

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

FABÍOLA CHRYSTIAN OLIVEIRA MARTINS

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DA
COMUNIDADE PERIFÍTICA *in situ* A
DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO
RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA, ES**

VITÓRIA
2006

FABÍOLA CHRYSTIAN OLIVEIRA MARTINS

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DA
COMUNIDADE PERIFÍTICA *in situ* A
DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO
RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração em Fisiologia Vegetal (Linha de Pesquisa: Comportamento Ecofisiológico de Vegetais).

Orientador: Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes.

VITÓRIA

2006

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

M386r Martins, Fabíola Chyrstian Oliveira, 1979-
Respostas ecofisiológicas da comunidade perifítica *in situ* a
diferentes condições ambientais no rio Santa Maria da Vitória, ES /
Fabíola Chyrstian Oliveira Martins. – 2006.
133 f. : il.

Orientadora: Valéria de Oliveira Fernandes.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito
Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Alga de água doce. 2. Biomassa. 3. Ecofisiologia. 4. Santa
Maria da Vitória, Rio (ES) I. Fernandes, Valéria de Oliveira. II.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

FABÍOLA CHRYSTIAN OLIVEIRA MARTINS

**RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DA
COMUNIDADE PERIFÍTICA *in situ* A
DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS NO
RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal na área de concentração em Fisiologia Vegetal (Linha de Pesquisa: Comportamento Ecofisiológico de Vegetais).

Aprovada em 22 de fevereiro de 2006.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientadora.

Prof. PhD. Gilberto Fonseca Barroso
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Interno

Prof.^a Dr.^a Viviane Moschini-Carlos
Universidade de São Paulo
Examinador Externo

Dedico este trabalho aos meus pais **Jorge** (*in memoriam*) e **Marli** e ao meu irmão **Wesley** pelo inegável e incansável apoio que sempre me deram em todas as etapas de minha vida e, acima de tudo, pela felicidade de formarmos e convivermos em uma harmoniosa e unida **família**.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi uma tarefa árdua, porém o resultado final e o imenso aprendizado foram extremamente gratificantes. Por isso, agradeço a Deus por essas conquistas e por ter colocado no meu caminho pessoas tão especiais, as quais devo os mais sinceros agradecimentos.

À Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes, por ter aceitado mais uma vez a minha orientação, oportunizando-me e ensinando-me mais sobre a fascinante comunidade periférica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, coordenação e corpo docente, pelo vasto intercâmbio de conhecimentos em Biologia Vegetal.

Ao Fundo de Apoio à Ciência e Tecnologia do Município de Vitória (FACITEC/PMV) pelo apoio para o desenvolvimento desta pesquisa através da concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. PhD Gilberto Fonseca Barroso, por todas as lições de limnologia, pela paciência e prontidão em me ajudar, principalmente, nos momentos mais difíceis desta jornada e pelo exemplo profissional que o tornam meu maior ídolo em limnologia.

Ao Prof. Dr. Camilo Dias Júnior, pelo auxílio na estatística, pela concessão de alguns materiais e pelas brilhantes aulas, nas quais fiz grandes descobertas importantes para finalização desta pesquisa.

Às Profs.^a Drs.^a Marina Satika Suzuki e Viviane Moschini-Carlos, pela prontidão e delicadeza ao tirar minhas inúmeras dúvidas e pelas sugestões que engrandeceram este trabalho.

À Prof.^a Dr.^a Luciana Dias Thomaz, pela disposição em me ajudar, pelo empréstimo da bibliografia para identificação do substrato e do GPS.

Ao Prof. Dr. Marco Antônio Gáleas Aguiar pelas sugestões e auxílio no tratamento e análise estatística dos dados.

À Prof.^a Dr.^a Ieda Maria Oliveira da Silveira pelo auxílio em algumas análises de nutrientes.

Aos membros da banca examinadora, Prof.^a Valéria de Oliveira Fernandes Kale, Prof. Gilberto Fonseca Barroso e Prof.^a Viviane Moschini-Carlos e aos suplentes Prof. Camilo Dias Júnior e Prof.^a Marina Satika Suzuki pelas valiosas sugestões e contribuições para melhoria deste trabalho.

Aos amigos Emerson Espíndula e Michelle de Freitas pela companhia na primeira ida ao Rio Santa Maria da Vitória e auxílio na determinação das estações amostrais.

À Larissa, João Paulo, Mariana, Lidiane, Afrânia. Danilo e Emannuel pela ajuda extraordinária nos trabalhos de campo.

Aos amigos e integrantes do Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC): Adriano, André, Bruna Cavati, Bruna D'Ângela, Danilo, Geovane, Glaucia, João Paulo, Karine, Larissa, Luana, Mônica, Nicola, Raiany, Thaís e Thiara por toda a ajuda como equipe e pelas divertidas festinhas.

Aos amigos do Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental (LIMNOLAB): Andressa Vargas, Aline Silva e Rodrigo Nunes pelo auxílio nas análises, troca de idéias, informações e agradável companhia no laboratório à noite e nos fins de semana.

Às amigas Bruna Cavati e Andressa Vargas pela constante disposição, discussões, sugestões (sempre muito bem vindas), pela força e paciência nos momentos de fraqueza e pela torcida para que tudo desse certo.

Ao amigo Emannuel Bersan Pinheiro, pelos conselhos, pela sabedoria, presença e prontidão em ajudar, principalmente nas etapas mais difíceis.

Aos amigos da turma do mestrado, com os quais aprendi muito sobre biologia vegetal devido aos diferentes conhecimentos de cada um, principalmente Kelly Clipel e Camila Galon pela convivência quase diária com quem dividi minhas dificuldades.

Às amigas do coração Eliomara, Mirella, Lucyane e Michelle pela constante preocupação, com quem contei e compartilhei todos os momentos tristes e felizes durante este trabalho.

À minha prima Gardênia pela ajuda nos momentos de aflição.

Finalmente, agradeço mais uma vez à minha família, por serem as pessoas mais importantes da minha vida.

Os sonhos alimentam a vida e transformam o mundo.

Eles nos inspiram a criar, nos animam a superar e nos encorajam a conquistar.

Arrebatam o estudante, abrem a inteligência do cientista, dão ousadia ao líder.

Augusto Cury

RESUMO

As respostas ecofisiológicas do perifíton no alto curso do rio Santa Maria da Vitória (ES) foram avaliadas durante um ano, em duas estações. As variáveis abióticas determinadas foram: temperatura, transparência, zona eufótica, profundidade, pH, OD, condutividade elétrica, STD, NO_2^- , NO_3^- , N-total, PO_4^- , P-total. O perifíton em substrato natural foi avaliado através da biomassa, composição química e estrutura da comunidade de algas e classificado através dos índices autotrófico e de Lakatos. O rio apresentou águas ácidas a levemente ácidas, baixa condutividade elétrica e STD. OD, transparência e zona eufótica foram elevados. As concentrações de N-total também foram altas, comparadas às de P, resultando em elevada razão NT/PT, evidenciando um ambiente limitado por P. A ACP mostrou distinção entre as estações. Houve diferença da biomassa perifítica entre as duas estações explicadas, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes. Foram registrados 147 táxons de algas. Zygnemaphyceae foi a Classe mais representativa, qualitativamente, na estação 1 e Cyanophyceae e Euglenophyceae na estação 2. Maior densidade foi atribuída à Bacillariophyceae na estação 1 e Cyanophyceae na estação 2. Zygnemaphyceae apresentou maior biovolume na estação 1 e Bacillariophyceae na estação 2. Durante todo o período amostral, em ambas as estações, a comunidade foi classificada como heterotrófica e de biomassa baixa. A estação 1 apresentou tendência à menor trofia se comparada a estação 2. Essa diferença foi o principal fator que influenciou a biomassa e estrutura da comunidade de algas, que se mostrou limitada, principalmente, por P.

Palavras-chave: Alga de água doce. Biomassa. Ecofisiologia.

ABSTRACT

The physiological ecology responses of periphyton in the high course of the Santa Maria da Vitória (ES) river had been evaluated during one year, in two stations. The determined environmental variables had been: temperature, transparency, euphotic zone, depth, pH, OD, electric conductivity, STD, NO_2^- , NO_3^- , total-N, PO_4^- and total-P. The Periphyton in natural substratum was evaluated through the biomass, chemical composition and structure of the algae community and classified through the autotrophic and Lakatos indexes. The river presented acid to slight acid waters, low electric conductivity and STD. OD, transparency and euphotic zone was raised. The total-N was high, had been compared with the ones of P, resulting in raised ratio NT/PT, evidencing an environment limited for P. The ACP showed distinction between the stations. It had difference of the periphytic biomass between the two stations explained, mainly, for the availability of nutrients. They had been registered 147 taxa of algae. Zygnemaphyceae was the Class most representative, qualitatively, in the station 1 and Cyanophyceae and Euglenophyceae in station 2. Bigger density was attributed to the Bacillariophyceae in the station 1 and Cyanophyceae in station 2. Zygnemaphyceae presented greater biovolume in the station 1 and Bacillariophyceae in station 2. During all the sampling period, in both the stations, the community was classified as heterotrophic and of low biomass. Station 1 presented trend to the trophic degree minor if compared station 2. This difference was the main factor that influenced the biomass and structure of the algae community, that if it showed limited, mainly, for P.

Keywords: Freshwater algae. Biomass. Physiological ecology.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	23
2.1 OBJETIVO GERAL.....	23
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
3 ÁREA DE ESTUDO.....	24
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
4.1 ESTAÇÕES E PERIODICIDADE AMOSTRAIS.....	28
4.2 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS.....	28
4.3 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA.....	30
4.3.1 Temperatura da água.....	30
4.3.2 Transparência, Zona eufótica e Profundidade da coluna d'água.....	30
4.3.3 Oxigênio Dissolvido.....	30
4.3.4 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	30
4.3.5 Condutividade elétrica e Sólidos totais dissolvidos.....	31
4.3.6 Nutrientes.....	31
4.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON.....	32
4.4.1 Substrato natural utilizado.....	32
4.4.1.1 Considerações gerais.....	32
4.4.2 Amostragem o perifíton e pré-tratamento.....	33
4.4.3 Peso seco (PS).....	33
4.4.4 Peso seco sem cinzas (matéria orgânica) e cinzas.....	34
4.4.5 Clorofila <i>a</i> e feofitina.....	34
4.4.6 Composição química do perifíton.....	35
4.4.7 Índice autotrófico (IA).....	36
4.4.8 Índices de Lakatos.....	37

4.4.9 Análise qualitativa	37
4.4.10 Análise quantitativa	38
4.4.11 Espécies dominantes e abundantes	39
4.4.12 Frequência de ocorrência	39
4.4.13 Estimativas dos biovolumes	40
4.4.14 Riqueza (S)	40
4.4.15 Índice de diversidade (H') e equitabilidade (J')	40
4.5 TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	41
4.5.1 Estatística descritiva	41
4.5.2 Coeficiente de correlação de Spearman	41
4.5.3 Regressões lineares	42
4.5.4 Análise Fatorial em Componentes Principais (ACP)	42
5 RESULTADOS	43
5.1 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS	43
5.1.1 Pluviosidade	43
5.1.2 Temperatura do ar	47
5.2 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA	48
5.2.1 Temperatura da água	48
5.2.2 Transparência, Zona eufótica e Profundidade da coluna d'água	49
5.2.3 Oxigênio Dissolvido	50
5.2.4 pH	52
5.2.5 Condutividade elétrica e Sólidos totais dissolvidos	52
5.2.6 Nutrientes	54
5.2.6.1 Nitrito	54
5.2.6.2 Nitrato	54
5.2.6.3 Nitrogênio Total	55
5.2.6.4 Ortofosfato	56

5.2.6.5 Fósforo Total.....	56
5.2.6.5 Razão atômica NT/PT da água.....	57
5.3 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON.....	58
5.3.1 Peso seco (PS), Peso seco sem cinzas (PSSC) e cinzas (C)	58
5.3.2 Clorofila <i>a</i> e feofitina	60
5.3.3 Composição química do perifíton	61
5.3.4 Índice autotrófico (IA) e Índices de Lakatos	65
5.3.5 Análise qualitativa	67
5.3.6 Análise quantitativa	79
5.3.7 Biovolume	82
5.3.8 Índice de diversidade, equitabilidade e riqueza (S)	84
5.4 TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	86
5.4.1 Coefficiente de correlação de Spearman	86
5.4.2 Regressão linear simples	89
5.4.3 Análise fatorial em componentes principais (ACP)	93
6 DISCUSSÃO	100
6.1 CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA DO LOCAL DE ESTUDO.....	100
6.2 FATORES CONTROLADORES DA BIOMASSA PERIFÍTICA.....	107
6.3 ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE ALGAS PERIFÍTICAS.....	114
6.4 ÍNDICES PARA CLASSIFICAÇÃO DO PERIFÍTON.....	120
6.5 ANÁLISE FATORIAL EM COMPONENTES PRINCIPAIS DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS E BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON.....	121
7 CONCLUSÕES	122
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

1 INTRODUÇÃO

Em ecossistemas aquáticos continentais as pesquisas com a comunidade perifítica têm sido realizadas em lagoas costeiras (naturais e artificiais), lagoas marginais, reservatórios, planícies de inundação e rios, sendo que neste último é relevante a escassez de trabalhos quando comparados com os demais ambientes.

O que difere os rios dos demais ecossistemas aquáticos é o fluxo unidirecional. São considerados ecossistema abertos por estarem intimamente associados com o ambiente terrestre adjacente, e heterotrófico em razão do aporte de matéria orgânica e energia alóctone (WETZEL, 2001; MARGALEF, 1983; BARBOSA e ESPÍNDOLA, 2003). Apresentam perdas normalmente elevadas de energia para o sistema subsequente, o que causa fundamental limitação das comunidades biológicas presentes (CHAMIXAES, 1991).

Diversas teorias ecológicas foram elaboradas visando aumentar a compreensão sobre a distribuição das comunidades lóticis. Dentre elas, destaca-se a teoria da perturbação intermediária (CONNELL, 1978, apud PEREIRA e PEREIRA, 2005), o conceito do contínuo fluvial ou teoria de rio contínuo (VANNOTE et al., 1980), a teoria do espiralamento de nutrientes (ELWOOD et al., 1983, apud WETZEL, 2001), a teoria da descontinuidade serial (WARD e STANFORD, 1983, apud SALOMONI, 1995) e o conceito do pulso de inundação (JUNK et al., 1989).

Na teoria da perturbação intermediária, a estrutura da comunidade sofre perturbações que afetam seu desenvolvimento, ou sucessão autogênica, em função dos distúrbios intermediários aos quais estão submetidas, sejam estes antropogênicos ou naturais (PEREIRA e PEREIRA, 2005).

No conceito de contínuo fluvial a continuidade é um aspecto derivado dos gradientes desenvolvidos pelos rios em seu percurso, em que este atua como integrador entre as paisagens, e os processos ocorridos à jusante de um ponto são reflexos de outros ocorridos à montante, sendo que a distribuição da biota aquática está restrita aos gradientes abióticos do rio (BARBOSA e ESPÍNDOLA, 2003).

Além disso, nos sistemas lóticos, os nutrientes não sofrem uma verdadeira ciclagem, como observado nos ambientes lênticos, e sim espiralamento longitudinal devido ao contínuo movimento da água e dos materiais particulados transportados à jusante, sendo este o aspecto que fundamenta a teoria proposta por Elwood (1983, apud WETZEL, 2001).

Outros sistemas lóticos, principalmente os tropicais são, no entanto, muito mais dependentes dos pulsos de inundação como evidenciado por Junk et al. (1989). Segundo essa teoria, em rios tropicais de amplas planícies de áreas alagáveis, o pulso de inundação é o fator-chave que origina e controla a produtividade e o fluxo de energia desses sistemas.

Mas, os rios tropicais também são caracterizados ecologicamente por eventos localizados em pontos distintos da bacia que resultam numa descontinuidade serial, em que evidenciam os efeitos, por exemplo, da construção de barragens na dissociação das comunidades biológicas, quebrando a prevista continuidade do sistema (BRIGANTE et al., 2003).

Essas teorias combinadas permitem entender os principais processos atuantes sobre as populações, comunidades e ecossistemas (PEREIRA e PEREIRA, 2005), sejam estes em dimensões temporais, longitudinais, verticais e laterais, sendo esta última de relevante importância para as comunidades que se desenvolvem na região litorânea, pois esta pode funcionar como uma “rede” para compostos orgânicos dissolvidos e os nutrientes inorgânicos dos materiais de origem alóctone para, enfim, alcançar a região limnética, atuando como uma unidade funcional do sistema, originando matéria orgânica dissolvida principalmente através do complexo metabólico altamente intrínseco macrófita-perifíton (ALLEN, 1971, apud MOSCHINI-CARLOS, 1996).

O perifíton é uma comunidade bastante heterogênea, cuja terminologia tem sido vasta e muito variada ao longo do tempo (WETZEL, 1983). Tal fato decorre dos próprios componentes da comunidade, do grau de fixação dos organismos e do tipo de substrato ao qual estão associados, como mostram os trabalhos de Sládecková (1962), Chamixaes (1991) e Schwarzbald (1992), entre outros.

O histórico conceitual decorre desde 1905, quando Seligo propôs o termo alemão “Aufwuchs” (crescer sobre) para referir-se a organismos fixos que não penetram no substrato (COOKE, 1956 apud SLÁDECKOVÁ, 1962), isto é, organismos microscópicos crescendo sobre qualquer substrato. Segundo o mesmo autor, em 1928 ao realizar estudos com substratos artificiais no rio Volga (Rússia), Behning utilizou, pela primeira vez, o termo perifíton para definir organismos aderidos a tais substratos. Posteriormente, este termo foi estendido para todos os organismos aquáticos que crescem em superfícies submersas.

Assim, Sládecková (1962) afirma que existem dois tipos de organismos que compõem a comunidade perifítica: aqueles que vivem fixos, imóveis, adaptados à vida sésil por meio de rizóides, pedúnculos gelatinosos, etc., constituindo, portanto, o euperifíton (“Aufwuchs” verdadeiro) e aqueles organismos móveis, que vivem agregados sem fixar-se ao substrato, compondo, desta forma, o pseudoperifíton (“Aufwuchs” falso).

Em 1981, Wetzel definiu o termo metafíton, o qual engloba as algas da região litorânea dos ambientes aquáticos que se desenvolvem por entre as macrófitas. No entanto, segundo Fernandes (1993), como estas algas não estão aderidas e também não são verdadeiramente planctônicas, este termo passou a ser considerado sinônimo de pseudoperifíton, já proposto por Sládecková (1962) e também sinônimo de pseudoplâncton, proposto anteriormente por Naumann (1931).

Schwarzbold (1992) afirma que freqüentemente organismos livres de origem pelágica ocorrem no perifíton e, como acabam participando dos processos metabólicos, são considerados no estudo desta comunidade. Além disso, segundo este mesmo autor, como a região litorânea é bastante heterogênea, cria muitos microhabitats, dificultando amostragens representativas, sendo praticamente impossível separar euperifíton do pseudoperifíton, do metafíton, principalmente quando se pretende avaliar estoque, biomassa ou processos dentre outros aspectos funcionais.

Ao longo do tempo, o perifíton foi recebendo novas denominações de acordo com o tipo de substrato onde está aderido ou agregado. Round (1964) distingue as

comunidades algais aderidas aos diferentes substratos em : algas epipéllicas (que se desenvolvem no sedimento), algas epilíticas (que vivem sobre a superfície de rochas ou pedras), algas epífitas (que crescem sobre a superfície de macrófitas), algas epizóicas (que se desenvolvem sobre superfícies animais) e algas epipsâmicas (organismos bastante específicos que vivem sobre ou entre grãos de areia). Sramék – Husék (1946, apud SLÁDECKOVÁ, 1962) ainda aponta o termo epixilon, referindo-se às algas que crescem sobre a madeira.

Mais recentemente, Wetzel (1983) uniformizou o conceito de perifíton, definindo-o como sendo uma “complexa comunidade de microbiota (bactérias, fungos, algas, protozoários, microcrustáceos), detritos orgânicos e inorgânicos que estão aderidos ou associados a um substrato, vivo ou morto”, sendo tal definição amplamente utilizada pela comunidade científica, uma vez que, considera o aspecto estrutural e principalmente o funcional, nos quais os componentes dessa comunidade são absolutamente inseparáveis (MOURA, 1997). De acordo com Stevenson (1996, apud MOURA, 1997) as mudanças terminológicas associadas ao perifíton mostram a evolução do conhecimento, ainda relativamente recente, referente a esta comunidade, sendo cada vez mais necessárias pesquisas que abordem questões relacionadas, principalmente, à estrutura e funcionamento dos ecossistemas.

No presente estudo foi considerado o conceito de Wetzel (1983), pois foram avaliados tanto os organismos verdadeiramente aderidos, quanto aqueles livres, mas associados ao substrato e, portanto, fazendo parte de todos os processos que envolvam esta comunidade. No entanto, toda pesquisa abordou os organismos autotróficos da microbiota: as algas perifíticas.

O estudo das algas perifíticas é relativamente recente se comparado às pesquisas em taxonomia, fisiologia e ecologia do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos. Poucas são as informações acerca da distribuição geográfica, dinâmica sazonal, respostas às variáveis abióticas, interações com os mais diversos tipos de substrato, assim como com outros organismos.

Fernandes (2005) afirma que essa escassez de informações se deve à extrema heterogeneidade na distribuição das algas em muitos microhabitats, os quais, por

sua vez, são mais susceptíveis à flutuação das variáveis bióticas, físicas e químicas do que no ambiente pelágico, pois nestes os problemas relativos à heterogeneidade espacial e temporal do fitoplâncton são menores se comparados àqueles de algas aderidas e associadas.

A comunidade perifítica desempenha um papel fundamental no metabolismo dos ambientes aquáticos continentais, apresentando taxas de produção, decomposição e reposição contínuas (STEVENSON, 1996 apud MOURA, 1997).

Por ser primariamente autotrófico, o perifíton promove o intercâmbio entre os componentes químicos, físicos e biológicos, atuando ativamente na cadeia alimentar aquática, em que a qualidade alimentar do perifíton é determinada pela composição dos maiores grupos de algas, que influenciam a produção secundária e o fluxo de energia dos consumidores (BOTT, 1996 apud RODRIGUES et al., 2003). Mas o fluxo energético não é direcionado apenas pela herbivoria (cadeia de consumidores), como também pela alocação da biomassa perifítica para outros níveis energéticos, como acumulação algal, decomposição (cadeia detritívora) ou exportação de matéria orgânica (RODRIGUES et al., 2003). E, além de contribuírem na produção de matéria orgânica dos ecossistemas aquáticos, as algas perifíticas contribuem também para oxigenação do ambiente, tamponando os efeitos redutores do metabolismo saprofítico dos microrganismos (ODUM, 1983).

Assim, os componentes mais estudados do perifíton são as algas, pois são consideradas importantes produtores primários, contribuindo com aproximadamente cerca de 70% a 85% da produção primária total (CHAMIXAES, 1991) dos ambientes aquáticos onde se encontram.

As algas perifíticas são consideradas excelentes bioindicadores da qualidade da água e de seu estado trófico (SLÁDECKOVÁ, 1962; WATANABE, 1990), acumulando grandes quantidades de nutrientes poluentes como inseticidas, herbicidas, fungicidas, além de substâncias radiotivas (McINTIRE, 1975) sendo também utilizadas para inferir sobre a qualidade das águas que recebem consideráveis descargas de efluentes domésticos sem tratamento (FAGUNDES, 1997; MARTINS, 2002).

Além disso, as algas perifíticas apresentam outras importantes funções ecológicas nos ambientes aquáticos como a capacidade em remover nutrientes dissolvidos incorporando-os à sua biomassa, sendo utilizado no pré-tratamento de águas residuais, além da capacidade de originar formas planctônicas por desprendimento do substrato, as quais podem encontrar na coluna d'água condições favoráveis a um desenvolvimento acelerado e proteção das macrófitas aquáticas contra ação direta de predadores herbívoros, formando uma bioderme perifítica sobre tais vegetais (CHAMIXAES, 1991).

Stevenson (1996 apud MOURA, 1997) afirma que o perifíton pode ser utilizado para verificar aspectos relacionados à colonização, sucessão, diversidade e estabilidade de comunidades atuando, desta forma, como um sistema modelo, pois apresentam tempos curtos de geração, limites relativamente bem definidos, além de ser uma comunidade espacialmente compacta.

A escolha do tipo de substrato em pesquisas com perifíton se torna um fator extremamente importante, pois podem ser utilizados substratos artificiais ou naturais, sendo estes vivos ou mortos.

Segundo Moschini-Carlos (1999) a utilização de substratos artificiais permite o entendimento de determinados aspectos funcionais da comunidade perifítica, como por exemplo, a sucessão ecológica em um grande período de tempo, além de algumas vantagens metodológicas como superfície do substrato uniforme, facilidade de determinação da área colonizada e extração do material aderido.

No entanto, alguns autores como Aloï (1990), Pompêo (1991) e Fernandes (1993; 1997) ressaltam que a amostragem do perifíton em substratos naturais é mais precisa do que em substrato artificial no que diz respeito à produção primária, conjunto de espécies que compõem a comunidade e medidas de biomassa.

Assim, os substratos naturais refletem as reais condições do ambiente por fazerem parte da ecologia da paisagem dos mesmos, o que não ocorre com os substratos artificiais que muitas vezes são introduzidos para avaliação experimental de processos biológicos da comunidade.

Rodrigues et al. (2003) afirmam que a fisiologia e o crescimento da microbiota aderida estão relacionados com a dinâmica física e fisiológica do substrato vivo sobre o qual se desenvolve. Conforme Wetzel (1990), as macrófitas aquáticas fornecem uma diversidade de microhabitats para o perifíton, com disponibilidade de luz, gases (produtos da fotossíntese e da decomposição), além de nutrientes oriundos da decomposição nas águas intersticiais dos sedimentos e detritos.

Segundo este mesmo autor, a proximidade espacial confere grande potencial de reciprocidade e interação metabólica entre os constituintes do perifíton, levando a uma eficiência na utilização dos recursos do meio. As macrófitas aquáticas promovem o desenvolvimento da biomassa das lagas perifíticas por fornecer substrato para sua adesão e nutrientes oriundos de sua senescência e decomposição (CHAMIXAES 1991). Diante destes fatos justifica-se a escolha deste substrato na presente pesquisa.

Dentro dos sistemas lóticos as algas perifíticas, juntamente com as macrófitas, são os principais produtores de matéria orgânica autóctone, principalmente na região litorânea, sendo mais importantes que o fitoplâncton, como mostra o trabalho de Rodrigues et al. (2003).

Por isso, é extremamente importante considerar a participação do perifíton, juntamente com as macrófitas aquáticas, na regulação da ciclagem de nutrientes e energia dos ambientes aquáticos como um todo, devido às suas elevadas produtividades (WETZEL, 1990).

Os fatores que influenciam o crescimento das algas perifíticas em ambientes lóticos podem ser bióticos, refletindo as interações entre os componentes da comunidade, e abióticos, evidenciando o efeito das variáveis ambientais sobre a mesma. Esses fatores atuam na ecologia e ecofisiologia das algas perifíticas e suas variações espaciais e temporais.

A herbivoria, a competição com o fitoplâncton e a competição inter e intraespecífica são os principais fatores bióticos que regulam o crescimento das algas perifíticas. Quanto aos fatores abióticos, a velocidade da corrente apresenta relevante

importância por interferir diretamente na produtividade e estrutura da comunidade. Além disso, o tipo de substrato, a intensidade e qualidade da luz incidente, temperatura, pH, condutividade elétrica e concentração de nutrientes influenciam o desenvolvimento desta comunidade (CHAMIXAES, 1991).

No Brasil, a primeira pesquisa relativa ao perifíton foi de Moreira – Filho (1959) com diatomáceas crescendo sobre *Sargassum*, em ambiente marinho. A primeira publicação em ambiente dulcícola foi de Bicudo & Skvortzov (1968) de caráter taxonômico, em que foi feito um levantamento de Dinophyceae, com algumas espécies de hábito fixo. Com relação à ecologia do perifíton, Rocha (1979) contribuiu com um estudo pioneiro que avaliou a estrutura desta comunidade em lâminas de vidro em dois lagos (um artificial – Lago Paranoá e outro natural – Lago Península Norte – DF).

A partir desta época, segundo Tundisi et al. (1995), o perifíton despertou o interesse de diversos pesquisadores, estimulando-os a intensificarem os estudos com esta comunidade e, valiosas foram as contribuições de Panitz (1980), que avaliou a variação temporal da estrutura do perifíton em diferentes substratos e Soares (1981), que estudou a biomassa e produção primária da comunidade perifítica aderida em substrato natural, sendo ambos os estudos realizados na Represa do Lobo (SP), assim como Bicudo (1984) que estudou taxonômica e ecologicamente o perifíton do Lago das Ninféias (SP).

Mas, foi na década de 90 que ocorreu uma “explosão” de trabalhos referentes ao perifíton, tanto com relação à sistemática e ecologia, quanto com relação ao comportamento ecológico dos constituintes da comunidade nos mais diversos tipos de ambientes.

Assim, destacam-se as contribuições de Schwarzbald (1990), que detalhou os métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton; Watanabe (1990), que comparou metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas, utilizando o perifíton; Esteves et al. (1990), que avaliaram as taxas de fixação de nitrogênio na filosfera de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze; Panosso (1990), que analisou a fixação biológica do nitrogênio via perifíton agregado em substrato

artificial na Lagoa do Infernã (SP); Chamixaes (1991) que avaliou a produção primária, a densidade, a biomassa e a riqueza específica de algas perifíticas em substratos artificiais, além da determinação das principais variáveis físicas, químicas e físico-químicas na bacia de drenagem do Ribeirão do Lobo (SP); Pompêo (1991) que enfatizou a produção primária do fitoplâncton, do perifíton e da macrófita aquática *Utricularia gibba* na Lagoa Dourada (SP); Suzuki (1991) que investigou a relação entre fitoplâncton, perifíton e zooplâncton e Schwarzbald (1992) que estudou a estrutura, diversidade, produção e estoque do perifíton, ambos na Lagoa do Infernã (SP); Fernandes (1993) que avaliou a sucessão da comunidade epifítica em *Typha domingensis* Pers, associada à diversas variáveis ambientais na Lagoa de Jacarepaguá (RJ); Moschini-Carlos (1996) que analisou a estrutura e dinâmica da comunidade perifítica aderida em substrato artificial e natural no reservatório de Jurumirim (SP); Fernandes (1997) que avaliou a variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em dois tipos de substrato na Lagoa Imboacica (RJ); Moura (1997) que analisou a estrutura e produção primária da comunidade perifítica durante o processo de colonização em substrato artificial no Lago das Ninféias (SP), comparando período seco e chuvoso e Rodrigues (1998) que estudou a influência do pulso de inundação na comunidade ficoperifítica em três ambientes da planície de inundação do alto Rio Paraná (PR).

No Espírito Santo, apesar do grande número de ecossistemas aquáticos, especialmente lóticos, poucos foram os trabalhos desenvolvidos com a comunidade perifítica, destacando-se as contribuições de Martins (2002) que utilizou a comunidade que cresce em substrato natural como bioindicadora do estado trófico de uma lagoa costeira urbana; Semionato (2002), que também avaliou o potencial bioindicador da comunidade em substrato artificial no mesmo ambiente; Cetrangolo (2004), que avaliou a variação temporal e espacial das algas perifíticas em substrato natural e Sartori (2005), estudou a variação temporal do perifíton em substrato artificial, sendo ambos desenvolvidos em reservatório de abastecimento doméstico.

Desta forma, ressalta-se que o presente estudo é de caráter pioneiro no estado, pois nenhuma pesquisa foi desenvolvida com ecofisiologia do perifíton em ambientes lóticos do Espírito Santo.

2 OBJETIVOS:

2.1 OBJETIVO GERAL:

- Avaliar as respostas ecofisiológicas da comunidade perifítica *in situ* submetida a diferentes condições ambientais no rio Santa Maria da Vitória (ES).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Avaliar a estrutura da comunidade perifítica em substrato natural (*Brachiaria mutica* (Forsk.) Stapf) em duas estações amostrais no alto curso do rio Santa Maria da Vitória durante um ciclo anual;
- Avaliar as características físicas e químicas da água e climatológicas do ambiente de estudo;
- Relacionar a comunidade perifítica com as variáveis físicas, químicas e climatológicas;
- Classificar a comunidade perifítica do rio Santa Maria da Vitória, através dos índices autotrófico e de Lakatos, utilizando dados referentes à sua biomassa;
- Discutir quais são os nutrientes limitantes ao crescimento do perifíton em ambientes lóticos, através da composição química (nitrogênio e fósforo) da comunidade perifítica e da água;

3 ÁREA DE ESTUDO:

Os dados referentes ao Rio Santa Maria da Vitória foram fornecidos pelo Consórcio das bacias hidrográficas do Rio Santa Maria da Vitória e Rio Jucu (HABTEC, 1997).

A nascente do rio Santa Maria da Vitória corresponde a do seu formador, o córrego Santa Maria. Percorre 122 km até desaguar na baía de Vitória, onde forma um delta, apresentando um desnível de aproximadamente 1.300 m entre a nascente e a foz. Sua bacia hidrográfica abrange cerca de 1.884 km² e seu perímetro é de 291 km.

Seus principais afluentes são, pela margem esquerda, os rios Possmouser, Claro, São Luís, Bonito, da Prata e Timbuí e, pela margem direita, os rios Mangaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinhas, Fumaça e São Miguel.

Foi convencionalmente dividido da seguinte forma:

- Alto Santa Maria da Vitória: da nascente até a represa de Rio Bonito;
- Médio Santa Maria da Vitória: deste ponto até a cidade de Santa Leopoldina;
- Baixo Santa Maria da Vitória: deste ponto até a foz na Baía de Vitória.

Quanto à fisionomia da paisagem por onde o rio percorre, no alto curso, atravessa uma zona onde predominam colinas em forma de meia esfera. Desenvolve-se sobre vales alargados, onde estão várzeas com disposição alveolar, que ora se alargam ora se estreitam, formadas por deposição de sedimentos a montante de estreitamentos fluviais provocados por barras resistentes ou fundos rochosos.

No médio curso, é barrado para formar o reservatório da usina hidrelétrica Rio Bonito. Neste trecho, o rio atravessa uma zona de relevo acidentado, com presença de sulcos estruturais orientados no sentido predominantemente norte-sul, correndo encaixado até a confluência com o rio Crubixá-Açu. Mais adiante, é novamente barrado e tem parte de suas águas desviadas para um conduto subterrâneo de 1.800 m, que alimenta a casa de força, situada fora da barragem, da usina

hidrelétrica Suíça. A partir da barragem, a água é devolvida ao rio Santa Maria após passar pelas turbinas.

