EUGÊNIO CUNHA OLIVEIRA

**Aspectos limnológicos e sanitários de uma lagoa costeira no litoral leste
do Ceará - Lagoa do Batoque**

Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo para obtenção do título de Mestre
em Hidráulica e Saneamento

Orientador: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella

São Carlos
2006

Aos meus pais,
com toda gratidão

Agradecimentos

A Deus;

À professora, doutora, orientadora, amiga Sandra Tédde Santaella, por fazer parte, de maneira tão especial, de minha vida;

Ao colega e orientador extra-oficial Rogério Herlon, por toda a generosidade, disposição e paciência que teve para comigo. Sou-lhe eternamente grato por tudo, especialmente por sua amizade;

À professora e coordenadora do curso de pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Maria do Carmo Calijuri, pelo conhecimento transmitido durante as disciplinas ministradas, pela colaboração nas bancas de qualificação e defesa de dissertação e pela paciência para com um engenheiro que resolveu estudar limnologia;

Aos professores Antônio Camargo e Jandira Talamoni, pela disposição e contribuição para o enriquecimento do trabalho;

A todas as pessoas que conviveram comigo durante minha estada em São Carlos, especialmente àqueles que co-habitaram e freqüentaram a República Rapadura. Com eles, tudo foi mais prazeroso;

Aos colegas do saudoso Laboratório de Saneamento Ambiental da UFC – LABOSAN, especialmente aos bolsistas de iniciação científica Davi Cordeiro Gadelha e Hortência de Sousa Barroso, pela ajuda e compreensão na labuta diária do período de coletas;

Ao NEA – Núcleo de Educação Ambiental do IBAMA-CE, especialmente ao sr. José Maria, por todo o apoio logístico prestado durante as coletas;

À COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará, na pessoa do engenheiro Walt Disney, por colocar à disposição o material necessário ao andamento deste trabalho;

À FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, na pessoa do engenheiro Eduardo Sávio, por toda a ajuda dispensada;

À CAGECE – Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará, na pessoa do Engenheiro Manoel Sales, pelo material cedido durante as campanhas de coletas;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos durante o curso de mestrado;

À minha irmã, Fernanda, pela ajuda com as figuras do trabalho, pelo computador, durante a redação da dissertação e, principalmente, por ser minha irmã;

A Lia Felismino, pelo amor dedicado, pela paciência em momentos difíceis e pelas palavras de incentivo e coragem, sempre;

Ao professor Valter Lúcio de Pádua, por primeiramente despertar o interesse pelo estudo referente às questões ambientais;

Aos moradores da comunidade do Batoque, especialmente à líder da Associação de Moradores, Odete, pela recepção sempre cordial durante os trabalhos realizados;

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, participaram deste trabalho.

MUITO OBRIGADO!

RESUMO

As águas da Lagoa do Batoque, uma lagoa costeira localizada no litoral leste do Estado do Ceará, foram caracterizadas por meio de coletas mensais realizadas em 4 pontos de amostragem, no período de maio a novembro de 2005 de maneira a obter dados do período seco (mai-jun) e chuvoso (ago-nov). Também foram realizadas duas coletas nictemerais (24h) em 1 ponto de amostragem nos meses de julho e dezembro de maneira a observar as variações diárias das variáveis limnológicas determinadas. Em cada coleta foram realizados perfis de temperatura, condutividade elétrica, turbidez, pH e oxigênio dissolvido e foi avaliada a transparência da água por meio do disco de Secchi. Ademais, foram coletadas amostras de subsuperfície e fundo para a investigação das variáveis: material em suspensão, cor, alcalinidade, compostos nitrogenados, Fósforo solúvel reativo (PSR), Fósforo Total (PT), Ferro total, Ferro total dissolvido, clorofila *a*, densidade fitoplanctônica (organismos.mL⁻¹) e coliformes (totais e termotolerantes). Os resultados demonstram que o sistema estudado apresentou variação sazonal relacionada aos dois períodos hidrológicos distintos. O período chuvoso se caracterizou por um período de precipitações mais intensas e menor insolação enquanto que o seco apresentou maior insolação e maiores velocidades dos ventos, trazendo conseqüências diretas sobre o nível d'água da lagoa estudada, a disponibilidade de nutrientes, o padrão de mistura do sistema, entre outros fatores. A grande variação encontrada no decorrer dos períodos nictemerais demonstrou a forte influência do fotoperíodo sobre a dinâmica do corpo d'água. Em relação à heterogeneidade espacial, foram verificados comportamentos diferenciados entre os diferentes pontos de superfície d'água livre. A coluna d'água não apresentou estratificação (térmica, química) significativa devido principalmente à baixa profundidade do sistema, à forte atuação dos ventos e à elevada transparência da coluna d'água. De acordo com o critério de

