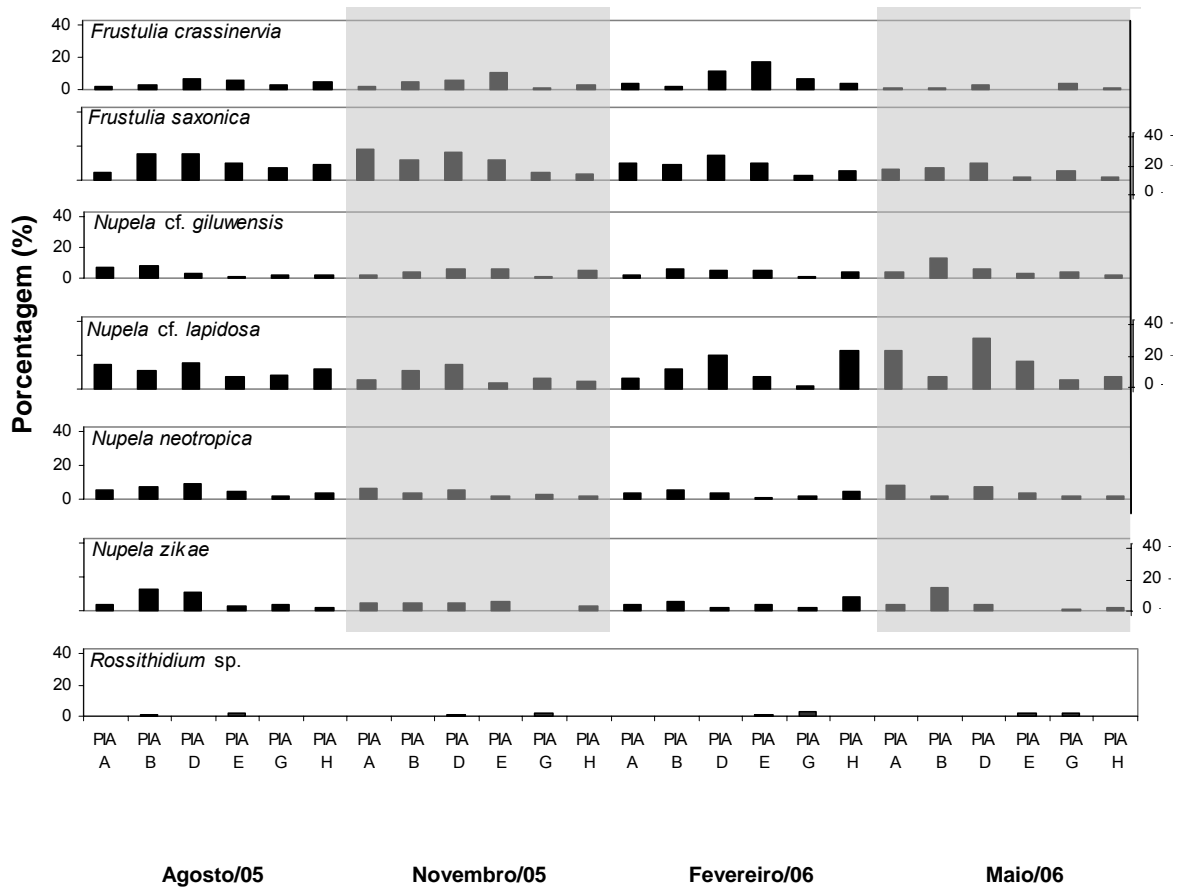


Figura 6. Proporção relativa (porcetagem das valvas de diatomácea contadas) entre as espécies abundantes nas estações de amostragem no rio Cumbuca durante as quatro campanhas.

3.3. Variáveis abióticas e bióticas

3.3.1. Rio Cumbuca

3.3.1.1. Análise indireta de gradiente.

3.3.1.1.1. Análise de Componentes Principais (variáveis abióticas)

A Figura 7 e a Tabela 3 apresentam resultados da ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis abióticas analisadas.

A variação cumulativa dos eixos PC1 e PC2 foram de 77,6%, no qual o primeiro componente da análise (59,1% da variância) é representado principalmente, correlacionado negativamente, pela variável sílica (-0,654) e o segundo eixo (17,8% da variância) também correlacionado negativamente, mas com o P-Total (-0,750).

A partir da representação gráfica da ACP, foi observada a ordenação de um grupo mais

afastado correlacionando-se mais negativamente como PC1, representados pelos pontos CBC-I e CBC-J amostrados em fevereiro/06. Este grupo foi caracterizado por manter valores mais elevados de fósforo total: 4,5 e 3,9 μM P-Total, respectivamente. O CBC-A em destaque, apresentou valores mais elevados de sílica: 5,67 μM Si-SO₂

Tabela 3. Correlação das variáveis com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Cumbuca.

Variáveis	PC 1	PC 2
OD	0,103	-0,030
Temp	-0,159	-0,042
pH	0,014	-0,006
Cond	-0,201	-0,165
P Total	-0,579	-0,750
N Total	-0,330	0,314
Si-SO ₂	-0,654	0,555
COD	0,226	-0,020
Autovalores	0,638	0,253
Porcentagem variância explicada (%)	59,800	17,800
Porcentagem variância cumulativa (%)	59,800	77,600

3.3.1.1.2. Análise de Componentes Principais (variáveis bióticas)

A análise resumiu 54,4 % da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos.

A Figura 7 e Tabela 4 apresentam resultados da ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base nas espécies $\geq 0,5$ % da densidade total. *Achnantidium affine* (Acaff) apresentou correlação de -0,368

em relação ao primeiro eixo, seguido das maiores correlações de *Eunotia* sp. 7 (Eusp7), *Eunotia* sp. 10 (Eusp10), *Eunotia* sp. 11 (Eusp11) e *Nupela* cf. *lapidosa* (Nulap). Ver Tabela 4. *Psammothidium levanderi* (Pslev), apresentou correlação de 0,463 para o eixo 2 e *Eunotia dacostae* (Eudac) -0,328. Durante os meses chuvosos, agosto/05 e maio/06, a distribuição dos táxons nos pontos amostrados mostrou semelhança na constituição florística de sua comunidade devido ao seu agrupamento na ordenação da ACP, com exceção da estação CBC-H. *Achnantidium affine* apresentou oscilação de 2,083 valvas.cm² em maio/06 (CBC-I) a 383,352 valvas.cm² em fevereiro/06 (CBC-A).

Tabela 4. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Cumbuca com os componentes principais 1 e 2

Abreviações	PC1	PC2
Acaff	-0,368	-0,065
Brbre	0,002	-0,037
Calo3	-0,016	-0,011
Chbre	-0,061	-0,096
Cymen	-0,108	0,026
Cysis	0	-0,002
Enelg	0,012	-0,003
Eubil1	-0,12	0,009
Eudac	-0,233	-0,328
Euhex	-0,03	0,17
Euimp	-0,093	-0,055
Euint	-0,188	-0,218
Eumer	-0,007	0,065
Eurho	-0,215	-0,223
Eusch	-0,064	0,033
Euscht	0	0
Euser	0,002	-0,007
Eusio	-0,057	-0,092
Eusud	-0,169	0,193
Eutrin	-0,015	0,064
Euven	-0,149	0,048
Euspt	0,004	-0,007
Eusp5	-0,081	-0,117
Eusp7	-0,286	-0,16
Eusp10	-0,325	0,021
Eusp11	-0,256	-0,146
Eusp12	-0,014	-0,066
Eunsp13	-0,195	-0,037
Eusp14	-0,065	-0,025
Eusp15	0,017	0,015
Eusp16	0,009	0,018
Eusp17	0,017	0

Eusp18	-0,027	-0,068
Eusp19	-0,043	0,070
Eusp20	-0,097	0,053
Frajav	-0,064	0,125
Frusund	0,008	0,021
Frucra	-0,150	0,203
Frumod	-0,079	-0,048
Frusax	-0,162	0,268
Gopar	0,001	0,032
Niaci	-0,044	0,142
Nitris	-0,153	0,218
Nipal	-0,054	0,165
Nugil	-0,103	-0,125
Nulap	-0,255	0,112
Nulapt	0,004	0,001
Nuneo	-0,208	-0,017
Nusp1	-0,104	0,130
Nuten	0,032	-0,108
Nuzik	-0,132	-0,192
Pibic	-0,013	0,065
Pibra	-0,005	0,046
Pisub	0,003	-0,004
Pslev	-0,140	0,463
Pssub	-0,064	0,222
Rosp.	-0,225	0,122
Stdcl	-0,079	0,065
Autovalores	9,67	3,4
Porcentagem variância explicada (%)	40,50%	14,20%
Porcentagem variância cumulativa (%)	40,50%	54,70%

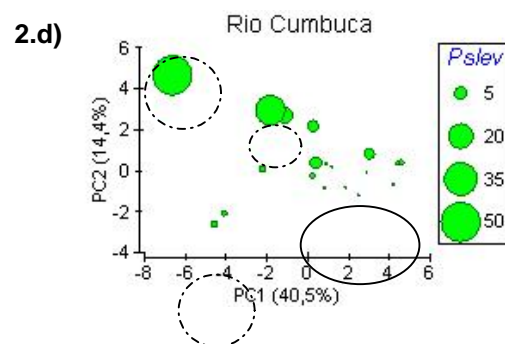
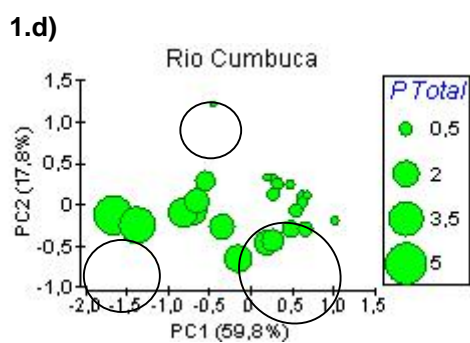
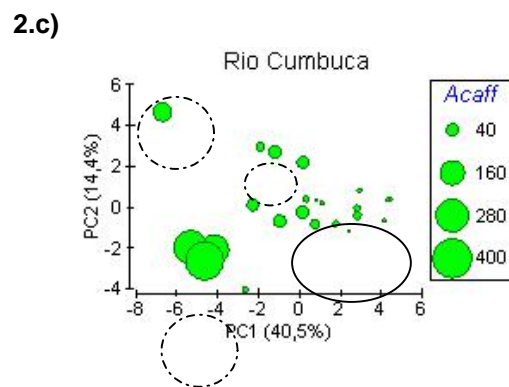
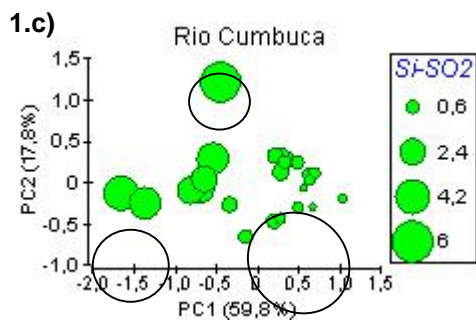
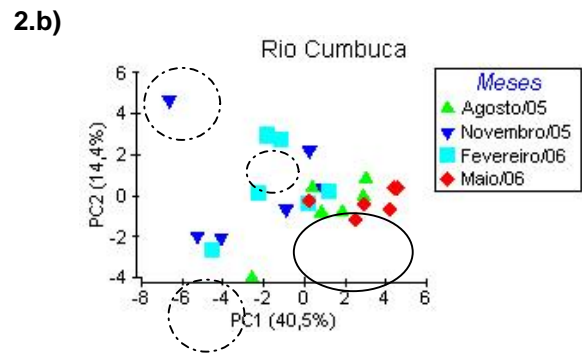
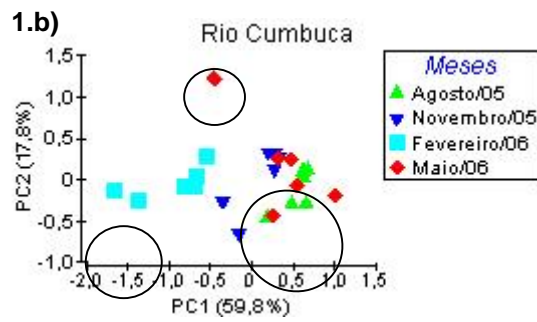
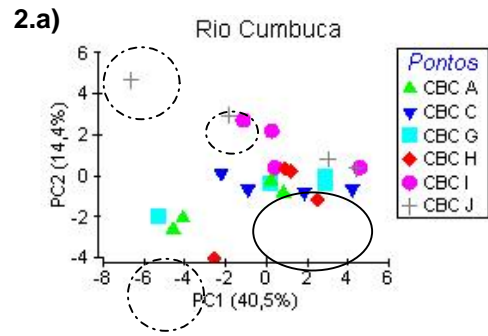
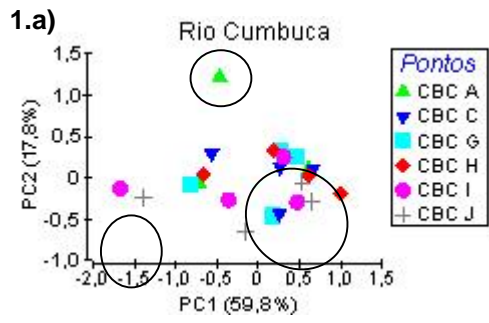


Figura 7.1) Ordenação da ACP para oito variáveis limnológicas do rio Cumbuca. a) Pontos amostrais, b) Meses coletados, c) Valores absolutos de sílica (μM) através de bolhas d) ACP representando os valores absolutos de fósforo total (μM) através de bolhas. 7.2) Ordenação da ACP para densidade total de 59 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Cumbuca durante todas as campanhas a) Distribuição em pontos de amostragem, b) Representação gráfica por meses, c-d) Densidade total (valvas. cm^2) através de bolhas da *Achnanidium affine* (Acaff) e *Psammothidium levanderi* (Pslev), respectivamente.