A última corredeira do rio ocorre na cidade de Santa Leopoldina, onde se inicia o baixo curso. Deste ponto até a foz, as Colinas e Maciços Costeiros dominam a paisagem, traduzindo-se em um relevo plano, até alcançar as planícies litorâneas fluviais e fluvio-marinhas.

No seu trecho final, o rio sofre a influência da cunha salina e apresenta suas margens com manguezais, desaguando na baía de Vitória.

Segundo Gollner (1994 apud Delazari-Barroso, 2000) as características fitossociológicas permitem classificar os ambientes da bacia de drenagem (escarpas, tabuleiros e planícies costeiras) em Floresta Ombrófila Densa e Aberta, Mata de Galeria, Vegetação Rupícola, Campo de Várzea e Manguezal.

O período de cheia do rio Santa Maria corresponde aos meses de dezembro a março, com as maiores vazões ocorrendo em dezembro. As menores vazões ocorrem de julho a outubro, sendo a mais baixa vazão registrada em setembro.

No trecho estudado (alto curso), predomina o tipo climático Brando Úmido, sendo que o mês mais seco apresenta cerca de 60 mm de chuva e a temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C.

Quanto às massas de ar, a bacia hidrográfica do rio Santa Maria é caracterizada como Sistema Tropical Atlântico, em que os ventos quentes e úmidos tendem a instabilidade no verão e apresentam atividades constante o ano inteiro.

Os trechos do rio Santa Maria da Vitória compreendidos entre as usinas hidrelétricas Rio Bonito e Suíça e a jusante desta até a foz sofrem fortes oscilações diárias de vazão, devido aos procedimentos operacionais conjugados destas usinas, que reservam água durante o dia para turbiná-las nos horários de pico de demanda de energia.

A bacia do rio Santa Maria da Vitória engloba, no seu trecho superior e médio, os municípios de Santa Maria do Jetibá e Santa Leopoldina respectivamente e, na região baixa, parte dos municípios de Cariacica e Serra, sendo que neste último estão localizadas duas estações de tratamento de água da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN) que captam e tratam a água utilizada para abastecimento de todo o município da Serra e parte dos municípios de Vitória e Cariacica (Figura 1).

Além da geração de energia e abastecimento doméstico, o rio também é utilizado para irrigação, lazer e pesca.

Nos últimos anos, este ambiente vem sofrendo impactos de origem antrópica que resultam em estado de degradação. Tais impactos referem-se ao lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, de resíduos orgânicos provenientes de avicultura (granjas) e suinocultura, além de resíduos de indústrias de rações animais e despejo de lixo.

Schäfer (1985) cita que as alterações ocorridas no ambiente adjacente, ou seja, na área de drenagem, refletem-se no rio, sejam estas relativas às características geomorfológicas, geológicas, edáficas e fitossociológicas da paisagem. Tal fato pode ser observado na bacia hidrográfica do rio Santa Maria, através da remoção da Mata Ciliar em alguns trechos, desmatamento de topos de morros, aração dos mesmos sem curvas de nível, uso de agrotóxicos e adubação orgânica para implantação agrícola. Essas práticas são bastante comuns, principalmente no município de Santa Maria de Jetibá, onde foi realizada a presente pesquisa, cuja economia está voltada para zona rural, onde se concentra 77,7 % da população.

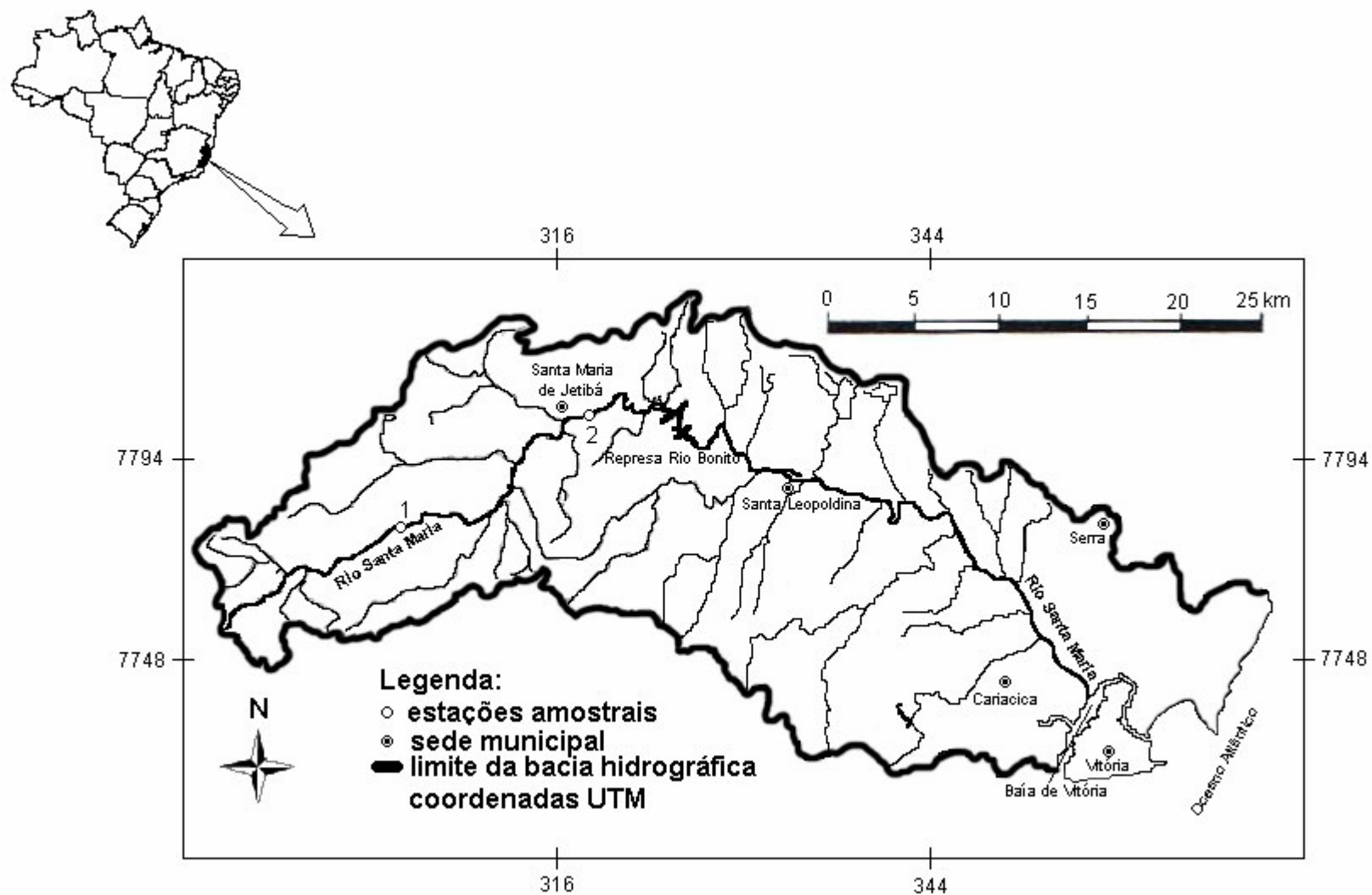


Figura 1: Mapa da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória com a localização das estações amostrais 1 e 2. (Modificado de HABTEC, 1997).

4 MATERIAIS E MÉTODOS:

4.1 ESTAÇÕES E PERIODICIDADE AMOSTRAIS

A amostragem foi realizada no alto curso do rio, durante um ano, em intervalos trimestrais (outubro de 2004 a julho de 2005).

Foram determinadas duas estações amostrais com características tróficas diferentes, ambas na região litorânea do rio. A estação 1 (E1), menos impactada, está localizada mais próxima à nascente ($20^{\circ}04.930'$ S e $40^{\circ}47.119'$ WO) e inserida em uma área de remanescente de Mata Atlântica. A estação 2 (E2) situa-se em uma região agrícola com um complexo de granjas e localiza-se após o centro urbano do município de Santa Maria de Jetibá e de uma indústria de rações avícolas ($20^{\circ}02.058'$ S e $40^{\circ}42.681'$ WO), recebendo, portanto, efluentes destas fontes sem tratamento (Figura 2). As diferentes condições ambientais, as quais as duas estações estão submetidas, justifica a escolha das mesmas.

4.2 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

Os dados de precipitação pluviométrica (mm) foram cedidos pela Agência Nacional das Águas (ANA) – Estação Santa Maria de Jetibá. Os valores da temperatura do ar foram determinados durante a amostragem, utilizando termômetro de bulbo. Quanto à pluviosidade, foram obtidos valores diários, número de dias chuvosos por mês e máximos mensais. Esses dados referem-se aos anos de 2004 e 2005 quando foram realizadas as amostragens. Além disso, também foi obtida uma série histórica de 1995 a 2005, com valores de pluviosidade total de cada mês, para análise do padrão climático em Santa Maria de Jetibá.



Figura 2: Vista geral das estações amostrais 1 e 2 em janeiro de 2005. A seta indica o local da amostragem.

4.3 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

Temperatura da água, transparência, zona eufótica, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos foram determinados *in situ*, na sub-superfície da região litorânea das duas estações (E1 e E2), exatamente no meio dos estandes de macrófitas, dos quais foi amostrado o perifíton. As medições foram realizadas aproximadamente às 11:00 h na estação 2 e às 13:30 h na estação 1.

4.3.1 Temperatura da água

A temperatura da água (°C) foi determinada através de termômetro de bulbo.

4.3.2 Transparência, Zona eufótica e Profundidade da coluna d'água

A transparência da água foi avaliada utilizando disco de Secchi. Com este equipamento foi medida a profundidade da coluna d'água, pois o mesmo apresenta cabo marcado a cada 10 cm. A zona eufótica foi estimada a partir dos valores da transparência multiplicados por 3, conforme Cole (1994). Segundo Esteves (1988), o valor obtido é admitido como correspondente a 1% da radiação da superfície. Essas três variáveis foram expressas em metros (m).

4.3.3 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) foi determinado por leitura, utilizando oxímetro portátil Scott OX1.

4.3.4 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH foi medido com potenciômetro portátil Handylab 1.

4.3.5 Condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD)

Tanto a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) quanto os sólidos totais dissolvidos (mg/l) foram determinados através de medidor multi parâmetros Handylab LF1.

4.3.6 Nutrientes

Para análise dos nutrientes, amostras de água foram coletadas no mesmo horário e local onde foram determinadas as demais variáveis limnológicas. Essas amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade para um litro e mantidas sob baixa temperatura no transporte até o laboratório, quando então foram filtrada em filtro de fibra de vidro GF50-A $47\pm 0,5$ mm Ø à vácuo, para determinação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito, nitrato e ortofosfato). O restante da amostra sem filtrar foi utilizado para determinar as concentrações totais de nitrogênio e fósforo.

O nitrito (N-NO_2^-) foi analisado pelo método da sulfanilamida conforme Carmouze (1994). O nitrato (N-NO_3^-) foi reduzido a nitrito por passagem em coluna preenchida com amálgama de cádmio e cobre e dosado da mesma forma que o nitrito. O ortofosfato (P-PO_4^{3-}) foi analisado por espectrofotometria pelo princípio do azul de molibdênio, ambos segundo o mesmo autor.

Para análise do fósforo total (P-total) e nitrogênio total (N – total) as amostras foram digeridas com persulfato de potássio de acordo com Valderrama (1981). Nesse método o P – total é convertido a ortofosfato e o N – total a nitrato e dosados como descrito anteriormente.

O procedimento analítico foi realizado em triplicata para cada nutriente analisado, sendo os resultados expressos em $\mu\text{g}/\text{l}$. O limite de detecção para nitrito, nitrato e N – total foi de $7,0 \mu\text{g}/\text{l}$ e $3,1 \mu\text{g}/\text{l}$ para ortofosfato e P - total.

Para determinação da razão atômica NT/PT, inicialmente as concentrações de N – total e P – total obtidas em $\mu\text{g}/\text{l}$ foram convertidas para número de átomos de cada elemento. O quociente entre o número de átomos de N e P de cada amostragem para as estações 1 e 2 equivale a razão atômica NT/PT das mesmas.

Embora o nitrogênio amoniacal seja um dos nutrientes preferencialmente assimilado por todos os grupos de algas e limitante ao seu crescimento e o ortosilicato, em particular para as diatomáceas que são bastante representativas em rios, questões logísticas inviabilizaram a determinação destes nutrientes.

4.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON

4.4.1 Substrato natural utilizado

4.4.1.1. Considerações gerais

Ambientes úmidos ou alagados, como várzeas e margens de corpos hídricos, proporcionam condições ecológicas favoráveis a uma grande proliferação de plantas nessas condições. Dentre elas, destacam-se algumas espécies do gênero *Brachiaria*, pertencente à família Poaceae, que resistem muito bem a inundações temporárias, apresentando, durante estes períodos, apreciável massa verde, submersa na água (Carbonari et al., 2003). A ocorrência dessas plantas nos corpos hídricos reduz a velocidade da água, aumentando a sedimentação de partículas nas regiões litorâneas dos ambientes aquáticos (Oliveira Jr. e Constantin, 2001), favorecendo o desenvolvimento de alguns organismos, dentre estes os perifíticos. Segundo Ghisi (1991), o gênero *Brachiaria* possui cerca de 90 espécies com distribuição marcadamente tropical, tendo como centro de origem primário a África Equatorial. Crispim e Branco (2002) citam que essas plantas foram introduzidas no Brasil pelos escravos, que as utilizavam como colchões nos navios negreiros.

Na presente pesquisa foi utilizada como substrato a espécie *Brachiaria mutica* (Forsk.) Stapf, uma vez que é de fácil manipulação e foi encontrada em ambas as estações amostrais, evitando, desta forma, diferenças estruturais e funcionais do perifíton devido à seletividade.

4.4.2 Amostragem do perifíton e pré-tratamento

Para amostragem do perifíton, foram selecionados folhas e pecíolos submersos de indivíduos consideravelmente colonizados que, visualmente, apresentavam mesmo estágio fenológico no estande de macrófitas de cada estação.

Os bancos de macrófitas não foram identificados com marcadores, pois as mesmas estavam enraizadas no sedimento, sendo apenas localizados através das coordenadas geográficas de cada estação amostral, as quais foram determinadas no centro do estande.

A retirada manual destas frações do substrato (folhas e pecíolos) foi feita com auxílio de tesoura e as mesmas foram acondicionadas em frascos de 250 ml contendo água circundante à macrófita, a fim de evitar perdas do pseudoperifíton.

O perifíton foi separado do substrato através de raspagem com lâmina cortante. Em seguida, a área colonizada foi medida com auxílio de paquímetro. Para os pecíolos, foram medidos seu diâmetro e comprimento, utilizando a fórmula do cilindro para determinação de sua área. As folhas foram moldadas em papel milimetrado e tiveram sua área determinada por conversão, através de regra de três, dos quadrados do papel que compunham a parte interna do molde.

4.4.3 Peso seco (PS)

O peso seco representa a massa perifítica total (organismos vivos, detritos orgânicos e inorgânicos) removida do substrato (MOSCHINI-CARLOS, 1996).

O perifíton raspado foi filtrado, sob vácuo e em duplicata, em filtros MN 85/90 25 mm Ø previamente calcinados e pesados e, em seguida foi seco em estufa a 70°C até que os mesmos atingissem peso constante (72 horas), quando, então foram novamente pesados para determinação do peso seco, expresso em g/m², utilizando a seguinte equação:

$$PS \text{ (g/m}^2\text{)} = (P_t - P_i) \times 10^4 / S$$

Em que:

PS = peso seco;

Pt = peso após secagem em estufa (peso do filtro + peso do material particulado) em gramas;

Pi = peso do filtro calcinado, antes da filtração, em gramas;

10^4 = fator de conversão unitária de cm^2 para m^2 ;

S = área colonizada do substrato, em cm^2 .

4.4.4 Peso seco sem cinzas (matéria orgânica) e cinzas

Após a determinação do PS, o mesmo filtro contendo o material seco foi submetido à mufla a 550°C durante duas horas (SCHWARZBOLD, 1992). Assim, todo o conteúdo orgânico é calcinado, restando apenas a fração inorgânica, que corresponde às cinzas (C). A determinação do peso seco sem cinzas (PSSC) equivale à diferença entre PS e C. Os resultados foram expressos em % de matéria orgânica (= PSSC) do peso seco e % de cinzas do peso seco.

4.4.5 Clorofila *a* e feofitina

O perifíton raspado foi homogeneizado e filtrado em filtros MN 85/90 25 mm Ø, em duplicata. A maceração foi realizada em penumbra, com auxílio de almofariz de porcelana e pistilo, utilizando como solvente acetona 90%. O extrato (10 ml) foi transferido para tubos de centrifuga protegidos contra luz e guardados em geladeira por 24 horas. Após este período, o material foi centrifugado durante 10 minutos a 4000 rpm e o sobrenadante foi lido em espectrofotômetro em comprimentos de onda de 665 nm e 750 nm, conforme descrito em Fernandes (1997). Para determinação da feofitina, as amostras foram acidificadas com HCl 2N (3 gotas) e lidas novamente nos mesmos comprimentos de onda após 5 minutos, também conforme descrito em Fernandes (1997). Os cálculos foram feitos segundo Golterman et al. (1978), com adaptações feitas por Chamixaes (1991) para área do substrato de acordo com as equações a seguir, e os resultados expressos em $\mu\text{g}/\text{cm}^2$:

Para Clorofila *a*:

$$Pchl a = (Echl a \times 10^3 \times V_e) / (89 \times S)$$

$$Echl a = 2,43 \times (U' - A')$$

Para feofitina:

$$Pphae = (Ephae \times 10^3 \times V_e) / (56 \times S)$$

$$Ephae = U' - Echl a$$

Em que:

$U' = (U_{665} - U_{750}) / L$: absorvância a 665nm do extrato não acidificado corrigida da leitura de 750nm;

$A' = (A_{665} - A_{750}) / L$: absorvância a 665nm do extrato acidificado corrigida da leitura a 750nm;

L: passo óptico da cubeta (= 1cm);

V_e : volume do extrato (= 10 ml);

S: área do substrato, em cm²;

Echl*a*: absorvância da clorofila *a*;

Ephae: absorvância da feofitina;

89: coeficiente de absorção específico da clorofila *a* em acetona 90%;

56: coeficiente de absorção específico da feofitina em acetona 90%.

4.4.6 Composição química do perifíton

A composição química refere-se ao conteúdo de carbono das algas perifíticas e à concentração de nitrogênio total e fósforo total de toda a comunidade.

O teor de carbono foi estimado a partir da porcentagem de matéria orgânica do perifíton segundo Wetzel (2001), que considera o teor de carbono das algas que compõem a comunidade correspondente a $53 \pm 5\%$ do peso seco sem cinzas da amostra.

Para determinação da concentração de nitrogênio e fósforo totais da comunidade, o perifíton raspado foi filtrado, em duplicata, utilizando filtro MN 85/90 25 mm Ø e seco em estufa da mesma forma que o peso seco (até atingir peso constante). Em seguida, os filtros contendo o material seco foram autoclavados durante 30 minutos com 10 ml de persulfato de potássio, segundo Valderrama (1981). A quantidade de persulfato de potássio utilizado foi adaptada para o perifíton a partir de testes realizados por Morelato (2003) para análise de nitrogênio e fósforo totais do sedimento. Os resultados foram considerados satisfatórios, pois visualmente todo material perifítico se desprende dos filtros, ficando os mesmos totalmente claros. O fósforo orgânico foi digerido a ortofosfato e o nitrogênio orgânico a nitrato, sendo, a partir daí, ambos tratados da mesma forma que a água, descrito anteriormente (seção 4.3.6). O procedimento analítico foi realizado em triplicata e os resultados foram expressos em % do peso seco.

Para avaliar o nutriente limitante ao crescimento do perifíton adotou-se o percentual de limitação de 5% de N e 0,5% de P por unidade de massa seca da comunidade, conforme proposto por Biggs (1995) para ambientes lóticos.

Utilizou-se também a razão atômica NT/PT do perifíton, calculada da mesma forma que a água, para inferir sobre o nutriente limitante primário da comunidade (BORCHARDT, 1996 apud HUSZAR et al., 2005).

4.4.7 Índice autotrófico (IA)

Segundo APHA (1992) o índice autotrófico é uma medida de determinação da natureza trófica da comunidade perifítica. Este índice permite evidenciar e comparar as etapas de colonização e inferir a cerca das fases heterotróficas e autotróficas do processo sucessional.

O limite teórico entre a condição autotrófica e heterotrófica apresenta IA equivalente a 200. Valores superiores e inferiores a este limite indicam fases heterotróficas e autotróficas, respectivamente (APHA, 1992).

O IA é obtido através do quociente entre os valores de peso seco sem cinzas (PSSC) e os de clorofila *a*, para um dado período da colonização.

4.4.8 Índices de Lakatos

São índices para classificação do perifíton, propostos por Lakatos (1989) e definidos a partir de dados de peso seco, percentual de cinzas e clorofila *a* de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1: Classificação do perifíton segundo variações em massa (Lakatos, 1989).

Tipo	Peso seco	g/m²
I	perifíton com massa elevada	> 40
II	perifíton com massa média	20 - 40
III	perifíton com massa baixa	< 20
Conteúdo de cinzas		%
I	perifíton tipo inorgânico	> 75
II	perifíton tipo inorg. /orgânico	50 - 75
III	perifíton tipo org. /inorgânico	25 - 50
IV	perifíton tipo orgânico	< 25
Clorofila <i>a</i>		%
I	perifíton tipo autotrófico	> 0,6
II	perifíton tipo auto-heterotrófico	0,25 - 0,6
III	perifíton tipo hetero-autotrófico	0,1 - 0,25
IV	perifíton tipo heterotrófico	< 0,1

4.4.9 Análise qualitativa

A análise qualitativa do perifíton foi realizada a partir de observações de amostras vivas e fixadas com solução formalina 4% (BICUDO e MENEZES, 2005), utilizando microscópio óptico Olympus CX 41 equipado com câmara clara, ocular de medição e máquina fotográfica.

De cada amostra foram preparadas, no mínimo, dez lâminas para avaliação populacional das espécies mais representativas e registro rigoroso das mais raras. Assim, os táxons foram esquematizados e analisados quanto às suas características morfológicas e morfométricas, visando à identificação ao nível específico, sempre que possível, através de bibliografia especializada.

O sistema de classificação utilizado para Bacillariophyceae foi o de Simonsen (1979); para Chlorophyceae (Chlorococcales) o de Komárek e Fott (1983); para Cyanophyceae os de Komárek e Anagnostidis (1989, 1998 e 2005) e Anagnostidis e Komárek (1988); para Zygnemaphyceae o de van-den-Hoeck (1995) e para as demais Classes, Bourrelly (1966, 1968 e 1970) e Bicudo e Menezes (2005).

4.4.10 Análise quantitativa

A densidade das algas perifíticas foi estimada segundo o método de sedimentação em câmaras, proposto por Uthermöhl (1958), das amostras fixadas com solução de lugol acético. A enumeração das algas perifíticas, em aumento de 400 vezes, foi feita através de campos aleatórios, segundo Uhelinger (1964, apud BICUDO, 1990), recomendado para populações que apresentam distribuição agregada, como é o caso do perifíton.

As coordenadas dos campos foram obtidas através de um conjunto de números aleatórios a partir de uma tabela (X,Y) adaptada ao “charriot” do microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 (CHAMIXAES, 1991; FERNANDES, 1997).

Para que os materiais sedimentados fossem suficientemente abundantes, mas que não dificultasse a visualização das algas, foram realizados testes para determinação da concentração e do volume ideais das amostras a serem contadas. Desta forma, utilizaram-se câmaras de sedimentação de 5, 10 e 25 ml, tanto com amostras concentradas quanto com amostras diluídas na proporção de 1:1. A sedimentação da amostra concentrada em câmara de 10 ml foi adotada, pois apresentou melhor resultado, exceto em poucas amostragens, quando se utilizou amostras diluídas (1:1) em câmaras de 10 ml.

O número mínimo de campos contados para que fosse quantificada uma comunidade significativamente bem representada, foi determinado pelo método gráfico de estabilização da curva obtida com adição de espécies novas com aumento do número de campos (BOUDORESQUE, 1971 apud CHAMIXAES, 1991) e até que a espécie mais abundante atingisse, no mínimo, 100 indivíduos a fim de

obter precisão de $\pm 20\%$ para um intervalo de confiança de 95% (LUND et al., 1958), sendo cada célula, colônia, cenóbio e filamento considerado como um indivíduo.

Os resultados da análise quantitativa do perifíton foram expressos em indivíduos/cm² e calculados de acordo com APHA (1992), através da seguinte fórmula:

$$\text{Ind./cm}^2 = (\text{noc} \times \text{afc} \times \text{va}) / (\text{ac} \times \text{vc} \times \text{S} \times \text{ncc})$$

Em que:

noc: número de organismos contados;

afc: área do fundo da câmara de sedimentação (mm²);

va: volume total da amostra (ml);

ac: área da câmara de sedimentação (mm²);

vc: volume contado (ml);

S: área colonizada do substrato (cm²);

ncc: número de campos contados.

4.4.11 Espécies dominantes e abundantes

As espécies dominantes e abundantes foram determinadas a partir da análise quantitativa, segundo Lobo e Leighton (1986), em que são consideradas dominantes aquelas que superam 50% da densidade total da amostra e abundantes aquelas cuja ocorrência numérica supera o valor médio da densidade total da amostra.

4.4.12 Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência expressa a relação de ocorrência das diferentes espécies e o número total de amostras ao longo do período amostral. Segundo Lobo e Leighton (op cit.) são consideradas constantes as espécies que ocorrem em mais de 50% das amostras, comuns, aquelas que ocorrem entre 10% e 50% das amostras e raras, as que ocorrem abaixo de 10%.

4.4.13 Estimativa dos biovolumes

O volume celular das espécies quantificadas foi estimado através da aproximação da forma das algas a figuras geométricas espaciais conforme Hillebrand et al. (1999). Foram medidos de 10 a 20 indivíduos por espécie, de acordo com a frequência em que ocorriam na amostra. Com os volumes obtidos de cada indivíduo, calculou-se a média do volume da espécie.

O biovolume foi obtido através da multiplicação das médias de volumes celulares pela densidade de cada espécie. Os resultados foram expressos em $\mu\text{m}^3/\text{cm}^2$.

4.4.14 Riqueza (S)

Expressa o número de táxons presentes em cada amostra analisada quantitativamente.

4.4.15 Índice de diversidade (H') e equitabilidade (J')

A diversidade de espécies foi determinada a partir de dados de densidade, através do Índice de Diversidade de Shannon e Weaver (1963). Os resultados foram expressos em bits/ind., segundo a equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i \quad \text{sendo: } p_i = n / N$$

Em que:

H' = diversidade;

n : número de indivíduos da espécie i ;

N : número total de indivíduos.

A equitabilidade foi calculada segundo Pielou (1975 apud DELAZARI-BARROSO, 2000), através da seguinte fórmula:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Em que:

J' = equitabilidade;

H' : diversidade da amostra;

$H'_{\max}$ = diversidade máxima da amostra ($\log_2 S$).

4.5. TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

4.5.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva foi utilizada para avaliar o padrão do conjunto de dados, abióticos e bióticos, obtidos durante o período amostral, através dos cálculos da média, desvio padrão e coeficiente de variação.

4.5.2 Coeficiente de correlação de Spearman

Os dados obtidos durante o período amostral não apresentaram as premissas para aplicação de teste paramétrico, como ANOVA, tais como homogeneidade de variância, distribuição normal dos dados e aleatoriedade dos mesmos (ZAR 1996, apud DELAZARI-BARROSO, 2000).

Portanto, utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman, sugerido para dados não-paramétricos, a fim de identificar as relações das variáveis ambientais entre si e destas com as variáveis biológicas do perifíton, no nível de significância de $\alpha = 10\%$, através do programa STATSOFT STATISTICA 6.0.

4.5.3 Regressões lineares

Foram realizadas regressões lineares para descrever a correlação da variação da biomassa perifítica em função da concentração de nutrientes disponíveis na água, nas diferentes amostragens em ambas as estações, com $n = 4$. No entanto, nas regressões da estação 2 que apresentavam dados de clorofila *a*, utilizou-se $n = 3$, pois houve perda de dados referentes à amostragem de out./04.

4.5.4 Análise Fatorial em Componentes Principais (ACP)

A análise fatorial em componentes principais foi utilizada para ordenar as variáveis abióticas e biológicas do perifíton, expressando as inter-relações entre as variáveis por um menor número de fatores (DIAS JÚNIOR, 1990). Inicialmente os dados foram normalizados ($\log(x + 1)$) e estandarizados (média = 0 variância = 1). Segundo Pielou (1984), a estandarização é necessária para eliminar o efeito das diferentes unidades e escalas métricas das variáveis analisadas. Foram excluídas desta análise clorofila *a*, feofitina e o índice autotrófico, pois houve perda dos dados da amostragem de out./04 na estação 2. As concentrações de ortofosfato também foram excluídas por estarem, na maioria das amostragens em ambas as estações, abaixo do limite de detecção do método. Essa análise foi realizada através do programa STATSOFT STATISTICA 6.0.

5 RESULTADOS

5.1 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

5.1.1 Pluviosidade

Os dados de pluviosidade do período amostral (out./04 a jul./05) revelaram que os meses de menores precipitações foram abril e julho de 2005 (52,5 mm e 30,4 mm, respectivamente). As maiores precipitações no mesmo período foram em dezembro de 2004 e em fevereiro e março de 2005 (265,4 mm, 449,8 mm e 268,6 mm, respectivamente). Os três meses antecedentes à amostragem de out./04 apresentaram baixa precipitação, principalmente set./04 (14,5 mm). No entanto, a partir de out./04 a precipitação aumentou gradativamente até dezembro do mesmo ano, indicando que possivelmente outubro tenha sido o início do período chuvoso (Figura 3). Em jan./05 a precipitação foi elevada, o que é comum para a região, sendo mais alta que a média do mês de janeiro entre os anos de 1995 a 2004 (152,3 mm), mostrados na Tabela 2. Abr./05 apresentou baixa precipitação total, mas os três meses que o antecederam apresentaram elevados valores, principalmente fevereiro. Como a amostragem foi realizada no início do mês de abril, o excesso de chuvas anteriores permite dizer que esta amostragem, assim como a de jan./05 também equivale ao período chuvoso. Neste caso, a precipitação total de abril infere que este tenha sido o início do período seco, porém isso não se verificou neste ano (2005), pois os meses seguintes apresentaram valores acima do normal comparado com as médias da série histórica de 1995 a 2004. O mesmo aconteceu com a amostragem de julho (Tabela 2).

O número de dias chuvosos em cada mês do período estudado mostrou o mesmo padrão de variação observado para a pluviosidade total, exceto o mês de fevereiro de 2005 que apresentou menor número de dias chuvosos que março, mesmo com o maior valor de precipitação (Figura 3).

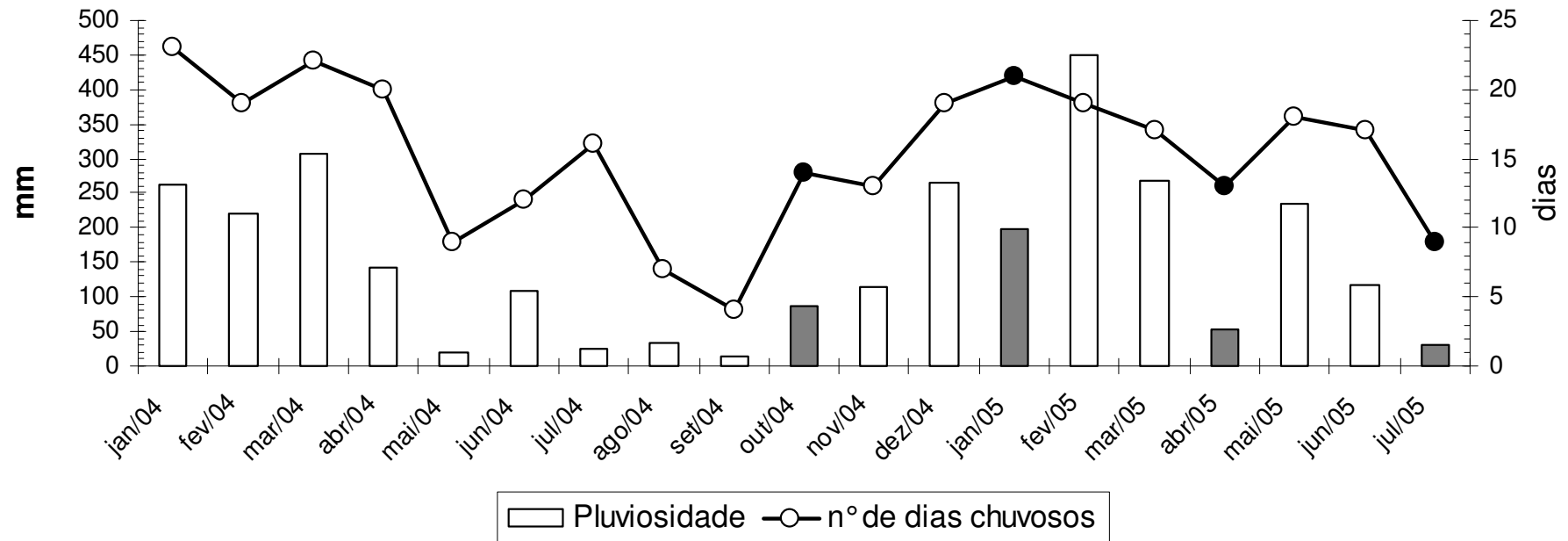


Figura 3: Variação temporal da pluviosidade total e número de dias chuvosos (dados mensais) em Santa Maria de Jetibá nos anos de 2004 e 2005. Os círculos e as barras destacados correspondem aos meses amostrais.

Quanto aos valores diários da precipitação nos sete dias que antecederam as amostragens, em out./04 registrou-se 26,9 mm de chuva no dia da amostragem, que inclusive foi o maior valor ocorrido neste mês. Em jan./05, abr./05 e jul./05 não houve chuva no dia da amostragem, no entanto, somente em jan./05 foram registrados alguns milímetros de chuva nos quatro dias antecedentes (Figura 4).