classificação da OECD, a lagoa do Batoque pode ser considerada um ambiente mesotrófico. Os resultados obtidos sugerem que o sistema apresenta intenso processo de decomposição e regeneração de matéria orgânica, principalmente na região próxima ao sedimento, processo que atua como principal regulador da dinâmica de nutrientes no corpo d'água principalmente durante o período seco, já que durante o período chuvoso o sistema recebe cargas alóctones que dão condições à manutenção da produtividade do mesmo. A comunidade fitoplanctônica foi bastante influenciada pelas características físicas e morfométricas do sistema, como fortes ventos, alta insolação, baixa profundidade e alta transparência da coluna d'água, o que favoreceu o desenvolvimento de organismos fitobentônicos e organismos habituados a sistemas com boas condições de mistura. As baixas concentrações de nutrientes favoreceram o desenvolvimento de organismos de menor tamanho, que aparentemente têm maior facilidade de interação com a comunidade heterotrófica responsável pela ciclagem de nutrientes no sistema. A lagoa do Batoque, apesar de apresentar indícios de contaminação fecal, não está comprometida no que diz respeito à qualidade sanitária de suas águas de acordo com a legislação vigente (CONAMA 274/00 e 357/05).

Palavras chave: Qualidade da água, limnologia, condição sanitária, estado trófico, lagoa costeira tropical.

ABSTRACT

The water quality of Batoque Lagoon, a coastal lagoon located along the eastern shoreline of the state of Ceará, Brazil, was characterized by means of monthly samplings from May to October 2005 to obtain dry-season (May-Jun) and wet-season (Aug-Nov) data. Additionally, two nycthemeral (24hr.) samplings were performed in July and December to observe daily variation of the limnological variables investigated. Temperature, electrical conductivity, turbidity, pH, dissolved oxygen, and an assessment of water transparency (with Secchi disk) were measured in each water column sample. Moreover, subsurface and bottom samples were collected to determine the following variables: suspended material, color, alkalinity, nitrogen compounds ($\text{NH}_{3,4}^+$, NO_2^- , NO_3^- and total nitrogen), soluble reactive phosphorus (SRP), total phosphorus (TP), total iron, total dissolved iron, chlorophyll a, phytoplankton density (org.mL^{-1}), and coliforms (fecal and thermo tolerant). The results demonstrate that the system experiences seasonal variations related to the two distinct hydrological seasons. The wet season was characterized by intense rainfall and lower insolation. Whereas the dry season showed higher insolation and wind speeds directly influencing the water level of the lagoon as well as the availability of nutrients and the mixing pattern of the system, among other things. Furthermore, the high degree of variation observed during nycthemeral investigations demonstrated the strong influence of the photoperiod on the dynamics of this body of water. Variation in spatial heterogeneity among different sampling points was identified. The water column showed no significant stratification (thermal, chemical), due primarily to the low depth of the system, strong winds, and high water transparency. According to OECD classification criteria, Batoque Lagoon can be considered a mesotrophic environment. The results obtained, suggest that the system is under an intense process of decomposition and regeneration of organic matter

(primarily in the region nearest to the sediments). This process acts as the principal regulator of nutrient dynamics in the lagoon mainly during the dry season, since during the wet season the system receives allochthonous loads that contribute to maintaining the system's productivity. The phytoplanktonic community was significantly influenced by the system's physical and morphometrics features such as strong winds, high insolation, low depth, and high transparency of the water column which favor the development of phytobenthic organisms and those habituated to well-mixed environments. Additionally, the low nutrient concentrations favor the development of smaller organisms which apparently have greater ease of interaction with the heterotrophic community that is responsible for cycling nutrients in the system. Although Batoque Lagoon presented indices of fecal contamination, it has not been shown to be compromised in relation to the sanitary quality of its waters according to current legislation (CONAMA 274/00 and 357/05).

Key words: Water quality, limnology, sanitary state, trophic state, tropical costal lagoon.

ÍNDICE

1	<i>Introdução e Justificativa</i>	14
2	<i>Objetivos</i>	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos específicos	16
3	<i>Características Gerais</i>	17
4	<i>Área de Entorno</i>	19
5	<i>Características Morfométricas e Hidrologia</i>	25
6	<i>Aspectos Físicos</i>	26
6.1	Geologia e Processo de formação da Lagoa do Batoque	26
6.2	Geomorfologia	27
6.3	Solos	27
6.4	Vegetação	28
7	<i>Aspectos Climáticos</i>	30
7.1	Precipitação Pluviométrica	30
7.2	Umidade Relativa do Ar	33
7.3	Temperatura	33
7.4	Insolação Total	34
7.5	Nebulosidade	34
7.6	Evaporação Total	35
7.7	Velocidade e direção dos ventos	36
8	<i>Histórico</i>	38
9	<i>Aspectos sócio-econômicos</i>	40
10	<i>Revisão Bibliográfica</i>	42
11	<i>Material e Métodos</i>	59
11.1	Pontos de coleta, periodicidade e amostragem	59
11.2	Variáveis Físicas	61
11.3	Variáveis Químicas	62
11.4	Variáveis Biológicas	62
11.5	Análise Estatística	63
12	<i>Resultados e Discussão</i>	65
12.1	Variação Mensal	65
12.1.1	Temperatura	65
12.1.2	Condutividade Elétrica	68
12.1.3	Oxigênio Dissolvido	71