3.3.2. Rio Mucugê

3.3.2.1. Análise indireta de gradiente.

3.3.2.1.1. Análise de Componentes Principais (variáveis abióticas)

Os dois primeiros eixos da ACP para oito variáveis abióticas analisadas no rio Mucugê durante os meses de novembro/05, agosto/05, fevereiro/06 e maio/06 explicaram 90,5% da variabilidade total dos dados. Sendo assim, 81,5% foi através do primeiro componente principal (PC1) e 9,0% a partir do PC2.

P-total e N-total obtiveram correlações mais elevadas em relação ao PC1 com -0,655 e -0,517, respectivamente. A sílica foi, entretanto, mais correlacionada com o PC2 (0,720). Observar Tabela 5.

A Figura 8 apresenta os resultados da ACP para os pontos de amostragem no rio Cumbuca com base em todas as variáveis abióticas analisadas. Desde modo, houve a formação de um grupo chamado “A” que mantém os meses de novembro/05, com os pontos MCG-E, MCG-

G, MCG-H e para de fevereiro/06, com os pontos MCG-E, MCG-F, MCG-G e MCG-H. Este grupo inclui concentrações elevadas de P-Total variando entre 5,20 (MCG-G, novembro/05) e 17 μM P-Total (MCG-E, fevereiro/06) e de N-Total com oscilação 51,50 μM N-Total (MCG-H, novembro/06) a 263,00 μM N-Total (MCG-F, fevereiro/06). As estações amostrais MCG-A e MCG-B, assim como as demais em todos os meses, estão arranjadas no Grupo “B”, possuem valores menores em até 170 vezes como, por exemplo, de fósforo total no MCG-B* em maio/06 (0,10 μM P-Total).

Tabela 56. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Mucugê.

Variáveis	PC1	PC2
O.D.	0,085	-0,316
Temp	-0,070	0,049
pH	-0,056	0,008
Cond	-0,27	-0,048
P Total	-0,655	-0,594
N Total	-0,517	0,060
Si-SO ₂	-0,454	0,720
C.O.D.	0,094	-0,141
Autovalores	1,65	0,182
Porcentagem variância explicada (%)	81,5	9,0
Porcentagem variância cumulativa (%)	81,5	90,5

3.3.2.1.2. Análise de Componentes Principais (variáveis bióticas)

Foram selecionadas 54 espécies, ou seja, as que obtiveram abundância relativa igual ou superior a 0,5 % da abundância total. Os dois eixos da ACP explicaram 58,2 % da variação dos dados. *Eunotia intermedia* (Euint), *Eunotia* sp. 11 (Eusp11) foi a espécie melhor correlacionada (-0,393 e -0,349) associada ao eixo PC1 (35,5%). No entanto, em relação ao eixo PC2 (22,7 %), seguida por *Nitzschia palea* var. *palea* (Nipal) que apresentou $r = 0,400$, *Frustulia saxonica* (Frusax) mostrou-se com 0,309 e *Psammothidium levanderi* (Pslev) $r = 0,303$. A Tabela 6 mostra a correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Mucugê com os componentes principais 1 e 2.

A distribuição dos pontos no gráfico foi apresentada por espécies que obtiveram picos elevados de densidade total. Como pode ser observado na Figura 8, em 2.c a 2.e, a *Eunotia intermedia* (Euint) apresentou-se na estação MCG-A com a densidade mais elevada considerados todos os rios e espécies, com 5368,052 valvas. cm² (agosto/05) e 5226,459 valvas. cm² (novembro/05) e *Nitzschia palea* var. *palea* (Nipal) com 594,827 valvas. cm² na estação MCG-E em fevereiro/06. Mesmo não apresentando correlação alta para os eixos, *Nitzschia palea* var. *debilis* (Nideb) e *Gomphonema parvulum* (Gopar) parecem definir as posições mais isoladas para os pontos amostrais MCG-E (agosto/05) com 678,302 valvas. cm² e MCG-E e MCG-F em novembro/06 (respectivamente, 950,759 e 457,331 valvas. cm²).

Ainda na Figura 8, a formação de grupos na ACP, que podem estar relacionados com a densidade das espécies supracitadas, é evidenciado através de limites rachurados. Portanto, o Grupo A é composto pelo MCG-A e MCG-B situados à montante da cidade de Mucugê e os demais grupos em destaques (B-D) representam pontos de amostragem à jusante da cidade de Mucugê, que possuem valores mais elevados de fósforo total representados na ACP da Figura 8.1c.

Tabela 6. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Mucugê com os componentes principais 1 e 2.

Abreviações	PC1	PC2
Acaff	-0,108	0,050
Calo3	-0,195	-0,016
Chbre	-0,182	-0,025
Eubil1	-0,226	-0,018
Eucar	-0,004	-0,010
Euimp	-0,012	-0,015
Eudac	0,007	0,060
Eufem	-0,117	-0,067
Euimp	-0,011	-0,023
Euint	-0,393	0,034
Eumer	-0,095	0,160
Eumon	0,006	0,034
Eunae	-0,105	-0,026
Eurho	-0,351	0,050
Eusch	-0,003	-0,008
Eusch	-0,310	0,036
Eusio	-0,005	-0,020
Eusud	-0,173	0,266
Euven	0,087	0,199
Euybe	0,014	0,073
Euspt	-0,002	0,023
Eusp7	-0,172	0,178
Eusp10	-0,267	0,108
Eusp11	-0,349	-0,010
Eusp12	-0,002	-0,024
Eunsp13	-0,123	0,066
Eusp14	-0,122	0,096
Eusp15	-0,097	-0,004
Eusp17	0,015	-0,031
Eusp20	-0,132	0,047
Eusp21	0,009	-0,002
Frcap	-0,007	-0,007
Frajav	-0,044	0,254
Fruguat	0,006	0,001
Frucra	-0,100	0,185
Frumod	0,005	0,073
Frusax	0,015	0,309
Golag	0,008	0,073
Gopar	0,095	0,430
Niaci	0,046	0,051
Nitris	0,024	0,049
Nideb	0,075	-0,082
Nipal	0,143	0,400
Nugil	-0,006	-0,008
Nulap	-0,023	0,104
Nuneo	-0,241	-0,034
Nusp1	0,004	-0,002
Nuzik	-0,010	-0,018
Pibic	0,044	0,134
Pibra	0,031	0,143
Pslev	0,162	0,303

Pssub	0,038	0,260
Rosp.	0,033	0,069
Stdel	-0,004	-0,016
<hr/>		
Autovalores	22,300	14,200
Porcentagem variância explicada (%)	35,500	22,700
Porcentagem variância cumulativa (%)	35,500	58,200
<hr/>		

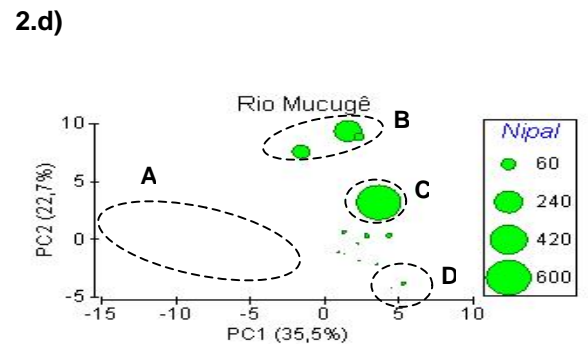
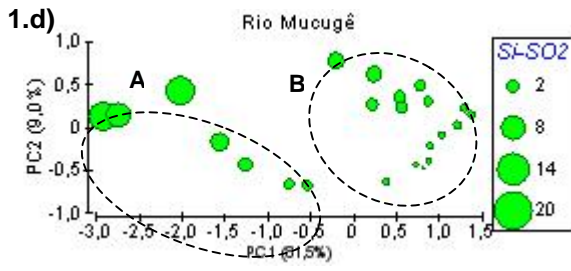
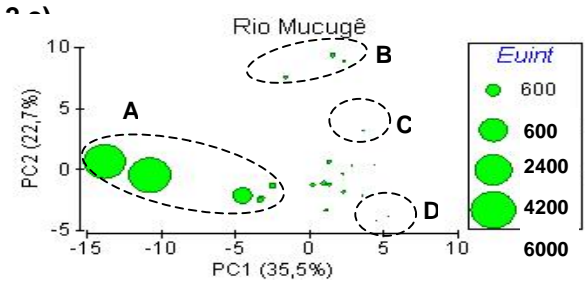
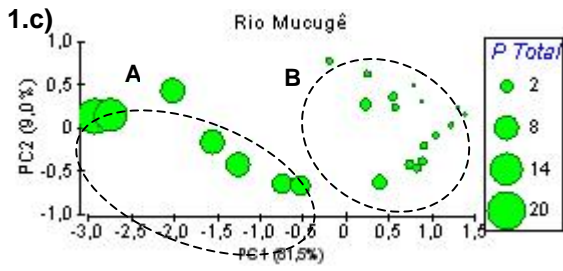
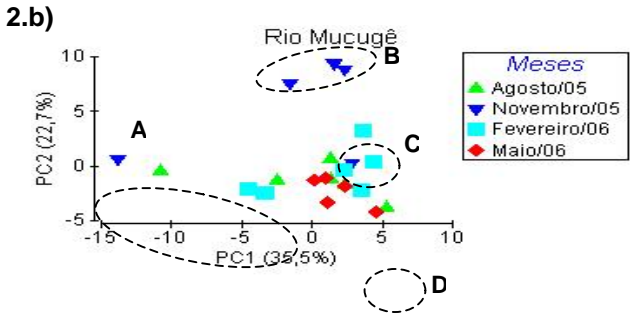
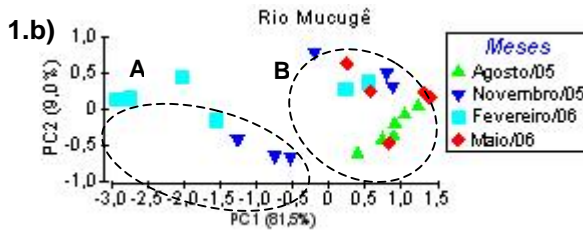
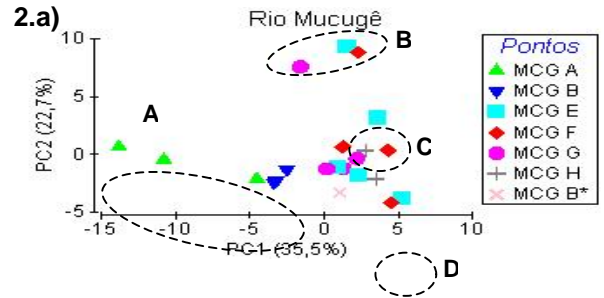
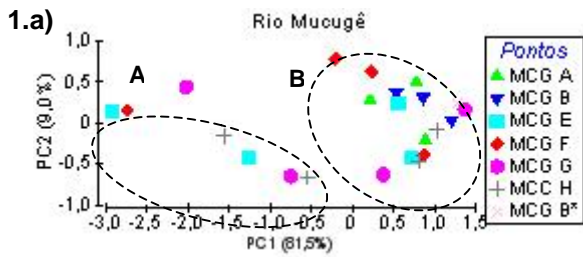
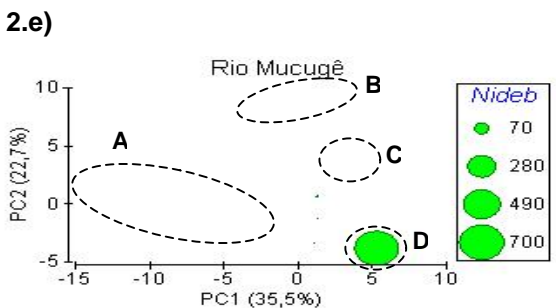


Figura 8.1. Ordenação da ACP para 8 variáveis limnológicas do rio Mucugê a) Pontos amostrais, b) Meses coletados, c) ACP representando os valores absolutos de fósforo total (P-Total em μM) através de bolhas d) ACP representando os valores



absolutos de sílica (Si-SO₂ em µM) através de bolhas. 8.2. Ordenação para densidade total de 54 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Cumbuca durante todas as campanhas a) Distribuição em pontos de amostragem, b) Representação gráfica por meses, c), d), e), e f) ACP mostrando espécies que apresentaram picos elevados de densidade (valvas.cm²), com valores representados através de bolhas, respectivamente: *Eunotia intermedia* (Euint), *Nitzschia palea* var. *palea* (Nipal), *Nitzschia palea* var. *debilis* (Nideb) e *Gomphonema parvulum* (Gopar).

3.3.3 Rio Piabinha

3.3.3.1. Análise indireta de gradiente.

3.3.3.1.1. Análise de Componentes Principais (variáveis bióticas)

A ordenação da ACP indicou para o primeiro eixo explicação de 62,6% da variância de oito fatores abióticos, sendo a sílica (-0,811) mais correlacionada. Para o componente principal 2 (18,5 %), o fósforo total apresentou correlação de 0,488, seguido pela correlação negativa de -0,473 referente do carbono orgânico dissolvido. Valores de correlação das variáveis abióticas para os 2 eixos estão na Tabela 7.

Observou-se nos gráficos de ordenação da ACP apresentados na Figura 9, que o arranjo das estações de amostragem está mais relacionado aos períodos de coleta.

Tabela 77. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado no rio Piabinha.