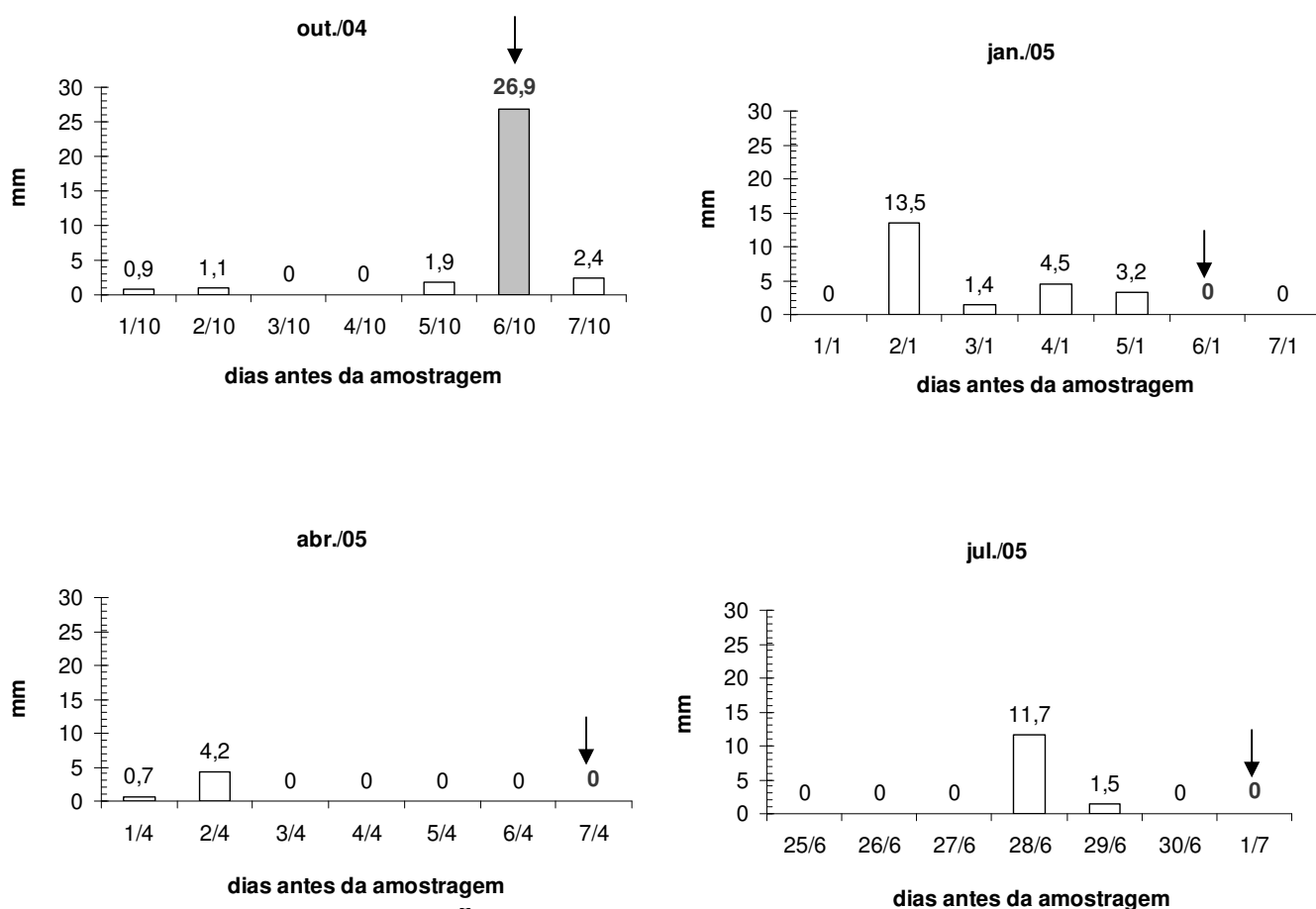


Figura 4: Variação da precipitação diária dos seis dias que antecederam as amostragens no rio Santa Maria. Os valores destacados pelas setas correspondem ao dia da amostragem.

5.1.2 Temperatura do ar

Os menores valores da temperatura do ar foram registrados em out./04 tanto na estação 1 (18°C) quanto na estação 2 (19°C). As maiores temperaturas foram 26,5 °C (jan./05) e 27,5°C (abr./05) nas estações 1 e 2, respectivamente. A maior média (25,5°C) e coeficiente de variação (15,6%) ocorreram na estação 1 (Figura 5 e Tabela 3).

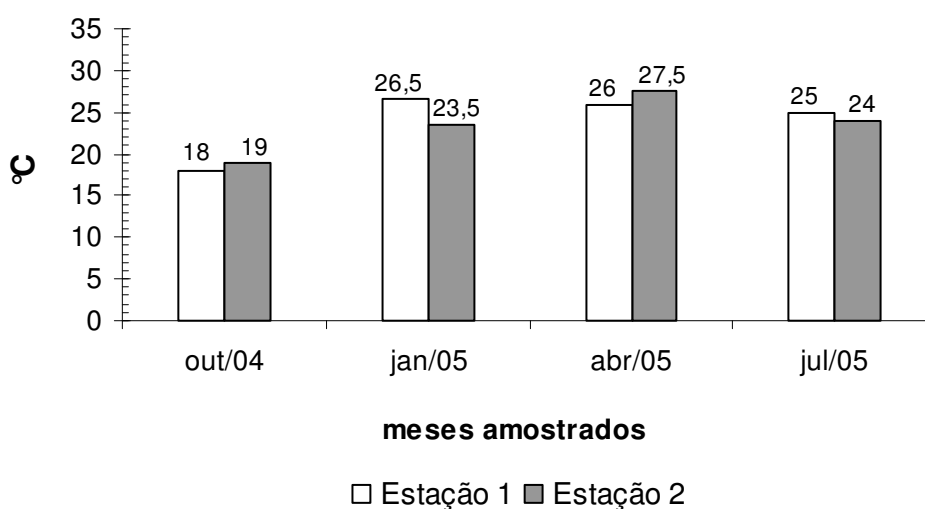


Figura 5: Variação temporal da temperatura do ar, durante o período estudado, nas estações 1 e 2.

5.2 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

A Tabela 3 mostra os valores da média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis ambientais, durante o período amostral.

Tabela 3: Estatística descritiva das variáveis ambientais nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

Variáveis	Estação 1			Estação 2		
	Média	Desvpad	C.V. (%)	Média	Desvpad	C.V. (%)
Pluviosidade (mm)	92	74,2	80,6	92,0	74,2	80,6
Temperatura do ar (°C)	25,5	4,0	15,6	23,5	3,5	14,8
Temperatura da água (°C)	20,5	1,6	7,7	21,4	2,5	11,5
Transparência (m)	0,4	0,1	33,0	0,4	0,2	48,9
Zona eufótica (m)	0,5	0,1	16,3	0,9	0,5	52,9
Profundidade (m)	0,5	0,1	16,3	1,1	0,5	42,5
Condutividade elétrica (µS/cm)	36,2	3,2	8,8	46,8	3,7	8,0
Sólidos totais dissolvidos (mg/l)	35,5	3,0	8,5	46,3	3,8	8,2
Oxigênio dissolvido (% de satur.)	82,5	21,8	26,4	72,0	22,2	30,8
Oxigênio dissolvido (mg/l)	6,5	2,0	31,2	5,7	1,8	30,6
pH	6,0	0,5	8,1	5,8	0,2	2,9
Nitrato (µg/l)	219,0	94,3	43,1	210,5	75,8	36,0
Nitrito (µg/l)	8,1	9,7	119,1	24,5	22,2	91,4
N - Total (µg/l)	1054,8	1176,2	111,5	681,3	292,5	42,9
P - Total (µg/l)	13,2	4,0	30,4	26,4	11,6	43,9
Razão atômica NT/PT	150,4	116,5	77,5	63,0	39	61,9

5.2.1 Temperatura da água

Na estação 1, a temperatura da água variou de 19°C a 22,5°C nas amostragens de jul./05 e abr./05, respectivamente, com média de 20,5°C.

Na estação 2, a temperatura da água teve média de 21,4°C, sendo o maior valor registrado em abr./05 (24°C) e o menor valor em jul./05 (19°C), assim como na estação 1.

O coeficiente de variação da temperatura água foi de 7,7% na estação 1 e de 11,5% na estação 2 (Tabela 3 e Figura 6).

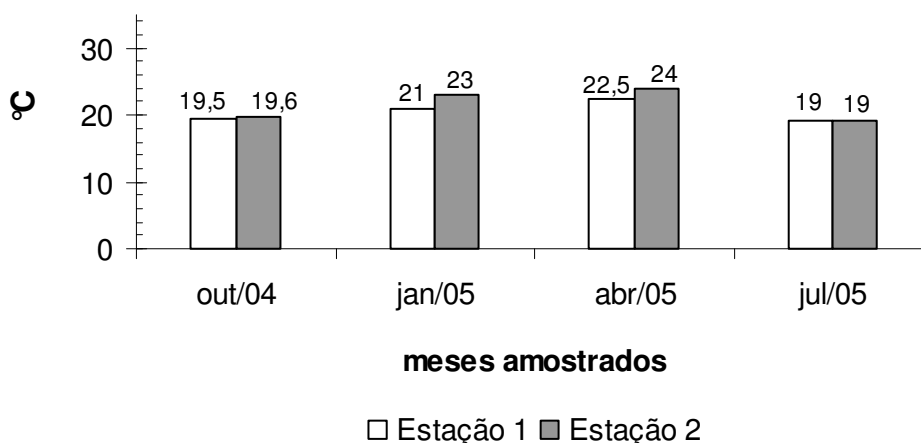


Figura 6: Variação temporal da temperatura da água, durante o período amostral, nas estações 1 e 2.

5.2.2 Transparência da água, Zona eufótica e Profundidade da coluna d'água

A amplitude de variação da transparência da água foi de 0,3m na estação 1 e de 0,5m na estação 2. O maior valor da transparência ocorreu em jan./05 (0,6m) na estação 1 e em jul./05 (0,6m) na estação 2. Os menores valores registrados, tanto na estação 1 (0,3m) quanto na estação 2 (0,2m) ocorreram em out./04.

A zona eufótica variou de 0,4m (abr./05) a 0,6m (jan./05) na estação 1, enquanto que na estação 2 a variação foi de 0,6m (out./04 e abr./05) a 1,6m (jul./05), com médias de 0,5m e 0,9m, respectivamente.

Na estação 1, a variação da profundidade foi de 0,4m (abr./05) a 0,6m (jan./05), com média de 0,5m. Na estação 2, a maior profundidade foi registrada em jul./05 (1,6m) e a menor em abr./05 (0,6m), com média de 1,1m (Tabela 3).

Tanto na estação 1 quanto na estação 2, a zona eufótica foi igual a profundidade, resultando em disponibilidade de luz em toda coluna d'água, exceto na amostragem de out./04 na estação 2, quando a zona eufótica foi de 0,6m (Figura 7).

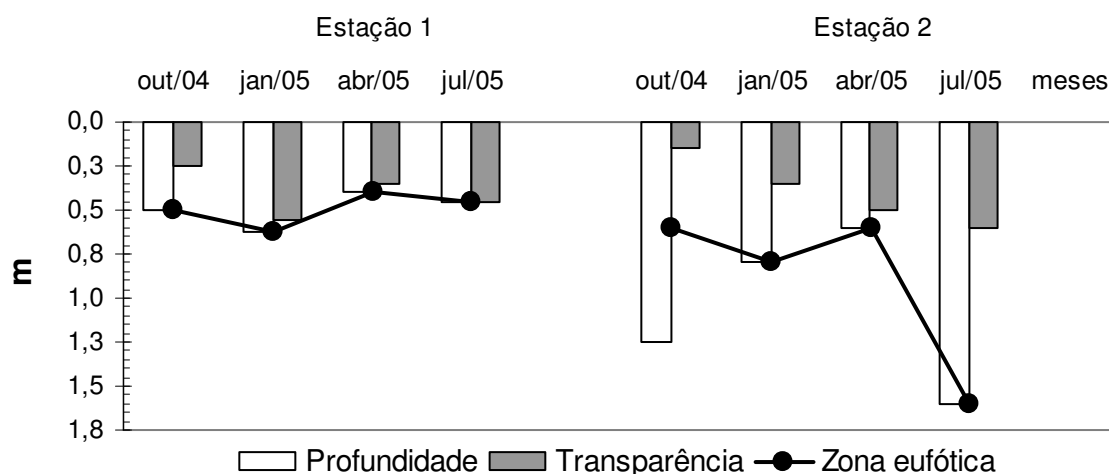


Figura 7: Variação temporal da profundidade, transparência e zona eufótica nas estações 1 e 2, durante o período amostral.

5.2.3. Oxigênio dissolvido

Os valores médios da concentração de oxigênio dissolvido e percentual de saturação foram maiores na estação 1 (Tabela 3), sendo que em nenhuma das estações e amostragens foi observada supersaturação desta variável (acima de 100% de saturação), conforme mostra a Figura 8. Os menores valores foram obtidos em abr./05 na estação 1 (3,7mg/l e 50,5% de saturação) e em out./04 na estação 2 (3,6 mg/l e 42% de saturação), enquanto que os mais elevados foram registrados em jul./05, tanto na estação 1 (8,3 mg/l e 99,5% de saturação) quanto na estação 2 (7,8 mg/l e 92,2% de saturação) (Figura 8).

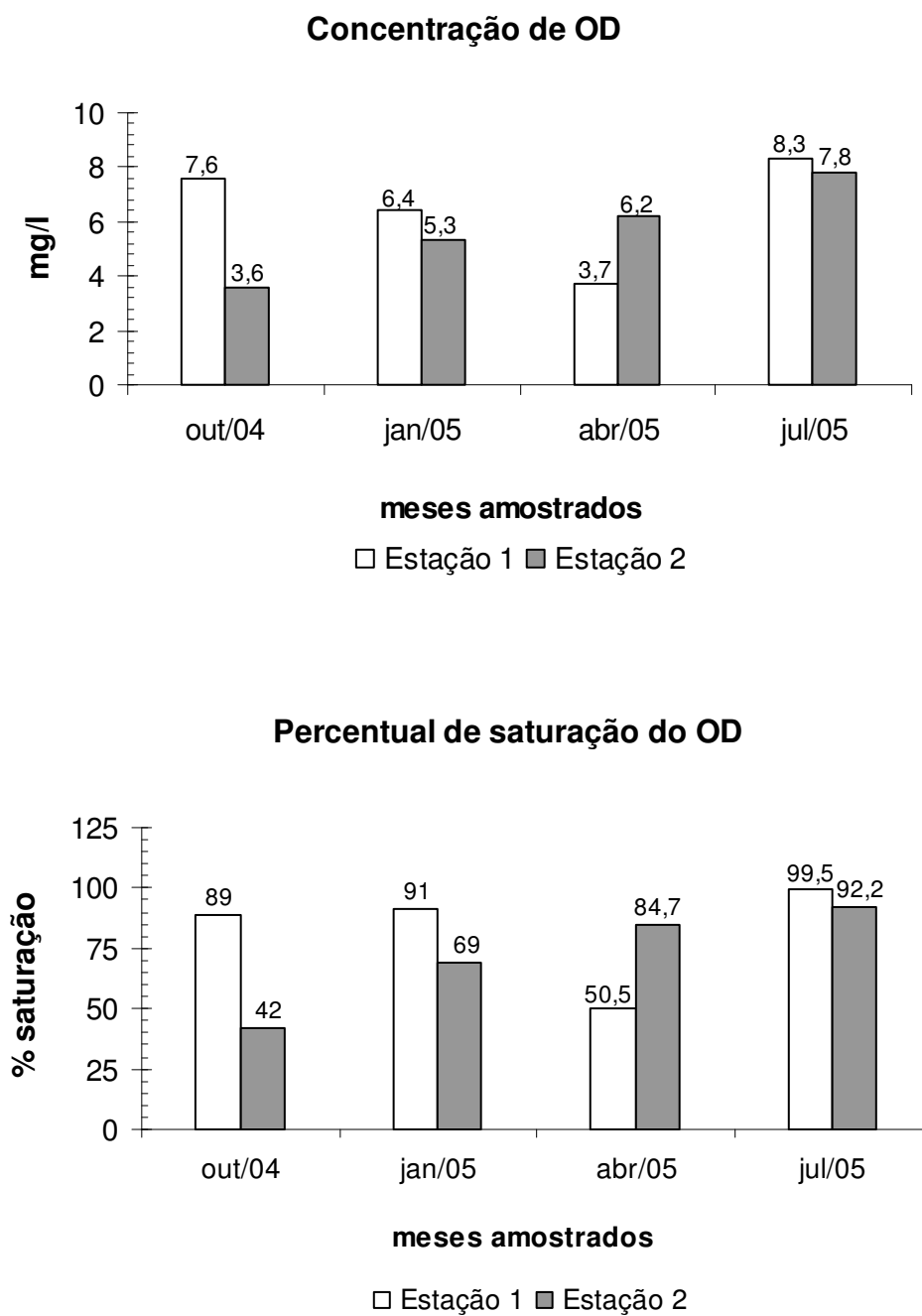


Figura 8: Variação temporal da concentração do oxigênio dissolvido e percentual de saturação, durante o período amostral, nas estações 1 e 2.

5.2.4 pH

Durante todo o período amostral, os valores de pH permitiram caracterizar as águas, tanto da estação 1 quanto da estação 2, como ácidas a levemente ácidas, sendo a maior média (6,0) e coeficiente de variação (8,1%) registrados na estação 1 (Tabela 3). Nesta, os valores variaram de 5,4 (jul./05) a 6,5 (out./04), enquanto que na estação 2 a variação do pH foi de 5,6 (jan./05 e jul./05) a 5,9 (out./04 e abr./05) (Figura 9).

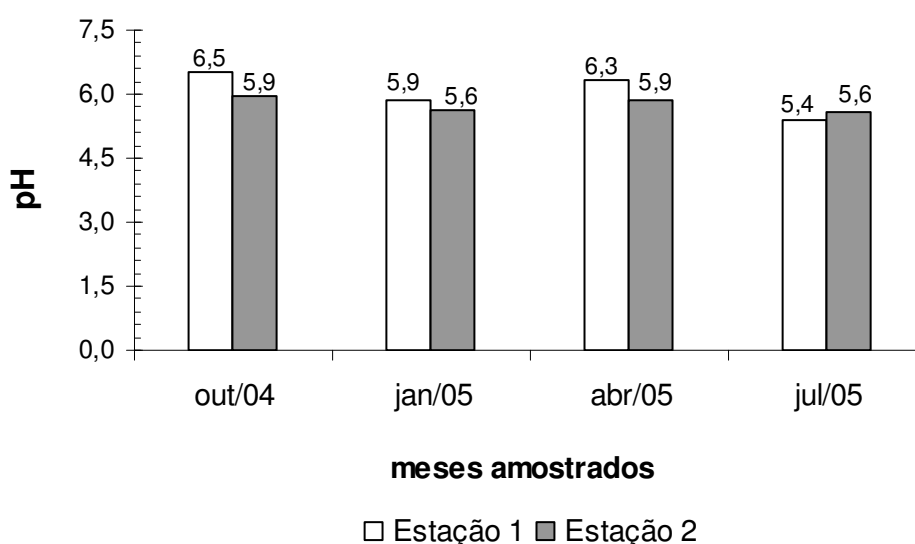


Figura 9: Variação temporal do pH nas estações amostrais 1 e 2, durante o período de estudo.

5.2.5 Condutividade elétrica e Sólidos totais dissolvidos (STD)

A média dos valores de condutividade elétrica foi maior na estação 2 (46,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$). No entanto, o coeficiente de variação foi maior na estação 1 (8,8%), conforme mostra a Tabela 3. Na estação 1, a variação foi de 32,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (out./04) a 38,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (abr./05) e na estação 2 foi de 42,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (jul./05) a 51,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (out./04) (Figura 10).

Os sólidos totais dissolvidos apresentaram mesmo padrão de variação observado para condutividade elétrica, em ambas as estações, durante todo o período estudado, sendo a amplitude amostral da estação 1 de 6,0 mg/l e da estação 2 de 9,0 mg/l (Tabela 3 e Figura 10).

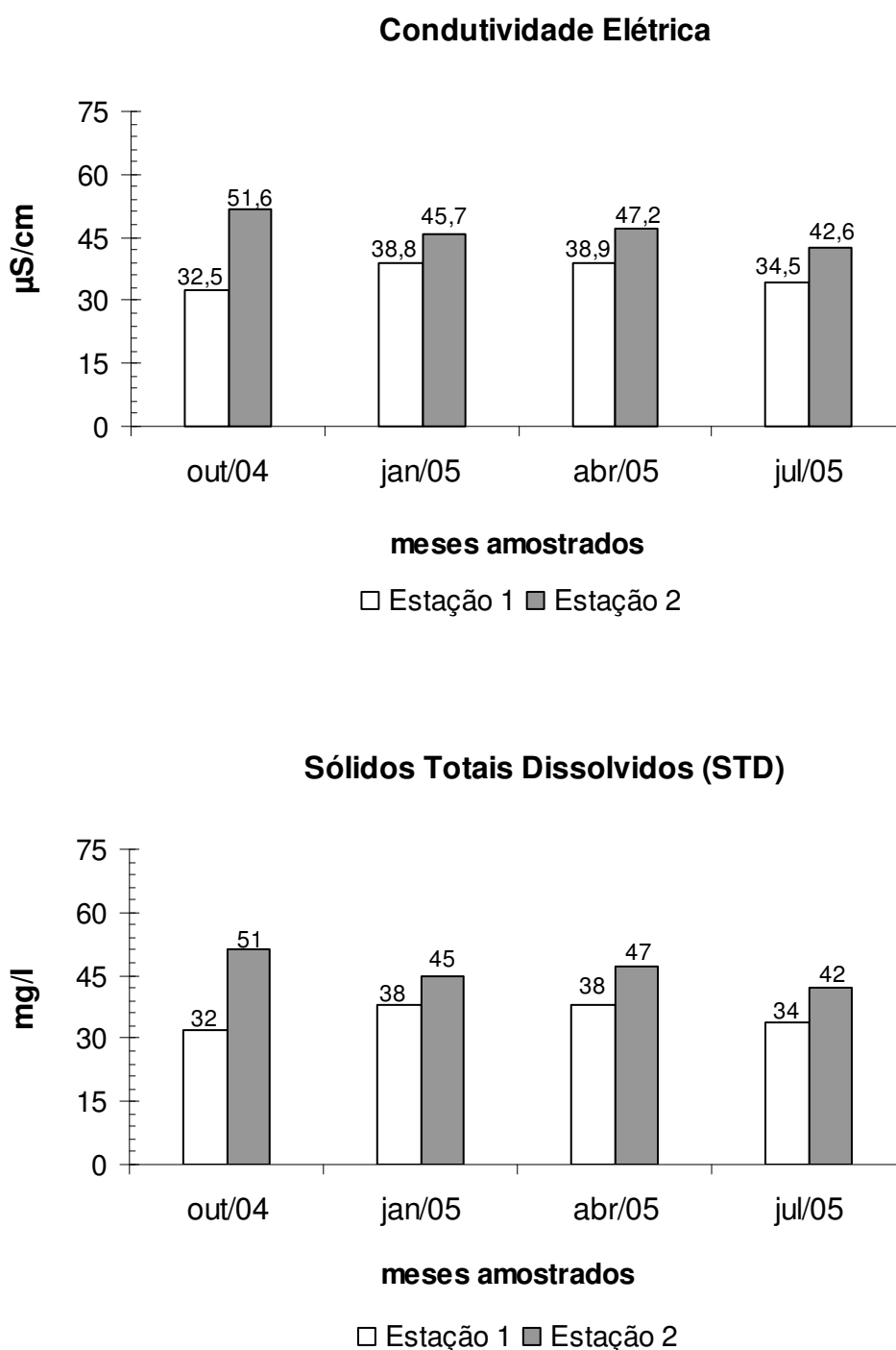


Figura 10: Variação temporal da condutividade elétrica e STD, durante o período amostral, em ambas as estações.

5.2.6 Nutrientes

5.2.6.1 Nitrito

As médias das concentrações de nitrito (N-NO_2^-) foram maiores na estação 2 (24,4 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$) (Tabela 3). As menores concentrações deste nutriente ocorreram em out./04, tanto na estação 1 (0,2 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$) quanto na estação 2 (1,1 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$). Concentrações máximas na estação 1 foram registradas em jul./05 (22,1 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$) e na estação 2 em abr./05 (54,2 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$) (Figura 11).

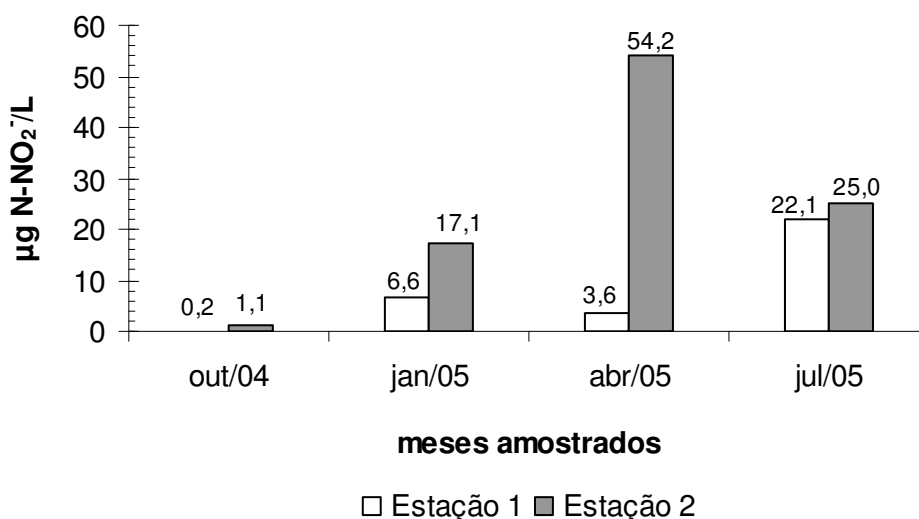


Figura 11: Variação temporal da concentração de nitrito nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

5.2.6.2 Nitrato

A concentração de nitrato (N-NO_3^-) apresentou maior coeficiente de variação (43,1%) e média (219 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$) na estação 1 (Tabela 3). As menores concentrações ocorreram em out./04, tanto na estação 1 (101 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$) quanto na estação 2 (102 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$). Da mesma forma, os maiores valores na estação 1 (328 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$) e na estação 2 (266 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$) ocorreram em abr./05 (Figura 12).

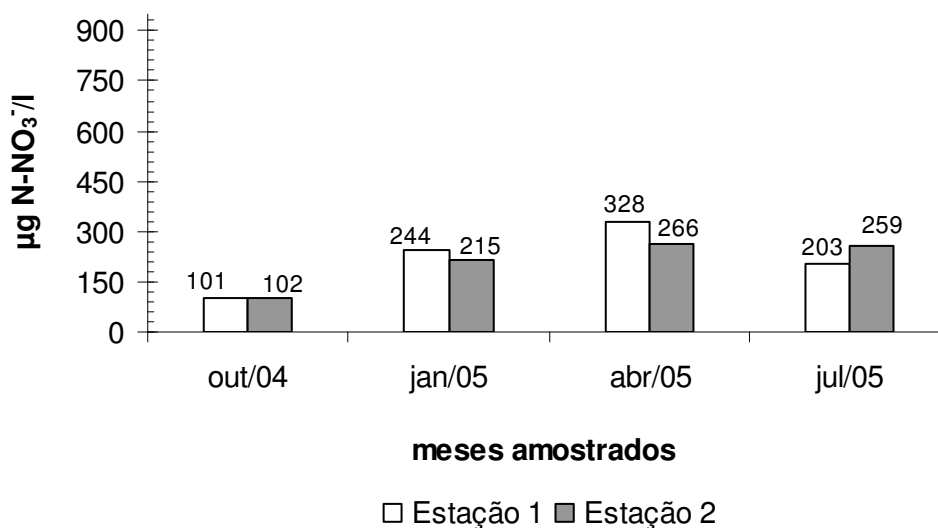


Figura 12: Variação temporal da concentração de nitrato nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

5.2.6.3 Nitrogênio Total

A concentração de nitrogênio total (N-total) variou de 453 µg N/l (out./04) a 2.819 µg N/l (jul./05), com média de 1.054,8 µg N/l na estação 1. Na estação 2 a variação foi de 324 µg N/l (jul./05) a 990 µg N/l (jan./05), com média de 681,3 µg N/l (Tabela 3 e Figura 13).

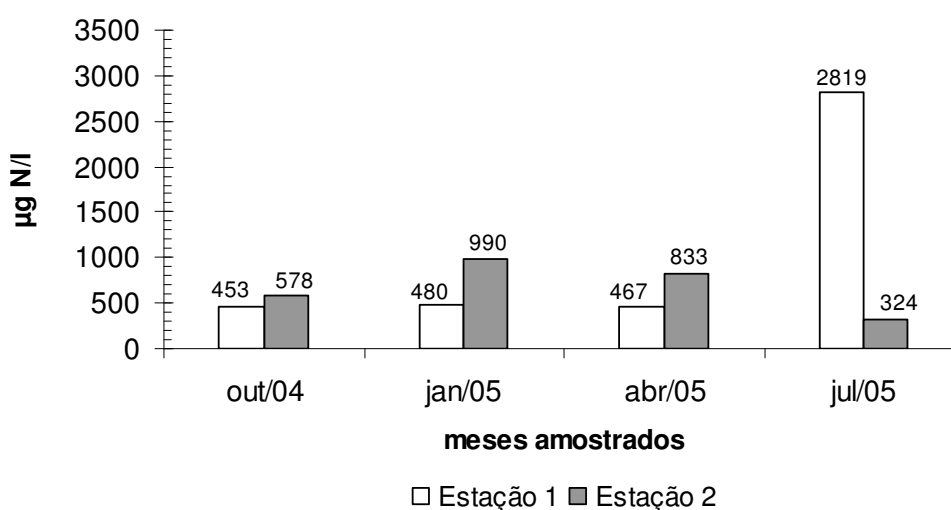


Figura 13: Variação temporal do nitrogênio total, durante o período estudado, em ambas as estações.

5.2.6.4 Ortofosfato

A concentração de ortofosfato (P-PO_4^{3-}) esteve abaixo do limite de detecção do método ($< 3,1 \mu\text{g/l}$) em praticamente todas as amostragens nas duas estações, sendo o único valor registrado equivalente a $3,4 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{l}$ na estação 2 em abr./05.

5.2.6.5 Fósforo Total

Os valores de fósforo total (P-total) apresentaram maior coeficiente de variação (43,9%) e média ($26,4 \mu\text{g P/l}$) na estação 2 (Tabela 3). A variação das concentrações totais de fósforo foi de $10,5 \mu\text{g P/l}$ (out./04) a $19,2 \mu\text{g P/l}$ (jul./05) na estação 1 e de $18,1 \mu\text{g P/l}$ (jan./05) a $42,9 \mu\text{g P/l}$ (abr./05) na estação 2 (Figura 14).

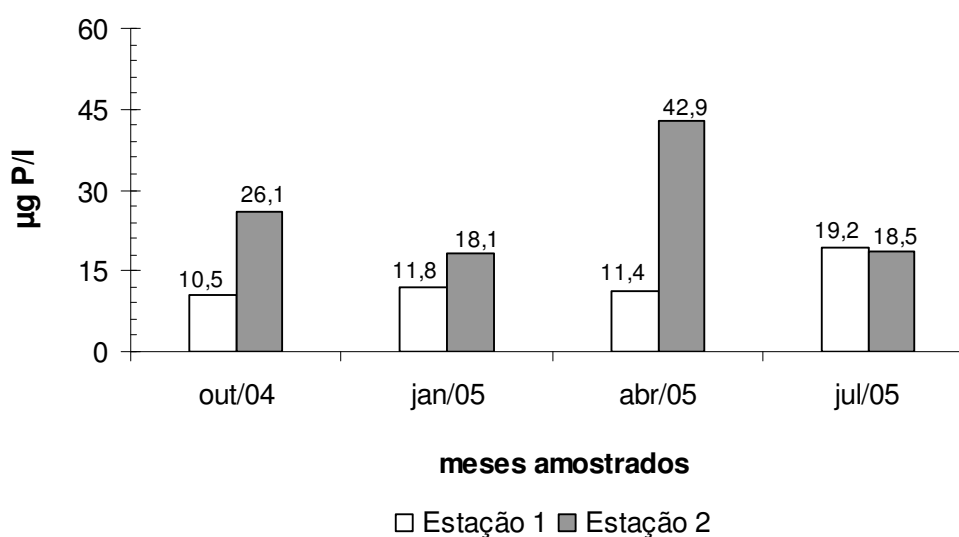


Figura 14: Variação temporal do fósforo total, nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

5.2.6.6 Razão atômica NT/PT da água

A razão atômica NT/PT da água variou de 90,1 (jan./05) a 325,1 (jul./05), com média de 150,4 na estação 1. Na estação 2 a variação foi de 38,8 (jul./05) a 121,1 (jan./05), com média de 63,0 (Tabela 3 e Figura 15). O maior coeficiente de variação ocorreu na estação 1 (77,5%).

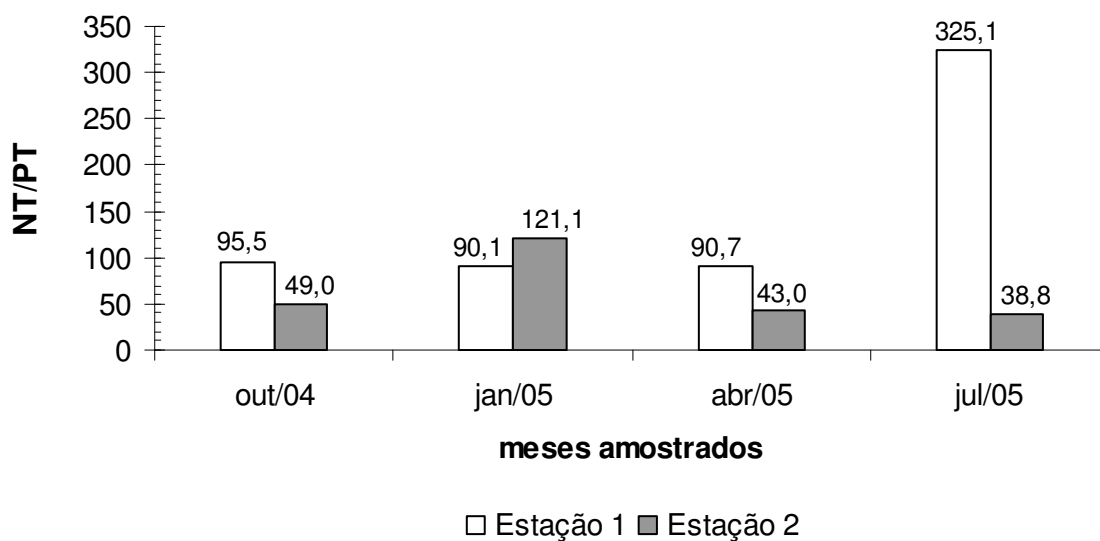


Figura 15: Variação temporal da razão NT/PT da água, durante o período estudado, nas estações 1 e 2.

5.3 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON

A Tabela 4 mostra os valores da média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis biológicas do perifíton, durante o período amostral, em ambas as estações amostrais.

Tabela 4: Estatística descritiva das variáveis biológicas do perifíton nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

Variáveis	Estação 1			Estação 2		
	Média	Desvpad	C.V. (%)	Média	Desvpad	C.V. (%)
Peso seco (g/m ²)	14,8	23,6	62,7	18,8	26,4	71,2
% cinzas	20,3	42,4	47,8	22,1	59,2	37,4
% matéria orgânica (= % PSSC)	20,3	57,6	35,2	22,1	40,8	54,2
Clorofila <i>a</i> (µg/cm ²)	0,3	0,3	90,4	0,03	0,2	16,3
Feofitina (µg/cm ²)	0,2	0,3	55,7	0,1	0,3	26,9
C total perifítico (% MO)	10,8	30,5	35,3	11,7	21,6	54,3
N total perifítico (%PS)	1,7	8,5	19,5	2,4	8,9	27,3
P total perifítico (% PS)	0,03	0,10	33,89	0,02	0,20	14,5
Razão atômica NT/PT do perifíton	211,7	64	30,2	133,9	41,6	31,1
Índice autotrófico	1045,8	4859,3	21,5	3400	7620	44,6
Densidade total (ind./cm ²)	15759	17105	92,1	14471	20084	72,1
Índice de diversidade (bits/ind.)	0,5	2,2	21,0	0,5	2,3	23,3
Equitabilidade	0,1	0,4	36,3	0,2	0,4	38,7
Riqueza	6,7	17	39,4	2,6	17	15,3
Biovolume (µm ³ /cm ²) x 10 ⁷	1,7	3,8	45,3	2,1	3,2	65,7

5.3.1 Peso seco (PS), peso seco sem cinzas (PSSC) e cinzas (C)

As concentrações do PS, na estação 1, variaram de 5,4 g/m² (abr./05) a 36,3 g/m² (out./04). Na estação 2, as concentrações mínimas e máximas variaram de 9,9 g/m² a 51,0 g/m² nas amostragens de out./04 e jan./05, respectivamente (Figura 16). Nesta estação, o PS apresentou maior coeficiente de variação (71,2%) e média (26,4 g/m²) comparado com a estação 1, conforme mostra a Tabela 4.

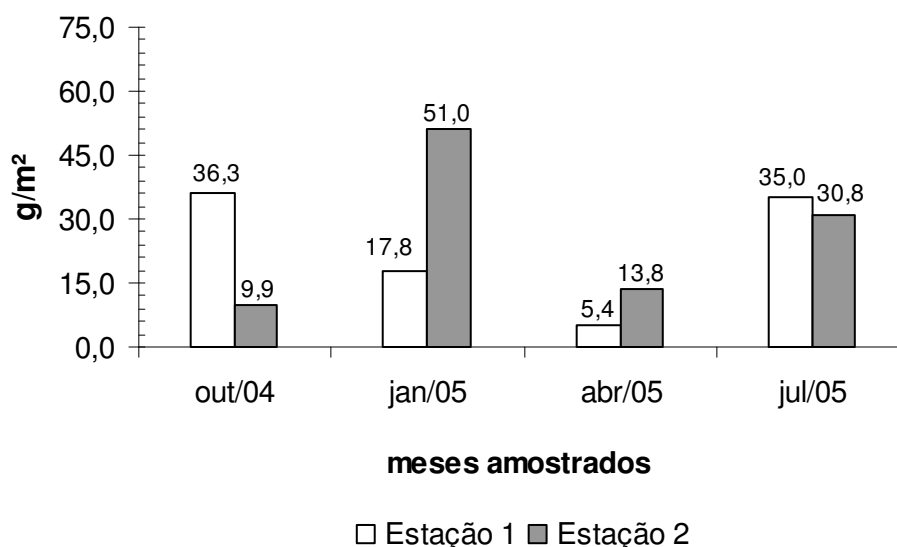


Figura 16: Variação temporal do peso seco do perifíton, durante o período amostral, em ambas as estações avaliadas.

O PSSC (matéria orgânica do perifíton) apresentou maior coeficiente de variação na estação 2 (54,2%). A estação 1 apresentou incremento de massa orgânica da comunidade no decorrer das amostragens, sendo o menor valor registrado em out./04 (32,7% do PS) e o maior em jul./05 (79% do PS), com média de 57,6 g/m². A estação 2 não acompanhou o mesmo padrão que a estação 1, apresentando oscilações desta variável ao longo do período estudado, com valores mínimos e máximos de 12,7 g/m² e 62,7 g/m² ocorridos, respectivamente, nas amostragens de abr./05 e jan./05, com média de 40,8 g/m² (Tabela 4 e Figura 17).

Com relação à fração inorgânica do perifíton (as cinzas), a maior média (59,2 g/m²) ocorreu na estação 2, mas a estação 1 apresentou maior coeficiente de variação (47,8%). Ao contrário do PSSC, o percentual de cinzas, na estação 1, sofreu um decréscimo dos valores ao longo das amostragens, sendo que em out./04 foi registrado o maior valor (67,3%) e o menor (21%) em jul./05 (Tabela 4 e Figura 17).

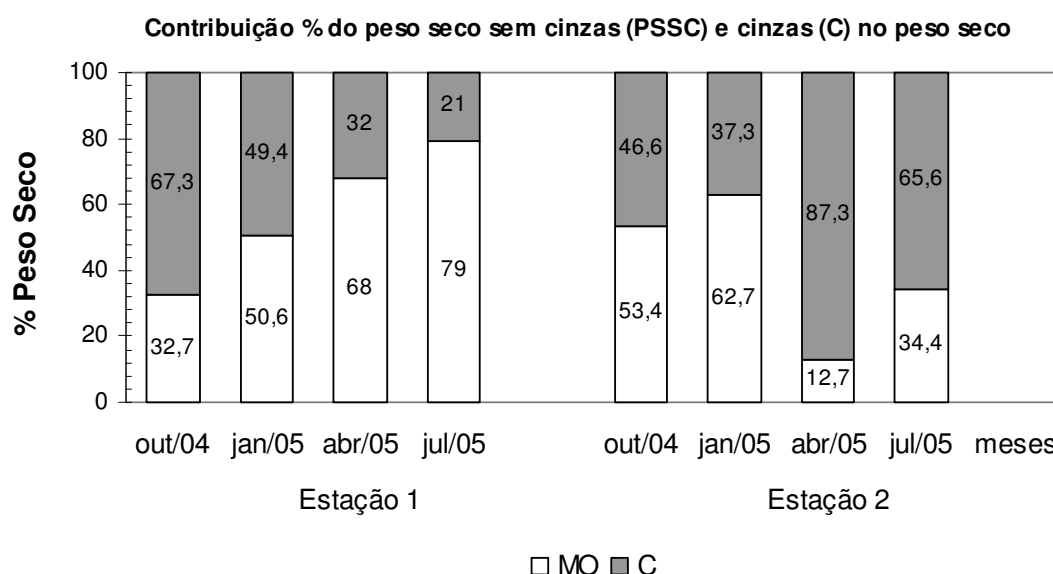


Figura 17: Variação temporal do percentual do PSSC e C do perifíton, nas estações 1 e 2, durante o período estudado.

5.3.2 Clorofila *a* e feofitina

Na estação 1, a clorofila *a* apresentou declínio dos valores até a terceira amostragem (abr./04), na qual foi registrado sua concentração mínima ($0,07 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Na última amostragem (jul./05) a concentração da clorofila aumentou, atingindo seu máximo se considerado todo o período avaliado ($0,67 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Na estação 2 houve redução da concentração da clorofila de $0,21 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (jan./05) para $0,16 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (abr./05), mantendo-se constante na última amostragem (jul./05). Tanto a média ($0,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) quanto o coeficiente de variação (90,4%) foram maiores na estação 1 (Tabela 4 e Figura 18).

Assim como a clorofila *a*, a feofitina apresentou maior coeficiente de variação (55,7%) na estação 1 (Tabela 4), na qual a variação foi de $0,09 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (jan./05) a $0,48 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (jul./05), enquanto que na estação 2 os valores foram reduzindo de jan./05 ($0,38 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) até jul./05 ($0,24 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) (Figura 18).

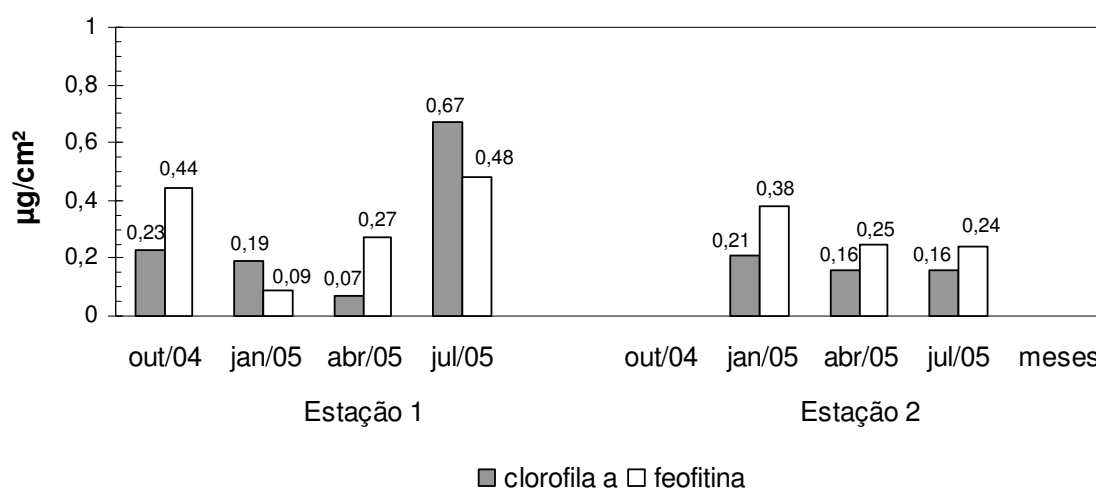


Figura 18: Variação temporal da clorofila *a* e feofitina, durante o período estudado, nas estações 1 e 2.

5.3.3 Composição química do perifíton

Na estação 1, o carbono orgânico perifítico variou de 17,3% (out./04) a 41,9% (jul./05), com média de 30,5%. Nesta estação, o teor de carbono orgânico apresentou tendência de aumento ao longo das amostragens, assim como o percentual de matéria orgânica (PSSC). A variação, na estação 2, foi de 6,7% a 33,2%, com média 21,6%, apresentando mesmo padrão de oscilação observado para a matéria orgânica, sendo atribuída à esta mesma estação o maior coeficiente de variação (54,3%) (Tabela 4 e Figura 19).

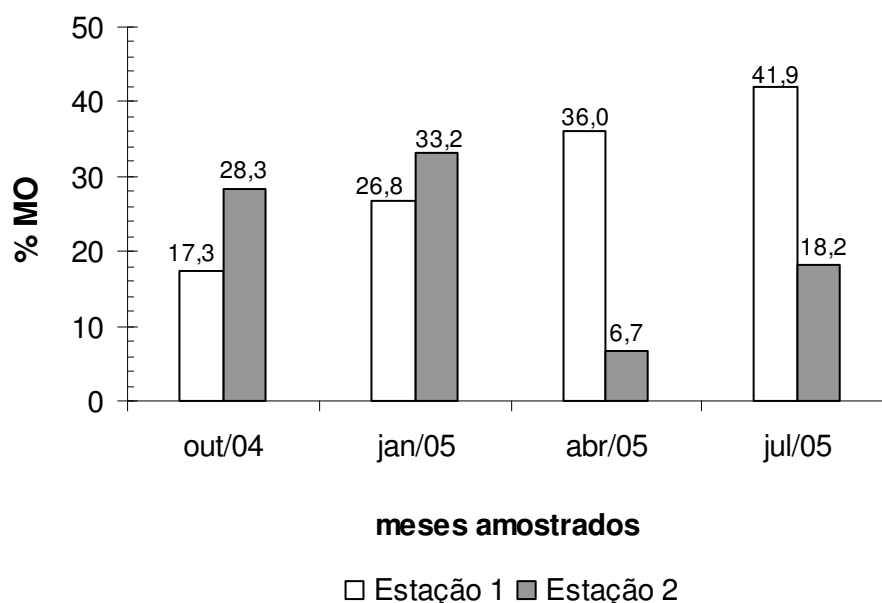


Figura 19: Variação temporal do percentual de carbono orgânico perifítico, durante o período estudado, em ambas as estações.

O fósforo total perifítico apresentou maior variação (33,89%) na estação 1 (Tabela 4). Nesta, o menor valor registrado foi de 0,06% (abr./05) e o maior de 0,14% (jul./05), com média de 0,1% PS. Foi verificado um aumento nos teores de fósforo total perifítico da amostragem de out./04 para jan./05, seguido de uma redução em abr./05, aumentando novamente em jul./05. Na estação 2, os valores variaram de 0,13% (jan./05) a 0,18% (abr./05), com média de 0,2% PS, e os padrões de oscilação ao longo do período amostral foram opostos ao observado na estação 1, diminuindo os teores de out./04 para jan./05, aumentando em abr./05 seguido de redução em jul./05, quando foram registrados valores iguais (0,14%) para as duas estações (Figura 20).

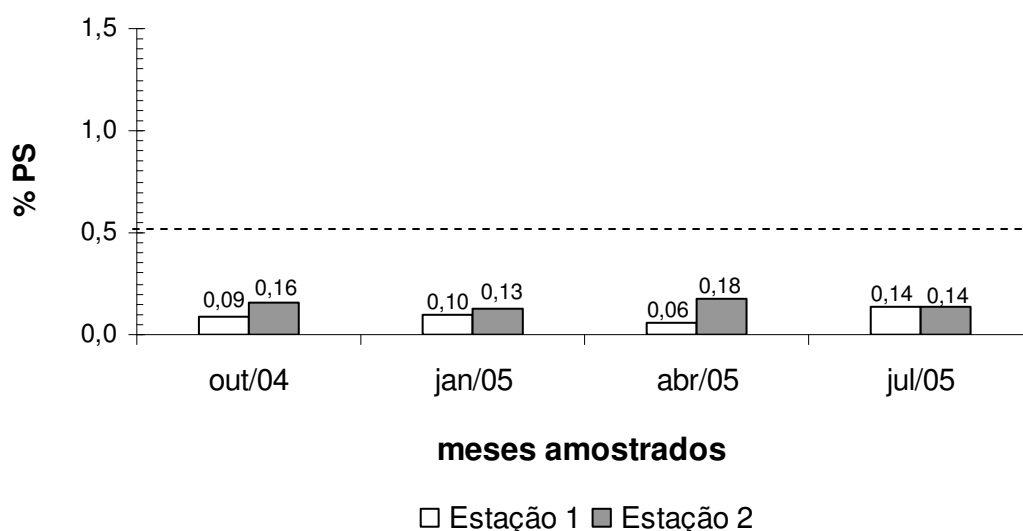


Figura 20: Variação temporal do percentual de fósforo total perifítico em relação ao PS, nas estações 1 e 2, durante o período estudado. A linha tracejada indica o limiar (= 0,5 % PS) abaixo do qual há limitação pelo nutriente considerado.

Os teores mais baixo e mais elevado do nitrogênio total perifítico foram, respectivamente, 7,3% (out./04) e 10,9% (jul./05), na estação 1, com média de 8,5% PS. Inicialmente foi verificado um aumento de out./04 para jan./05, mantendo-se com o mesmo valor em abr./05, aumentando novamente em jul./05.

Na estação 2 foi registrado um aumento dos teores de nitrogênio perifítico de out./04 para jan./05, quando seu valor chegou ao máximo (12,3%), reduzindo-se gradativamente até atingir seu mínimo em jul./05 (6,7%). A maior média foi de 8,9% PS e o maior coeficiente de variação (27,3%) ocorreu nesta estação (Tabela 4 e Figura 21).

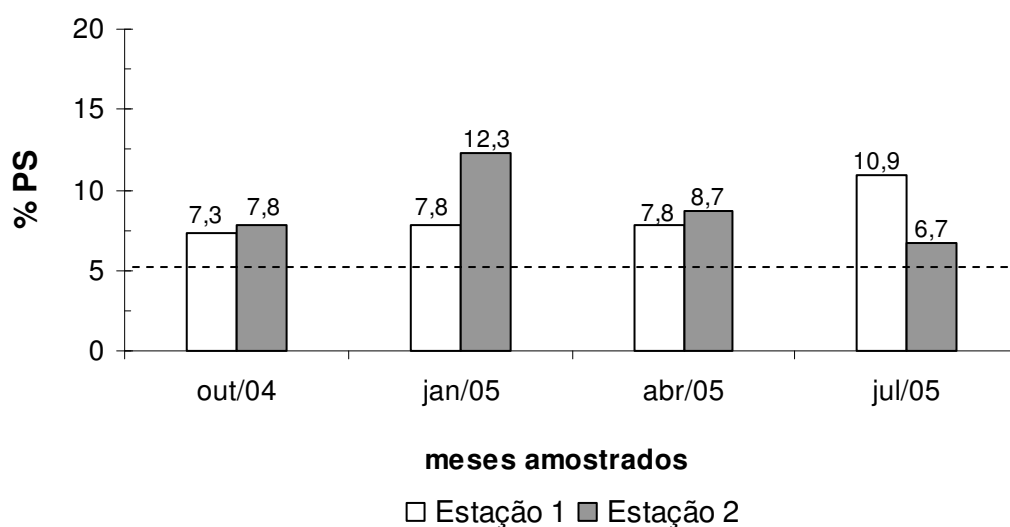


Figura 21: Variação temporal do nitrogênio total perifítico, em ambas as estações, durante o período estudado. A linha tracejada indica o limiar (= 5 % PS) abaixo do qual há limitação pelo nutriente considerado.

A razão atômica NT/PT do perifíton apresentou maior média (211,7) na estação 1 e maior coeficiente de variação (35,9%) na estação 2 (Tabela 4). Na estação 1, observou-se uma redução gradativa da razão atômica NT/PT de out./04 a abr./05 quando registrou-se seu menor valor (168,9), a partir do qual verificou-se um aumento, atingindo seu maior valor em jul./05 (322,1). O mesmo padrão não foi observado na estação 2, que apresentou uma redução de out./04 para jan./05, quando atingiu seu menor valor (92,6). Em abr./05 registrou-se seu valor máximo (192,5), diminuindo novamente em jul./05 (Figura 22).

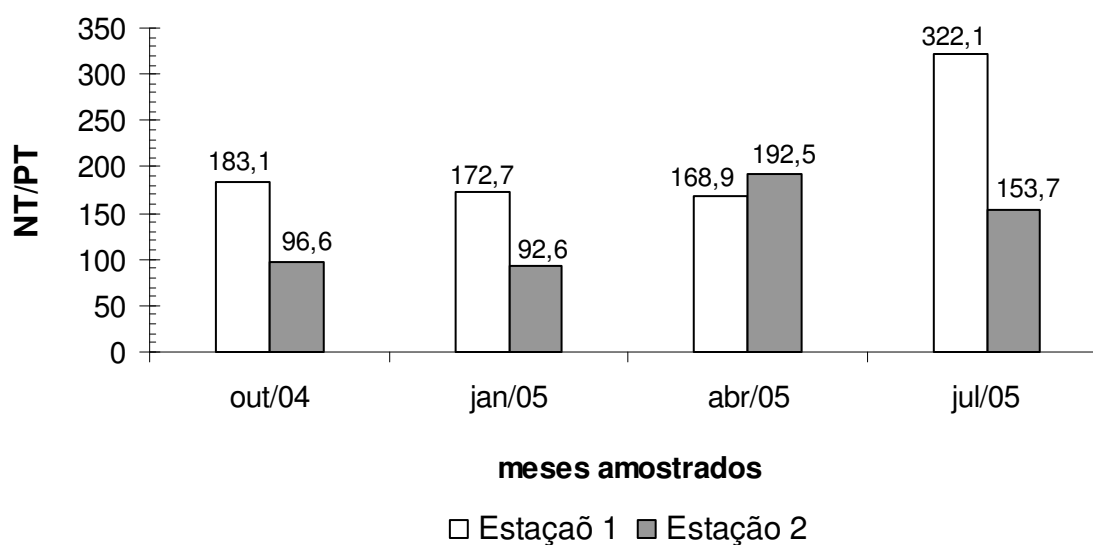


Figura 22: Variação temporal da razão atômica NT/PT do perífiton nas estações 1 e 2, durante o período amostral.

5.3.4 Índice autotrófico (IA) e Índice de Lakatos

Durante todo o período estudado o IA sempre esteve acima de 200, indicando condições de heterotrofia da comunidade, em ambas as estações, sendo os valores relativamente altos. Na estação 1, o IA variou de 3552 (jul./05) a 6071 (abr./05), com média de 4859,3. Já na estação 2, os menores e maiores valores ocorreram em abr./05 (4575) e jan./05 (11285), respectivamente, com média de 7620. Nesta mesma estação também foi registrada a maior variação do IA (44,6%). (Tabela 4 e Figura 23).

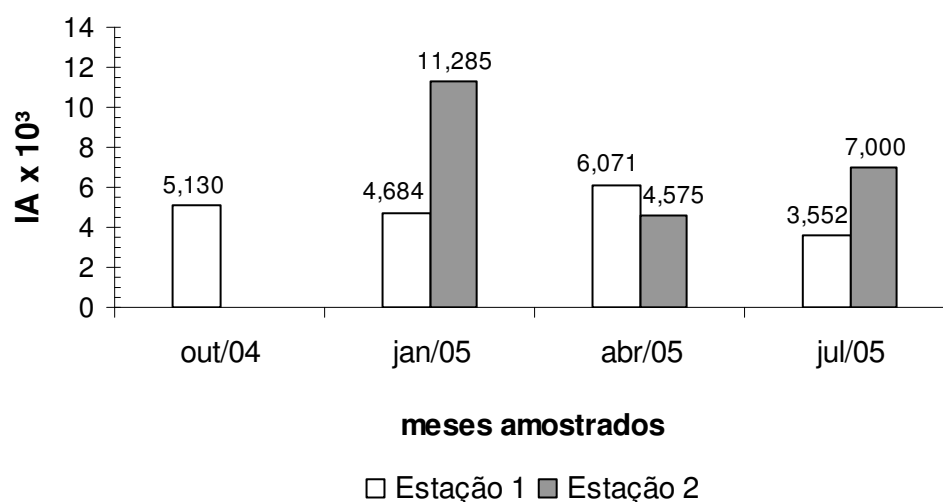


Figura 23: Variação temporal do Índice Autotrófico, durante o período estudado, em ambas as estações.

Quanto à aplicação dos índices de Lakatos, a Tabela 5 mostra uma síntese da classificação da comunidade perifítica do rio Santa Maria, em ambas as estações amostrais, durante o período estudado.

Tabela 5: Classificação do perifíton do rio Santa Maria, segundo o peso seco, cinzas e clorofila *a*, nas estações 1 e 2, durante o período avaliado.

ESTAÇÃO 1			
Amostragens	Peso seco	% de Cinzas	% Clorofila <i>a</i>
out./04	II - médio	II - inorgânica-orgânica	IV – heterotrófica
jan./05	III - baixo	III - orgânica-inorgânica	IV - heterotrófica
abr./05	III - baixo	III - orgânica-inorgânica	IV - heterotrófica
jul./05	II - médio	IV - orgânica	IV - heterotrófica
ESTAÇÃO 2			
out./04	III - baixo	III - orgânica-inorgânica	*
jan./05	I - alto	III - orgânica-inorgânica	IV - heterotrófica
abr./05	III - baixo	I - inorgânica	IV - heterotrófica
jul./05	II - médio	II - inorgânica-orgânica	IV - heterotrófica

* ausência de dados.

Na estação 1, o PS apresentou valores inferiores a 20 g/m² na amostragens de jan./05 e abr./05 sendo a comunidade classificada como perifíton de massa seca baixa (tipo III). Nas amostragens de out./04 e jul./05 os valores do PS foram de 36,3g/m² e 35 g/m², respectivamente, sendo, nestas amostragens classificada como perifíton de massa seca média ou do tipo II (Tabela 5 e Figura 16). De out./04 a abr./05 o PS declinou gradativamente, aumentando novamente na última amostragem (jul./05).

O padrão de variação do PS, na estação 2, apresentou certa semelhança com o observado na estação 1, pois nas amostragens de abr./05 e jul./05, a comunidade foi classificada como perifíton de massa seca baixa (tipo III) e média (tipo II), respectivamente, assim como na estação 1. Em out./04, a massa perifítica ficou abaixo de 20 g/m², sendo considerada perifíton com massa seca baixa (tipo III), enquanto que na amostragem de jan./05 foi considerada perifíton com massa seca alta ou do tipo I (Tabela 5 e Figura 16).

Com relação à classificação do perifíton quanto ao percentual de cinzas, na estação 1 observou-se uma diminuição gradativa de cinzas na comunidade, de modo que esta foi classificada como perifíton inorgânico-orgânico (tipo II), em out./04, passando a perifíton orgânico-inorgânico (tipo III) em jan./05 e abr./05, chegando a perifíton orgânico (tipo IV) em jul./05. A estação 2 não apresentou a mesma tendência da estação 1, pois seus percentuais de cinzas sofreram oscilações entre as amostragens (conforme mostrado na Figura 17), que se refletiram na classificação da comunidade como perifíton orgânico-inorgânico (tipo III) em out./04 e jan./05, perifíton inorgânico (tipo I) em abr./05 e perifíton inorgânico-orgânico (tipo II) em jul./05. Assim, observa-se que, do modo geral, a estação 1 apresentou biomassa mais orgânica que a estação 2, durante todo o período estudado (Tabela 5).

Quanto à biomassa expressa em teor de clorofila, os baixos valores registrados, tanto na estação 1 quanto na estação 2, permitiram classificar a comunidade como predominantemente heterotrófica, ou do tipo IV, durante todo o período amostral (Tabela 5 e Figura 18).

5.3.5 Análise qualitativa

Considerando as duas estações amostrais no período avaliado, a comunidade de algas perifíticas do Rio Santa Maria da Vitória este composta por 147 táxons distribuídos em oito classes, de acordo com a Tabela 6.

Tabela 6: Lista taxonômica das algas perifíticas registradas no rio Santa Maria, durante o período estudado.

DIVISÃO: CYANOBACTERIA

CLASSE : CYANOPHYCEAE

ORDEM: CHROOCOCCALES

FAMÍLIA: MERISMOPEDIACEAE

Aphanocapsa incerta (Lemmermann) Cronberg et Komárek

Merismopedia punctata Meyen

Merismopedia tenuissima Lemmermann

Merismopedia sp.1

Synechocystis aquatilis Sauvageau

FAMÍLIA: MICROCYSTACEAE

Microcystis smithii Komárek et Anagnostidis

FAMÍLIA: SYNECHOCOCCACEAE

SUB-FAMÍLIA: APHANOTHECOIDEAE

Cyanobium diatomicola (Geitler) Komárek et al.

SUB-FAMÍLIA: SYNECHOCOCCOIDEAE

Synechococcus ambiguus Skuja

ORDEM: OSCILLATORIALES

FAMÍLIA: BORZIACEAE

Komvophoron constrictum (Szafer) Anagnostidis et Komárek

FAMÍLIA: OSCILLATORIACEAE

Lyngbya diguetii Gomont

Oscillatoria annae van Goor

Oscillatoria borneti (Zukal) Forti

Oscillatoria chalybea Mertens ex Gomont var. *insularis* Gardner

Oscillatoria chalybea Mertens ex Gomont var. *minor* Kamat

Oscillatoria homogenea Frémy

Oscillatoria simplicissima Gomont

Oscillatoria tenuis Agardh ex Gomont

FAMÍLIA: PHORMIDIACEAE

SUB-FAMÍLIA: PHORMIDIOIDEAE

Phormidium autumnale (C.A. Agardh) Gomont

FAMÍLIA: PSEUDANABAENACEAE

SUB-FAMÍLIA: HETEROLEIBLEINOIDEAE

Heteroleibleinia kuetzingii (Schmidle) Compère

SUB-FAMÍLIA: LEPTOLYNGBYOIDEAE

Planktolynbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg

SUB-FAMÍLIA: PSEUDANABENOIDEAE

Limnothrix planctonica (Woloszynska) Meffert

Pseudanabaena catenata Lauterborn

Pseudanabaena voronichinii Anagnostis

Romeria gracilis (Koczwara) Koczwara

ORDEM: NOSTOCALES

FAMÍLIA: NOSTOCACEAE

Anabaena sp.1

Cyanobacteria 1

DIVISÃO: EUGLENOPHYTA

CLASSE : EUGLENOPHYCEAE

ORDEM: EUGLENALES

FAMÍLIA: EUGLENACEAE

Euglena sp.1

Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin

Strombomonas sp.1

Trachelomonas armata (Ehrenberg) Stein. var. *steinii*

Trachelomonas bernardii (Woloszynska) Deflandre

Trachelomonas cf. *sydneyensis* Playfair

Trachelomonas pulcherrina Playfair var. *latior* Playfair
Trachelomonas volvocina (Ehrenberg)

DIVISÃO: HETEROKONTOPHYTA

CLASSE: BACILLARIOPHYCEAE

ORDEM: CENTRALES

FAMÍLIA: THALASSIOSIRACEAE

Aulacoseira sp.1

Cyclotella kuetzingiana Thwaites var. *kuetzingiana*

ORDEM: PENNALES

Pennales 1

Pennales 2

SUB-ORDEM: ARAPHIDINEAE

FAMÍLIA: DIATOMACEAE

Synedra goulardii Brébisson

Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg

Synedra sp.1

SUB-ORDEM: RAPIDINEAE

FAMÍLIA: ACHNANTHACEAE

Cocconeis placentula Ehrenberg

FAMÍLIA: EUNOTIACEAE

Eunotia camelus Ehrenberg

Eunotia flexuosa Brébisson ex Kützing

Eunotia pectinalis (Dilwyn) Rabenhorst var. *minor* (Kützing) Rabenhorst

Eunotia sp.1

FAMÍLIA: NAVICULACEAE

Amphipleura pellucida Kützing var. *pellucida*

Cymbella minuta Hilse ex Rabh.

Cymbella tumida (Brébisson ex Kützing) Van Heurk var. *tumida*

Cymbella sp.1

Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni var. *rhomboides*

Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni var. *saxonica* Rabenhorst

Gomphonema augur Ehrenberg var. *augur*

Gomphonema gracile Ehrenberg

Gomphonema parvulum (Kützing) emend Wallace e Patrick

Gyrosigma-Pleurosigma sp.

Navicula cryptocephala Kützing

Navicula sp.1

Navicula sp.2

Navicula sp.3

Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer var. *amphyrhyncus*

Pinnularia acrosphaeria W. Smith

Pinnularia molaris (Grunow) Cleve var. *molaris*

Pinnularia viridis (Nitz.) Ehrenberg

Surirella tenera Greg. var. *tenera*

FAMÍLIA: NITZSCHIACEAE

Hantzschia amphioxus (Ehrenberg) Grunow var. *amphioxys*
Nitzschia acicularis (Kützinger) Wm. Smith var. *acicularis*
Nitzschia ignorata Krsaaake
Nitzschia palea (Kützinger) Wm. Smith var. *palea*
Nitzschia sigma (Kützinger) Wm. Smith
Nitzschia sp.1

CLASSE: XANTHOPHYCEAE
 ORDEM: MISCHOCOCCALES
 FAMÍLIA: CHARACIDIOPSISACEAE
Characidiopsis sp.1
Characiopsis sp.1

DIVISÃO: CHLOROPHYTA

CLASSE: CHLOROPHYCEAE
 ORDEM: CHLOROCOCCALES
 FAMÍLIA: BOTRYOCOCCACEAE
 SUB-FAMÍLIA: DICTYOSPHAEROIDEAE
Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli
Dictyosphaerium pulchellum Wood
 FAMÍLIA: CHARACIACEAE
Schroederia robusta Korbs
 FAMÍLIA: CHLORELLACEAE
 SUB-FAMÍLIA: ANKISTRODESMOIDEAE
Ankistrodesmus bernardii Komárek
Choricystis komarekii Comas
Kirchneriella lunaris (Kirchn.) Moeb
Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle
Monoraphidium arcuatum (Korsch.) Hind.
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková Legnerová
 SUB-FAMÍLIA: CHLORELLOIDEAE
Chlorella vulgaris Beij
 SUB-FAMÍLIA: TETRAEDRONOIDEAE
Tetraedron minimum (A.Braun) Hansgirg
 FAMÍLIA: COELASTRACEAE
Coelastrum astroideum De Notaris var. *astroideum*
Coelastrum microporum Nägeli
Coelastrum reticulatum (Dang.) Senn var. *reticulatum*
 FAMÍLIA: HYDRODICTYACEAE
Pediastrum argentinense Bourr. & Tell
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
 FAMÍLIA: OOCYSTACEAE
 SUB-FAMÍLIA: OOCYSTOIDEAE
Oocystis sp.1
 FAMÍLIA: RADIOCOCCACEAE
 SUB-FAMÍLIA: RADIOCOCCOIDEAE

Eutetramorus sp.1

FAMÍLIA: SCENEDESMACEAE

SUB-FAMÍLIA: CRUCIGENIOIDEAE

Crucigenia tetrapedia (Kirchner) West & West

SUB-FAMÍLIA: SCENEDESMOIDEAE

Scenedesmus acuminatus(Lagerh.) Chod. var. *acuminatus*

Scenedesmus longispina R.Chodat

Scenedesmus opoliensis P. Richter var. *carinatus* Lemmermann

Scenedesmus ovalternus Chod cf. var. *graevenitzii* (Bern.) Chod

Scenedesmus quadricauda (Turpin) var. *westii* G.M. Smith

Scenedesmus sp.1

Scenedesmus sp.2

SUB-FAMÍLIA: TETRALLANTOIDEAE

Tetrallantos lagerheimii Teiling

ORDEM: VOLVOCALES

FAMÍLIA: CHLAMYDOMONADACEAE

Chloromonas cf. *clathrata* Korschikoff

ORDEM: CHAETOPHORALES

FAMÍLIA: CHAETOPHORACEAE

Stigeoclonium cf. *nanum* Kuetzing

Chorophyceae 1

CLASSE: OEDOGONIOPHYCEAE

ORDEM: OEDOGONIALES

FAMÍLIA: OEDOGONIACEAE

Bulbochaete sp.1

Oedogonium sp.1

Oedogonium sp.2

CLASSE: ULOTHRICOPHYCEAE

ORDEM: ULOTHRICALES

FAMÍLIA: ULOTHRICACEAE

Koliella longiseta (Vischer) Hindák f. *variabilis* Nygard

Ulothrix aequalis Kützing

Ulothrix sp.1

Uronema sp.1

CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE

ORDEM: DESMIDIALES

FAMÍLIA: CLOSTERIACEAE

Closterium cf. *dianae* Ehrenberg ex Ralfs var. *dianae*

Closterium kuetzingii Brébisson

Closterium moniliferum (Bory) Ehrenberg

Closterium setaceum Ehrenberg ex Ralfs

Closterium sp.1

Closterium sp.2

FAMÍLIA: DESMIDIACEAE

Actinotaenium wollei (West & West) Teiling ex Ruzicka & Pouzar

Cosmarium contractum Kirchner

Cosmarium laeve Rabenhorst

Cosmarium portianum Archer

Cosmarium punctulatum Brébisson var. *punctulatum*

Cosmarium reniforme (Ralfs) Archer var. *reniforme*

Cosmarium subcostatum Nordstedt

Cosmarium subspeciosum Nordstedt

Cosmarium trilobulatum Reinsch

Cosmarium sp.1

Cosmarium sp.2

Cosmarium sp.3

Desmogonium sp.1

Euastrum denticulatum (Kirchner) Gay var. *denticulatum*

Euastrum sp.1

Euastrum spinulosum Delp.