Variáveis	PC1	PC2
OD	0,095	-0,168
Temp	-0,117	0,044
pH	0,005	-0,018
Cond	0,002	-0,416
P Total	-0,479	0,488
N Total	-0,036	-0,329
Si-SO ₂	-0,811	-0,475
COD	0,298	-0,473
Autovalores	0,539	0,159

Porcentagem variância explicada (%)	62,600	18,500
Porcentagem variância cumulativa (%)	62,600	81,100

3.3.3.1.2. Análise de Componentes Principais (variáveis bióticas)

A variância explicada pelos dois eixos na ACP para variáveis bióticas foi de apenas 51%, no qual para o PC1 foi representado 33,6% e PC2 18,2%. Nenhum padrão de distribuição dos pontos foi bem caracterizado, porém é possível notar que a densidade de *Encyonema elginense* (Enelg) manteve maior correlação (-0,305) para o PC1, influenciando o agrupamento dos pontos PIA-A, PIA-B, e PIA-C dos meses de novembro/05 e fevereiro/06, em destaque Figura 9.2. *Eunotia* sp2 (Eusp2) apresentou a maior correlação dentre as espécies no PC2 (-0,384). A tabela 8 cita as correlações das diatomáceas epilíticas que mantiveram valores iguais ou superiores a 0,5% da densidade total (69 espécies) em relação aos componentes principais PC1 e PC2.

A Figura 9 mostra as representações gráficas da ACP para as variáveis bióticas no rio Piabinha, evidenciando os pontos de amostragem, meses de amostragem, e densidade (valvas. m²) de *Encyonema elginense* e *Eunotia* sp2.

Tabela 8. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas do rio Piabinha com os componentes principais 1 e 2

Abreviações	PC1	PC2
Acaff	-0,137	-0,25
Acblan	0,008	-0,124
Actbras	-0,124	0,061
Act1	-0,203	0,246
Brbre	-0,278	0,090
Braina	-0,071	0,005
Brneo	-0,083	0,086
Brsim	-0,123	0,040
Calo1	-0,079	0,093
Calo2	-0,016	-0,002
Calo3	-0,009	-0,082
Chbre	-0,077	0,079
Enelg	-0,305	0,111
Eumuc	-0,063	-0,029
Eubil1	-0,228	0,038
Eubil2	-0,061	0,025
Eusep	-0,029	-0,011
Eudac	-0,059	-0,154
Eufem	-0,224	-0,054
Euhex	-0,175	-0,109
Euimp	-0,208	0,035
Euint	-0,134	-0,205
Eumer	-0,037	-0,246
Eunae	-0,179	0,231
Eurho	-0,057	-0,263
Eusch	-0,104	0,143
Eusch	-0,077	0,077
Euser	-0,048	0,046
Eusil	-0,025	0,022
Eusio	-0,001	-0,039
Eutrin	-0,029	-0,052
Euven	-0,029	-0,018
Euybe	-0,033	0,053
Euspt	-0,090	-0,044
Eusp2	-0,169	-0,384
Eusp4	-0,136	0,096
Eusp5	-0,245	-0,127
Eusp6	-0,135	-0,189
Eusp7	0,020	0,001
Eusp8	-0,110	-0,051
Eusp9	-0,064	-0,110
Eusp10	-0,053	-0,066
Eusp11	0,035	-0,086
Eunsp13	-0,047	-0,101
Eusp14	-0,031	-0,045
Eusp15	-0,050	-0,050
Eusp17	-0,109	-0,33
Eusp20	-0,045	-0,106
Frcap	-0,033	0,029
Frajav	-0,063	-0,023
Frasp1	-0,115	0,158
Frusund	0	-0,007
Frucra	-0,274	-0,009
Frumod	-0,001	-0,032
Frusax	-0,243	0,127

Nitris	-0,106	-0,028
Nugil	-0,188	0,050
Nulap	-0,129	0,074
Nules	0,048	0,031
Nuneo	-0,130	0,083
Nusp1	0,010	0,044
Nuten	-0,023	-0,003
Nuzik	-0,183	0,139
Pslev	-0,033	-0,002
Pssub	0	0,001
Rosp.	-0,069	-0,203
Stdel	-0,027	-0,051
Sulin	-0,029	-0,073
Autovalores	13,700	7,460
Porcentagem variância explicada (%)	33,600	18,200
Porcentagem variância cumulativa (%)	33,600	51,800

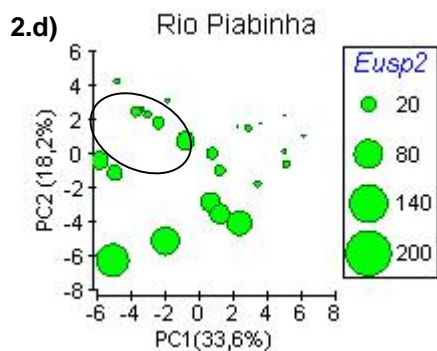
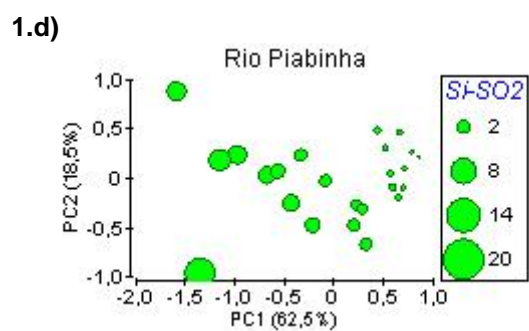
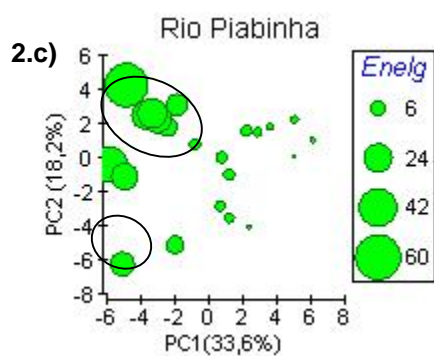
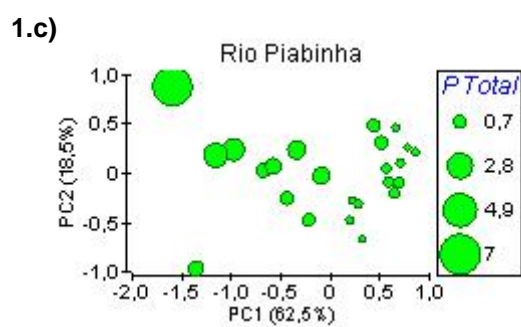
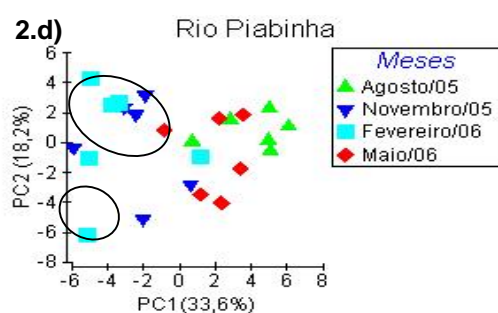
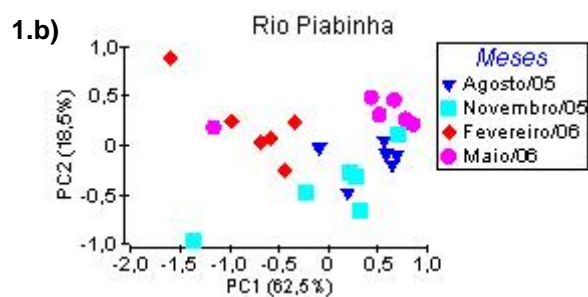
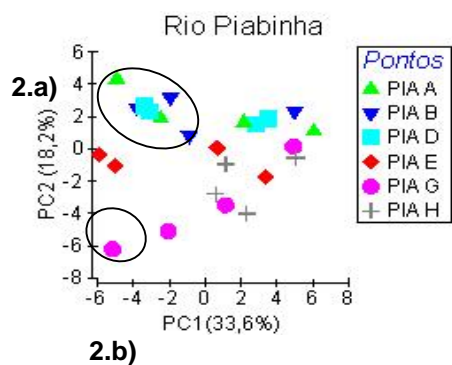
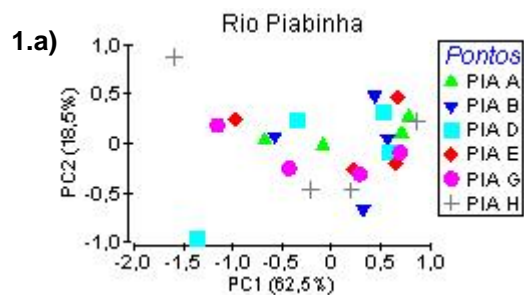




Figura 9.1. Ordenação da ACP para 8 variáveis limnológicas do rio Piabinha a) Pontos amostrais, b) Meses coletados, c) Valores absolutos de fósforo total (P-Total em μM) através de bolhas d) Valores absolutos de sílica (Si-SO₂ em μM) através de bolhas. 9.2. ACP para densidade total de 69 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas no rio Piabinha durante todas as campanhas a) Distribuição das estações de amostragem, b) Representação gráfica por meses, c-d) Densidade (valvas. cm^2), representados através de bolhas, respectivamente, das espécies *Encyonema elginense* (Enelg) e *Eunotia* sp2 (Eusp2) que apresentaram maiores correlações com os eixos PC1 e PC2.

3.3.4. Rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha

3.3.4.1. Análise Indireta de Gradiente

3.3.4.1.1. Análise de Componentes Principais (variáveis abióticas)

Para as variáveis abióticas dos três sistemas lóticos analisadas em conjunto, o primeiro componente principal explicou 67,4 % da variação explicada e o segundo 13% (variância cumulativa: 80,4%). Veja Tabela 9.

Para o primeiro eixo, o P-Total foi a variável que obteve a maior correlação (-0,637) e segundo, sílica (Si-O₂) com $r = 0,786$. Dentre os pontos amostrais que apresentaram altos teores de fósforo total, houve destaque para o MCG-E e MCG-F em fevereiro/06 situados logo a jusante de fontes pontuais de efluentes não tratados da cidade de Mucugê (Figura 10.1.a, com círculo em destaque), indicando, portanto, ambiente mais eutrofizado.

Tabela 9. Correlação das variáveis abióticas com os dois primeiros componentes principais e porcentagem de variância retida em cada componente no período estudado nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha.

Variáveis	PC1	PC2
O.D.	0,106	-0,087
Temp	-0,083	0,089
pH	-0,038	-0,048
Cond	-0,224	-0,167
P Total	-0,637	-0,373
N Total	-0,456	-0,416
Si-SO ₂	-0,543	0,786
C.O.D.	0,149	-0,155
Autovalores	0,879	0,170
Porcentagem variância explicada (%)	67,400	13,000
Porcentagem variância cumulativa (%)	67,400	80,400

3.3.4.1.2. Análise de Componentes Principais (variáveis bióticas)

A ordenação da ACP aplicada para a análise conjunta dos três sistemas lóticos incluiu a densidade total (valvas.cm²) de todas as 128 espécies encontradas nos períodos amostrados. Deste modo, foi necessária a representação da ACP em três dimensões, tendo no primeiro componente principal a explicação de 29,8 %, o segundo eixo 16,6 %, e no terceiro eixo 10,7 %. No conjunto, a análise resumiu 57,3% da variabilidade total dos dados. (Veja Tabela 10).

Para cada eixo foram destacadas as seguintes espécies mais correlacionadas (espécies descritoras) abaixo:

- PC 1 - *Encyonema elginense* (Enelg) -0,232, *Eunotia sudetica* (Eusud) 0,217, *Eunotia* sp2 (Eusp2) -0,246, *Eunotia* sp5 (Eusp5) -0,342 e *Nupela giluwensis* (Nugil) -0,242,
- PC 2 – *Eunotia intermedia* (Euint) -0,359, *Eunotia bilunaris* (morfortipo 1) (Eubil1) 0,226, *Acnanthidium affine* (Acaff) 0,215 , *Eunotia* sp10 (Eusp10) -0,276, *Eunotia* sp11 (Eusp11) -0,274 e *Frustulia crassinervia* (Frucra) -0,213,
- PC 3 - *Nitzchia palea* (Nipal) -0,387, *Gomphonema parvulum* (Gopar) -0,359 e *Psammothidium levanderi* (Pslev) -0,379.

As principais tendências de variação da comunidade em função dos fatores temporais (agosto/05, novembro/05, fevereiro e maio/06) e espaciais (estações de amostragem no gradiente longitudinal dos rios) podem ser observadas na Figura 10.

A disposição agrupada dos pontos de amostragem indica, a partir da ACP, a semelhança na composição de espécies (taxonômica) da comunidade epilítica. Portanto, foi notada mudança na comunidade em determinados períodos, principalmente entre os pontos amostrais MCG-A, MCG-E, MCG-F e MCG-G.

Dentre os seis táxons que apresentaram maior correlação com o eixo 2, *Eunotia intermedia* destaca-se por ser classificada como a mais abundante (média mais elevada de abundância relativa em relação a todos os pontos durante os períodos amostrados, n = 24) nos rios Mucugê (25,1 %), Cumbuca (16,1 %) e a quarta mais abundante no rio Piabinha (6,6 %). Assim, é importante notar que a separação nítida do ponto MCG-A (ago/06 e nov/06) em relação ao eixo 2 indica que a comunidade está mais representada pelos maiores valores de densidade de *Eunotia intermedia* (5368,052 e 5226,459 valvas. cm²). Este agrupamento está representado pelo grupo “A” (Figura 10).

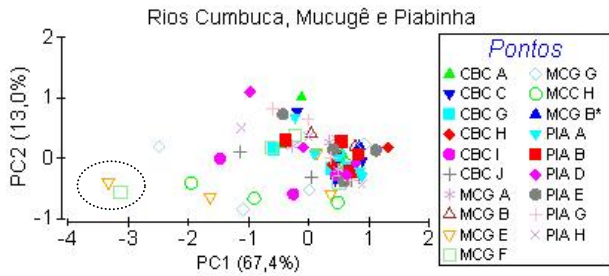
Destacaram-se, através do gráfico de ordenação tridimensional, os pontos de amostragem MCG-E e MCG-F, em novembro/05 (grupo “C”) e fevereiro/06 (grupo “B”). Observou-se que estes pontos estão posicionados mais negativamente em relação ao PC3, significando que as densidades mais elevadas de *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum* e *Psammothidium levanderi* estão associadas a estes pontos de amostragem.