Micrasterias truncata (Corda) Brébisson ex Ralfs var *pusilla* G. S. West

Pleurotaenium sp.1

Pleurotaenium trabecula (Ehrenberg) ex Nageli

Spondylosium planum (Wolle) West & West

Spondylosium pulchellum Rabenhorst

Staurastrum margaritaceum (Ehrenberg) Ralfs

Staurastrum muticum (Brébisson) Ralfs var. *muticum*

Staurastrum trifidum Nordstedt

Staurastrum sp.1

Staurodesmus sp.1

Staurodesmus sp.2

Teilingia granulata (Roy & Bisset) Bourrelly var. *granulata*

ORDEM: ZYGNEMATALES

FAMÍLIA: ZYGNEMATAACEAE

Mougeotia sp.1

Mougeotia sp.2

A Classe Bacillariophyceae foi a que mais contribuiu em número de táxons (25,2%), seguida das Classes Zygnemaphyceae (24,5%), Chlorophyceae (19,7%) e Cyanophyceae (18,4%). As Classes Euglenophyceae (5,4%), Ulothricophyceae (3,4%), Oedogoniophyceae (2,0%) foram pouco representativas e a Classes Xanthophyceae foi a que apresentou menor contribuição no total de táxons (1,4%) (Figura 24).

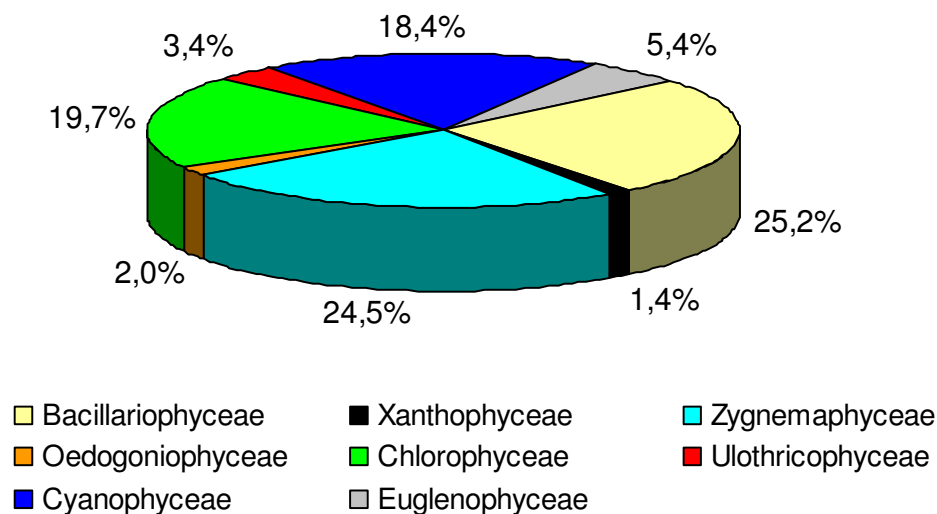


Figura 24: Contribuição percentual das Classes de algas perifíticas no total de táxons registrados no Rio Santa Maria da Vitória, durante o período avaliado.

Na estação 1, 99 táxons compuseram a comunidade e a Classe Zygnemaphyceae apresentou maior contribuição (30,3%), seguida das Classes Bacillariophyceae (28,2%), Chlorophyceae (17,1%) e Cyanophyceae (13,1%). As Classes Euglenophyceae, Ulothricophyceae e Oedogoniophyceae contribuíram igualmente com 3,1% cada uma. Xanthophyceae foi a Classe menos representativa (2,0%) no número total de táxons ao longo do período estudado (Figura 25).

Na estação 2, a Classe que mais contribuiu em número de táxons foi Bacillariophyceae (26,2%), seguida de Cyanophyceae (22,4%), Zygnemaphyceae (19,7%) e Chlorophyceae (18,7%). As Classes Euglenophyceae, Ulothricophyceae e Oedogoniophyceae contribuíram, respectivamente, com 6,7%, 3,7% e 1,9% dos táxons, enquanto que a Classe Xanthophyceae foi a que apresentou menor contribuição na distribuição dos 107 táxons desta estação (Figura 25).

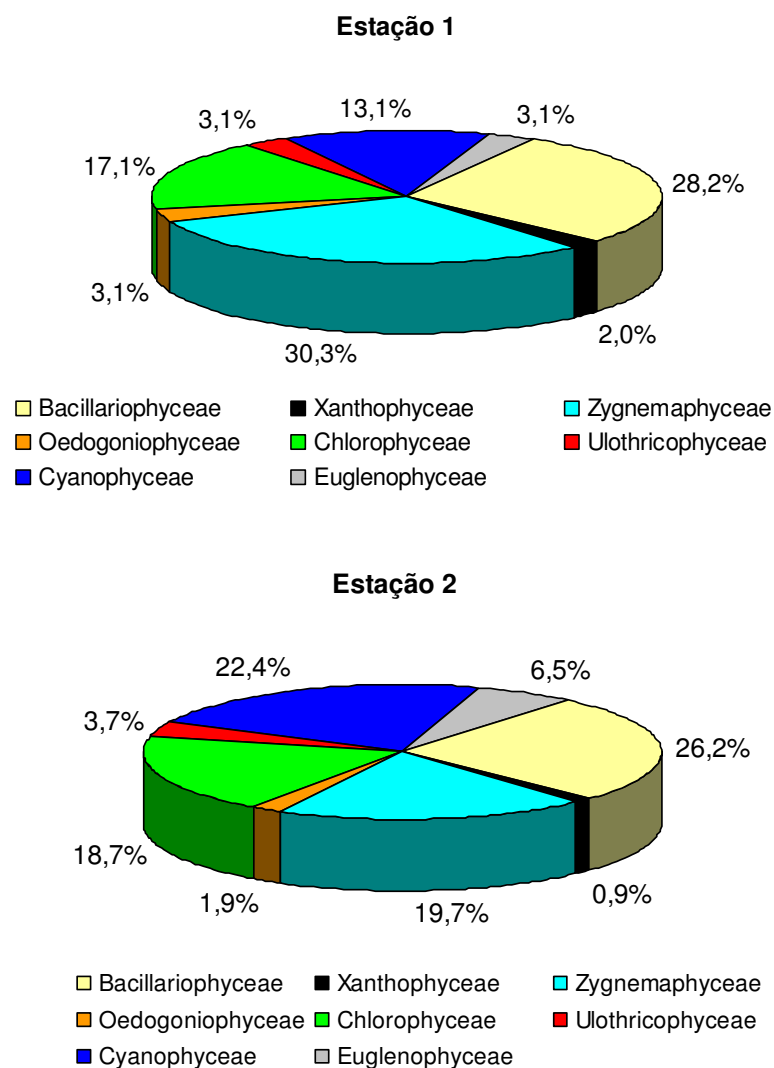


Figura 25: Contribuição percentual das Classes de algas perifíticas no total de táxons de cada estação, durante o período avaliado.

Assim, pode-se observar que as estações 1 e 2 apresentaram números de táxons próximos, no entanto, tais táxons distribuíram distintamente, resultando em diferenças quanto à composição da comunidade (Tabela 7).

Com relação aos táxons exclusivos, as estações 1 e 2 mostraram-se bem distintas. Na primeira, foram registrados 40 táxons exclusivos, distribuídos em oito Classes, sendo Zygnemaphyceae (37,5%), Chlorophyceae (22,5%), Bacillariophyceae (22,5%) as mais representativas. A estação 2 apresentou 47 táxons exclusivos, sendo 29,8% pertencentes à Classe Cyanophyceae, 23,4 % à Chlorophyceae e

19,1% à Bacillariophyceae. Nesta estação não foi registrado nenhum táxon exclusivo das Classes Oedogoniophyceae e Xanthophyceae e a Classe Euglenophyceae apresentou maior percentual de contribuição comparado com a estação 1 (Figura 26).

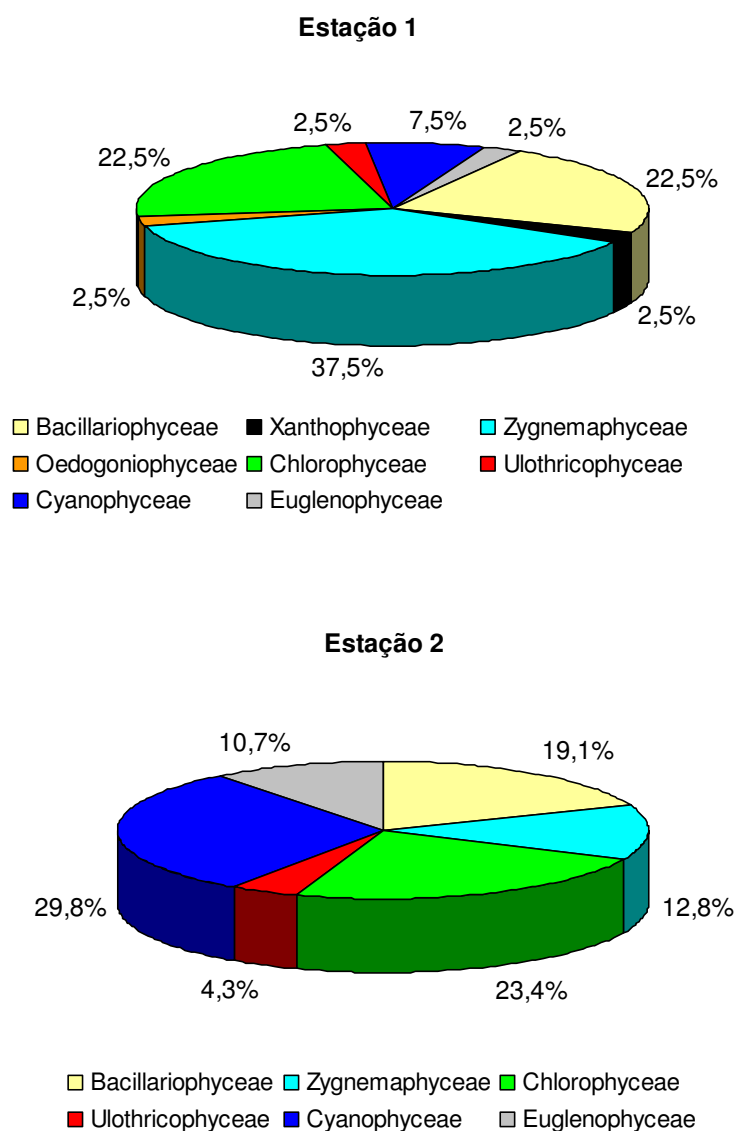


Figura 26: Contribuição percentual das Classes de algas perifíticas no total de táxons exclusivos de cada estação, durante o período avaliado.

Quanto à frequência de ocorrência, dos táxons que compuseram a comunidade de algas perifíticas da estação 1, no período estudado, 28,3% foram considerados constantes e 71,7% comuns. Na estação 2, o percentual de táxons constantes foi menor (18,7%), mas o de comuns foi maior (81,3%) que a estação 1, sendo que em nenhuma das estações foram registrados táxons raros (Tabela 7).

Tabela 7: Composição e Frequência de ocorrência de táxons das estações 1 e 2, durante o período estudado. CT = táxon constante; CM = táxon comum.

DIVISÃO: CYANOBACTERIA	E1	E2
<i>Anabaena</i> sp.1		CM
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg et Komárek		CM
<i>Cyanobium diatomicola</i> (Geitler) Komárek et al.	CM	CM
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i> (Schmidle) Compère	CM	CM
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagnostidis et Komárek	CM	
<i>Limnothrix planctonica</i> (Woloszynska) Meffert		CT
<i>Lyngbya diguetii</i> Gomont	CM	
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	CM	CM
<i>Merismopedia</i> sp.1		CM
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann		CM
<i>Microcystis smithii</i> Komárek et Anagnostidis		CM
<i>Oscillatoria annae</i> van Goor		CM
<i>Oscillatoria borneti</i> (Zukal) Forti	CM	CM
<i>Oscillatoria chalybea</i> Mertens ex Gomont var. <i>insularis</i> Gardner		CM
<i>Oscillatoria chalybea</i> Mertens ex Gomont var. <i>minor</i> Kamat		CM
<i>Oscillatoria homogenea</i> Frémy		CM
<i>Oscillatoria simplicissima</i> Gomont		CM
<i>Oscillatoria tenuis</i> Agardh ex Gomont		CM
<i>Phormidium autumnale</i> (C.A. Agardh) Gomont	CM	CM
<i>Planktolynbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg	CT	CT
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	CT	CT
<i>Pseudanabaena voronichinii</i> Anagnostis	CM	CM
<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara		CM
<i>Synechococcus ambiguus</i> Skuja	CM	CT
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau		CM
Cyanobacteria 1	CM	
DIVISÃO: EUGLENOPHYTA		
<i>Euglena</i> sp.1	CM	CM
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	CM	
<i>Strombomonas</i> sp.1		CM
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein. var. <i>steinii</i>		CM
<i>Trachelomonas bernardii</i> (Woloszynska) Deflandre		CM
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>sydneyensis</i> Playfair		CM

<i>Trachelomonas pulcherrina</i> Playfair var. <i>latior</i> Playfair		CM
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg)	CM	CT
DIVISÃO: HETEROKONTHOPHYTA		
CLASSE: BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Amphipleura pellucida</i> Kützing var. <i>pellucida</i>		CT
<i>Aulacoseira</i> sp.1	CM	CM
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	CT	CM
<i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thwaites var. <i>kuetzingiana</i>		CM
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabh.	CT	CM
<i>Cymbella</i> sp.1	CM	
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson ex Kützing) Van Heurk var. <i>tumida</i>		CM
<i>Eunotia camelus</i> Ehrenberg	CM	CM
<i>Eunotia flexuosa</i> Brébisson ex Kützing	CM	CM
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dilwyn) Rabenhorst var. <i>minor</i> (Kützing) Rabenhorst	CT	CT
<i>Eunotia</i> sp.1	CM	
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni var. <i>rhomboides</i>	CM	CM
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni var. <i>saxonica</i> Rabenhorst	CM	
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>augur</i>	CM	CT
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	CT	CT
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) emend Wallace e Patrick	CT	CT
<i>Gyrosigma-Pleurosigma</i> sp.		CM
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow var. <i>amphioxys</i>		CM
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	CT	CT
<i>Navicula</i> sp.1	CT	CT
<i>Navicula</i> sp.2	CM	
<i>Navicula</i> sp.3	CM	
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer var. <i>amphyrhyncus</i>		CM
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Wm. Smith var. <i>acicularis</i>	CM	CM
<i>Nitzschia ignorata</i> Krsaaake	CM	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Wm. Smith var. <i>palea</i>	CT	CT
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) Wm. Smith	CM	CM
<i>Nitzschia</i> sp.1	CM	
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W. Smith		CT
<i>Pinnularia molaris</i> (Grunow) Cleve var. <i>molaris</i>	CM	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitz.) Ehrenberg	CM	CM
<i>Surirella tenera</i> Greg. var. <i>tenera</i>		CM
<i>Synedra goulardii</i> Brébisson	CT	CM
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	CT	CT
<i>Synedra</i> sp.1	CM	
Pennales 1	CM	CM
Pennales 2		CM
CLASSE: XANTHOPHYCEAE		
<i>Characidiopsis</i> sp.1	CT	
<i>Characidiopsis</i> sp.1	CM	CM

DIVISÃO: CHLOROPHYTA**CLASSE: CHLOROPHYCEAE**

<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	CM	
<i>Chlorella vulgaris</i> Beij	CT	CM
<i>Chloromonas</i> cf. <i>clathrata</i> Korschikoff		CM
<i>Choricystis komarekii</i> Comas		CM
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris var. <i>astroideum</i>	CM	
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli		CM
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn var. <i>reticulatum</i>	CM	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West		CM
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	CM	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	CM	CM
<i>Eutetramorus</i> sp.1		CM
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Moeb	CM	
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	CM	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind.	CM	CT
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárkova Legnerová	CT	CM
<i>Oocystis</i> sp.1		CM
<i>Pediastrum argentinense</i> Bourr. & Tell	CM	
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	CM	CM
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. var. <i>acuminatus</i>	CM	
<i>Scenedesmus longispina</i> R.Chodat	CM	CM
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richter var. <i>carinatus</i> Lemmermann	CM	CM
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chod cf. var. <i>graevenitzii</i> (Bern.) Chod		CM
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) var. <i>westii</i> G.M. Smith	CT	CT
<i>Scenedesmus</i> sp.1		CM
<i>Scenedesmus</i> sp.2		CM
<i>Schroederia robusta</i> Korbs		CM
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>nanum</i> Kuetzing	CM	CM
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	CM	CM
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling		CM
Chorophyceae 1	CM	

CLASSE: OEDOGONIOPHYCEAE

<i>Bulbochaete</i> sp.1	CM	
<i>Oedogonium</i> sp.1	CM	CM
<i>Oedogonium</i> sp.2	CM	CM

CLASSE: ULOTHRICOPHYCEAE

<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák f. <i>variabilis</i> Nygard	CM	CM
<i>Ulothrix aequalis</i> Kützing		CM
<i>Ulothrix</i> sp.1	CM	
<i>Uronema</i> sp.1		CM

CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE

<i>Actinotaenium wollei</i> (West & West) Teiling ex Ruzicka & Pouzar	CT	CT
<i>Closterium</i> cf. <i>dianae</i> Ehrenberg ex Ralfs var. <i>dianae</i>	CT	
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	CT	CM
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg	CM	CM

<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	CM	
<i>Closterium</i> sp.1	CT	CM
<i>Closterium</i> sp.2	CM	
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner	CM	CM
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	CT	
<i>Cosmarium portianum</i> Archer	CM	
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson var. <i>punctulatum</i>	CT	
<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) Archer var. <i>reniforme</i>	CT	CM
<i>Cosmarium subcostatum</i> Nordstedt		CM
<i>Cosmarium subspeciosum</i> Nordstedt	CM	CM
<i>Cosmarium trilobulatum</i> Reinsch	CT	CM
<i>Cosmarium</i> sp.1	CM	
<i>Cosmarium</i> sp.2	CM	
<i>Cosmarium</i> sp.3		CM
<i>Desmogonium</i> sp.1	CM	
<i>Euastrum denticulatum</i> (Kirchner) Gay var. <i>denticulatum</i>	CT	CM
<i>Euastrum spinulosum</i> Delp.		
<i>Euastrum</i> sp.1	CM	
<i>Micrasterias truncata</i> (Corda) Brébisson ex Ralfs var <i>pusilla</i> G. S. West	CT	CM
<i>Mougeotia</i> sp.1	CM	
<i>Mougeotia</i> sp.2	CM	
<i>Pleurotaenium</i> sp.1		CM
<i>Pleurotaenium trabecula</i> (Ehrenberg) ex Nageli		CM
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) West & West	CM	
<i>Spondylosium pulchellum</i> Rabenhorst	CM	
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenberg) Ralfs	CT	CM
<i>Staurastrum muticum</i> (Brébisson) Ralfs var. <i>muticum</i>	CM	
<i>Staurastrum</i> sp.1	CM	CM
<i>Staurastrum trifidum</i> Nordstedt	CM	
<i>Staurodesmus</i> sp.1	CT	CM
<i>Staurodesmus</i> sp.2		CM
<i>Teilingia granulata</i> (Roy & Bisset) Bourrely var. <i>granulata</i>	CM	

5.3.6 Análise quantitativa

A amplitude de variação da densidade total, na estação 1, foi de 7.897 ind./cm² (jul./05) a 40.684 ind./cm² (out./04). Na estação 2, foi de 4.334 ind./cm² (out./04) a 35.590 ind./cm² (abr./05), sendo que a estação 1 apresentou maior variação na densidade total (92,1%) que a estação 2 (Tabela 4).

Em geral, a estação 2 apresentou densidades mais elevadas que a estação 1, a qual sofreu um declínio no número de indivíduos de out./04 para jan./05, aumentando em abr./05, reduzindo novamente em jul. /05.

Padrão diferente foi observado na estação 2, demonstrando tendência a um aumento nos valores de out./04 a abr./05, e diminuição da densidade total em jul./05 (Figura 27).

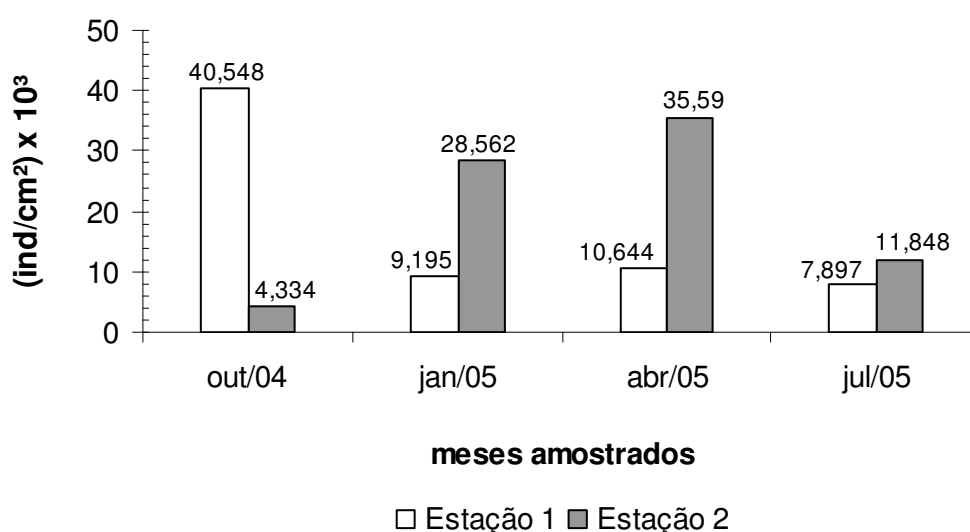


Figura 27: Variação temporal da densidade total das algas perifíticas, ao longo da período estudado, nas estações 1 e 2.

Quanto à contribuição relativa de cada Classe na densidade total, na estação 1 a Classe Bacillariophyceae predominou em todas as amostragens. Na amostragem de out./04 esta Classe contribuiu com 91,8% da densidade total e em jul./05 foi registrada sua menor contribuição (49,2%), quando também a Classe Oedogoniophyceae apresentou relevante contribuição na densidade total (33%). A estação 2, apresentou predomínio da Classe Cyanophyceae, também em todas as amostragens, sendo as maiores contribuições registradas em out./04 (73,7%) e jul./05 (72,3%). A menor contribuição ocorreu em abr./05 (56,5%) e a segunda Classe que mais contribuiu na densidade total desta estação foi a Bacillariophyceae.

Esses resultados revelaram que, estruturalmente, as estações 1 e 2 mostraram-se bem distintas ao longo do período estudado (Figura 28).

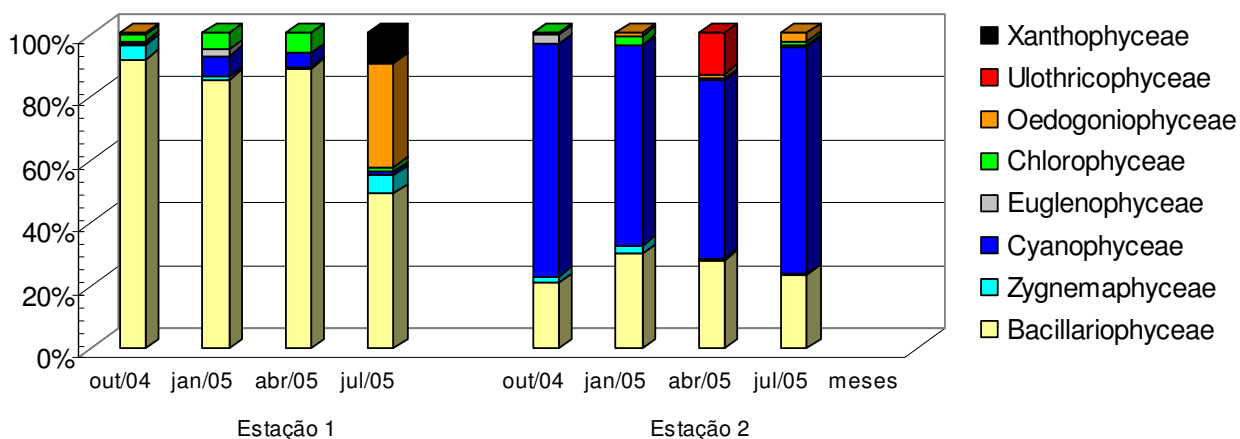


Figura 28: Variação da contribuição relativa (%) das Classes na densidade total das estações 1 e 2, durante o período estudado.

Apenas 10 táxons foram considerados dominantes e/ou abundantes, durante o período avaliado, nas estações 1 e 2, conforme mostra a Tabela 8.

Tabela 8: Relação dos táxons dominantes (D) e abundantes (A), segundo Lobo e Leighton (1986), durante o período estudado, em ambas as estações. 1 = estação 1; 2 = estação 2.

DIVISÃO: CYANOBACTERIA	Meses amostrados			
	out./04	jan./05	abr./05	jul./05
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	-	-	A2	-
<i>Synechococcus ambiguus</i>	A2	D2	A2	A2
<i>Synechocystis aquatilis</i>	-	-	A2	-
DIVISÃO: HETEROKONTHOPHYTA				
<i>Cymbella minuta</i>	A1	-	-	-
<i>Eunotia pectinalis</i>	D1	A1	A2	A1
<i>Gomphonema gracile</i>	-	-	A2	-
<i>Nitzschia palea</i>	A1/A2	D1/A2	A1	-
<i>Synedra ulna</i>	-	-	-	A1
DIVISÃO: CHLOROPHYTA				
<i>Stigeoclonium cf. nanum</i>	-	-	A2	-
<i>Oedogonium sp.1</i>	-	-	-	A1

Com relação às espécies dominantes, na estação 1, *Eunotia pectinalis* (25.327 ind./cm²) e *Nitzschia palea* (5.387 ind./cm²) foram dominantes nas amostragens de out./04 e jan./05, respectivamente. Nas amostragens seguintes não houve dominância de espécie. Na estação 2, apenas na amostragem de jan./05 ocorreu dominância atribuída à *Synechococcus ambiguus* (17.627 ind./cm²).

Foi registrada abundância de táxons em todas as amostragens, tanto na estação 1 quanto na estação 2. Na primeira, foram considerados abundantes: *Cymbella minuta* (5.837 ind./cm²) em out./04; *Synedra ulna* (951 ind./cm²) e *Oedogonium* sp 1 (2.274 ind./cm²) em jul./05. A espécie *Eunotia pectinalis* foi abundante nas amostragens de jan./05 (2.090 ind./cm²) e jul./05 (2.419 ind./cm²) e a espécie *Nitzschia palea* foi abundante em out./04 (3.856 ind./cm²), abr./05 (3.636 ind./cm²) e jul./05 (599 ind./cm²).

Na estação 2, *Synechococcus ambiguus* foi abundante em out./04 (1.465 ind./cm²), abr./05 (14.181 ind./cm²) e jul./05 (3.723 ind./cm²). A espécie *Nitzschia palea* foi abundante em out./04 (315 ind./cm²) e jan./05 (4.676 ind./cm²). As espécies *Gomphonema gracile* (4.750 ind./cm²), *Eunotia pectinalis* (2.272 ind./cm²), *Synechocystis aquatilis* (1.996 ind./cm²), *Heteroleibleinia kuetzingii* (3.783 ind./cm²) e *Stigeoclonium* cf. *nanum* (4.543 ind./cm²) foram abundantes em abr./05.

De modo geral, as espécies dominantes e abundantes, na estação 1, foram diatomáceas, enquanto que na estação 2, além de diatomáceas, espécies de cianobactérias também contribuíram para dominância e abundância ao longo do período estudado.

5.3.7 Biovolume

A estação 2 apresentou maior variação do biovolume total das algas perifíticas (65,7%) do que a estação 1 (Tabela 4). Nesta, a amplitude de variação foi de $2,51 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ (jan./05) a $6,26 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ (jul./05), enquanto que na estação 2 ficou compreendida entre $1,25 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ (out./04) e $5,34 \times 10^7 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ (jan./05) (Figura 29).

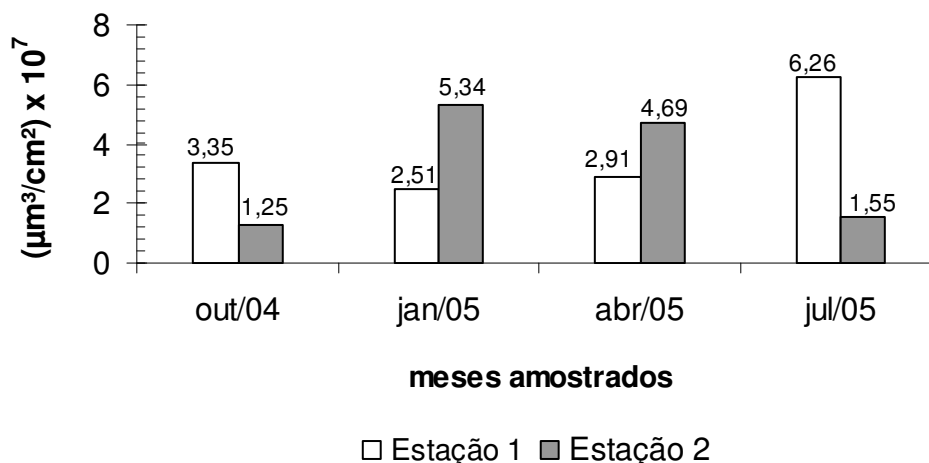


Figura 29: Variação temporal do biovolume total, em ambas as estações amostrais, durante o período estudado.

Quanto à distribuição do biovolume por Classe, na estação 1 as Classes Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae foram as que mais contribuíram no biovolume total da comunidade nas três primeiras amostragens. Em jul./05, o biovolume apresentou distribuição praticamente equilibrada entre as Classes Xanthophyceae, Oedogoniophyceae, além das Classes Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae (Figura 30).

Na estação 2, a Classe Bacillariophyceae apresentou aumento gradativo no decorrer das amostragens e, assim como na estação 1, juntamente com a Classe Zygnemaphyceae foram as que mais contribuíram no biovolume total da comunidade de out./04 a abr./05. Nesta amostragem, o biovolume distribuiu-se proporcionalmente entre as Classes Chlorophyceae, Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae. Em jul./05 a Classe Oedogoniophyceae apresentou maior contribuição que a Classe Zygnemaphyceae. Ao longo do período amostral, as Classes Cyanophyceae, Euglenophyceae e Ulotricophyceae foram mais representativas comparada com a estação 1 (Figura 30).

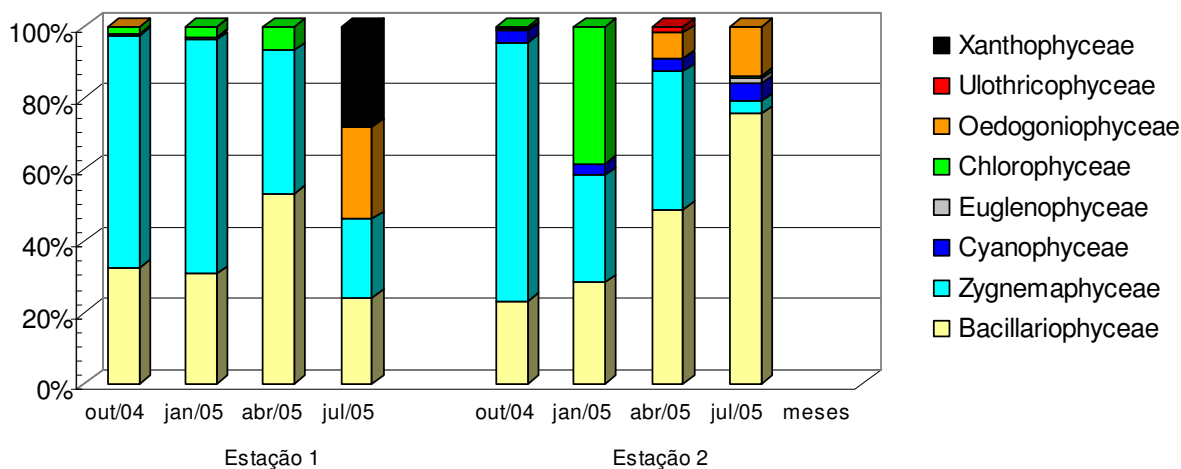


Figura 30: Contribuição relativa (%) das Classes de algas perifíticas no biovolume total, nas estações 1 e 2, durante o período avaliado.

5.3.8 Índice de diversidade, equitabilidade e riqueza (S)

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver variaram de 1,9 bits/ind. (jan./05 e abr./05) a 2,8 bits/ind. (jul./05) na estação 1 e de 1,8 bits/ind. (out./04) a 3,0 bits/ind. (abr./05) na estação 2, que, inclusive foi a que apresentou maior variação durante o período estudado (23,3%) (Tabela 4).

Na estação 1, de out./04 para jan./05 houve redução da diversidade e esta se manteve constante em abr./05, quando em jul./05 elevou-se atingindo seu valor máximo. Na estação 2, os valores da diversidade aumentaram gradativamente de out./04 a abr./05, quando atingiu seu maior valor, reduzindo para 2,1 bits/ind. na última amostragem (jul./05). Assim, quanto à diversidade, foram observados padrões diferentes de variação entre as estações 1 e 2, durante o período avaliado.