Tabela 10. Correlação dos táxons de diatomáceas epilíticas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha com os componentes principais 1, 2 e 3

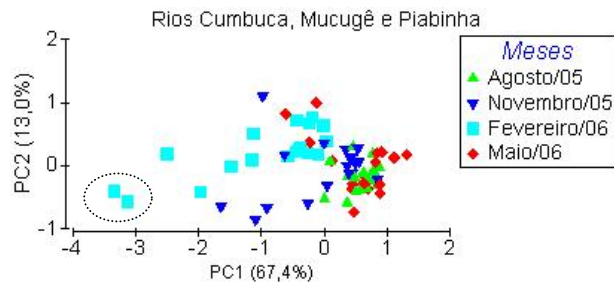
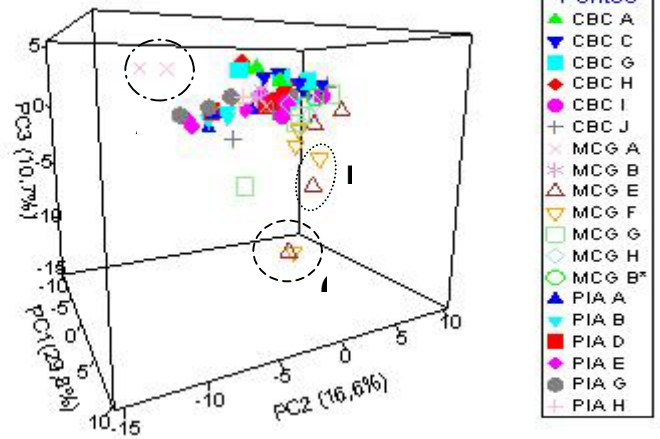
Abreviações	PC1	PC2	PC3
Acaff	0,020	-0,215	0,202
Acblan	-0,027	-0,006	0,003
Acexi	0,001	-0,002	0,007
Ac1	0	-0,001	0,002
Ac2	0,001	0,001	0,002
Actbras	-0,074	-0,028	-0,035
Act1	-0,154	-0,039	-0,064
Brbre	-0,190	-0,069	-0,054
Braina	-0,050	-0,018	-0,018
Brneo	-0,062	-0,018	-0,018
Brsim	-0,063	-0,029	-0,03
Calo1	-0,041	-0,013	-0,024
Calo2	-0,006	-0,004	-0,003
Calo3	-0,026	-0,136	0,053
Chbre	-0,163	-0,149	0,050
Cymen	0,023	-0,022	-0,045
Cysp.	0	0	0
Cymbe	0	0	0,001
Cysis	0	0	0,003
Dedel	0	0	0,001
Enelg	-0,232	-0,072	-0,068
Endif	-0,001	-0,002	0,001

Eumuc	-0,029	-0,018	-0,013
Eubil1	-0,085	-0,226	-0,021
Eubil2	-0,032	-0,015	-0,009
Eubil3	0,005	-0,004	-0,001
Eucar	0,003	-0,008	-0,003
Eusep	-0,008	-0,011	-0,007
Eucle	0,010	-0,039	0,018
Euimp	0,024	-0,01	-0,012
Eudac	-0,003	-0,085	0,022
Eudact	0	0	0,001
Eudid	0,012	-0,064	-0,020
Eudio	0,006	0,001	-0,028
Eufal	0,010	-0,005	-0,045
Eufem	-0,08	-0,132	-0,037
Euhex	-0,132	-0,097	-0,006
Euimp	-0,12	-0,077	0,009
Euinc	0,013	-0,019	-0,023
Euintt	-0,003	0,001	0,001
Euint	0,125	-0,359	0,073
Eumer	0,053	-0,115	-0,156
Eumon	0,006	-0,001	-0,028
Eunae	-0,105	-0,100	-0,015
Eurho	0,106	-0,318	0,094
Eusch	-0,077	-0,02	-0,032
Eusch	0,168	-0,243	-0,061
Euscht	0,011	-0,041	0,019
Euser	-0,025	-0,009	-0,007
Eusil	-0,020	-0,004	-0,004
Eusio	-0,015	-0,014	0,063
Eusud	0,217	-0,194	-0,191
Eutrig	-0,006	-0,001	-0,001
Eutrin	-0,01	-0,022	-0,002
Euven	0,104	-0,031	-0,232
Euybe	-0,008	-0,008	-0,074
Euspt	-0,061	-0,034	-0,035
Eusp1	-0,003	-0,007	-0,034
Eusp2	-0,246	-0,077	-0,049
Eusp3	-0,011	-0,004	-0,007
Eusp4	-0,105	-0,032	-0,036
Eusp5	-0,342	-0,097	-0,043
Eusp6	-0,207	-0,054	-0,045
Eusp7	0,173	-0,194	0,092
Eusp8	-0,163	-0,036	-0,039
Eusp9	-0,102	-0,027	-0,008
Eusp10	0,212	-0,276	0,087
Eusp11	0,181	-0,274	0,175
Eusp12	0,010	-0,002	0,024
Eunsp13	0,057	-0,149	0,043
Eusp14	0,071	-0,112	0,01
Eusp15	-0,015	-0,071	0,019
Eusp16	-0,007	-0,006	-0,001
Eusp17	-0,095	-0,039	-0,024
Eusp18	0,011	-0,004	0,028
Eusp19	0,030	-0,067	0,010
Eusp20	0,069	-0,128	-0,045
Eusp21	0,001	0,002	-0,005
Frcap	-0,038	-0,013	-0,007
Frajav	0,058	-0,112	-0,185
Frasp1	-0,096	-0,020	-0,037

Fruguat	0,002	0,003	-0,006
Frugua	0	0	0,001
Frusund	-0,054	0,002	-0,003
Frucra	-0,116	-0,213	-0,192
Frucrat	-0,001	0,001	0,001
Frumod	-0,022	-0,031	-0,024
Frusax	-0,149	-0,150	-0,330
Frusp.	-0,002	-0,001	0,001
Gogra	0,002	0,001	-0,004
Golag	0,011	-0,005	-0,055
Gopar	0,086	-0,008	-0,359
Haamp	0	0,001	0
Naven	0	0	0
Niaci	0,033	0,006	-0,082
Nitris	-0,002	-0,058	-0,047
Nideb	0,015	0,058	-0,010
Nipal	0,114	0,003	-0,387
Nugil	-0,242	-0,077	0,013
Nulap	-0,170	-0,128	-0,011
Nulapt	-0,008	-0,003	-0,002
Nules	-0,041	0,014	-0,005
Nuneo	-0,141	-0,22	0,147
Nusp1	-0,025	-0,016	0,014
Nusp2	-0,01	-0,002	-0,003
Nuten	-0,018	0	0,029
Nuzik	-0,230	-0,074	0,017
Pesp.	-0,004	-0,001	-0,001
Pibic	0,035	0,003	-0,129
Pibra	0,034	-0,006	-0,120
Pimic	0,007	-0,003	-0,034
Pisp1	0,004	-0,008	-0,043
Pisp2	-0,017	-0,004	-0,006
Pisp3	0,007	-0,002	-0,029
Pisub	0,003	0	0,006
Pivir	0,006	-0,010	-0,014
Pslevt	-0,002	0,001	0
Pslev	0,096	-0,009	-0,379
Pssub	0,059	-0,030	-0,210
Rosp.	0,019	-0,080	0,032
Sepup	0,001	0,007	-0,001
Stpel	0,002	-0,003	0,002
Stdcl	0,001	-0,025	0,025
Sulin	-0,016	-0,015	-0,001
Susp.	0	0	0,001
Noid1	-0,004	-0,001	-0,001
Noid2	0,003	0,003	-0,012
Noid3	0	-0,001	0,002
Autovalores	18,100	10,200	6,510
Porcentagem variância explicada (%)	29,800	16,800	10,700
Porcentagem variância cumulativa (%)	29,800	46,600	57,300



Rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha



Rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha

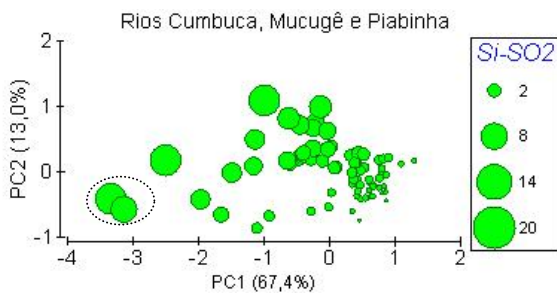
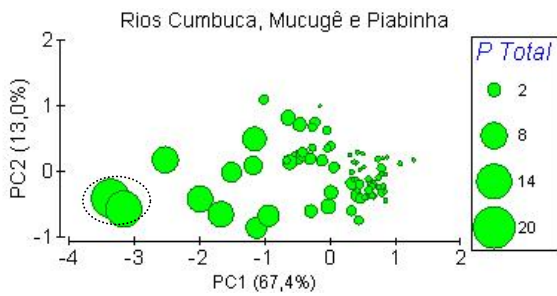
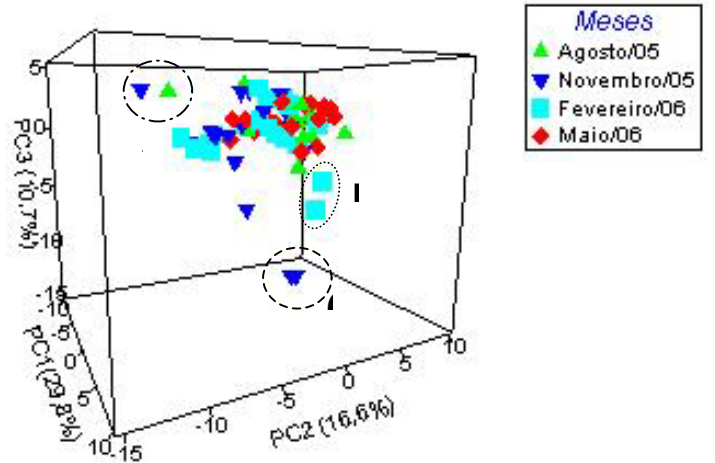


Figura 10.1. ACP para oito variáveis limnológicas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha a) Pontos amostrais, b) Meses coletados, c) Valores absolutos de P-Total (μM) através de bolhas d) Valores absolutos de Si-SO₂ (μM) através de bolhas. 10.2. ACP para densidade total de 128 espécies de diatomáceas epilíticas amostradas nos três sistemas lóticos a) Principais tendências por pontos de amostragem, b) Meses.

3.3.5. Análise direta de gradiente.

3.3.5.1. Análise Canônica de Correspondência (ACC)

A ACC foi utilizada para determinar padrões de distribuição das 128 espécies de diatomáceas epilíticas presentes em relação a oito variáveis ambientais analisadas nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha durante quatro meses (período chuvoso: agosto/05 e maio/06, período estiagem: novembro/05 e fevereiro/06) (Figura 11).

Para os eixos 1 e 2, a análise explicou 61,1% da variabilidade total dos dados, mantendo autovalores de 0,293 e 0,133, respectivamente (Tabela 11). Tais resultados foram considerados estatisticamente significativos ($p = 0,01$) através do teste de Monte Carlo. As correlações espécie-ambiente foram de 0,861, para o primeiro eixo e 0,691, para o segundo.

Distribuição de espécies de diatomáceas e espécies indicadoras em relação às condições ambientais. Foi observado que parte da composição das espécies ocorre preferencialmente, em águas com valores de pH mais baixo e carbono orgânico dissolvido e oxigênio dissolvido elevado. Esta grande fração da composição está também associada a valores baixos de todas as variáveis ambientais analisadas (temperatura, nitrogênio total, fósforo total, condutividade e sílica). Assim, as espécies de *Eunotia* foram caracteristicamente, mais abundantes em pontos de amostragem com pH ácido. Porém, mudança na composição florística foi observada à medida que não só o pH, mas também concentrações de fósforo total, nitrogênio total e condutividade se elevaram. Estas poucas espécies que estão bastante ligadas a estas condições foram mais abundantes e até dominaram em algumas estações de amostragem, como por exemplo, *Nitzschia palea* var. *palea* (80,6%) na estação MCG-E em fevereiro/06.

As espécies “não identificada 2”- Noid2, *Frustulia* cf. *guayanensis* (forma teratológica) - Fruguat, *Pinnularia microstauron* - Pimic, *Gomphonema lagenula* -

Gola, *Gomphonema parvulum*– Gopa, *Nitzschia palea* var. *palea* - Nipal, e *Eunotia falciferae* - Eufal apresentam-se em condições de valores mais elevados de pH, condutividade, nitrogênio total e fósforo total.