A variação da equitabilidade na estação 1 foi de 0,2 (out./04) a 0,6 (jul./05), com elevação dos valores da primeira até a última amostragem. Na estação 2, a amplitude de variação foi de 0,29 (jan./05) a 0,64 (abr./05). Nesta, foi observado diminuição dos valores de out./04 para jan./05, elevando-se, a partir de então, até jul./05.

Da mesma forma que a diversidade, a equitabilidade apresentou maior variação na estação 2 (38,7%), sendo que nesta mesma estação o padrão de variação destas duas variáveis foi o mesmo, o que não ocorreu na estação 1 (Tabela 4 e Figura 31).

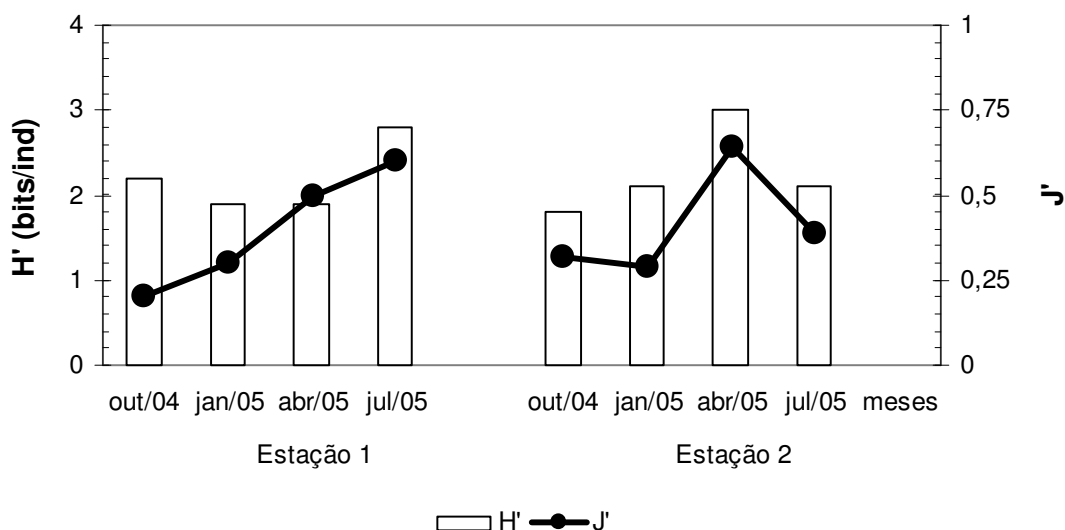


Figura 31: Variação temporal da diversidade e equitabilidade, durante o período estudado, nas estações 1 e 2.

Com relação ao número de táxons presentes em cada amostragem, a estação 1 apresentou maior coeficiente de variação (38,9%) que a estação 2. A amplitude de variação na estação 1 foi de 10 (jan./05) a 26 táxons (out./04). Na estação 2, a menor riqueza registrada foi equivalente a 14 táxons (out./04) e a maior a 20 (jan./05).

Na estação 1, de out./04 para jan./05 houve um declínio do número de táxons, a partir do qual observou-se um aumento gradativo nas amostragens seguintes. Padrão oposto foi observado na estação 2, sendo que nas duas últimas amostragens a diferença entre o número de táxons das duas estações não foi muito acentuada (Figura 32).

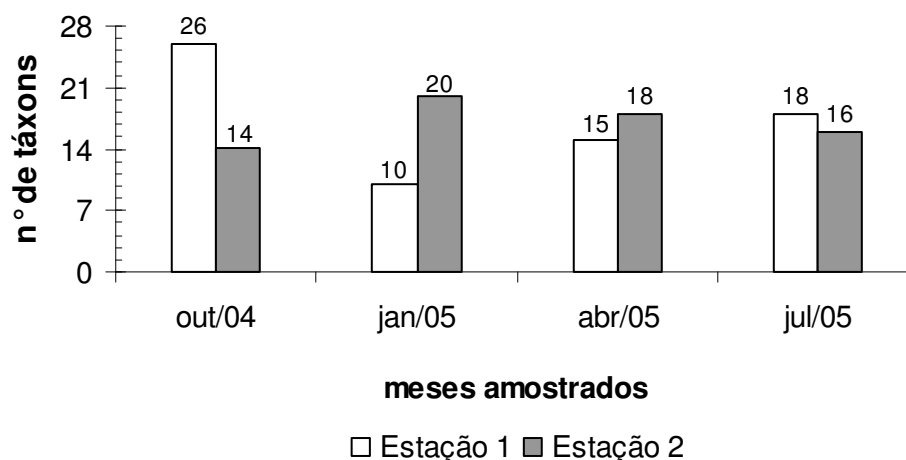


Figura 32: Variação temporal da riqueza (S), nas estações amostrais 1 e 2, durante o período estudado.

5.4 TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA

5.4.1 Coeficiente de correlação de Spearman

Analizando a matriz formada a partir do cálculo do coeficiente de correlação de Spearman para as variáveis abióticas (Tabela 9) das estações 1 e 2, observam-se correlações significativas ($p < 0,1$) positivas entre nitrato e temperatura do ar ($r = 0,857$); zona eufótica e profundidade do ponto amostral ($r = 0,932$). A transparência da água correlacionou-se com o oxigênio dissolvido ($r = 0,727$) e com o nitrito ($r = 0,715$); os sólidos totais dissolvidos correlacionaram-se com o fósforo total ($r = 0,707$), com a profundidade do ponto amostral ($r = 0,685$) e com a condutividade elétrica ($r = 0,994$) e esta com o fósforo total ($r = 0,690$) e com a profundidade do ponto amostral ($r = 0,639$). Foi registrada apenas uma correlação significativa negativa, que ocorreu entre o pH e o nitrito ($r = -0,810$).

Não foram observadas correlações significativas ($p < 0,1$) da pluviosidade, da temperatura da água, do nitrogênio total e nem da razão NT/PT com as demais variáveis entre as estações avaliadas ao longo do período estudado.

Tabela 9: Matriz de correlações entre as variáveis ambientais do rio Santa Maria, no período estudado. São apresentados apenas os resultados estatisticamente significativos ($p < 0,1$). Os significados das abreviações estão na Tabela 13 (pág. 99).

Variáveis	TAR	SEC	ZEU	PFD	CE	STD	pH
TAR							
TPA							
ZEU							
PFD			0,932				
CE				0,639			
STD				0,685	0,994		
OD		0,727					
pH							
NO ₃ ⁻	0,857						
NO ₂ ⁻		0,715					-0,810
PT					0,690	0,707	

A matriz de correlação formada entre as variáveis abióticas e biológicas do perifíton (Tabela 10) mostra que a maioria das correlações significativas ($p < 0,1$) foram positivas. A equitabilidade correlacionou-se com a temperatura do ar ($r = 0,762$), o nitrito ($r = 0,667$) e o fósforo total ($r = 0,643$). O fósforo perifítico correlacionou-se com STD ($r = 0,687$), condutividade elétrica ($r = 0,659$) e fósforo total ($r = 0,970$). O nitrogênio total correlacionou-se com o nitrogênio perifítico ($r = 0,952$) e o biovolume ($r = 0,667$). E, a razão NT/PT da água correlacionou-se com o peso seco sem cinzas ($r = 0,643$), com o teor de carbono perifítico ($r = 0,643$) e com o biovolume total da comunidade ($r = 0,714$). As correlações significativas negativas observadas ocorreram somente entre a pluviosidade e a equitabilidade ($r = -0,732$).

Quanto à relação entre as variáveis abióticas e as Classes de algas, cuja biomassa foi estimada pela densidade e biovolume, a maioria das correlações significativas também foi positiva, sendo a Classe Cyanophyceae a que apresentou maior número de correlações com as variáveis abióticas. A densidade desta Classe correlacionou-se com a zona eufótica ($r = 0,733$), com a profundidade do ponto amostral ($r = 0,892$), com a condutividade elétrica ($r = 0,881$) e com STD ($r = 0,687$). Seu

biovolume esteve relacionado com as mesmas variáveis que a densidade, sendo que a relação com a zona eufótica foi de 0,798; com a profundidade do ponto amostral 0,819; com a condutividade elétrica 0,786 e com STD foi de 0,802. Negativamente, o biovolume da Classe Cyanophyceae esteve correlacionada com a razão NT/PT da água.

A Classe Bacillariophyceae foi a responsável pelo maior número de correlações significativas negativas registradas. A maioria das correlações observada foi com as mesmas variáveis com as quais a Classe Cyanophyceae esteve positivamente correlacionada. Assim, a densidade da Classe Bacillariophyceae esteve negativamente correlacionada com a zona eufótica ($r = -0,7$), profundidade do ponto amostral ($r = -0,843$), condutividade elétrica ($r = -0,833$), STD ($r = -0,850$), fósforo total ($r = -0,833$). O biovolume correlacionou-se com a concentração de nitrogênio total ($r = -0,690$). A concentração de nitrato foi a única variável abiótica com a qual o biovolume desta Classe apresentou correlação positiva ($r = 0,690$).

A Classe Zygnemaphyceae mostrou-se associada com poucas variáveis abióticas comparada com as Classes Cyanophyceae e Bacillariophyceae. O biovolume da Classe correlacionou-se positivamente com a pluviosidade ($r = 0,634$) e com o pH ($r = 0,786$) e negativamente com a concentração de nitrito ($r = -0,738$). A densidade apresentou correlação positiva com a razão NT/PT da água ($r = 0,802$) e negativa com o nitrato ($r = -0,850$).

Quanto à Classe Euglenophyceae, sua densidade mostrou correlação positiva com a pluviosidade ($r = 0,642$) e seu biovolume correlacionou-se positivamente com a profundidade do ponto amostral ($r = 0,750$) e negativamente com a razão NT/PT da água ($r = -0,711$).

A densidade e o biovolume da Classe Oedogoniophyceae apresentou correlação positiva, inclusive com o mesmo coeficiente de correlação ($r = 0,761$), com o oxigênio dissolvido e correlação negativa, também com igual coeficiente ($r = -0,806$), com a pluviosidade.

O biovolume da Classe Chlorophyceae apresentou correlação positiva com a pluviosidade ($r = 0,634$) e negativa com o fósforo total ($r = -0,714$). Finalmente, a

Classe Ulothricophyceae apresentou correlação positiva, e com mesmo coeficiente de correlação ($r = 0,655$), com o nitrito e fósforo total.

5.4.2 Regressão linear simples

A análise de regressão linear entre a concentração de nutrientes que caracterizou o grau de trofia das estações 1 e 2 e a biomassa perifítica ao longo do período estudado, mostrou que a disponibilidade de nutriente no meio favorece o incremento de biomassa da comunidade, sendo as correlações positivas. No entanto, observou-se comportamento diferente das correlações entre as estações 1 e 2, mostradas na Figura 33.

A relação do nitrogênio perifítico com o nitrogênio total da água mostrou maior coeficiente de correlação na estação 1. No entanto, a correlação entre fósforo perifítico e fósforo total da água foi maior na estação 2 do que na estação 1.

A razão NT/PT da água apresentou maior relação com a clorofila *a* na estação 2, embora em ambas as estações o coeficiente de correlação tenha sido alto entre essas duas variáveis. Da mesma forma comportou-se a relação com o teor de carbono orgânico, ou seja, levemente maior na estação 2 comparado com a estação 1.

Em geral, observou-se que a variação da biomassa em função da disponibilidade de nutrientes, que diferencia as duas estações quanto ao grau de trofia, foi maior na estação 2.

A análise de regressão entre clorofila *a* e o biovolume e a densidade mostrou que na estação 1 os coeficientes são maiores quando comparados com a estação 2. Comparando as correlações do biovolume com a as da densidade observa-se que o primeiro relaciona-se mais com a clorofila *a* do que a densidade, cujas correlações foram baixas, não significativas (Figura 34).

Tabela 7: Matriz de correlação entre as variáveis abióticas e biológicas do perifiton no rio Santa Maria. São apresentados apenas os coeficientes estatisticamente significativos ($p < 0,1$). O significado das abreviações encontra-se na Tabela 13 (pág. 98).

Variáveis	PLU	TAR	ZEU	PFD	CE	STD	OD	pH	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NT	PT	NT/PT
PS													
MO													0,643
Nperi											0,952		
Pperi					0,659	0,687						0,970	
Cperi													0,643
DEN													
DIV													
EQUI	-0,732	0,762								0,667		0,643	
BIOV											0,667		0,714
RIQ													
Dbac			-0,700	-0,843	-0,833	-0,850						-0,833	
DEug	0,642												
DChl													
DCya			0,733	0,892	0,881	0,898							
DOed	-0,806						0,761						
DUlo										0,655		0,655	
DXan													
DZyg									-0,850				0,802
Bbac									0,690		-0,690		
BEug				0,750									-0,711
BChl	0,634											-0,714	
BCya			0,798	0,819	0,786	0,802							-0,857
BOed	-0,806						0,761						
BUlo													
BXan													
BZyg	0,634							0,786		-0,738			

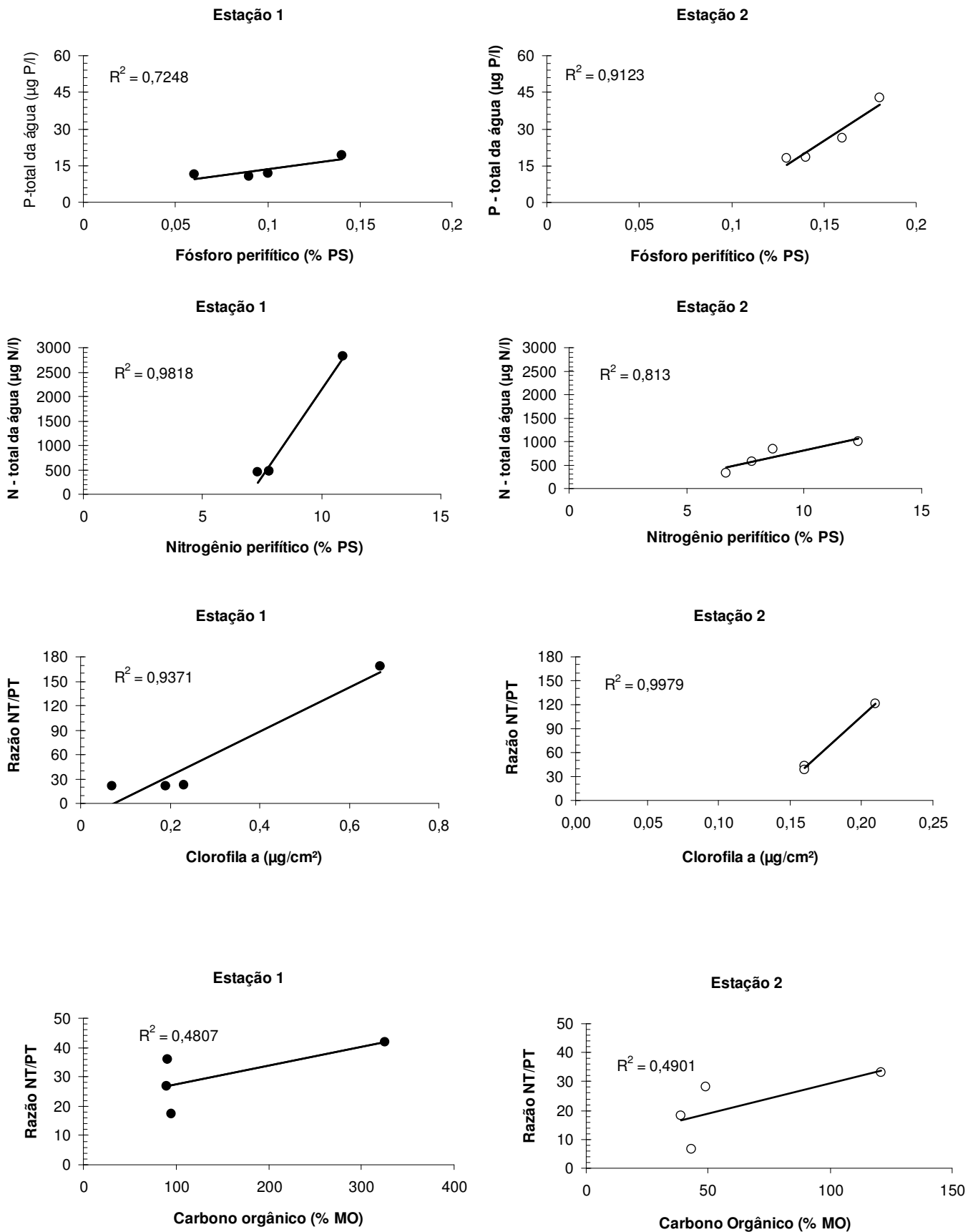


Figura 33: Regressão linear entre nutrientes da água e biomassa perifítica nas estações 1 (círculos cheios) e 2 (círculos vazados).

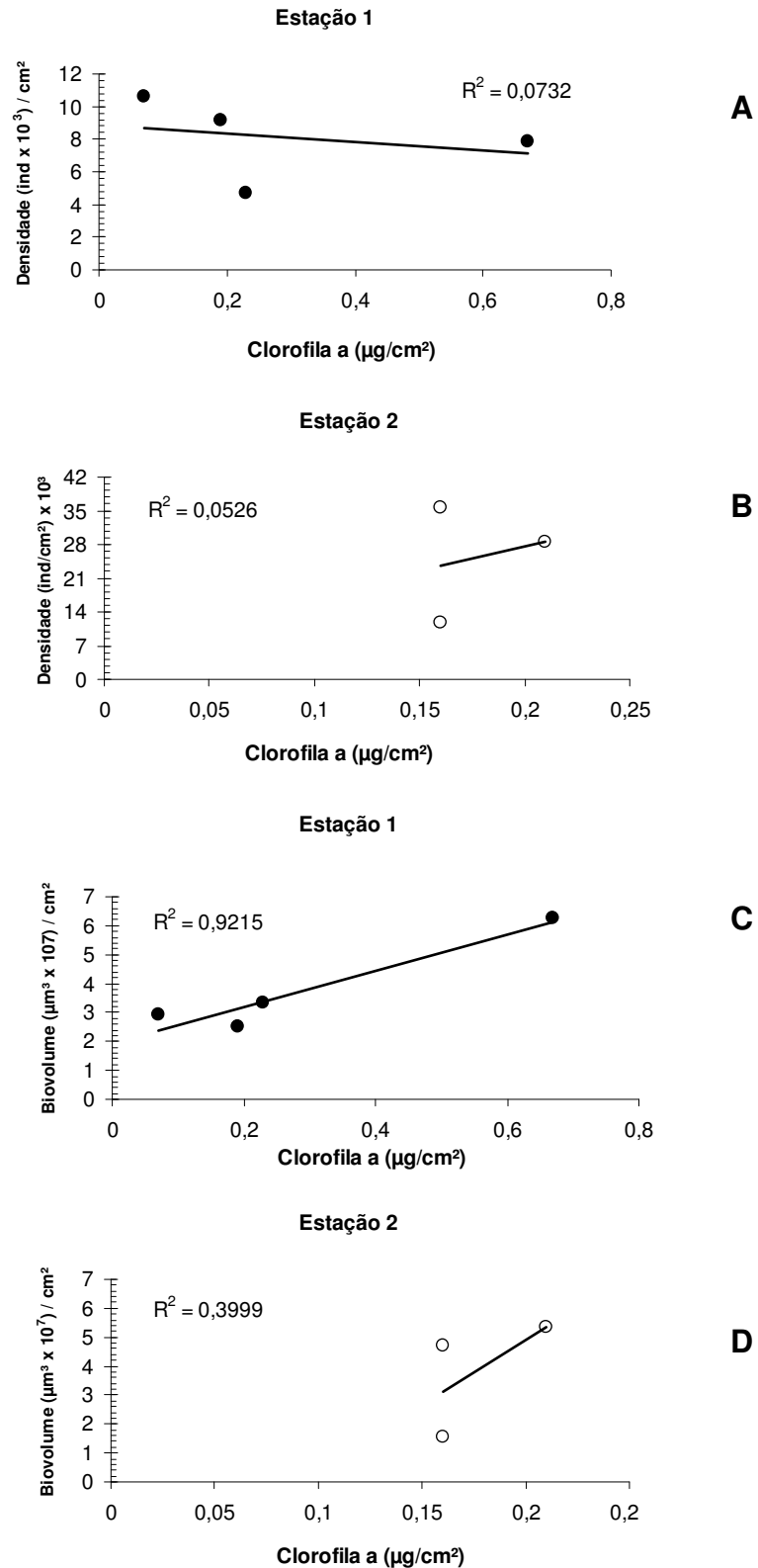


Figura 34: Regressão linear entre densidade e clorofila a (A e B) e entre biovolume e clorofila a (C e D) nas estações 1 (círculos cheios) e 2 (círculos vazados), durante o período estudado.

5.4.3 Análise fatorial em componentes principais (ACP)

Os três fatores obtidos na análise em componentes principais aplicada sobre as 15 variáveis abióticas são, juntos, responsáveis por 71,4% das variações ocorridas no ambiente estudado. O fator 1 explicou 27,6% das variações e esteve associado principalmente à condutividade elétrica, STD e razão NT/PT. O fator 2 explicou 26,7% da variabilidade e associou-se com a temperatura do ar e transparência da água, (Tabela 11 e Figura 35). O fator 3 foi responsável por 17,1% das variações, mostrando-se associado com a temperatura da água e profundidade da coluna d'água (Tabela 11 e Figura 36).

Tabela 11: Correlação das variáveis ambientais com os fatores 1, 2 e 3. O significado das abreviações encontra-se na Tabela 13 (pág. 99).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
PLU	-0,036	0,218	-0,292
TAR	-0,131	-0,844	-0,414
TAG	-0,438	-0,271	-0,809
SEC	0,063	-0,834	0,114
ZEU	-0,401	-0,231	0,699
PFD	-0,594	0,153	0,755
CE	-0,941	0,109	0,023
STD	-0,942	0,099	0,029
OD	0,454	-0,609	0,336
pH	0,181	0,658	-0,499
NO ₃ ⁻	-0,160	-0,671	-0,410
NO ₂ ⁻	-0,426	-0,780	-0,014
NT	0,474	-0,494	0,181
PT	-0,671	-0,359	-0,048
NT/PT	0,718	-0,367	0,137
Eigenvalues	4,138	3,999	2,569
% total da variância	27,6	26,7	17,1
% acumulado da variância	27,6	54,2	71,4

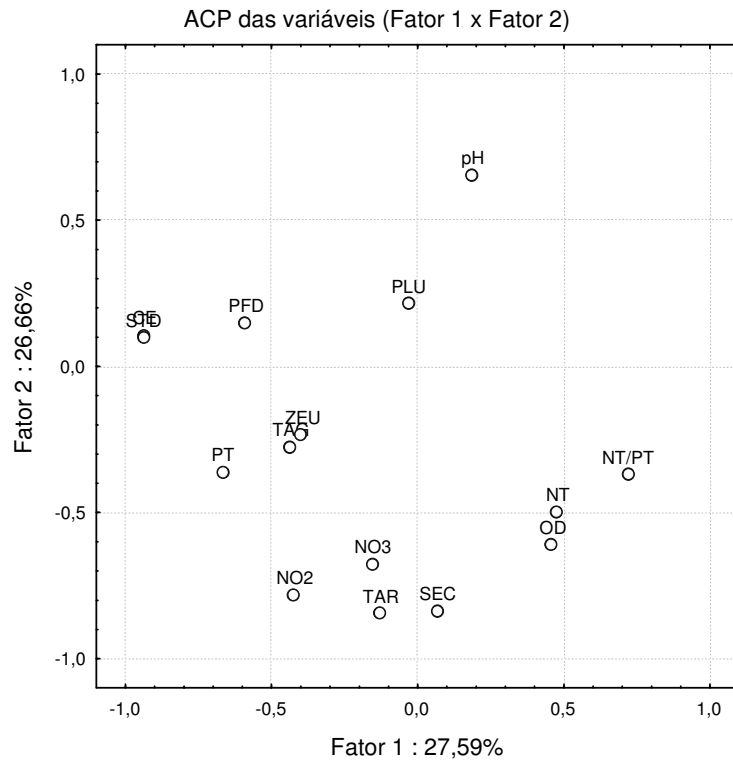


Figura 35: Análise dos componentes principais das variáveis abióticas, em ambas as estações, durante o período estudado (Fator 1 x Fator 2).

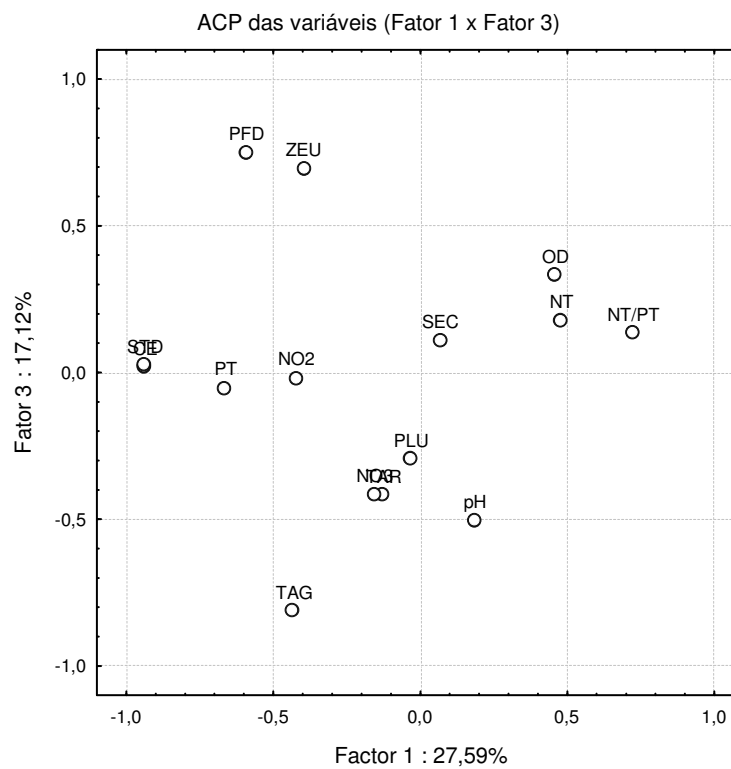


Figura 36: Análise dos componentes principais das variáveis abióticas, em ambas as estações, durante o período estudado (Fator 1 x Fator 3).

Quanto à análise fatorial em componentes principais aplicada sobre as variáveis abióticas e biológicas do perifíton, os três primeiros fatores explicaram 63,9% da variabilidade dos dados (Tabela 12), sendo que o fator 1 foi responsável por 26,14% das variações e associou-se, principalmente, com a condutividade elétrica, STD, nitrogênio total, razão NT/PT, densidades de Cyanophyceae, Oedogoniophyceae e Xanthophyceae e com o biovolume das Classes Cyanophyceae e Xanthophyceae. O segundo fator explicou 24,13% das variações e esteve correlacionado com nitrito, fósforo total, fósforo perifítico, diversidade, equitabilidade e com a densidade da Classe Chlorophyceae (Figura 37). E o terceiro fator foi responsável por 13,63% da variabilidade, associando-se com temperatura da água e profundidade (Figura 38).

Finalmente, a ACP ordenou as estações e amostragens (casos), sendo aplicada tanto para as variáveis abióticas quanto para estas com as variáveis biológicas do perifíton. Desta forma, observa-se que o fator 1 da ACP para os casos separou nitidamente as estações amostrais 1 e 2 e que não foi observado separação entre as amostragens (Figuras 39 e 40).

Tabela 12: Correlação das variáveis ambientais e biológicas do perifíton com os fatores 1, 2, e 3. O significado das abreviações encontra-se na Tabela 13 (pág. 99).

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
PLU	0,098	0,447	0,111
TAR	-0,113	-0,531	0,326
TAG	0,255	-0,223	0,742
SEC	-0,109	-0,482	-0,054
ZEU	0,449	-0,332	-0,625
PFD	0,617	-0,153	-0,765
CE	0,729	-0,260	-0,138
STD	0,727	-0,282	-0,130
OD	-0,400	-0,421	-0,025
pH	0,197	0,674	0,550
NO ₃ ⁻	0,020	-0,339	0,266
NO ₂ ⁻	0,146	-0,948	0,260
NT	-0,825	-0,447	-0,167
PT	0,386	-0,761	0,240
NT/PT	-0,958	-0,173	-0,175
PS	-0,356	-0,103	-0,281
MO	-0,662	0,307	-0,359
Nperi	-0,503	-0,290	0,017
Pperi	0,301	-0,746	-0,219
Cperi	-0,663	0,306	-0,360
DEN	0,106	-0,123	0,625
DIV	-0,330	-0,828	0,352
EQUI	-0,250	-0,766	0,239
BIOV	-0,694	-0,463	0,321
RIQ	-0,234	-0,027	0,233
Dbac	-0,495	0,608	0,425
DEug	0,460	0,432	-0,272
DChl	-0,134	0,743	0,176
DCya	0,720	-0,398	-0,387
DOed	-0,824	-0,424	-0,296
DUlo	0,297	-0,694	0,617
DXan	-0,856	-0,364	-0,270
DZyg	-0,502	0,351	-0,025
Bbac	0,446	-0,332	-0,070
BEug	0,526	-0,095	-0,624
BChl	-0,014	0,120	0,021
BCya	0,739	-0,490	-0,367
BOed	-0,560	-0,677	-0,391
BUlo	0,316	-0,684	0,621
BXan	-0,856	-0,364	-0,270
BZyg	0,165	0,662	0,336
Eigenvalues	10,716	9,895	5,588
% total da variância	26,1	24,1	13,6
% acumulado da variância	26,1	50,3	63,9

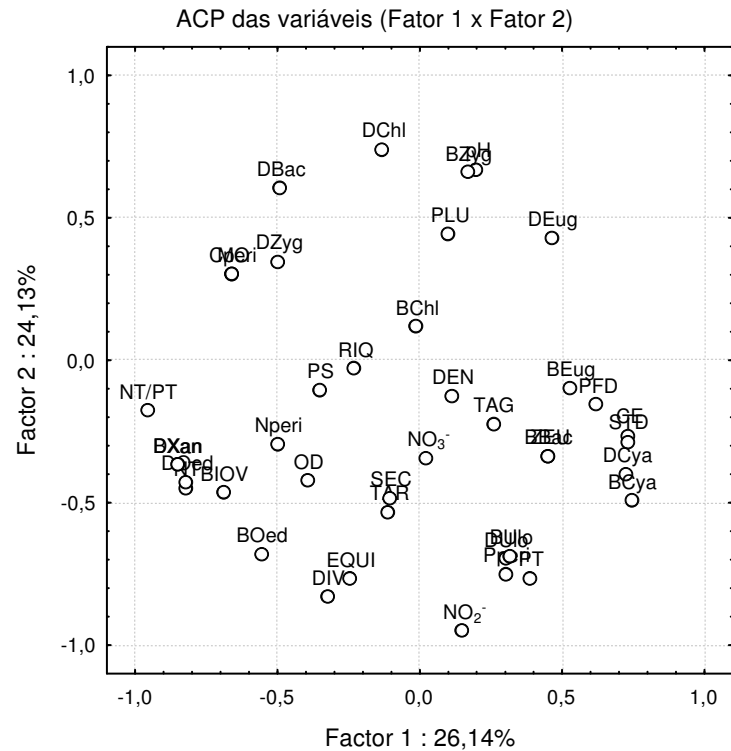


Figura 37: Análise dos componentes principais das variáveis abióticas e biológicas do perifíton, em ambas as estações, durante o período estudado (Fator 1 x Fator 2).

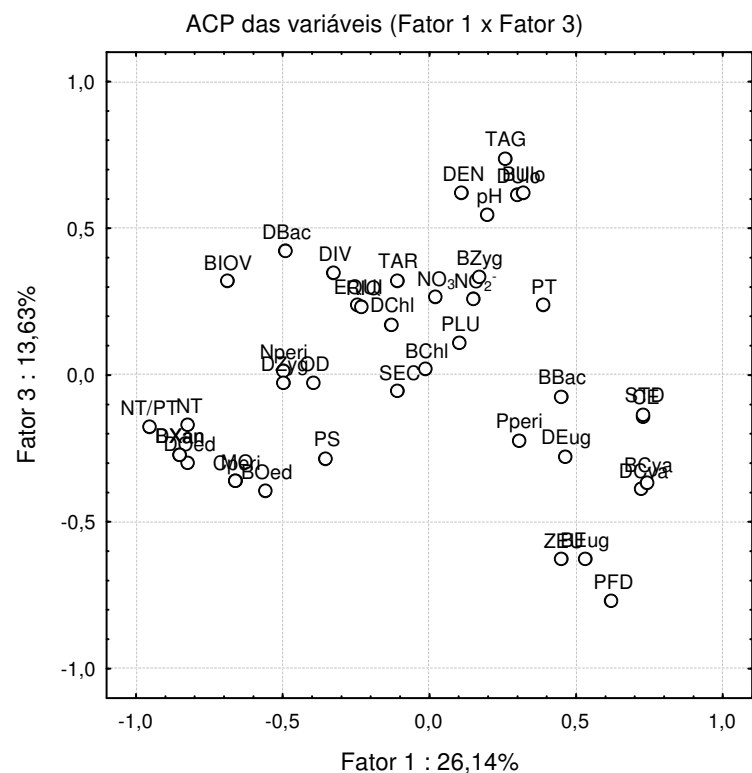


Figura 38: Análise dos componentes principais das variáveis abióticas e biológicas do perifíton, em ambas as estações, durante o período estudado (Fator 1 x Fator 3).

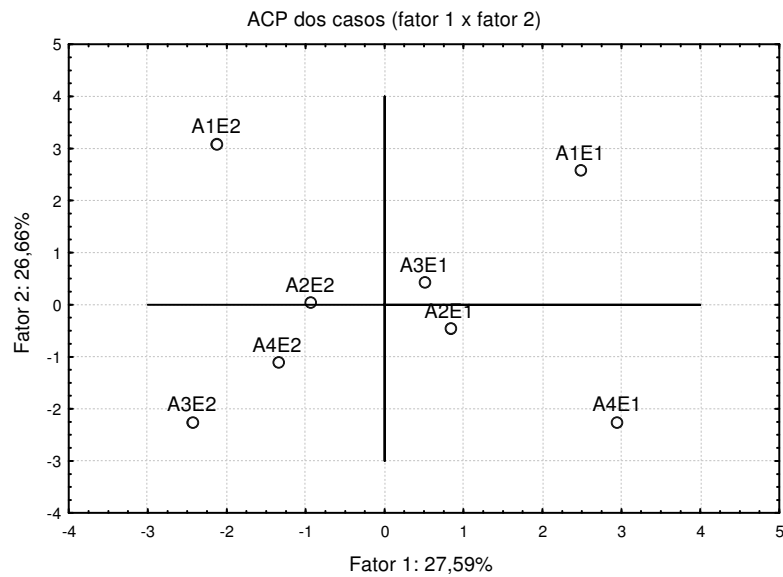


Figura 39: Ordenação das estações (E1 e E2) e amostragens (A1, A2, A3 e A4) pela análise de componentes principais das variáveis abióticas.

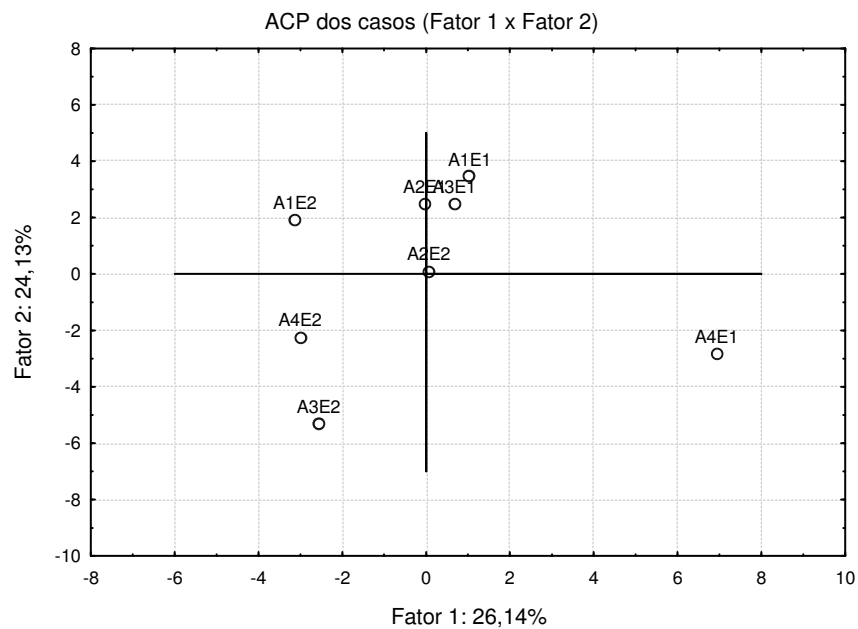


Figura 40: Ordenação das estações (E1 e E2) e amostragens (A1, A2, A3 e A4) pela análise de componentes principais das variáveis abióticas e biológicas do perífíton.

Tabela 13: Significado das abreviações utilizadas nas Tabelas 9,10, 11 e 12

Sigla	Significado
PLU	Pluviosidade
TAR	Temperatura do ar
TAG	Temperatura da água
SEC	Transparência da água
ZEU	Zona Eufótica
PFD	Profundidade da coluna d'água
CE	Condutividade Elétrica
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
OD	% saturação do oxigênio dissolvido
NO3-	Concentração de nitrato
NO2-	Concentração de nitrito
NT	Nitrogênio Total
PT	Fósforo Total
NT/PT	Razão NT/PT
PS	Peso seco
MO	% de matéria Orgânica
Nperi	Nitrogênio Total Perifítico
Pperi	Fósforo Total Perifítico
Cperi	Carbono Orgânico
DEN	Densidade total das algas perifíticas
DIV	Diversidade das algas perifíticas
EQUI	Equitabilidade das algas perifíticas
BIOV	Biovolume total das algas perifíticas
RIQ	Riqueza das algas perifíticas
Dbac	Densidade da Classe Bacillariophyceae
DEug	Densidade da Classe Euglenophyceae
DChl	Densidade da Classe Chlorophyceae
DCya	Densidade da Classe Cyanophyceae
DOed	Densidade da Classe Oedogoniophyceae
DUlo	Densidade da Classe Ulothricophyceae
DXan	Densidade da Classe Xanthophyceae
DZyg	Densidade da Classe Zygnemaphyceae
Bbac	Biovolume da Classe Bacillariophyceae
BEug	Biovolume da Classe Euglenophyceae
BChl	Biovolume da Classe Chlorophyceae
BCya	Biovolume da Classe Cyanophyceae
BOed	Biovolume da Classe Oedogoniophyceae
BUlo	Biovolume da Classe Ulotricophyceae
BXan	Biovolume da Classe Xanthophyceae
BZyg	Biovolume da Classe Zygnemaphyceae

6 DISCUSSÃO

6.1 CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA DO LOCAL DE ESTUDO

Ambientes lóticos são caracterizados, dentre outros fatores, pela variabilidade da nascente até à foz, com modificações físicas que impõem, igualmente, uma organização diferenciada das comunidades bióticas (BRIGANTE et al., 2003). Além disso, as características da bacia hidrográfica exercem grande influência nas condições químicas da água dos rios. Tal influência é resultado de interações entre fatores físicos e bióticos que compõem a paisagem adjacente, caracterizando limnologicamente a água dos rios (MARGALEF, 1983).

Durante o período estudado, duas amostragens foram realizadas no período considerado chuvoso para a região (out./04 e jan./05) e duas no período seco (abr./05 e jul./05). No entanto, os meses que antecederam as amostragens do período seco apresentaram chuvas atípicas, estando a pluviosidade de tais meses acima da média dos últimos dez anos para os mesmos.

A amplitude de variação anual da temperatura da água do trecho estudado do rio Santa Maria foi pequena, porém a média mostrou-se alta, sendo este padrão típico de rios de regiões tropicais, conforme cita Necchi Jr. et al. (1996). Os valores registrados na presente pesquisa corroboram com os valores obtidos por outras realizadas no Brasil em ambiente lóticos, destacando-se as de Thomaz et al. (1992); Rios e Calijuri (1995); Camargo et al. (1995) e Necchi Jr. et al. (op.cit).

Brigante et al. (2003) citam que oscilações nos dados de temperatura são conseqüências tanto do regime climático normal quanto das variações sazonais e diurnas.

A profundidade da coluna d'água foi reduzida, pois as amostragens foram realizadas na margem do rio, principalmente na estação 1, inclusive nos meses mais chuvosos. A correlação entre pluviosidade e a profundidade foi positiva, porém extremamente baixa e não significativa. Como não foram utilizadas réguas para determinação do nível hidrométrico da água, provavelmente as amostragens não tenham sido realizadas exatamente no mesmo local e sim onde foi possível a coleta do perifíton.

A transparência da água foi elevada, principalmente na estação 1 que, visualmente, apresentava águas cristalinas, em que era possível visualizar nitidamente o sedimento. Na estação 2, os valores da profundidade da coluna d'água foram maiores e a transparência mostrou-se reduzida. No entanto, nesta estação, observou-se também que a água apresentava-se turva e com muitas partículas em suspensão, pois a largura do rio era maior e as margens eram mais inclinadas, o que favorecia o carreamento de partículas, durante as chuvas, as quais ficavam retidas no estande de macrófitas, impossibilitando a visualização do sedimento como na estação 1. Além disso, os ventos exerceram forte influência na ressuspensão dos sedimentos, uma vez que a profundidade da coluna d'água era reduzida.

Relação inversa entre transparência da coluna d'água e níveis hidrométricos foi também registrada nos rios Mogi-Guaçu (SP) (MAIER et al., 1978); Uruguai (DI PERSIA E NEIFF, 1986); Paraná (PR) e Ivinheima (MS) (THOMAZ et al., 1992). No ribeirão Canchim (SP) (PRIMAVESI et al., 2000) foi observado relação inversa dos níveis hidrométricos com a turbidez.

Segundo Brigante et al. (2003), devido à natureza geológica de sua bacia de drenagem, as águas da maioria dos rios brasileiros são naturalmente turvas. Esses mesmos autores ainda citam que as fortes chuvas tropicais contribuem para o carreamento de componentes dos solos expostos, erodíveis ou agricultados, como é o caso do rio Santa Maria, lixiviando partículas de argila, silte, fragmentos de rochas e óxidos metálicos do solo para dentro dos ambientes aquáticos.

Quanto à zona eufótica, esta atingiu toda a coluna d'água (exceto na amostragem de out./04 na estação 2) devido à sua reduzida profundidade, com a qual apresentou correlação significativa alta.

Os elevados percentuais de oxigênio dissolvido, sempre próximos, porém nunca acima da saturação registrados na estação 1, se devem, possivelmente à maior velocidade da correnteza observada e fortes rajadas de vento durante a amostragem, contribuindo para difusão deste gás para o meio aquático. Além disso, a elevada transparência em função da reduzida profundidade deve ter estimulado o processo fotossintético, tanto das macrófitas aquáticas e das algas epífitas quanto das algas epipélicas que, visualmente, recobriam praticamente todo o sedimento.

A correlação significativa positiva entre oxigênio dissolvido e transparência da água confirmou essa observação. No entanto, na amostragem de abr./05, o baixo valor do percentual de saturação do oxigênio dissolvido pode estar associado à reduzida velocidade da corrente em relação às demais amostragens.

Na estação 2, os valores percentuais do oxigênio dissolvido foram baixos nas duas primeiras amostragens quando ocorreram influência pluviométrica. Possivelmente, isto contribuiu para redução da transparência da água e disponibilidade luminosa em função das partículas carregadas.

Resultados semelhantes quanto ao oxigênio dissolvido também foram registrados por Thomaz et al. (1992) nos rios Paraná (PR) e Ivinheima (MS).

Nas amostragens de abr./05 e jul./05 os elevados valores do percentual de saturação do oxigênio dissolvido foram devido aos mesmos fatores apontados para estação 1, principalmente às fortes rajadas de vento no momento das medições, que ocasiona maior turbulência e conseqüentemente oxigenação da água.

O pH abaixo da neutralidade durante o período amostral foi, provavelmente devido às características geológicas da bacia, como a liberação de íons das rochas e presença de compostos resultantes da decomposição oriundos do sistema adjacente. Os resultados do pH obtidos no rio Santa Maria assemelham-se aos obtidos no rio Mogi-Guaçu (SP) (BRIGANTE et al., 2003) e no ribeirão do Feijão (SP) (RIOS e CALIJURI, 1995).

Rios tropicais têm como principal característica baixa concentração salina e por isso seus valores de condutividade elétrica são considerados baixos quando comparados com rios de regiões temperadas (BONETTO, 1986 apud THOMAZ, 1992). Isto decorre porque os primeiros são mais influenciados pela precipitação (ALLAN, 1995 apud SILVA et al., 1998). Segundo Esteves (1998) esta variável fornece importantes informações sobre o metabolismo do sistema.

No rio Santa Maria, embora não se tenha registrado correlação significativa entre a pluviosidade e a condutividade elétrica, sua variação pode ser explicada pela entrada das chuvas no ambiente, quando foram registrados os maiores valores de condutividade elétrica. A declividade das margens também pode ter contribuído para

carreamento de partículas para dentro do rio, durante as chuvas. Rios e Calijuri (1995) citam que a litologia e o declive determinam a disponibilidade dos maiores íons em ambientes lóticos. Além disso, deve-se considerar o enriquecimento artificial provocado pelos lançamentos de efluentes no rio, na estação 2.

Os dados de condutividade elétrica do rio Santa Maria foram baixos e semelhantes aos obtidos por Gonçalves (2001) no rio Pardo (ES) e Rios e Calijuri (1995) avaliando estações amostrais com diferentes graus de trofia no ribeirão do Feijão (SP). Além desses, valores próximos foram registrados no córrego da Barra Funda (SP) (NECCHI et al., 1996), no ribeirão do Lobo (SP), rio Itaqueri (SP) e córrego das Perdizes (SP) (CHAMIXAES, 1991).

A correlação significativa positiva da condutividade elétrica com os STD se deve ao fato destes serem determinados indiretamente através da multiplicação do valor da condutividade elétrica por um fator de correção que, segundo Chapman e Kimstach (1992 apud MARCHIORO, 1996), varia de 0,6 a 0,95 dependendo da carga iônica (Na^+ , Cl^- e SO_4^-) da água do ambiente, sendo que no rio Santa Maria o fator de correção foi observado durante todo o período amostral em ambas as estações foi de 0,98.

Como a concentração de sais em ambientes lóticos é baixa, conforme já discutido anteriormente, as substâncias dissolvidas também podem ser de natureza orgânica (KLEEREKOPER, 1944).

A poluição (fonte pontual), como lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, e a ação antrópica na bacia (fonte não pontual) como adubação, desmatamento, práticas agrícolas inadequadas também são fatores que interferem na composição química da água (SILVA et al., 1998), principalmente quanto aos teores de nutrientes, incluindo as formas nitrogenadas e fosfatadas.

O nitrito é uma forma intermediária da amônia e do nitrato e está diretamente ligada à poluição orgânica (BRIGANTE et al., 2003). No rio Santa Maria, os valores de nitrito foram baixos na estação 1 e mais elevados na estação 2, que sofre grande influência agrícola e despejos de excretas animais da avicultura e suinocultura. Os resultados obtidos por Chamixaes (1991) para o Ribeirão do Lobo (SP) e nas

estações amostrais próximas à nascente do rio Mogi-Guaçu (SP) obtidos por Brigante et al. (2003) corroboram os valores registrados nesta pesquisa na estação 1. Já os valores registrados na estação 2 também assemelham-se aos obtidos por estes últimos autores nos trechos do rio estudado que apresentavam influência antrópica.

Em geral, os valores de nitrato foram considerados altos, sendo as prováveis fontes deste nutriente, os adubos naturais (excretas de animais) nitrogenados utilizados intensamente na lavoura do café, morango e hortaliças na região estudada. Essa prática é bastante acentuada na estação 2, onde os morros com as culturas estão à beira do rio, conforme mostra a Figura 41.



Figura 41: Morro com plantação de café no sentido transversal da declividade à montante da estação 2. O topo foi preservado e o morro à direita é uma área recuperada.

Além disso, os despejos industriais, domésticos e provenientes da limpeza dos criadouros de animais (principalmente aves e porcos) contribuem ainda mais para os altos valores na estação 2. Mesmo estando numa área mais preservada, provavelmente, a estação 1 tem influência de regiões à sua montante. No trabalho de Brigante et al. (2003), realizado no rio Mogi-Guaçu (SP), a situação foi semelhante, inclusive na região próxima à nascente. Os valores foram parecidos e aumentavam gradativamente nas estações amostrais localizadas em trechos com

diferentes tipos de impacto. No trabalho de Rios e Calijuri (1995) no ribeirão do Feijão (SP), o padrão observado foi o mesmo, porém os valores próximos à nascente foram menores.

Quanto ao nitrogênio total, as concentrações foram praticamente constantes ao longo do período estudado na estação 1, exceto na última amostragem, pois uma área muito próxima ao local havia sido desmatada para implantação de práticas agrícolas, sendo que o solo já havia sido tratado com adubo orgânico. Em dias anteriores à amostragem foram registradas chuvas (Figura 4) que, provavelmente, foram responsáveis pelo carreamento de nutrientes para água, principalmente nitrogenados, em função da natureza orgânica do fertilizante, elevando os valores, sendo o mesmo verificado para o nitrito já discutido anteriormente.

Na estação 2, os valores foram em geral mais elevados que a estação 1. O menor registro na última amostragem pode estar associado à redução do lançamento dos efluentes (fontes pontuais), sendo o valor obtido ($324 \mu\text{g/l}$) atribuído exclusivamente às entradas a partir de fontes difusas.

As concentrações de nitrogênio total obtidas no rio Santa Maria, foram semelhantes às registradas no ribeirão do Feijão (RIOS e CALIJURI, 1995), no rio Pardo (SP) (SILVA et al. 1998) e no Mogi-Guaçu (BRIGANTE et al. 2003).

O fósforo é o principal nutriente limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001; BRIGANTE et al. 2003). Todo fósforo inorgânico presente em águas naturais encontra-se na forma de fosfato e a principal fonte natural para o ambiente aquático é a rocha. Outras importantes fontes são os materiais particulados da atmosfera e a decomposição de matéria orgânica alóctone, além das fontes artificiais pontuais, como os esgotos e as difusas, como o escoamento superficial agrícola, que carrega compostos químicos a partir dos fertilizantes (POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003; BRIGANTE et al.; 2003).

O fosfato inorgânico presente na forma de PO_4^{3-} é a principal forma de fósforo assimilável pelo produtores aquáticos, sendo esta a única forma estável em solução aquosa (CHAMEIDES e PERDUE, 1997 apud FERREIRA et al., 2005).

No rio Santa Maria, o ortofosfato (PO_4^{3-}) não foi detectável em praticamente todas as amostragens e isso possivelmente está relacionado ao fato de que este nutriente estivesse incorporado à biomassa das algas. Na amostragem de abr./05 registrou-se o único valor acima do limite de detecção (3,4 $\mu\text{g/l}$), provavelmente em decorrência do aporte alóctone de origem antrópica, comum nesta estação.

Devido à alta temperatura das regiões tropicais, o ortofosfato é rapidamente assimilado e incorporado à biomassa (ESTEVES, 1998), principalmente das algas perifíticas, sendo a elevada taxa de reciclagem apontada como um dos fatores que contribui para impossibilidade de sua detecção.

Em alguns trabalhos desenvolvidos em ambiente lóticos no Brasil a ocorrência de valores tão reduzidos de ortofosfato foi praticamente inexistente, sendo que o valor mais próximo foi registrado por Rios e Calijuri (1995) numa estação amostral do ribeirão do Feijão (SP) (3,63 $\mu\text{g/l}$).

Deve-se considerar também que na região litorânea é relevante o papel que as macrófitas aquáticas enraizadas e o perifíton desempenham na ciclagem desse elemento (WETZEL, 1990; RODRIGUES et al., 2003).

Quanto ao fósforo total, os maiores valores também foram registrados na estação 2 e, possivelmente, estes elevados resultados, comparados com a estação 1, seja em função do lançamento dos efluentes, principalmente os domésticos. Além disso, como discutem Brigante et al. (2003), esses dados reforçam as considerações anteriores sobre os efeitos da agricultura e da ausência de práticas de proteção e conservação do solo nas áreas adjacentes ao rio Santa Maria, principalmente na estação 2, em que essas atividades são intensas.

No entanto, mesmo com diferenças entre as estações, ambos os resultados foram considerados baixos. Segundo Wetzel (1983) e Ho (1979), a reduzida concentração de fósforo na água indica que na região litorânea do rio Santa Maria a taxa de assimilação e reciclagem deste elemento é alta.

Valores semelhantes aos registrados no rio Santa Maria também foram obtidos por Thomaz et al. (1992), Rios e Calijuri (1995) e por Brigante et al. (2003).

A razão atômica do nitrogênio e fósforo totais (NT/PT) da água apresentou menores valores na estação 2. Mesmo assim, os valores registrados em ambas as estações amostrais encontravam-se fora da faixa considerada ideal de suprimento desses nutrientes para as algas (10:1 a 20:1), conforme Ho (1979) e Reynolds (1984, apud RODRIGUES, 1998). Isso indica que o fósforo pode ser apontado como fator limitante para o desenvolvimento desses organismos, principalmente na estação 1.

Segundo Moura (1997), a razão das frações totais de nitrogênio e fósforo vem sendo considerada relevante para avaliar a disponibilidade desses elementos no meio.

Rodrigues (1998) registrou no ressaco do Pau Véio (PR) valores da razão atômica NT/PT que variaram em média de 26 a 87 em períodos de águas altas e baixas, respectivamente.

A análise fatorial em componentes principais mostrou que, quanto ao grau de trofia, as estações 1 e 2 são distintas, pois condutividade elétrica, STD, fósforo total e razão NT/PT foram as variáveis que contribuíram com o maior percentual de variabilidade do sistema, sendo o fósforo a variável que distingue, em termos de trofia, as duas estações.

Como não foi objetivo da presente pesquisa, não é possível avaliar exatamente o estado trófico das estações amostrais. Porém, comparando os resultados obtidos com os registrados em alguns trabalhos que caracterizaram o estado trófico dos ambientes estudados, pode-se inferir que a estação 1 apresenta tendência à menor trofia e a estação 2 à maior trofia.

6.2 FATORES ABIÓTICOS CONTROLADORES DA BIOMASSA PERIFÍTICA

O processo de desenvolvimento da comunidade perifítica requer recursos locais e disponibilidade de espécies, enquanto que sua dinâmica é controlada pelo desempenho diferencial destas no ambiente (MOURA, 1997).

Segundo essa mesma autora, os recursos (luz, nutrientes, espaço, dentre outros) acessíveis a uma comunidade geram um efeito sobre as espécies e, conforme suas disponibilidades direcionam o desempenho diferencial destas como, por exemplo, a ecofisiologia, o histórico de vida, o “stress”, a alelopatia, a competição e a predação.

Com relação à biomassa perifítica no rio Santa Maria, o peso seco não apresentou correlação significativa com nenhuma variável abiótica, o que se deve, provavelmente, à grande fração inorgânica, constituída basicamente por detritos, que compõe a comunidade.

Schwarzbold (1992) cita que em ambientes que sofrem alagamentos, como a região litorânea do rio Santa Maria, os detritos têm relevante contribuição na massa total da comunidade. Por isso, as pesquisas com a comunidade perifítica consideram também o peso seco sem cinzas e o conteúdo de cinzas. O primeiro expressa a massa orgânica formada exclusivamente pelos organismos e detritos orgânicos. As cinzas são representadas pelos minerais constituintes do protoplasma dos organismos perifíticos e os detritos inorgânicos, basicamente argilo-minerais, sendo estes últimos os maiores contribuintes da massa total da comunidade.

Os valores do peso seco no rio Santa Maria assemelharam-se aos registrados por Schwarzbold (op. cit.), em sua pesquisa numa lagoa marginal, com macrófitas em avançado estágio de desenvolvimento foliar.

É freqüente o elevado percentual de cinzas na comunidade perifítica, independente do tipo de substrato colonizado, em ambientes sujeitos às entradas de material alóctone, seja por chuvas constantes, inundações de rios (FERNANDES, 1997) ou por ressuspensão do sedimento através da ação de ventos.

Segundo Sládecek e Sládecková (1963), baseado em dados de regiões temperadas, as cinzas contribuem com cerca de 20% no peso seco. No entanto, os resultados obtidos nesta pesquisa, com relação ao elevado percentual de cinzas que o perifíton pode apresentar, reforçam as demais pesquisas realizadas em regiões tropicais e subtropicais do Brasil com esta comunidade, evidenciando que as características climatológicas controlam distintamente o perifíton.

A matéria orgânica (PSSC) da comunidade perifítica é influenciada, dentre outros fatores, pelos nutrientes. A literatura cita que a qualidade, quantidade, e distribuição espacial e temporal da comunidade perifítica é determinada pela abundância dos principais nutrientes limitantes – nitrogênio e fósforo - ao seu desenvolvimento (BURKHOLDER e CUKER, 1991; HUSZAR et al., 2005).

O peso seco sem cinzas do perifíton do rio Santa Maria apresentou correlação significativa com a razão atômica NT/PT da água, mostrando que, possivelmente, a disponibilidade de nutrientes no meio favoreceu o incremento da biomassa perifítica neste ambiente. No entanto, o coeficiente da regressão linear não foi expressivo. Isso pode estar relacionado, provavelmente, com a secagem do material através do calor, resultando em considerável perda de constituintes orgânicos voláteis, como cita Wetzel e Likens (2000), mesmo sendo esta uma fração muito reduzida. Assim, é recomendável a utilização de liofilizador para evitar quaisquer perdas de matéria orgânica da comunidade (WETZEL, 2001).

Os valores de PSSC registrados nesta pesquisa assemelham-se com dados obtidos por Schwarzbald (1992) na lagoa do Infernã (SP) e Fernandes (1997) na lagoa Imboacica (RJ).

A variação da concentração de clorofila *a* no rio Santa Maria não acompanhou a variação do PSSC, uma vez que parte da matéria orgânica pertence ao componente autotrófico da comunidade. Isso pode ser atribuído à participação de heterótrofos na comunidade, como também registrado por Moura (1997) em estudo realizado no lago da Ninféas (SP).

A biomassa fotossintética perifítica foi extremamente baixa durante todo o período estudado. No entanto, a análise de regressão linear revelou elevado coeficiente de correlação entre a clorofila *a* e a razão atômica NT/PT da água, mostrando que o conteúdo de clorofila *a* das algas aumenta com a oferta de nutrientes.

Mesmo com disponibilidade de nutrientes, os reduzidos valores de clorofila *a* provavelmente estão associados a fatores físicos como turbulência e velocidade da correnteza que pode provocar exportação das formas frouxamente aderidas ou remoção dos substratos, afetando o acúmulo de biomassa (CHAMIXAES, 1991).

As chuvas podem ter coberto totalmente os substratos mais colonizados, ficando disponíveis apenas aqueles pouco colonizados (estágio inicial de uma sucessão). Além disso, o aporte de material inorgânico da região adjacente pode ter efeito abrasivo sobre a comunidade (CHAMIXAES, op. cit.; FERNANDES, 1997 e OLIVEIRA e RODRIGUES, 2002).

Segundo Rodrigues et al. (2005) a sedimentação após a ressuspensão, tanto por chuvas quanto por ventos, com conseqüente acúmulo de matéria particulada sobre o perifíton, provoca diminuição das trocas de substâncias com água, além de promover o sombreamento e conseqüentemente a redução, não só da biomassa fotossintética, como também da riqueza e densidade.

Engle e Melack (1990), estudando a comunidade perifítica num lago da Amazônia observaram que a deposição de silte nas raízes impedia o desenvolvimento da comunidade.

Os efeitos perturbatórios sobre o perifíton, como os fatores físicos que afetam a concentração de clorofila citados acima, são variados e dependentes da magnitude e duração do evento, mas também de fatores relacionados às propriedades da comunidade como sua fisionomia, idade e populações dominantes (PETERSON, 1996 apud RODRIGUES, 1998).

No rio Santa Maria, provavelmente a idade da comunidade foi de grande relevância, sendo a entrada das chuvas um efeito perturbatório. No entanto, mesmo com a disponibilidade de nutrientes, o que se verificou foram concentrações mais elevadas de feofitina praticamente em todas as amostragens na estação 1 e em todas na estação 2. Como os intervalos amostrais foram grandes para uma comunidade composta por indivíduos de curto ciclo de vida, é provável que se tenha amostrado uma comunidade em estado fisiológico de senescência.

Segundo Peterson (1996 apud RODRIGUES, 1998), o aumento da biomassa após um evento perturbatório parece estar associado à melhoria das condições limitantes de crescimento (como regime de luz e nutrientes) com o avanço da organização estrutural da comunidade, de forma que as perturbações de baixa a moderada intensidade podem retardar o processo de senescência da comunidade.

Porém, isso se verifica claramente em pesquisas com intervalos amostrais menores em que se objetiva verificar o processo sucessional da comunidade, seja em substratos naturais ou artificiais, como as de Schwarzbald (1992), Moschini-Carlos (1996), Fernandes (1993 e 1997) e Rodrigues (1998), dentre outras.

Rodrigues (1998) observou incremento nos teores de clorofila durante o período de cheia na planície de inundação do alto rio Paraná, comparado com o período de seca, relacionando este fato com as melhores condições de nutrientes no primeiro período.

Baixas concentrações de clorofila *a* e feofitina na comunidade perifítica, semelhantes às encontradas no rio Santa Maria, foram registrados por Chamixaes (1991) em ambientes lóticos e por Fernandes (1997) num sistema lêntico no início da sucessão perifítica em substrato natural.

O biovolume total da comunidade, assim como a clorofila *a*, apresentou correlação significativa positiva com a razão atômica NT/PT da água, evidenciando que a disponibilidade nutricional direcionou a variação da biomassa perifítica ao longo do período estudado no rio Santa Maria. Além disso, a regressão linear entre biovolume e clorofila *a* apresentou alto coeficiente de correlação na estação 1, cuja maior contribuição em termos de biovolume foi da Classe Zygnemaphyceae. Na estação 2, o coeficiente de correlação foi menor, devido ao aumento gradativo da contribuição das diatomáceas no biovolume total da comunidade, pois estas apresentam reduzido protoplasma, sendo atribuído às frústulas e ao grande vacúolo citoplasmático a maior parte do volume celular (STRATHMANN, 1967, apud MOSCHINI-CARLOS, 1996).

Os valores do biovolume das algas perifíticas, obtidos em ambas as estações amostrais, do rio Santa Maria se aproximaram dos registrados por Chamixaes (1991) estudando a comunidade em ambientes lóticos, porém foram bem inferiores aos registrados por Rodrigues (1998) em ambientes semilóticos e lóticos.

A primeira autora também verificou correlação significativa com ortofosfato e com o nitrogênio amoniacal, ou seja, com os nutrientes preferencialmente assimilados

pelas algas, mostrando que em seu estudo, os nutrientes também foram relevantes na variação da biomassa perifítica, estimada através do biovolume.

Quanto à densidade total, esta não apresentou nenhuma relação com as variáveis ambientais e a regressão linear mostrou baixo coeficiente de correlação com a clorofila *a*, em ambas as estações amostrais.

Segundo Suzuki (1991), uma elevada densidade de espécies com tamanho reduzido não promove elevações nos valores de clorofila *a*, da mesma forma que, espécies que possuem o protoplasma constituído por estruturas que ocupem maior espaço do que o cloroplasto, apresentando pequena relação superfície/volume.

Além disso, elevadas concentrações de clorofila *a* em células grandes de indivíduos filamentosos, demonstram que, mesmo que estes organismos não predominem na amostra, as concentrações deste pigmento podem ser altas (FERNANDES, 1997). Tal fato pôde ser observado claramente na amostragem de jul./05 na estação 1, o que se refletiu também na relevante contribuição da Classe Oedogoniophyceae no biovolume total, reforçando a relação entre clorofila e biovolume.

Chamixaes (1991) registrou baixa densidade quando a concentração de clorofila *a* foi maior, concluindo que essas duas variáveis eram inversamente proporcionais, sendo este resultado semelhante ao observado, de modo geral, nesta pesquisa.

A composição química do perifíton fornece uma medida bastante sensível sobre a disponibilidade de nutrientes. Estes têm papel fundamental no controle da composição e biomassa dos produtores primários aquáticos, dentre os quais se destacam as algas perifíticas (HUSZAR et al., 2005).

Segundo Fernandes (1997), o grau de trofia do ambiente parece ser determinante destes processos biológicos tal como o é na estrutura da comunidade perifítica.

No entanto, Huszar et al. (op. cit.) citam que as razões ótimas de nutrientes para o crescimento são espécie-específica e podem determinar a exclusão ou co-existência de espécies potencialmente competidoras. Segundo esses autores, as espécies possuem habilidades diferentes de aquisição nutricional do meio e a razão, isto é, a

disponibilidade de um nutriente em relação a outro, será importante para definir qual espécie terá maior possibilidade de excluir a outra ou, apenas, tornar-se dominante.

No rio Santa Maria, foram observados altos valores de correlação entre os nutrientes (N e P totais) da água e a composição química do perifíton (N e P totais). As regressões também mostraram satisfatórias correlações, evidenciando uma relação direta entre o distinto grau de trofia das estações amostrais e composição química do perifíton durante o período estudado, com também observado por Fernandes (1997). Já Moschini-Carlos (1996) não verificou nenhuma relação entre os nutrientes da água e da comunidade.

Em ambas as estações amostrais do presente estudo, o fósforo ficou abaixo do percentual de limitação e o nitrogênio acima, indicando que neste ambiente o nutriente limitante primário é o fósforo, mesmo que na estação 2 considere-se o enriquecimento artificial.

Segundo Huszar et al. (op. cit.) razões atômicas marcadamente acima de 20 evidenciam que o fósforo é o principal nutriente limitante ao crescimento da comunidade perifítica, independente do estado trófico do sistema.

No estudo de Fernandes (1993) na lagoa Jacarepaguá (RJ), observa-se que o nitrogênio foi o nutriente limitante (razão atômica NT/PT = 8,1), pois esteve abaixo do percentual de limitação durante todo o período estudado. Em 1997, na lagoa Imboacica (RJ), esta mesma autora apontou o fósforo como nutriente limitante, mesmo o nitrogênio estando abaixo do percentual de limitação, porém a razão atômica NT/PT teve média anual igual a 34. No trabalho de Huszar et al. (op.cit.) foi realizada uma revisão, quanto à questão dos nutrientes limitantes ao crescimento do perifíton em reservatórios, observando-se que em todos os ambientes avaliados tanto o fósforo quanto o nitrogênio estiveram abaixo do percentual de limitação, mas mostraram elevadas razões NT/PT perifítica, indicando também ser o fósforo o nutriente limitante primário.

A Tabela 14 mostra uma comparação entre a composição química do perifíton em substrato natural da presente pesquisa com outras realizadas em ambientes com diferentes dinâmicas.

Tabela 14: Amplitude de variação e teores médios, entre parênteses, de carbono, nitrogênio e fósforo do perifíton da presente pesquisa comparada com outras desenvolvidas no Brasil em diferentes ambientes.

Referência	Ambiente	Substrato natural	Carbono	Nitrogênio	Fósforo
Fernandes, 1993	Lagoa Jacarepaguá (RJ)	<i>Typha domingensis</i>	18,5-46,4 (37,71)	2,3-5,8 (4,0)	0,3-1,7 (1,09)
Moschini-Carlos, 1996	Represa de Jurumirim (SP)	<i>Echinochloa polystachya</i>	12,8-46,2 (32,74)	0,5-3,2 (1,54)	0,03-0,4 (0,16)
Fernandes, 1997	Lagoa Imboacica (RJ)	<i>Typha domingensis</i>	11,8-44,1 (29,3)	0,2-6,5 (2,4)	0,001-0,193 (0,05)
esta pesquisa	Rio Santa Maria (ES)	<i>Brachiaria mutica</i>	6,7-41,9 (26,05)	6,7-12,3 (8,67)	0,06-0,18 (0,13)

Cabe ainda ressaltar que, como a presente pesquisa foi desenvolvida utilizando, como substrato natural, uma macrófita aquática, é relevante considerar que esta possui uma intrínseca relação com o perifíton que a epífita, pois muitos trabalhos mostram que a disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento do perifíton não é oriundo somente da água circundante, como também da excreção destes como resultado do metabolismo da macrófita, sendo o perifíton amplamente beneficiado em termos nutricionais (CARIGNAN e KALFF, 1982; WETZEL 1990; RODRIGUES et al., 2003). Estas últimas autoras citam que a fisiologia e o crescimento da microbiota aderida estão intimamente acoplados à dinâmica física e fisiológica do substrato vivo sobre o qual se desenvolve.

6.3 ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE ALGAS PERIFÍTICAS

A estrutura da comunidade de algas perifíticas é representada pela composição de organismos e pela sua arquitetura, sendo a primeira relativa ao conjunto de organismos e detritos orgânicos e inorgânicos presentes e a segunda relacionada à organização espacial destes componentes na bioderme perifítica (MOSCHINI-CARLOS, 1999).