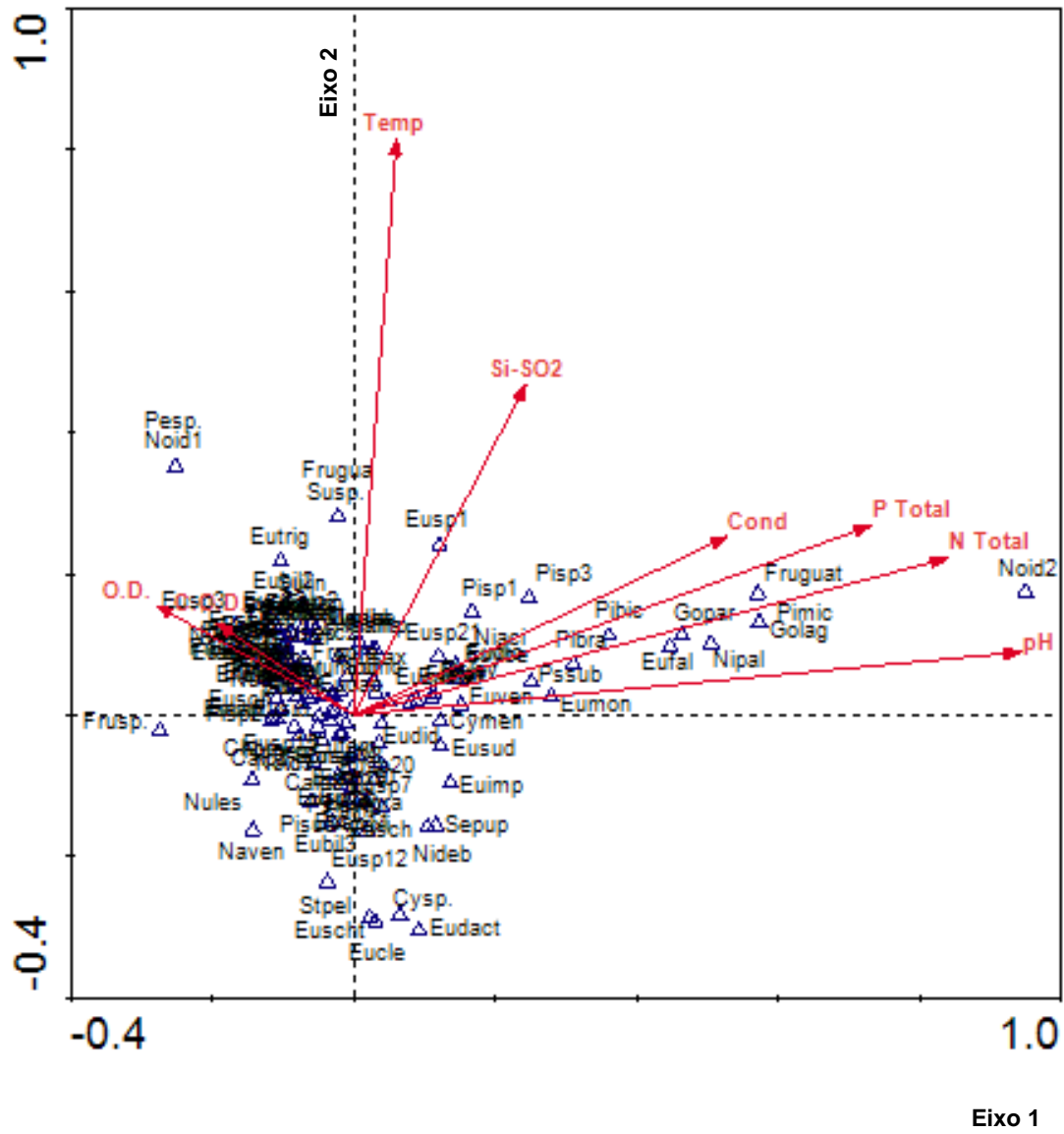


Figura 11. Diagrama de ordenação referente a 128 espécies de diatomáceas epilíticas e oito variáveis ambientais dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha em períodos chuvosos (agosto/05, maio/06) e estiagem (novembro/05, maio/06). Onde: pH = potencial hidrogeniônico, N Total = nitrogênio total, P Total = fósforo total, Cond.= Condutividade, Temp = temperatura, SiO₂ = Sílica, COD = carbono orgânico dissolvido e OD = Oxigênio Dissolvido. Abreviações das nomenclaturas dos táxons estão apresentadas no Item 3.2.1., Tabela 2.

Tabela 11. Síntese dos resultados da ACC realizada a partir de variáveis biológicas (128 espécies de diatomáceas epilíticas) e oito variáveis ambientais durante as quatro campanhas amostrais

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,293	0,133
Porcentagem de variância explicada (%)	42,000	19,100
Porcentagem de variância acumulada (%)	42,000	61,100
Correlação de Pearson (espécies-ambiente)	0,861	0,691

4. Discussão

A tese central de comunidade ecológica é a teoria principal admitida no presente estudo. Portanto, assume-se que os padrões de distribuição e abundância de espécies estão em função de fatores abióticos (condições físicas e químicas) e fatores bióticos (interações entre espécies como competição, *fitness*, estratégia de vida). Os fatores abióticos seriam, então, os primeiros a influenciar os padrões de distribuição das espécies. Assim, a diversidade de espécies de uma comunidade torna-se consequência da estrutura intrínseca (ex. densidade, fisionomia, interações) e de fatores externos como, por exemplo: o clima, a geologia e os distúrbios (NAEEM, 2002).

O pH da água, que define o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução apresentou-se comumente baixo ao longo de todo o período estudado nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha. O pH mantém estreita interdependência entre as comunidades vegetais, animais e o meio aquático. Assim, os íons hidrogênio dissolvem, devido a sua alta reatividade, minerais das rochas, dos solos e da matéria orgânica. Esta reatividade torna-se essencial para fazer com que determinados nutrientes estejam disponíveis para os processos fisiológicos.

Segundo Ricklefs (2003), a alta reatividade dos íons hidrogênio contribui para dissolver metais pesados altamente tóxicos, por exemplo, o cádmio e mercúrio, prejudiciais aos organismos. Em pH inferior a 5, metais como ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio solubilizam facilmente. Deste modo, o aumento de temperatura podem incrementar a toxicidade de certos compostos, além de reduzir a capacidade da água de reter gases e aumentar o metabolismo dos organismos aquáticos. As deformidades nas células (formas teratológicas) de diatomáceas são, de acordo com Fore & Grafe (2002), freqüentemente associadas à contaminação por metais pesados. Apesar de ser possível inferir que baixos valores de pH dos três sistemas estudados podem acarretar na disponibilização de metais pesados que possivelmente influenciem na alteração das formas das frústulas, porém no presente estudo, estas alterações não estão consubstanciadas e elocubradas. *Frustulia* cf. *guayanensis* (forma teratológica) manteve densidades em águas com nutrientes mais elevados como pode ser depreendido da ACC sendo encontradas apenas nas estações MCG-H e CBC-I de amostragem, no mês de fevereiro/06, podendo este padrão estar relacionado aos efluentes da cidade de Mucugê.

As comunidades interferem no pH assim como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo dessas comunidades. De acordo com Esteves (1988), a concentração de íons hidrogênio, chamada de acidez, atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo no transporte iônico intra e extra celular. O potencial hidrogeniônico é, assim, importante para as comunidades vegetais aquáticas, particularmente por determinar a forma de carbono inorgânico disponível para a fotossíntese e também por alterar taxas de absorção de fosfato pelo efeito direto na atividade de enzimas ou pela mudança do grau de ionização do fosfato (Wetzel, 2001). Estas conseqüências são, de acordo com Ricklefs (2003), geralmente negativas para os processos vivos, pois os organismos aquáticos estão adaptados às condições, em geral, de neutralidade. Assim sendo, as alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres vivos nela presentes.

Um corpo d'água pode ter pH reduzido devido a ações antrópicas ou naturais. Como exemplo da influência antrópica, pode-se citar a entrada de poluentes ácidos como a emissão de ácido sulfúrico de estações de combustível fóssil ou a drenagem de minas, principalmente das abandonadas, onde há oxidação da pirita (FeS_2) e sua transformação em ácido sulfúrico por conta da ação de bactérias (Barttabee *et al.*, 1999). Porém, os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, Ba, mantêm seu pH naturalmente ácido, ao que tudo indica, por causa dos solos da superfície de drenagem da microbacia possuírem pequena concentração de cátions básicos (Jesus *et al.*, 1985). Assim, os três sistemas lóticos presentemente estudados têm coloração escura devido às suas águas ácidas e às altas concentrações de carbono orgânico dissolvido ($>10 \text{ mg L}^{-1}$).

O pH é, como visto anteriormente, um importante fator que influencia distribuição de espécies lóticas e o crescimento de organismos (Whitton, 1975). Também é sabido que existe forte relação entre a distribuição de diatomáceas e o pH. De acordo com Hustedt (1937-1939) em Barttabee *et al.* (1999), as diatomáceas foram classificadas em grupos relacionados com sua preferência pelo pH da água. Segundo este sistema, o grupo acidófilo possui ampla distribuição em $\text{pH} < 7$, porém também pode ocorrer em $\text{pH} = 7$, e o grupo acidobionte podem ocorrer em $\text{pH} = 7$, porém mantêm distribuição ótima em $\text{pH} \leq 5,5$.

Segundo Battarbee *et al.* (1999), quase todos os corpos d'água com características ácidas possuem baixa produtividade, exceto em casos extremos, e são capazes de manter uma alta diversidade e flora característica diatomológica sendo a comunidade epilítica mais comum nos sistemas lóticos. Deste modo, os rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha apresentaram elevada riqueza de espécies de diatomáceas epilíticas com, respectivamente: 101, 97 e 95 espécies.

O conceito de diversidade de espécies estabelece dois componentes: a riqueza ou número de espécies e a equitatividade, a última baseada na abundância relativa das espécies e o grau de dominância ou ausência. Porém, é evidente que as espécies não são distribuídas uniformemente nas comunidades bióticas diferindo, geralmente, em importância relativa ou abundância. Algumas comunidades podem conter espécies muito comuns e muitas espécies raras, enquanto outra, intermediárias em abundância. Este fato, segundo Ricklefs (2004), é devido às espécies não possuírem equivalência ecológica, mantendo diferenças quanto à especialização (adquirida durante a evolução específica) e à variação ambiente-específico na habilidade competitiva entre elas. Todas as populações são dinâmicas e ajustadas através de oscilações, expansão e contração, até que possuam um tamanho de população estável e, demograficamente, equivalente: porém, ainda não possuem equivalência ecológica (Ricklefs, 2004). Deste modo, nenhum índice de diversidade ou de equitabilidade foi presentemente calculado. Por isto, os padrões existentes na comunidade epilítica foram determinados por riqueza, abundância relativa e densidade total das espécies.

Em pH baixo, muitas espécies de algas podem exibir crescimento ótimo em detrimento de outras. De tal modo, *Eunotia* foi dominante (51 %) entre as espécies no rio Piabinha (pH: 3,71-4,29) e abundante (48 %) nos rios Mucugê (pH: 3,54-6,15) e Cumbuca (pH: 3,46-4,55) durante todo o período amostrado. A Análise Canônica de Correspondência permitiu verificar a existência de correlação direta entre a distribuição/densidade das espécies de *Eunotia* e pH ácido. *Eunotia* identifica o ambiente, portanto, como acidobionte no presente estudo. Apenas duas espécies de *Eunotia* mantiveram correlações com pH um pouco mais elevado, a saber: *E. monodom* e *E. falcifera*. Esta última foi antes citada para o Brasil apenas por Metzeltin & Lange-Bertalot (1998), para o rio Tapajós, que nasce nas divisas dos estados do Pará, Amazonas e Mato Grosso e deságua no rio Amazonas.

Segundo Round (1964), espécies perifíticas de águas correntes como *Eunotia* spp. *Frustulia rhomboides*, *Pinnularia* spp. e *Surirella* spp. são comuns em águas ácidas. Comparados com as de *Eunotia*, as densidades de *Pinnularia biceps* (Pibic) e *Pinnularia braunii* (Pibra) apresentaram-se mais correlacionadas com os valores pouco mais elevados de pH.

Na América do Norte e Europa, *Eunotia* é aparentemente restrita a ambientes com baixa alcalinidade ou distróficos, ocorrendo comumente em águas com pH abaixo de 7 (Wunsam *et al.*, 2002).

No Brasil, Canani (2005) estudou, recentemente, a flórmula e a distribuição das diatomáceas (Bacillariophyta) epilíticas do rio do Salto, no Parque Estadual do Ibitipoca (MG) onde observou 30 táxons. Este rio está inserido na Serra do Ibitipoca (Cadeia do Espinhaço), a altitudes de 940 a 1780m. Assim, como os rios de águas escuras Cumbuca, Mucugê e Piabinha (Serra do Sincorá/Cadeia do Espinhaço, Ba), o rio do Salto foi caracteristicamente ácido (pH 3,4-4,8) sendo a diatomoflórula epilítica também constituída, principalmente, por organismos tipicamente acidófilos dos quais *Eunotia* foi o gênero melhor representado, contribuindo com 13 espécies (43,3 % do total de táxons), seguido por *Frustulia* com quatro (13,3 %).

Em muitos outros trabalhos ao redor do mundo existe a indicação de diatomáceas epilíticas que também são tolerantes ao pH reduzido, como os descritos a seguir.

Segundo Dan *et al.* (1994), em uma relação das diatomáceas de águas doces da Holanda e de seus valores ecológicos, compilado de dados publicados e não-publicados revisados da literatura, mostrou que *Eunotia* é, em geral, além de um forte indicador de águas doces ácidas, também de águas distróficas, ricas em oxigênio e pobres em compostos nitrogenados. É importante notar que este mesmo padrão foi observado para as águas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha. Pan *et al.* (1996) também observaram mudança na composição de

espécies em relação ao tipo de pH e notaram que *Eunotia incisa*, *E. intermedia*, *E. minor*, *Frustulia rhomboides* e *Tabellaria flocculosa* foram as espécies mais abundantes em pH mais baixos. De acordo com Ledger & Hildrew (2001), diatomáceas tidas como acidobióticas como *Eunotia*, por exemplo, foram mais abundantes em biofilmes de quatro rios (Friars Gate, Lone Oak, Old Lodge e Upper Broadstone) que possuíram pH médio variando durante o ano entre 4,8 e 5,6 na região da floresta Ashdoen (Inglaterra). Wunsam *et al.* (2002) identificaram, através de CCA, que *Eunotia incisa* e *E. pectinalis* (Dillwyn) Rabenhorst, foram fortemente associadas com o pH, aparecendo onde este foi mais baixo. *Frustulia*, *Tabellaria*, *Stenopterobia* e *Eunotia* foram observadas, sucessivamente em pH mais baixo.

As algas perifíticas podem causar mudanças na química da água, o que afeta diretamente outros organismos. Influenciam na oxigenação da coluna da água, no aumento do pH e na diminuição das concentrações de dióxido de carbono e bicarbonatos (Rodrigues *et al.*, 2003). Fermentações e outros fenômenos característicos da presença de grande quantidade de material orgânico provenientes de fontes pontuais são responsáveis por elevação do pH para alcalino (Andersen, 1994). Estes processos podem, em conjunto, justificar o pico de pH (6,15), de condutividade (86 uS/cm), de P-Total (17µM) e N Total (234,00 µM), na estação de amostragem MCG-E, que é o mais próximo do ponto de lançamento de efluentes da sede municipal de Mucugê, em fevereiro/06.

As águas dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha mantêm elevados teores de carbono orgânico dissolvido (>10 mgC. L⁻¹) o que sugere a forte presença de compostos húmicos. Em águas características húmicas, a limitação de macronutrientes essenciais (fósforo, nitrogênio, carbono e enxofre) tem influência significativa, de acordo Necchi *et al.* (2000), no crescimento, na reprodução, na biomassa e nas interações da cadeia alimentar. Substâncias húmicas podem, deste modo, agir sobre a disponibilidade desses nutrientes para organismos como bactérias, fungos e a maioria das algas.

Compostos contendo fósforo influenciam em todas as fases do metabolismo algal, pois é requerido, por exemplo, na síntese de nucleotídeos e fosfolípidos. Assim, muitas espécies de algas podem exibir crescimento ótimo e assimilação de fósforo em distintas amplitudes de pH (Wetzel, 2001). A assimilação de outros elementos disponíveis (C e N, por exemplo) aumenta a probabilidade de sobrevivência sem que as células se dividam, sendo que doses consideráveis de fósforo são indispensáveis para divisão celular (Margalef, 1998). Deste modo, as algas não só apresentam a capacidade de absorver nutrientes da coluna d'água (Lowe & Pan, 1996), como também podem absorver elementos essenciais, do substrato a estão aderidos para sua sobrevivência.

Quando o nitrogênio junto com o fósforo e outros nutrientes são lançado nas águas do rio Mucugê, a partir de fonte pontuais provenientes da cidade de Mucugê, causaram enriquecimento das águas principalmente nos meses de estiagem (novembro/06 e fevereiro/06), o que contribuiu para o desenvolvimento de um processo de eutrofização. Esta entrada de nutrientes dá-se, principalmente, a partir da decomposição dos compostos orgânicos lançados, que leva à liberação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no meio, os quais são utilizados pelas algas.

Em sistemas lóticos ocorrem, freqüentemente, perturbações em uma comunidade através de eventos de distúrbios, por meio de forças naturais (ex. redução do fluxo) e/ou por um agente (ex. poluição). Assim, a comunidade afetada pode responder ao distúrbio (Downes, 2002). Portanto, o grande número de espécies e indivíduos que ocorrem em um rio, normalmente, mantém tolerâncias e sensibilidades distintas aos fatores ambientais (Wilhm, 1975).

As algas bentônicas em rios incluem tanto espécies perenes quanto sazonais. Assim, Whitton (1975), afirmou que os padrões de distribuição observados são resultados indiretos da competição, sendo uma reflexão dos limites fisiológicos cabíveis às algas. Assim, os limites de uma espécie podem ser

apenas o resultado de um organismo não ter a habilidade para competir efetivamente com outros organismos mais bem sucedidos e capazes de crescer rapidamente em muitos ambientes eutrofizados, por exemplo.

Um padrão da comunidade epilítica que apresentou evidência indireta quanto à poluição no rio Mucugê no ponto amostral MCG-E, situado logo à jusante da entrada de efluentes domésticos não tratados, foi a dominância de uma espécie sobre as demais durante os meses de agosto/05, novembro/05 e fevereiro/06. É interessante notar que a dominância observada em cada mês foi estabelecida por espécies diferentes, como: *Nitzschia palea* var. *debilis*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* var. *palea*, respectivamente. Estas espécies não foram dominantes nos demais pontos de amostragem, o que demonstra a possível influência dos esgotos neste padrão de dinâmica da comunidade, pois as espécies não mantiveram abundâncias relativas elevadas, com exceção de *Gomphonema parvulum* (MCG-F, com 37 %).

Nos períodos de estiagem (novembro/05 e fevereiro/06), desde a estação MCG-F até a MCG-H e ainda na MCG-E (agosto/05, novembro/05 e fevereiro/06), pôde-se inferir que o decréscimo da abundância relativa de *Eunotia intermedia* em até 0,6 %, está relacionado com a presença de águas mais ricas em nutrientes (com pH elevado e condutividade também alta) e conseqüente dominância das espécies supracitadas. Todavia, em águas que não tiveram influência de esgotos *E. intermedia* foi muito abundante chegando a dominar na estação CBC-B em fevereiro/06 e na MCG-A em agosto/05, novembro/05 e fevereiro/06. Nestes períodos, na MCG-A, a dominância de *E. intermedia* pode ter influenciado na diminuição da riqueza para 19, 22 e 15, respectivamente.

A mudança na composição da comunidade com a elevação da abundância relativa de *Nitzschia palea* var. *debilis*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* var. *palea* e a diminuição de *E. intermedia* é corroborada por Esteves (1988), o qual cita que, pode haver o surgimento de algumas espécies devido à entrada

de maiores concentrações de nutrientes, em detrimento ao desaparecimento de outras. Quando a abundância relativa das espécies que foram dominantes no ponto amostral MCG-E em agosto/05, novembro/05 e fevereiro/06 tornaram-se baixas, observou-se que a abundância relativa da *Eunotia intermedia* manteve-se elevada ao longo de todos os pontos de amostragem, principalmente no rio Mucugê em maio/06 (mês chuvoso).

Em alguns pontos dos três rios no mês de maio/06 foi observada a diminuição tanto no número de espécies (ex. CBC-G 24 espécies, PIA-H 33 espécies) quanto de sua densidade total (ex. CBC-J 21,722 valvas.cm², MCG-G 15,312 valvas.cm²). Isto pode ser justificado pela ocorrência de fortes chuvas nos meses anteriores, de março e abril, quando o aumento do nível das águas, logo do fluxo das correntezas, provavelmente ocasionou perturbações dentro da comunidade, com mudança de sua estrutura também. Esta mudança é percebida já no referido aumento da abundância relativa de *Eunotia intermedia* em detrimento das espécies *Nitzschia palea* var. *debilis*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* var. *palea* no período chuvoso.

A velocidade da correnteza é um importante fator em águas correntes por diversas razões, incluindo a ação mecânica, que quando mais forte, mais espécies anexas ao substrato tendem a ser arrancadas deles. Também o crescimento e a forma de muitas espécies podem ser influenciados pela velocidade da correnteza. Segundo Whitton (1975), é evidente que o tamanho, a textura da superfície e a química podem influir na distribuição das algas bentônicas em rios. Portanto, as diferenças na distribuição de espécies são uma questão de difícil explicação, pois fatores como textura e da natureza química do substrato também podem agir sobre elas, além da influência da correnteza. No presente estudo, o procedimento de amostragem objetivou ao máximo eliminar a influência destes fatores.

Nos rios Piabinha e Cumbuca, as oscilações na riqueza de espécies ao longo dos perfis longitudinais não demonstraram qualquer padrão evidente.

Estando de acordo com Schäfer (1984), a dinâmica característica dos sistemas vivos dificulta a diferenciação entre processos naturais, tais como a eliminação de espécies ou de comunidades em sucessão e os efeitos semelhantes induzidos pela poluição.

Segundo Esteves (1988), a eutrofização artificial leva, de maneira geral, ao aumento nos números de espécies e de indivíduos. Em contrapartida, o padrão de variação da riqueza de espécies dentre os três sistemas lóticos estudados foi o decréscimo em 4,1 vezes verificado obtido entre os pontos MCG-B e MCG-E de amostragem em agosto/06. Estes pontos situam-se, respectivamente, à montante e à jusante do despejo de efluentes. Deve-se também notar que logo na estação de amostragem a jusante da MCG-E, há o estabelecimento de 38 espécies (MCG-F). Para uma comunidade inicial, com as primeiras espécies colonizadoras, as condições físicas e químicas podem determinar, mais diretamente, a ocorrência das espécies, enquanto que nas comunidades mais tardias, fatores dependentes de densidade, interações inter e intraespecífica podem ser mais importantes do que fatores externos do meio e gerar influência negativa sobre o número de espécies (Dela-Cruz *et al.*, 2006).

O conceito de aumento-perda de espécies também pode, de acordo com Grinten (2004), ser usado considerando fatores ambientais principais que determinam a composição de biofilmes. A competição por recursos determinando a abundância de espécies no perifiton é mais complexa devido ao extremo de gradientes de nutrientes e luz. Os recursos de nutrientes para o biofilme são mais diversos do que para o fitoplâncton devido à reciclagem interna via herbívoros, bactérias e suprimentos de substratos subjacentes. Adicionalmente, algumas algas do perifiton têm posição fixa no substrato o que pode tornar nutrientes e luz limitantes, enquanto que outras algas como os táxons *Hantzchia*, *Nitzchia*, *Stenopiterobia* e *Surirella* possuem, segundo Fore & Grafe (2002), grande mobilidade, podendo ser mover em substratos instáveis. Assim, para superar as

limitações, as algas do biofilme apresentam diferentes formas de crescimento que podem afetar a utilização de diferentes recursos de nutrientes ou o acesso à luz.

Apesar dos rios possuírem características geomorfológicas semelhantes, estarem situados na mesma bacia de drenagem, terem nascentes no mesmo divisor de águas e possuírem características físicas e químicas próximas, muitos fatores podem influenciar diferentemente as comunidades perifíticas de cada ponto de amostragem. A história de vida de cada rio pode, por exemplo, direcionar a evolução de cada comunidade com pressões muito parecidas ou até totalmente distintas. Portanto, conforme visto na ACP, nos três rios estudados a dinâmica dos nutrientes (nitrogênio, fósforo e sílica) contribui sobre o padrão da composição das espécies epilíticas. Assim sendo, desde que as diatomáceas assimilam grande quantidades de sílica para a síntese de suas frústulas, a disponibilidade de sílica e outros nutrientes pode ter forte influência nos padrões de sucessão das algas (Wetzel, 2001). Deste modo, apesar de semelhanças de grande parte das comunidades epilíticas como, por exemplo, foi observado na ACP usando três dimensões para os três sistemas lóticos em conjunto, existem diferenças que serão discutidas posteriormente.

ACP feita para as variáveis abióticas e biológicas do rio Cumbuca, indicou existirem semelhança entre as comunidades epilíticas e as variáveis limnológicas analisadas através do agrupamento de estações amostrais dos meses tidos como chuvosos (agosto/05 e maio/06). O período de estiagem apresentou maiores valores de sílica e fósforo, o que pode sugerir os diferentes agrupamentos no mês de fevereiro/05 para ACP de variáveis bióticas, assim como evidenciado pelo CBC-I e CBC-J, que apresentaram valores mais elevados de nutrientes, provavelmente por estarem recebendo as estações localizadas a jusante da foz do rio Mucugê e, assim, receber suas águas. *Achnantidium affine*, *Eunotia* sp. 7, *Eunotia* sp. 10, *Eunotia* sp. 11 e *Nupela* cf. *lapidosa*, *Eunotia dacosta* e *Psammothidium levanderi* foram as espécies descritoras, através da ACP e do arranjo dos pontos amostrais do rio Cumbuca.

Mudanças na comunidade epilítica foram evidenciadas na ordenação da ACP para o rio Mucugê, que confirmou a presença, principalmente de *Nitzschia palea* var. *palea*, no ponto MCG-E, próximo à influência de esgoto, que possuiu valores altos principalmente de fósforo total e nitrogênio total. O ponto de amostragem MCG-E, em agosto/06, não apresentou valores maiores de nutrientes como obtido em fevereiro/06, porém através da representação gráfica da ACP foi identificado que *Nitzschia palea* var. *debilis* é principal representante. Como discutido anteriormente este táxon foi dominante sobre as outras espécies. *Gomphonema parvulum* também definiu a ordenação isolada do MCG-E em agosto/06.

Apesar da ACP não relacionar diretamente a composição da comunidade com as condições ambientais, as ordenações realizadas para as oito variáveis abióticas e as 128 espécies para os três rios, indicaram, com clareza, que as condições elevadas de nitrogênio total e fósforo total dos pontos amostrais MCG-E e MCG-F podem ser relacionadas às densidades das espécies *Nitzschia palea* var. *palea*, *Gomphonema parvulum* e *Psammothidium levanderi* (como também foi visto na ACP realizada apenas para o rio Mucugê). Além disso, torna-se evidente a mudança da composição da comunidade em relação aos demais pontos amostrados em diferentes momentos. *Eunotia intermedia* (como já visto no PCA para o rio Cumbuca) direcionou os padrões estabelecidos para MCG-A, principalmente, em agosto/05 e novembro/05.

Através de análise indireta ou direta de gradiente, as espécies associadas com os elevados teores de nutrientes oriundos de fontes pontuais da cidade de Mucugê identificadas no presente estudo foram: *Psammothidium levanderi* “não identificada 2”, *Frustulia* cf. *guayanensis* (forma teratológica), *Pinnularia microstauron*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *Nitzschia palea* var. *debilis* e *Eunotia falciferae*.