As algas perifíticas respondem a uma combinação de fatores abióticos, atuando como verdadeiros sensores de mudanças na qualidade da água e na hidrodinâmica do sistema (MOSCHINI-CARLOS, 1996), claramente evidenciada pela análise das

correlações entre as variáveis ambientais e biológicas do perifíton (FELISBERTO e RODRIGUES, 2005).

No rio Santa Maria, a Classe Bacillariophyceae apresentou relevante contribuição na estrutura da comunidade perifítica, durante o período estudado, em ambas as estações amostrais, predominando as formas penadas, como registrado em várias pesquisas (CHAMIXAES, 1991; SCHWARZBOLD, 1992; MOSCHINI-CARLOS, 1996; MOURA 1997; FERNANDES, 1997 e RODRIGUES, 1998).

Entre os gêneros mais abundantes na comunidade, destacaram-se: *Navicula*, *Nitzschia*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Synedra* e *Eunotia*.

Os dois primeiros são diatomáceas móveis, pois não produzem pedúnculos de mucilagem. Foram bastante comuns no perifíton e são mais suscetíveis à remoção na coluna d'água. No entanto, observaram-se com frequência, algas destes gêneros com gotículas de óleo excretadas circundante à valva, o que representa uma estratégia adaptativa para evitar o afundamento, uma vez que suas frústulas silicosas possuem grande densidade.

As diatomáceas penadas possuem melhor adaptação morfológica para adesão ao substrato, pois algumas espécies fixam-se em superfícies inacessíveis aos seus competidores de maior tamanho (HO, 1979) ou deslizam ao redor do substrato por meio de excreção de mucilagem polissacarídica, deslocando-se de áreas com pouca disponibilidade de nutrientes e luz para outras em que a oferta é maior, evitando também serem cobertas pela deposição de sedimento (FELISBERTO e RODRIGUES, 2005) proveniente de ressuspensão e velocidade de corrente.

Ainda há aquelas que possuem importantes estruturas de adaptação, como pedúnculos gelatinosos e formação de rosetas, que secretam mucilagem para permitir uma melhor aderência ao substrato (HOAGLAND, 1982 apud MOSCHINI-CARLOS, 1996), como é o caso de, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Synedra* e *Eunotia*. Essa estratégia permite tais algas alcançarem a interface bioderme-água na matriz perifítica, onde a disponibilidade nutricional e luminosa é satisfatória, o que provavelmente explica a correlação negativa da densidade desta Classe com a zona eufótica e profundidade na presente pesquisa.

Correlação negativa também foi registrada com a concentração de fósforo e nitrogênio totais, condutividade elétrica e STD. Segundo Sommer (1988) e Vercellino (2004, apud FELISBERTO e RODRIGUES, 2005) as diatomáceas são excelentes competidoras por nutrientes, principalmente por fósforo, cujo suprimento é menor comparado com os demais grupos de algas.

No entanto, resultado semelhante ao obtido nesta pesquisa foi registrado por Chamixaes (1991), em que a autora discute que nos períodos de maior fluxo de água os nutrientes são freqüentemente renovados favorecendo a dominância da Classe Chlorophyceae e que onde há menor vazão e, conseqüentemente, menor fluxo de renovação dos nutrientes, a comunidade esteve dominada por diatomáceas e cianobactérias, o que de fato ocorreu no presente estudo com relação às densidades destas Classes.

A correlação significativa positiva observada entre o biovolume da Classe Bacillariophyceae e a concentração de nitrato pode ser explicada pelo fato destes organismos crescerem melhor, produzindo mais clorofila *a* e proteínas, quando o nitrogênio se encontra sob a forma de nitrato, pois as algas apresentam capacidade de utilização de nitrogênio sob a forma de nitrato e amônio (HUSZAR et al. 2005).

Com relação à Classe Cyanophyceae estas apresentam características ecológicas e fisiológicas únicas e variadas que explicam o sucesso reprodutivo de seus representantes, tais como: tolerância a grandes variações de temperatura; capacidade de armazenamento de fósforo na forma de grãos de polifosfato e metabólitos dentro de seu citoplasma, principalmente sob condições de grande disponibilidade; capacidade de mobilização (a maioria das espécies) de fosfatos orgânicos de seu ambiente através da atividade da fosfatase ligada à superfície da célula, o que confere grande vantagem competitiva em condições limitantes por fósforo e são capazes de fixar de nitrogênio (WHITTON, 1992).

Os organismos desta classe ainda otimizam sua posição, a fim de encontrar nichos favoráveis à sua sobrevivência e crescimento, utilizando diferentes estímulos ambientais como luz e gravidade (FELISBERTO e RODRIGUES, 2005). A ficobilina, associada à clorofila *a*, permite que as cianobactérias absorvam energia luminosa eficientemente e vivam em ambientes com pouca luz (CHORUS e BARTRAM, 1999).

apud FELISBERTO e RODRIGUES op. cit.). No entanto, luz no rio Santa Maria não se constituiu fator limitante em função da reduzida profundidade dos pontos amostrais e extensa zona eufótica, variáveis estas com as quais as algas deste grupo mostraram-se positiva e significativamente correlacionadas, tanto em densidade quanto em biovolume.

Quanto ao requerimento nutricional dessas algas, as correlações do biovolume e da densidade com condutividade elétrica e STD indicam que estas algas podem se encontrar limitadas por fósforo no rio Santa Maria. Mesmo que a correlação positiva com o fósforo não tenha sido significativa, a correlação significativa negativa do biovolume da classe com a razão NT/PT da água, infere sobre isto. Além disso, foi comum a presença de indivíduos, principalmente filamentosos, portadores de grânulos de polifosfato. Com relação ao nitrogênio, este possivelmente não foi fator limitante, pois não foram registrados organismos heterocitados na comunidade, em ambas as estações.

Em geral, os indivíduos que compuseram esta Classe apresentavam tipo morfológico filamentoso que, segundo Van Dam et al. (2002 apud FELISBERTO e RODRIGUES op. cit.), possuem como estratégia para garantir ótimas condições de nutrientes e luz a capacidade de movimentação ao redor do substrato, usando fibrilas contráteis de suas paredes celulares.

Quanto às clorófitas, observou-se relevante contribuição da Classe Oedogoniophyceae na densidade e biovolume totais da estação 1 na amostragem de jul./05 e da Classe Ulothricophyceae na estação 2 em abr./05. Segundo Fernandes (1997), esta ocorrência e predominância podem estar relacionadas às elevadas temperaturas e à maior disponibilidade de nutrientes, principalmente os nitrogenados.

Em jul./05, verificou-se, na estação 1, elevados valores de nitrogênio total da água, possivelmente proveniente do escoamento superficial de terrenos desmatados e tratados com adubação orgânica (excretas de animais) bem próximos à esta estação. Quanto à Classe Ulothricophyceae, sua densidade apresentou correlação positiva com a concentração de nitrito e fósforo total e foi mais elevada em abr./05, quando se registrou o maior valor da temperatura da água na estação 2.

Moschini-Carlos (1996) e Fernandes (1997) avaliando a comunidade perifítica em substrato natural (*Echinochloa polystachya* e *Typha domingensis*, respectivamente) verificaram grande participação de clorófitas filamentosas representadas, principalmente por espécies dos gêneros *Oedogonium*, *Uronema*, *Ulothrix*, *Stigeoclonium* e *Bulbochaete*, sendo todos estes também registrados no rio Santa Maria, e atribuíram esta representatividade à natureza morfológica do substrato que favorece a adesão destas algas.

Chamixaes (1991) verificou que, quando a bioderme se torna mais densa, as espécies de talo mais longo tornam-se mais abundantes, devido às facilidades para se obter luz e nutrientes.

De acordo com Fernandes (1997), algas verdes filamentosas são boas competidoras por luz e espaço. O primeiro fator provavelmente não foi limitante, pois as amostragens foram realizadas na subsuperfície da coluna d'água, onde a transparência e zona eufótica foram elevadas e a profundidade baixa, o que pode estar associado à correlação significativa positiva do biovolume e densidade da Classe Oedogoniophyceae com a concentração de oxigênio dissolvido, pois é possível que a disponibilidade de luz tenha estimulado o processo fotossintético destas algas. Com relação ao espaço, as algas verdes filamentosas possivelmente foram bem sucedidas na competição por este recurso, pois apresentam eficientes estruturas de fixação (discos basais), como estratégia para evitar a exportação, seja por herbivoria ou desaderência (FERNANDES, 1997). Segundo Marks e Lowe (1989) algas azuis são favorecidas por elevadas concentrações de nutrientes, mas incapazes de competir por luz e espaço quando as algas verdes começam a predominar, justificando a redução da densidade e biovolume das cianobactérias em detrimento das clorófitas filamentosas.

As desmídias foram bastante representativas, qualitativamente, na comunidade perifítica do rio Santa Maria. Estiveram presentes em baixas densidades, porém alcançaram elevada biomassa, em termos de biovolume, devido ao tamanho relativamente grande de suas células (HAPPEY-WOOD, 1988). Este mesmo autor cita que a reduzida taxa de crescimento das grandes desmídias é compensada pelas menores perdas através da herbivoria. Além disso, são resistentes à sedimentação, em função da complexa morfologia de suas células e por ação de

ventos e chuvas são deslocadas para coluna d'água, o que explica a presença destas algas na subsuperfície, evidenciado pela correlação positiva entre o biovolume destas algas e a pluviosidade registrada durante o período estudado.

A maioria das desmídias é metafítica, sendo raramente planctônicas verdadeiras, utilizando, ao menos, o substrato para reprodução (COESEL, 1996). Este mesmo autor cita que, geralmente, essas algas são encontradas em águas ácidas, pobre em nutrientes e com baixa condutividade elétrica. Possivelmente, isso justifica a correlação positiva do biovolume com o pH e negativa com a concentração de nitrito e a correlação negativa da densidade com a concentração de nitrato.

No entanto, registrou-se correlação positiva da densidade com a NT/PT. Segundo Graham e Wilcox (2000) a ocorrência das desmídias é devida, em parte, à capacidade em estocar fósforo na forma fosfato quando os pulsos deste nutriente são disponíveis, mas como sua taxa de crescimento é baixa, conforme já citado anteriormente, não necessitam de grandes concentrações de nutrientes para sua sobrevivência.

Os resultados obtidos nesta pesquisa, com relação às desmídias, corroboram com os obtidos nos estudos, realizados também na região litorânea, de Moura (1997) no lago da Ninféas (SP) e Felisberto e Rodrigues (2005) no reservatório de Rosana (divisa entre SP/PR).

Segundo Dias (1997 apud FELISBERTO e RODRIGUES op. cit.), a temperatura na faixa dos 25 a 30 °C favorecem o desenvolvimento das desmídias e das clorófitas filamentosas como *Oedogonium* e *Bulbochaete*, além do ambiente raso e colonizado por macrófitas, como ocorre no rio Santa Maria.

As espécies da Classe Xanthophyceae são comumente encontradas aderidas a um substrato e a ausência de literatura com relação às suas adaptações e preferências ecológicas não permitem relevantes comentários (TUCCI, 1996). Nesta pesquisa, esta Classe apresentou baixa densidade e elevado biovolume, porém não apresentou nenhuma correlação significativa com os fatores ambientais avaliados.

A avaliação quantitativa das alterações na composição de espécies tem sido realizada, utilizando o índice de diversidade, que reflete o grau de complexidade da

estrutura da comunidade em função da riqueza, representada pelo número de táxons e da equitabilidade, que mostra a proporção de distribuição dos indivíduos nos táxons. Como a estrutura de uma biocenose é determinada pelas condições ambientais, a diversidade pode ser interpretada como uma medida de heterogeneidade das condições do meio (SCHÄFER, 1985; MOSCHINI-CARLOS, 1996).

No rio Santa Maria não foram observadas correlações significativas da diversidade e da riqueza com nenhuma das variáveis ambientais.

Com relação à equitabilidade, verificou-se que dominância de espécies provocou desproporcionalidade na distribuição dos indivíduos nos respectivos táxons, afetando também a diversidade, independente da riqueza, que muitas vezes foi elevada.

Portanto, conforme Fernandes (1997), provavelmente os diferentes fatores abióticos atuantes sobre a comunidade perifítica foram responsáveis pela flutuação do índice de diversidade e equitabilidade e pelos baixos valores encontrados, o que se verifica também para o rio Santa Maria.

6.4 ÍNDICES PARA CLASSIFICAÇÃO DO PERIFÍTON

O índice autotrófico foi bastante elevado durante todo o período estudado em ambas as estações, classificando a comunidade como heterotrófica. Isso se deve ao grande conteúdo da fração inorgânica e dos fatores que afetaram a concentração de clorofila *a*, já discutidos anteriormente.

Esses resultados foram semelhantes aos registrados por Schwarzbald (1992) e Fernandes (1993), estudando o perifíton de substrato natural em lagoa marginal e costeira, respectivamente.

Quanto ao índice de Lakatos, observou-se que ora a comunidade se apresentava autotrófica ora heterotrófica, o que pode ser explicado pelo fato da composição da biomassa perifítica variar em função da produção de material autóctone ou em função do fluxo de material alóctone conforme cita Moschini-Carlos (1996).

Na presente pesquisa, a biomassa perifítica foi considerada baixa, o que se deve, provavelmente, à limitação por fósforo, concordando com os dados obtidos por Fernandes e Esteves (2003) e Moschini-Carlos (1996), sendo que esta autora atribuiu sua baixa biomassa à limitação por nitrogênio, além do fósforo.

Verificou-se também que houve variação espacial com relação ao grau de trofia do perifíton em razão de diferenças na disponibilidade de nutrientes entre as estações amostrais.

O índice de Lakatos mostrou-se mais sensível às variações na biomassa da comunidade comparado com o índice autotrófico, sendo o mesmo registrado por Fernandes e Esteves (2003).

6.5 ANÁLISE FATORIAL EM COMPONENTES PRINCIPAIS DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS E BIOLÓGICAS DO PERIFÍTON

Finalmente, a análise de componentes principais (ACP) evidenciou diferenças no padrão de variação da biomassa e estrutura da comunidade perifítica entre as estações amostrais, provavelmente devido ao diferente grau de trofia das mesmas em função das distintas condições ambientais às quais estão submetidas e que o fósforo foi, possivelmente, o fator limitante ao crescimento das algas perifíticas, pois este encontra-se junto com praticamente todas as variáveis biológicas da comunidade no componente que explicou o maior percentual de variabilidade do sistema.

7 CONCLUSÕES

- Os baixos valores de fósforo total e a elevada razão NT/PT evidenciaram limitação por fósforo no ambiente estudado;
- Os valores das variáveis físicas e químicas da água, baseado em comparações citadas na literatura, apontam tendências à menor trofia na estação 1 e maior trofia na estação 2;
- As estações 1 e 2 apresentaram diferenças quanto ao grau de trofia, evidenciados, principalmente, pela diferença na concentração dos nutrientes, mostrados na análise fatorial em componentes principais;
- Não foram observadas flutuações temporais das variáveis limnológicas que caracterizaram ao alto curso do rio Santa Maria da Vitória;
- A biomassa perifítica mostrou-se distinta nas duas estações, com maiores médias de peso seco, percentual de cinzas, fósforo e nitrogênio totais perifítico registrados na estação 2;
- A condição heterotrófica da comunidade, provavelmente, esteve relacionada com os efeitos perturbatórios físicos sobre as algas perifíticas;
- O índice de Lakatos quanto à massa seca, revelou que a comunidade perifítica apresenta biomassa baixa, possivelmente, devido à limitação por fósforo, para o seu crescimento;
- A condutividade elétrica, STD, zona eufótica e profundidade da coluna d'água e nutrientes foram as variáveis que mais influenciaram o desenvolvimento da comunidade perifítica;
- A comunidade perifítica mostrou-se limitada por fósforo devido à elevada razão NT/PT do perifíton e concentrações de fósforo total perifítico abaixo do limiar de limitação;
- O diferente grau de trofia de ambas as estações influenciou diretamente na biomassa perifítica, evidenciada pelos elevados coeficientes de correlação das regressões lineares, principalmente entre os nutrientes da água e a composição química do perifíton (N e P perifíticos);
- A composição e estrutura da comunidade foram distintas entre as duas estações e mostrou-se relacionada com o grau de trofia das mesmas;

- O grau de trofia da estação 1 favoreceu o predomínio da Classe Zygnemaphyceae e o da estação 2, favoreceu, principalmente o desenvolvimento das Classes Cyanophyceae e Euglenophyceae;
- A Classe Bacillariophyceae foi bastante representativa nas duas estações, mostrando grande tolerância à disponibilidade de nutrientes;
- A diversidade e equitabilidade também se mostraram influenciadas pela condição tróficas de ambas as estações amostrais.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALOI, J. E. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** Ottawa. v. 47 p. 656 – 670. 1990.

ANAGNOSTIDIS, K. KOMÁREK, J.; Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Archiv für Hydrobiologie**, supl 80 (1/4), **Algological Studies**. v.50, n. 53. p 327-472.1988.

APHA – **American Publication Health Association, Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 18th. GREENBERG, A. E; CLESCERI, L. S.; EATON A. D;U.S.A. 1992. 10-137p.

BARBOSA, D.S.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Algumas teorias ecológicas aplicada a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, E.L.G. (Orgs) **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Ed.Rima, 2003. p xv – xxii.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Ed. Rima. 2005. 508 p.

BICUDO, C. E. M.; SKVORTZOV, B. Contribution to the knowledge of Brazilian Dinophyceae: immobile genera. **Anais Soc. bot. Brasil**, Fortaleza. 1968. p 31-39.

BICUDO, D. C. **Algas epífitas (exceto diatomáceas) do lago das Ninféias, São Paulo: levantamento e aspectos ecológicos**. 1984. 480 f. Tese (Doutorado) PPG – UNESP, Rio Claro. 1984.

BICUDO, D.C. Considerações sobre metodologia de contagem de algas perifíticas. **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 3 (1): p. 459 – 475. 1990.

BIGGS, B. J. F. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use the habitat template of periphyton in stream ecosystem. **Freshwater Biology**, Amsterdam. v. 33, p 419-438. 1995

BOURRELY, P. **Les Algues d'aeu douce – Initiation à la Systématique. Tome I: Les algues vertes**. Paris: Ed.N.Boubée. 1966. 572p.

BOURRELY, P. **Les Algues d'aeu douce – Initiation à la Systématique. Tome II: Les algues jaunes et brunes Crysophycées. Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées**. Paris: Ed.N.Boubée. 1968. 517p.

BOURRELY, P. **Les Algues d'aeu douce – Initiation à la Systématique. Tome III: Les algues bleues et rouges Les Euglêniens, Peridiniens et Cryptomonadines**. Paris: Ed. N. Boubée.1970. 606p.

BRIGANTE, J. et al. Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, E.L.G. (Orgs) **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Ed Rima 2003. cap. 4. p. 55-76.

BURKHOLDER, J. M.; CUKER, B.E. Response of periphyton communities to clay and phosphate loading in a shallow reservoir. **Journal of Phycology**, Lawrence. v.27, p 373-384. 1991.

CAMARGO, A. F. M.; BINI, L.M.; PRADO, S. E.R. Variação nictemeral de alguns parâmetros limnológicos em dois ecossistemas lóticos do litoral sul paulista. **Oecologia Brasiliensis**. Rio de Janeiro. v.1. p 75-85. 1995.

CARBONARI, C.A.; MARTINS, D.; TERRA, M.A. Control of *Brachiaria subquadripa* and *Brachiaria mutica* by different herbicides applied post-emergence. **Planta daninha**, Viçosa. v.21, p.79-84. 2003.

CARIGNAN, R.; KALFF, J. Phosphorus release by submerged macrophytes: significance to epiphyton and phytoplankton. **Limnol. Oceanogr**, Lawrence. v. 27 (3). 1982.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises química**. São Paulo: Edgard Blücher/ FAPESP.1994. 253p.

CETRANGOLO, C. **Variação temporal e espacial da comunidade ficoperifítica em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas - Cariacica)**. 2004. 77 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

CHAMIXAES, C. B. C. B. **Variação temporal da biomassa, composição de espécies e produtividade das algas perifíticas relacionados com as condições ambientais de pequenos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo (Itirapina – SP)**. 1991. 333 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

COESEL, P. F. M. Biogeography of desmids. **Hydrobiologia**, Dordrecht. v. 336 p. 41-53. 1996.

COLE, G. **Textbook of Limnology**. Saint Louis:The C. V. Mosby. 1994. 283 p.

CRISPIM, S. M. A.; BRANCO, O.D. Aspectos gerais das braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. **Embrapa Pantanal. Boletim de pesquisa e desenvolvimento**. v. 33. 25 p. 2002.

DELAZARI-BARROSO, A. **Comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Duas Bocas (Reserva Biológica de Duas Bocas) – ES: variação vertical e temporal em duas épocas distintas**. 2000. 188 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

DI PERSIA, D. H.; NEIFF, J. J. The Uruguay river system. In: DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. (Orgs.). **The ecology river systems**. The Hauge W. Junk. 1986. p. 599-621.

DIAS JÚNIOR, C. **Ciclo anual do fitoplâncton e algumas variáveis ambientais na Lagoa do Infernã (SP)**. 1990. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.

ENGLE, D. L.; MELACK, J. M. Floating meadow epiphyton: biological and chemical features of epiphytic material in an Amazon floodplain lake. **Freshwater Biology**, Amsterdam. v.23 p. 479 – 494. 1990.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência /FINEP. 1998. 602 p.

ESTEVEES, M. R.; PONTES, M. C. F. BALLESTER, M. V. R.; SANTOS, J. E. Fixação de nitrogênio (redução de acetileno) em filosfera de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. **Acta Limnol. Bras.**, Botucatu. v. 3, p. 517-543. 1990.

FAGUNDES, M.R.da S. **Utilização de algas como bioindicadoras da toxicidade em ambiente aquático semi-natural**. 1997. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, 1997.

FELISBERTO, S.A.; RODRIGUES, L. Comunidade de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Ed. Rima. 2005, cap. 8. p. 97-114 .

FERNANDES, V. O. **Estudos limnológicos na lagoa de Jacarepaguá (RJ): variáveis abióticas e mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade em *Typha domingensis* Pers.** 1993. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, 1993.

FERNANDES, V. O. **Variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em dois tipos de substratos na Lagoa Imbocica, Macaé (RJ)**. 1997. 198 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

FERNANDES, V.O. Perifíton: conceitos e aplicações da limnologia à engenharia. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Orgs) **Lições de limnologia**. São Carlos: Ed. Rima, 2005. p. 351-370.

FERNANDES,V.O.; ESTEVEES, F.A. The use of indices for evaluating the periphytic community in two kinds of substrate in Imboacica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos. v. 63, n. 2, p. 233-243. 2003.

FERREIRA, R. M. et al. Caminhos do fósforo em ecossistemas aquáticos continentais. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Orgs) **Lições de limnologia**. São Carlos. Ed. Rima, 2005. p. 229-242.

GHISI, O. M. A. *Brachiaria* na pecuária brasileira: importância e perspectivas. In: **Anais do encontro para discussão sobre capins do gênero *Brachiaria***, 2. 1991. Nova Odessa. Instituto de Zootecnia. 1991. 356 p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physicals and chemical analysis of freshwaters**. IBP n.8. 2nd ed. Oxford: Blackwell Sci. Publi. 1978. 213 p.

GONÇALVES, M. A. **Variáveis limnológicas, comunidade fitoplactônica e influência antrópica em um trecho do rio Pardo (Município de Ibatiba - ES)**. 2001. 60 f. Monografia (Especialização em Ecologia e Recursos Naturais). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

GRAHAM, L. E.; WILCOX, L.W. **Algae**. Prentice Hall. 2000. 632 p.

HABTEC. **Diagnóstico e plano diretor das bacias dos rios Santa Maria e Jucu: biodiversidade, região estuarina e espaços territoriais protegidos**. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu, Vitória, ES. 1997

HAPPEY-WOOD, C.M. Ecology of freshwater planktonic green-algae. In: SANDGREEN, C.D. (Org.) **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 1988. 175-226p.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, Lawrence. v. 35. p. 403-425. 1999.

HO, S. C. **Structure, species diversity and primary production of epiphytic algal communities in the Shöhsee (Holtein), West Germany**. 1979. 306 f. Thesis University of Kiel, German. 1979.

HUSZAR, V.L.M. et al. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifíton em ecossistemas lênticos do Brasil. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Orgs) **Lições de limnologia**. São Carlos: Ed. Rima, 2005. p. 243-260.

JUNK, W. J.; BAYLET, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems, In: DODGE, D. P. (Org.) **Proceedings of the International Large River Symposium**. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.** v.106, p. 110-127. 1989.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura/Serviço de Informação Agrícola. Série Didática 4. 1944. 329 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Orgs.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokariota**. Spektrum Akademischer Verlag. v. 19/2. 2005. 759 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Chroococcales. In: Ettl, A.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (Orgs.) **Süßwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokariota**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. v. 19. 1998. 548 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie**, supl 83 (3), **Algological Studies**. v.56. p 247-345. 1989.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae – Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. **Das phytoplankton des Süßwassers: systematik und biologie**. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Pt. 7, (Die Binnengewässer, August Thienemann, ed.16) 1983. 1044p.

LAKATOS, G. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. **Biol. Forschun. für Burg**. v.71, p. 125 – 134. 1989.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Rev. Biol. mar**. v.22(1), p.1 – 29. 1986.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE-CREN, D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia**, Dordrecht. v.11 p. 143-170. 1958.

MAIER, M. H. et al. Estudo limnológico de um trecho do rio Mogi-Guaçu. I. Características físicas. **B. Inst. Pesca**. v. 5. p 91-107. 1978.

MARCHIORO, E. **Avaliação de sólidos transportados, parâmetros da morfometria e seções fluviais do córrego Naia-Açu (Reserva Biológica de Duas Bocas – ES)**. 1996. Monografia (Bacharelado em Geografia) – Graduação em Geografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 1996.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega. 1983. 1010 p.

MARKS, J. C.; LOWE, R. L. The independent and interactive effects of snail grazing and nutrient enrichment on structuring periphyton communities, **Hydrobiologia**, Dordrecht. v. 185, p 7-9. 1989.

MARTINS, F. C. O. **Estrutura das comunidades perifítica (em substrato natural) e fitoplanctônica na Lagoa da UFES (Vitória, ES) e utilização destas comunidades como bioindicadoras da qualidade da água**. 2002. 65 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

McINTIRE, C. D. Periphyton assemblages in laboratory streams. In: WHITTON, B. A. **River ecology**. Oxford: Blackwell Sci. Publ. 1975. p 403 – 430.

MOREIRA-FILHO, H. Diatomáceas do Paraná, 1: a flora diatomológica do *Sargassum*. **Bolm. Inst. Hist. nat.: Ser. bot.**, Curitiba. v. 2, p 1-26. 1959.

MORELATO, S. L. **Variação da concentração de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio total no sedimento em função da zonação longitudinal da represa de Duas Bocas (Cariacica, ES)**. 2003. 50 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

MOSCHINI-CARLOS, V. **Dinâmica e estrutura da comunidade perifítica (Substratos artificial e natural) na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, Represa de Jurumirim** – SP. 1996. 173 f. Tese (Doutor em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: Pompêo, M. L. M., (Org.) **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Ed. União. 1999. p 91-103.

MOSCHINI-CARLOS, V; POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. Caracterização limnológica de uma baía marginal ao rio Paranapanema (zona de desembocadura na represa de Jurumirim, SP). **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 10(2). p 1-19. 1998

MOURA, A. **Estrutura e produção primária da comunidade perifítica durante o processo de colonização em substrato artificial no Lago das Ninféias, São Paulo, SP: análise comparativa entre períodos chuvoso e seco**. 1997. 253 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

NAUMANN, E. **Limnologische Terminologie**. Berlin: Urban & Schwarzenberg. 1931. 776p.

NECCHI Jr. O, BRANCO, L. H. Z.; BRANCO, C. C. Z. Análise nictemeral e sazonal de algumas variáveis limnológicas em um riacho no noroeste do estado de São Paulo. **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 8. p 169-182. 1996.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara S. A. 1983. 434p.

OLIVEIRA JR, R. S.; CONSTANTIN, J. **Plantas daninhas e seu manejo**. Guaíba: Agropecuária. 2001. 362 p.

OLIVEIRA, M. D.; RODRIGUES, L. Impacto do sedimento sobre o desenvolvimento do perifíton no rio Taquari, Pantanal, MS. **Embrapa Pantanal. Boletim de pesquisa e desenvolvimento**. v 37. 20 p. 2002.

PANITZ, C. M. N. **Estudo comparativo do perifíton em diferentes substratos artificiais na represa do Lobo (“Broa”), São Carlos – SP**. 1980. 224 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1980.

PANOSSO, R. F. **Fixação biológica do nitrogênio via perifíton agregado a um substrato artificial em uma lagoa marginal do Rio Mogi – Guaçu (SP)**. 1990. 34 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.

PEREIRA, L.A.; PEREIRA, M.C.T. Conceitos aplicados à ecologia de rios. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Orgs) **Lições de limnologia**. São Carlos: Ed. Rima, 2005. p 127-136.

PIELOU, E. C. **The interpretation of ecological data**. New York, John Wiley e Sons, 1984. 263p.

POMPÊO, M. L. M. **Aspectos ecológicos de “Lagoa Dourada” (Brotas, SP), com ênfase na produtividade primária do fitoplâncton, perifíton e da macrófita aquática *Utricularia gibba***. 1991. 210 f. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: Ed. Rima, 2003. 134 p.

PRIMAVESI, O. et al. A qualidade da água na microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 12. p 95-111. 2000.

REYNOLDS, C. S. The concept of ecological succession applied to sazonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verh. int. teohr. angew. Limnol.**, Stuttgart. v.23 p.638 – 691. 1988.

RIOS, L.; CALIJURI, M. C. A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão: uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 7. p 151-161. 1995.

ROCHA, A. J. A. **Sucessão do perifíton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF)**. 1979. 89 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Brasília, Brasília, 1979.

RODRIGUES, L. et al. Distribuição espacial da biomassa perifítica em reservatórios e relação com o tipo de substrato. In: RODRIGUES, L; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Ed. Rima. 2005, cap. 7. p 87-96.

RODRIGUES, L. **Sucessão do perifíton na planície de inundação do alto rio Paraná: Interação entre nível hidrológico e regime hidrodinâmico**. 1998. 208 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – Ciências Ambientais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1998.

RODRIGUES, L; BICUDO, D. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. **O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais**. In: THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M.

Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Maringá: Ed. da Universidade Estadual de Maringá, 2003. p 211-227.

ROUND, F. E. The ecology of bentic algae. In: JACKSON, P. F. (Org.) **Algae and man**. New York: Plenum. 1964. p 138-184.

SALOMONI, S. E. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. 230 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

SARTORI, G. **Variação temporal da comunidade perifítica em substrato artificial no ponto de captação do Reservatório Duas Bocas (Cariacia, ES)**. 2005. 56 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS. 1985. 532p.

SELIGO, A. Über den Ursprungmderm Fishnahrung. **Mitt. Westpr. Fish.** v.17, p.52 – 56. 1905

SEMIONATO, S. **Variação temporal da comunidade perifítica (em substrato artificial) e sua utilização como bioindicador da qualidade da água na Lagoa da UFES (Vitória, ES)**. 2002. 60 f. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana, Univ. Illianois Press. 1963. 173p.

SHWARZBOLD, A. **Efeitos do regime de inundação do Rio Mogi – Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoque do perifíton na Lagoa do Infernã**. 1992. 231 f. Tese (Doutor em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.

SHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. **Acta Limnol. Bras.**, Botucatu. v. 3 p. 545 – 592. 1990.

SILVA, A.M.M. et al. A capacidade de autopurificação de um curso de água: um estudo de caso no rio Pardo (Botucatu, SP). **Acta Limnol. Brasil**. Botucatu. v. 10(2). p 83-99. 1998

SILVA, L. H. S. **Variabilidade temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico – Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil**. 1995. 142 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

SIMONSEN, R. The diatom system: Ideas on Phylogeny . **Bacillaria**.v.2, p.9 – 71. 1979.

SLÁDECK, V.; SLÁDECKOVÁ, A. Relation between wet weight and dry weight of the periphyton. **Limnol. Oceanogr.**, Lawrence. v.8 (2), p.309 – 311. 1963.

SLÁDECKOVÁ, A. Limnological investigation methods for the periphyton (Aufwuchs) community. **Bot. Rev.** v.28 (2), p.286 – 350. 1962.

SOARES, J. J. **Estudos sobre biomassa e produtividade do perifiton em macrófitas aquáticas na Represa do Lobo (“Broa”), SP.** 1981. 223 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós -Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.

SOMMER, U. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: SANDGREEN, C.D. (Org.) **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge Univ. Press. 1988. p 227-260.

SUZUKI, M. S. **Mudanças na estrutura e sucessão das comunidades fitoplanctônica e perifítica da Lagoa do Infernã (SP), causadas pelo processo de enriquecimento artificial.** 1991. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1991.

THOMAZ, S.M. et al. Características limnológicas de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima – (PR, MS – Brasil). **Acta Limnol. Brasil.** Botucatu. v. 4. p 32-51. 1992.

TUCCI, A. N. M. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca.** 1996. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1996.

TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.) **Limnology in Brazil.** Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 1995. 376 p.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. Mitt. int. **Verein. Theor. Angew. Limnol.**,v. 9, p. 1 – 38. 1958.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. **Marine Chemistry**,v. 10, p. 109-122. 1981.

van-den-HOECK, C.; MANN, D. G.; JANHS, H. M. **Algae: an introduction to phycology.** Cambridge: University of Cambridge Press. 1995. 627 p.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquatic. Sci.**, Ottawa. v.27, p.130-137. 1980.

WATANABE, T. Perifíton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. **Acta Limnol. Brasil.**, Botucatu. v.3, p.593 – 615. 1990.

WETZEL, R. G.; LIKENS G. E.. **Limnological analysis**. 3th. New York: Springer-Verlang. 2000. 391 p.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3th., Academic Press. 2001.1006 p.

WETZEL, R.G. Land-water interfaces: matabolic and limnological regulators. **Verh. Int. Ver. Limnol.** Stuttgart. v 24, p. 6-24. 1990.

WETZEL, R.G. Opening remarks. In: WETZEL, R.G., (Org.). **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague Dr. W. Junk (Developments in Hydrobiology, 17). 1983. p 3-4.

WETZEL, R. G. **Limnología**. Barcelona: Omega. 1981. 677 p.

WHITTON, B. A. Diversity, Ecology, and Taxonomy of Cyanobacteria. In: MANN, N. G. & CARR, N. G. **Photosynthetic Prokaryotes**. New York: Plenum Press. 1992. p. 1-51.