Dentre estas espécies, antes citadas, para *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea* e *Nitzschia palea* var. *debilis*, foram definidos os seguintes parâmetros ecológicos segundo Moro & Fürstenberger (1997):

Gomphonema parvulum: Epífita, epilítica, epipélica e/ou planctônica: pode estar presente em águas doce correntes e/ou paradas e também em águas salobras mantendo indiferença em relação à quantidades de sal, porém tendo desenvolvimento ótimo em água doce. É indiferente ao pH, ocorrendo e possuindo desenvolvimento ótimo em amplas faixas de pH. É característico de zonas onde a oxidação da matéria orgânica está se processando e, frequentemente, está presente em zonas fortemente poluídas, porém, aparecendo também em águas naturais não poluídas. Presente em condições oligotróficas e eutróficas suportando grandes variações de nutrientes e minerais. Frequentemente, indica poluição orgânica, poluição industrial e presença de ferro, pode estar associada à alta concentração de íons e alta condutividade em águas duras.

Nitzschia palea var. *debilis*: característica de águas paradas, pode ocorrer em água corrente. Habita margens de rios geralmente associadas ao perifíton, sendo epipélicas, epilíticas e/ou planctônicas. São características de água doce, vivendo em ambientes com teores muito restritos de sal. Ocorre em pH ao redor de 7, com desenvolvimento ótimo acima de 7 ou ao redor de 7. Quanto ao hábitat, são características de águas com altas concentrações de nutriente e alto conteúdo mineral, suportando grandes variações na concentração de nutrientes e minerais. É uma variedade que requer ferro, alta concentrações de íons e tolera poluição.

Nitzschia palea var. *palea*: vive em águas paradas ou correntes, geralmente, associadas ao perifíton, com hábito perifítico, epifítico, epilítico, epipélico e/ou planctônico. Possui desenvolvimento ótimo em água doce podendo ocorrer em águas salobras com concentrações variáveis de sal. É característica de zonas de degradação e putrefação, em que o oxigênio está ausente ou em concentrações muito pequenas. Também está presente em regiões onde a oxidação da matéria

orgânica está se processando. Ocorre em locais com forte poluição, com nitrogênio na forma de aminoácidos e em zonas de poluição mais branda, com nitrogênio na forma de compostos de amônio. Distribui-se onde a concentração de compostos inorgânicos é geralmente alta. Apesar das características citadas, pode ocorrer em água sem poluição. Permanece em larga faixa de pH com desenvolvimento ótimo acima de 7 ou ao redor de 7. Suporta grandes variações na concentração de nutrientes e minerais apresentando-se tanto em águas com baixas ou elevadas de concentrações de nutrientes. São observadas em locais com alta e baixa concentração de íons, em altas concentrações de O₂, requer ferro e cálcio, e é resistente ao cromo e à poluição intensa.

Estas três espécies dentre outras são identificadas em todo o Mundo relacionadas à poluição em rios, eutrofização e urbanização. Dentre os diversos autores que as identificam podemos citar Lange-Bertalot (1979) conforme Barbour *et al.* (1997), que distinguiu categorias de diatomáceas de acordo com sua tolerância ao grau de poluição. Entre as espécies mencionadas, *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum* foram tidas como as mais tolerantes. Segundo Watanabe (1990), estas espécies vivendo sobre substratos artificiais foram características de ambientes mais eutróficos em rios do sul da França. Dan *et al.* (1994), mencionaram, em uma relação que apresentou os valores ecológicos para diatomácea de águas doces da Holanda, que o gênero *Nitzschia* inclui muitas espécies que têm afinidade com águas com poluição orgânica, ricas em nutrientes e pobres em oxigênio, sendo a *N. palea* uma indicadora de águas hipereutróficas. Os últimos autores, também verificaram que os gêneros *Fragilaria* e *Gomphonema* possuem uma grande amplitude ecológica, sendo *G. parvulum* um indicador de águas eutrofizadas. Ainda segundo Dan *et al.* (1994), *Pinnularia* podem ser encontrados em diferentes tipos de água, porém muitos são indicadores de águas ácidas e oligotróficas.

Pinnularia biceps que ocorreu nos rios Cumbuca e Mucugê e *P. braunii*, observadas, nos três rios, apresentaram-se associadas a águas com nutrientes e

pH mais elevados, sendo, entretanto, *Eunotia* o principal indicador de águas mais ácidas e oligotróficas.

Raschke (1993) examinou a influência do fósforo proveniente de fazendas com uso agrícola sobre a perifíton do Parque Nacional de Everglades (EUA), e viu que *Gomphonema parvulum*, dentre outras espécies, mostrou respostas ao aumento de fósforo ao longo de um gradiente ambiental.

Patrick & Palavage (1994), classificaram, após revisarem de artigos dos anos 1960 até o início dos anos 80 referentes aos rios Delaware e Flint e ao estuário Neches (EUA), as espécies de acordo com sua tolerância à poluição e ocorrência em condições naturais das águas. Em relação à tolerância à poluição, foram classificadas, dentre outras: *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea*. *Cyclotella meneghiniana* foi identificada nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, mas não apresentou qualquer padrão de tolerância à poluição.

Para o Brasil, em estudos no rio Pardinho-RS em processo de eutrofização, Lobo *et al.* (2004b), encontraram alta abundância relativa (65,2 %) de *Nitzschia palea*, no verão, em ponto de amostragem com valor de fósforo total (3,288 µM P-Total). Esta espécie é considerada como uma muito tolerante à poluição em todo o mundo e Lobo *et al.* (2002) confirmaram este comportamento para as águas correntes no sul do Brasil.

Em toda Europa, como foi mostrado em Prygiel *et al.* (1997), é bastante ampla a utilização de algas para o monitoramento da qualidade de águas em rios, inclusive fazendo parte de programas de governo de vários países. Nos Estados Unidos da América, segundo Dixit & Smol (1994), estudos com assembléias de diatomáceas fazem parte de programas do governo (Programa: *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Water* – EMAP-SW). No Brasil, já são bastante conhecidos os padrões de influência de efluentes não tratados e

enriquecimento de nutrientes sobre a comunidade perifítica, principalmente, na região Sudeste e Sul (Mendes, 2002, Barcelos, 2003, Fermino, 2004, Lobo *et al.*, 2004a, Lobo *et al.*, 2004b, Lobo *et al.*, 2004c, Lobo *et al.*, 2004d, Salomoni *et al.*, 2006). Existe, assim, a possibilidade de sugerir a utilização não só do perifíton, mas também das diatomáceas epilíticas, em programas do governo de monitoramento da qualidade de águas em ecossistemas aquáticos.

O biomonitoramento da comunidade de diatomáceas epilíticas, nos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha, se mostrou como importante ferramenta para avaliação de qualidade de água tendo resultados corroborados com dados já apresentados na literatura quanto para climas temperados e tropicais. A comunidade apresentou padrões de mudanças sensíveis às oito variáveis abióticas analisadas, relacionadas, assim, principalmente com fontes pontais oriundos da cidade de Mucugê (BA).

A entrada de poluentes não tratados no rio Mucugê precisa ser cessada ou os efluentes deverão ser tratados com vistas à total eliminação de nutrientes para evitar a recorrência de processos de eutrofização como foi indicado no presente estudo. Conseqüentemente, tais medidas deverão buscar evitar conseqüentes alterações na comunidade epilítica. Deixa-se claro que esta comunidade desempenha papel importante no metabolismo do ecossistema, regulando fluxos biogeoquímicos e energéticos e também é a base da cadeia alimentar de sistemas lóticos. Deste modo, alterações nesta comunidade podem afetar de uma forma mais ampla, todo o sistema.

5. Conclusões

A comunidade de diatomáceas do epilítton no rio Cumbuca foi representada por 101 táxons, sendo 28 espécies abundantes em, no mínimo, um ponto de amostragem durante a realização do presente estudo.

A comunidade de diatomáceas epilíticas no rio Mucugê foi representada por 97 espécies, sendo 23 abundantes em, no mínimo, um ponto de amostragem durante a realização do presente estudo. Em períodos e locais distintos, no rio Mucugê, ocorreram 4 espécies dominantes. *Eunotia intermedia* em ponto a montante da cidade de Mucugê e *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea* e *Nitzschia palea* var. *debilis* em ponto durante e à jusante de fontes pontuais de contaminação da cidade de Mucugê.

A comunidade de diatomáceas do epilítton no rio Piabinha foi representada por 95 táxons, dos quais nenhum foi dominante.

O gênero *Eunotia* mostrou-se característico de águas ácidas, distróficas, com altos teores de carbono orgânico dissolvido nos rios Cumbuca, Piabinha e Mucugê, com exceção de *Eunotia falciferae*.

Valores mais elevados de densidade total de diatomáceas apenas foram observados no MCG-A do rio Mucugê, onde *Eunotia intermedia* dominou e no MCG-E, no qual houve dominância, em meses alternados, de *Nitzschia palea* var. *debilis*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* var. *palea*.

Eunotia intermedia manteve crescimento ótimo (densidade e abundância relativa) em águas com condições oligotróficas, pH reduzido.

A comunidade de diatomáceas epilítica é sensível à presença de fontes pontuais de contaminação. Nestas condições: *Psammothidium levanderi*,

“Espécie 2 (não identificada)”, *Frustulia* cf. *guayanensis* (forma teratológica), *Pinnularia microstauron*, *Eunotia falciferae*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea* var. *palea* foram consideradas indicadores de águas com elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio e altos valores de pH e condutividade.

Gomphonema parvulum, *Nitzschia palea* var. *palea* e *Nitzschia palea* var. *debilis* responderam no que se refere a densidade total e dominância, em locais com influência direta de efluentes não-tratados despejados no rio Mucugê e a gradientes elevados de nitrogênio total e fósforo total.

Os resultados presentemente obtidos referentes a *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* var. *palea* e *Nitzschia palea* var. *debilis* quanto a indicação de poluição orgânica são corroborados por dados na literatura mundial.

Condições ligadas ao período chuvoso, e conseqüentemente, à diminuição das concentrações de fósforo determinaram a quebra de dominância de espécies indicadoras de poluição orgânica.

O monitoramento da comunidade de diatomáceas epílicas mostrou-se ferramenta importante no controle da qualidade de água, assim como na elucidação de padrões estabelecidos pela comunidade devidos à influência de fatores abióticos em rios da Chapada Diamantina, Ba.

6. Referências Bibliográficas

- ANTONIADES D. & DOUGLAS M.S.V. (2005) Benthic diatom autoecology and inference model development from the Canadian High Arctic Archipelago. *J. Phycol.*, 41, 30-45.
- APHA (1995) Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater. American Public Health Association. 874p, Washington, D.C.
- BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D., STRIBLING J. B. Periphyton protocols. (1997) In: Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: periphyton, benthic, macroinvertebrates, and fish Disponível em: www.epa.gov/OWOW/monitoring/AWPD/RBP/ch6main.html.
- BARCELOS E.M. (2003) Avaliação do perifiton como sensor da oligotrofização experimental em reservatório eutrófico (Lago das garças, São Paulo). Dissertação apresentada ao Centro de Estudos Ambientais da UNESO-Campus Rio Claro, para obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos. Rio Claro – SP Setembro.
- BARTTABEE, R. W. (1986) avaliação das técnicas de oxidação comumente empregadas na limpeza de valvas silicosas. In: Sociedade Brasileira de Limnologia, Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Limnologia, 1997, 26, 21.
- BARTTABEE R. W. (1986) Diatom Analysis. In: Handbook of olocene palaeoecology and palaeohydrology (Eds. J. Wiley & Sons), 962p.
- BATTARBEE R.W., CHARLES D.F., DIXIT S.S., RENBERG I. (1999) Diatoms as indicators of surface water acidity In: *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences* (E.F. Stoermer, P. Smol John), 86p., Cambridge University Press.
- BENNION H., JOHNES P. FERRIER, R. PHILLIPS, G., HAWORTH E. (2005) A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories. *Freshwater Biology*, 50, 1651-1670.
- BURLIGA A. L., TORGAN L. C., NOBREGA E. A. de, BEAUMORD C., COSTA C. O. da, YAMAUTI D. V. (2005) Diatomáceas epilíticas do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci., Maringá*, 27, n 4, 415-421.
- CANANI L. G de C. (2005) Flora e distribuição das diatomáceas epilíticas (Bacillariophyta) do rio do Salto, Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais.

- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), p. 79..
- CLEVE-EULER, A. (1955) Die diatomeen von schweden und finnland. Kungl. Svenka Vetenskapsakademiens Handlingar, 5, n.4, 1-232.
- DAN H. V., MERTENS A. & SINKELDAM J. (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 23(1), 117-133.
- DELA-CRUZ J., PRINTCHARD T., GORDON G., AJANI P. (2006) The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Austrália. *Freshwater Biology*, 51, 951-972.
- DENICOLA D.M., EYTO E, WEMAERE A., IRVINE, K. (2004) Using epilithic algal communities to asses trophic status. *J. Phycol.*, 40, 481-495.
- DESCY J.P. (1976) Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: La pollution des eaux continentales: incidence sur les biocenoses aquatiques (Ed. P. PESSON), pp. 149-172, Paris, Gauthiers-villars.
- DESCY J. P. & COSTE M. (1991) A test of methods for assesing water quality based on diatoms Stuttgart, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 2112-2116.
- DÍAZ-QUIRÓS C. & RIVERA-RONDÓN C.A. (2004) Diatomeas de pequeños rios andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.
- DIXIT S.S. & SMOL J.P. (1994) Diatoms as indicators in the enviromental monitoring and assessment program-surface water (EMAP-SW). *Environmental Monitoring and Assessment*, 31, 275-306,
- DOWNES B. J, BARMUTA L.A, FAIRWEATHER, P. G., FAITH D. P., KEOUGH M.J., LAKE P.S., MAPSTONE B.D., QUINN G.P. (2002) Monitoring ecological impacts: Concepts and practice in flowing waters. p.434, United Kingdom at the University Press, Cambridge.
- EMBRAPA. (1979) Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análises de solo, RJ.
- FERMINO F.S., BICUDO D.C. & MERCANTE C.T.J. (2004) substrato difusor de nutrientes (SDN): avaliação do método em laboratório para experimentos *in situ* com perifiton. *Acta Scientiarum Biological Sciences Maringá*, 26 (3), 273-280.

- FERRARI, F. (2004) Diatomoflórula (Ochrophyta) dos rios Ivaí, São João e dos Patos, bacia hidrográfica do rio Ivaí (Alto Curso), Prudentópolis, Paraná. 288p., Dissertação apresentada ao curso de pós-graduação em botânica (mestrado) da Universidade Federal do Paraná, para obtenção do grau de mestre. Curitiba.
- FORE L.S. & GRAFE C. (2002) Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A) *Freshwater Biology*, 47, 2015-2037.
- GERMAIN H. (1981) Flore des diatomées: eaux douces et saumâtres. *Société Nouvelle des Éditions Boubée*, Paris.
- GEVREY M., RIMET F., PARK Y. S., GIRAUDEL J. L., ECTOR L., LEK S. (2004) Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology*, 49, 208-220.
- GRASSHOFF (1966) Determination of reactive silicate In: *A practical handbook on seawater analysis* (J.D.H. STRICKLAND & T.R. PARSONS), pp.117-126, Fisheries Research Board on Canada.
- GRINTEN E. van der (2004) Dynamics species interactions in phototrophic biofilms, Proefschrift Universiteit van Amsterdam, FNWI.
- HENDEY N.I. (1964) An introductory account of the smaller algae of British coastal waters: Part.V – Bacillariophyta. 318p, London: Her Majesty's Stationery Office.
- HIGESA (2000) Estudo de viabilidade de barragem e uma área do Médio Paraguaçu. Volume I: Relatório de Estudos Básicos - Tomo I - Texto. Governo do Estado da Bahia/CERB/HIGESA.
- HUSTEDT F. (1927-1930) Die Kieselalgen. In: *Kryptogamen Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz* (Ed. L. RABENHORST), 7, parte 1, 920p, London, Johnson Reprint Corp.
- HUSTEDT F. (1931-1959) Die Kieselalgen. In: *Kryptogamen Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz* (Ed. L. RABENHORST), 7, 845p., London, Johnson Reprint Corp.
- HUSTEDT F. (1961-1966) Die Kieselalgen. In: *Kryptogamen Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz* (Ed. L. RABENHORST), 7, 816p, London, Johnson Reprint Corp.
- HUBER-PESTALOZZI G. (1942) Das phytoplankton des süßwassers: systematik und biologie. In: *Die Binnengewässer* (A. THIENEMANN), 16(2).

- HILL, B.H., HERLIHY, A. T., KAUFMANN, STEVENSON, R.J., McCORMICK & JOHNSON, C. B. 2000 Use of periphyton assemblages data as an index of biotic integrity. *J.N. Am. Benthol. SAoc*, 19(1), 50-67.
- HUSZAR V.L.M., BICUDO D.C., GIANI A, FERRAGUT C., MARTINELLI L.A., HENRY R. (2005) Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: *Lições de Limnologia*, (Eds. F. Roland, D. César, M. Marinho) p.234, São Carlos, Ed. Rima
- JESUS E.F.R. de, FALK F.H., RIBEIRO L.P., MARQUES, T.M. (1985) Caracterização geográfica e aspectos geológicos da Chapada Diamantina - Bahia. p.52, Centro Editorial e Didático da UFBA, Salvador, Ba.
- JONES J.G. (1978) Spatial variation in epilithic algae in a stony stream (wilfin beck) with particular reference to *Cocconeis placentula*. *Freshwater Biology*, 8, 541-546.
- JÜTTNER I, ROTHFRITZ H., ORMEROD S.J. (1996) Diatoms as indicators of river quality in the nepalese middle hills consideration of effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, 36, 475-486.
- KAHLERT M., HASSELROT A., HILLEBRAND T., PETTERSSON, K. (2002) Spatial and temporal variation in biomass and nutrient status of epilithic algae in lake Erken, Sweden. *Freshwater Biology*, 47, 1191-1215.
- KELLY M. G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECK, 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.
- KELLY M.G. (2002) Role of benthic diatoms in implementation of urban wastewater treatment directive in river Wear, north-east England. *Journal of Applied Phycology*, 14, 9-18.
- KING L., BARKER P., JONES R.I. (2000) Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of English Lake District. *Freshwater Biology*, 45, 425-442.
- KORTE V.L. & BLINN D.W. (1983) Diatom colonization on artificial substrata in pool and riffle zones studied by light and scanning electron microscopy. *J. Phycol.*, 19 332-341.

- KRAMMER J. & LANGE-BERTALOT H (1986) Bacillariophyceae, Naviculaceae, Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (H. ETIL, I. GERLOFF, H. HEYNIG, D. MOLLENHAUER), v.2, parte 1, 876p., Stuttgart: Gustav Fischer.
- KRAMMER J. & LANGE-BERTALOT H (1988) Bacillariophyceae, Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (H. ETIL, I. GERLOFF, H. HEYNIG, D. MOLLENHAUER), v.2, parte 2, 596p., Stuttgart: Gustav Fischer.
- KRAMMER J. & LANGE-BERTALOT H (1991) Bacillariophyceae, Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (H. ETIL, I. GERLOFF, H. HEYNIG, D. MOLLENHAUER), v.2, parte 1, 576p., Stuttgart: Gustav Fischer.
- MORO R.S. & FÜRSTENBERGER, C.B. (1997) Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não – marinhas. 282p, Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa.
- MOURA AdeN. (1991) Estudo quali-quantitativo do perifíton dos estuários dos rios Paripe e Iguassu – Itamaracá (Pernambuco – Brasil). Dissertação apresentada ao curso de mestrado em Botânica da UFPR, Recife, PE.
- LAVOIE I., SOMERS K.M., PATERSON A. M., DILLON, P.J. (2005) Assessing scales of variability in benthic diatom community structure. *Journal of Applied Phycology*, 10, 1007/s10811-005-9001-y..
- LEDGER M.E. & HILDREW A.G. (2001) Growth of an Acid-tolerant Stonefly on epilithic biofilms from streams of contrasting Ph. *Freshwater Biology*, 46, 1457-1470.
- LIBORIUSSEN L. & JEPPESEN E. (2006) Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum In: Shallow lakes with contrasting nutrient concentration. *Freshwater Biology*, 51, 95-109.
- LOBO E. A., CALLEGARO VL, BENDER P. (2002) Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. 126p, Santa Cruz do Sul: EDUNISC.
- LOBO E.A., BES D., TUDESQUE L., ECTOR L. (2004b) Water quality assesment of Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie Milieu*, 54 (2-3), 115-125.

- LOBO E.A., CALLEGARO V.L.M., Wetzel, C.E. HERMANY G., BES D. (2004c) Water quality study of the Condor and Capivara streams, Porto Alegre Municipal District, RS, Brazil, using epilithic diatom biocenoses as bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies*,XXXIII, n. 2. 77-93.
- LOBO E. A., CALLEGARO V.L.M., HERMANY G., BES D., WETZEL C. A., OLIVEIRA M.A. (2004d) Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta limnol. Bras.*,16(1), 25-40.
- LOWE R.L. & PAN Y. (1996) Benthic Algal Communities as Biological Monitors In: *Algal Ecology: Freshwater* (Eds. R.J. STEVERSON, M.L. BOTHWELL, R.L. LOWE), p.705, Benthic Ecosystems, Academic Press Inc.
- MARGALEF R. (1998) La imprecisa frontera entre el plâncton y otros tipos de comunidades. In: Anais do 4º Congresso Latino-Americano, 2º Reunião Ibero-Americana e 8º Reunião Brasileira de Ficologia, (Eds. M.T.P. AZEVEDO, D.P. SANTOS., L. SOMUS, M. MENEZES, M.T. FUJI, N.S. YOKAYA, P.A.C. SENNA, S.M.P.B. GUIMARÃES), pp. 319-326, Caxambu.
- MENDES RS. & BARBOSA F.A.R. (2002) Efeito de enriquecimento *in situ* sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG). *Acta. Limnol. Brasil.*,14(2), 77-86.
- METZELTIN D. & LANGE-BERTALOT H. (1998) Iconographia diatomologica: tropical diatoms of south america I, vol 5, 695p.
- METZELTIN D., LANGE-BERTALOT H., GARCÍA-LOPEZ, F. (2005) Diatoms of Uruguay. 736p,v. 15, A. R. G. Gartner Verlag.
- MORANDI L.L. (2002) Eunotiales (Bacillariophyceae) de águas continentais do Estado de São Paulo: levantamento florístico. 156 p, dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, para obtenção do título de Mestre em Ciências, Área: Biologia Comparada. Ribeirão Preto, SP.
- NAEEM S. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm *Ecology* (2002), 83(6),1537-1552.
- NECCHI O. Jr, BRANCO L.H.Z. & BRANCO C.C.Z. (2000) Características limnológicas da bacia do alto rio São Francisco, Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. *Acta Limnol. Bras.*, 12, 11-22..
- OTTEN J.H. & WILLEMSE M.T.M. (1988) First steps to periphyton. *Arch. Hydrobiol.*, 112, 177-195p.

- PAN Y., STEVENSON R. J., HILL B.H., HERLIHY A.T., COLLINS, G.B. (1996) Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15(4), 481-495.
- PATRICK R. & REIMER, C.W. (1966) The diatoms of United States. Philadelphia: Academy of Natural Sciences, v.1, 688p.
- PATRICK, R., REIMER, C. W. (1975) The diatoms of United States. Philadelphia: Academy of Natural Sciences, v.23, 213p.
- PATRICK R. & PALAVAGE D.M (1994) The value of species as indicators of water. Quality Proceedings of Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 145, 55-92.
- PATRICK R. (1977) Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. Chapter 10.
- PERKINS M. A. & KAPLAN L.A. (1978) Epilithic periphyton and detritus studies in subalpine stream. *Hydrobiologia*, 57(2), 103-109.
- POTAPOVA M. G. & CHARLES D. F. (2002) Benthic diatoms in USA rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 29, 167-187.
- POTAPOVA M. & CHARLES D.F. (2003) Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48, 1311-1328.
- PRINGLE C.M. (1990) Nutrient spatial heterogeneity, effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae ecology. 71 (3), 905-920.
- QUINN R. & SULLIVAN O. (1983) Community structure dynamics of epilithic and epiphytic diatoms in a mississippi stream. *J. Phycol.*, 19, 123-128.
- RASCHKE R.L. (1993) Diatom (Bacillariophyta) community response to phosphorus in the Everglades National Park, USA *Phycology*, 32(1), 48-58
- RODRIGUES L., BICUDO D.C., MOSCHINI-CARLOS V. (2003) O papel do perífiton em áreas alagáveis nos diagnósticos ambientais. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas* (Ed. S.M. THOMAZ & L.M. BINI). 211p, Editora da Universidade Estadual de Maringá.
- ROUND F. E. (1964) The ecology of benthic algae. pp. 138-184, Plenum Press New York.

- Round F. E. (1991) Diatoms in river water-monitoring studies. *Journ. Appl. Phycol.*,3, 129-145.
- ROUND F.E. (1993) A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality, pp.63, HMSO Publisher, London.
- RICKLEFS R.E. (2003) *Economia da natureza*.503p., Ed. Guanabara Koogan, quinta edição.
- RICKLEFS, E.R. (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7, 1-15.
- RUMRICH, U., LANGE-BERTALOT, H. & RUMRICH, M. (2000) *Diatoms of the Andes*. v.9, 673p, A. R. G. Gartner Verlag.
- SALOMONI S.E., ROCHA O., CALLEGARO V.L., LOBO E.A. (2006) Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river. *Hydrobiologia*, 559, 233-246.
- SCHMIDT A. (1874-1959) *Atlas der diatomaceen-kunde*. Leipzig, O. R., Reisland.
- SOININEN J. & HEINO J. (2005) Relationships between local population persistence, local abundance and regional occupancy of species: distribution patterns of diatoms in boreal streams. *J.Biogeogr.*, 32, 1971-1978.
- SONNEMAN J.A., C.J., BREEN P.F., SHARPE A. K. (2001) Effects of urbanization on streams of the Melbourn Region, Victoria, Australia. II benthic diatom communities. *Freshwater biology*, 46, 553-565.
- TANK J.L. & DODDS W.K. (2003) Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North America streams. *Freshwater Biology*, 48, 1031-1049.
- WATANABE T, (1990) comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. *Acta Limn. Brasil.*, 3, 593-615.
- WECKSTRÖM J. & KORHOLA A. (2001) Patterns in the distribution, composition and diversity of diatom assemblages in relation to ecoclimatic factors in Arctic lapland. *Journal of Biogeography*, 28, 31-45.
- WETZEL, R. G. (1975) *Limnology*. pp.308-418, Philadelphia,W. B. Saunders.
- WETZEL, R.G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. p.1006, Academic Press ed.3.
- WHITTON B.A. *Algae*. (1975) In: *River Ecology* (B.A. WHITTON), pp.81-105, Blackwell Scientific Publications.

WILHM J.L. (1975) Biological indicators of pollution In: *River ecology* (B.A. Whitton), pp.375-400, Blackwell Scientific Publications.

WUNSAM S., CATTANEO A., BOURASSA, N. (2002). Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the laurenians (Québec, Canada). *Freshwater Biology*, 47, 325-340.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)