12.1.4	pH	76
12.1.5	Alcalinidade.....	79
12.1.6	Características Óticas – Profundidade do disco de Secchi, Turbidez, Material em suspensão e Cor	82
12.1.7	Compostos Nitrogenados	88
12.1.8	Fósforo.....	95
12.1.9	Ferro.....	101
12.1.10	Biomassa e Composição do Fitoplâncton	104
12.1.11	Coliformes Totais e Termotolerantes.....	116
12.2	Avaliação do estado trófico	119
12.3	Variação Nictemeral	120
13	<i>Análise Estatística.....</i>	141
13.1	ACP - Período Chuvoso	141
13.2	ACP – Período Seco.....	147
14	<i>Conclusões</i>	153
15	<i>Recomendações.....</i>	155
16	<i>Referências Bibliográficas</i>	156

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1 – Unidades Vegetacionais, área estimada, percentual de participação e características marcantes da Área em Estudo – Proposta para criação da Reserva Extrativista do Batoque, Município de Aquiraz/CE – Fonte: IBAMA (1999).....</i>	<i>29</i>
<i>Tabela 2 – Métodos de determinação das variáveis químicas investigadas</i>	<i>62</i>
<i>Tabela 3 – Concentrações de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) entre setembro e novembro de 2005 na superfície da água da lagoa do Batoque.....</i>	<i>91</i>
<i>Tabela 4 - Coliformes totais e fecais encontrados na lagoa do Batoque em 2005.....</i>	<i>118</i>
<i>Tabela 5 – Resultado da ACP preliminar para os dados relativos ao período chuvoso. Correlações entre as variáveis investigadas e os respectivos fatores estatisticamente significativos</i>	<i>142</i>
<i>Tabela 6 – Resultado da ACP preliminar para os dados relativos ao período seco. Correlações entre as variáveis investigadas e os respectivos fatores estatisticamente significativos</i>	<i>148</i>

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1 – Localização da Lagoa do Batoque</i>	17
<i>Figura 2 - Núcleo Residencial da RESEX - Batoque, Aquiraz-CE, 2004. (Fonte: BRAID, 2004)</i>	19
<i>Figura 3 – Margem sudoeste ocupada por estandes de Typha dominguensis (tabuba)</i>	20
<i>Figura 4 – Estande de tabuba ocupa toda a seção da lagoa</i>	20
<i>Figura 5 – Localização dos pontos de coleta na lagoa do Batoque</i>	21
<i>Figura 6 – Primeiro ponto de superfície d'água livre (P1), no extremo leste da lagoa</i>	22
<i>Figura 7 – Segundo ponto de superfície d'água livre (P2), em frente à barraca de lazer</i>	23
<i>Figura 8 – Terceiro ponto de superfície d'água livre (P3)</i>	23
<i>Figura 9 – Quarto ponto de superfície d'água livre (P4), de maior profundidade, cercado pelo tabubal</i>	24
<i>Figura 10 - Média mensal das precipitações pluviométricas (1979-2004) e umidade relativa do ar (1961-1990) no município de Aquiraz-CE . (Fonte: FUNCEME, 2005; BRASIL, 1992)</i>	31
<i>Figura 11 - Dados pluviométricos referentes ao ano de 2005 no município de Aquiraz-CE (Fonte: FUNCEME, 2005)</i>	32
<i>Figura 12 – Médias mensais de temperatura máxima, média e mínima do Município de Fortaleza-CE, entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)</i>	33
<i>Figura 13 – Médias mensais de insolação total no Município de Fortaleza-CE entre 1961 e 1990. (Fonte: BRASIL, 1992)</i>	34
<i>Figura 14 – Médias mensais de nebulosidade no Município de Fortaleza-CE entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)</i>	35
<i>Figura 15 – Médias mensais de evaporação no Município de Fortaleza entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)</i>	36
<i>Figura 16 – Médias mensais da velocidade dos ventos no município de Fortaleza entre 1974 – 1995 (Fonte: FUNCEME, 1996 apud BRAID, 2004)</i>	37
<i>Figura 17 – Distribuição vertical de temperatura da água na lagoa do Batoque em junho de 2005</i>	66
<i>Figura 18 – Distribuição vertical de temperatura da água na lagoa do Batoque em outubro de 2005</i>	67
<i>Figura 19 – Distribuição vertical de condutividade elétrica na lagoa do Batoque em outubro de 2005</i>	69
<i>Figura 20 – Distribuição vertical de condutividade elétrica na lagoa do Batoque em agosto de 2005</i>	70
<i>Figura 21 – Distribuição espaço-temporal da condutividade elétrica na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	71

<i>Figura 22 – Entrada de água do riacho Boa Vista no ponto 1 da lagoa do Batoque no mês de maio</i>	74
<i>Figura 23 – Distribuição vertical de oxigênio dissolvido na lagoa do Batoque em outubro de 2005</i>	75
<i>Figura 24 – Distribuição vertical de oxigênio dissolvido na lagoa do Batoque em agosto de 2005</i>	76
<i>Figura 25 – Distribuição espaço-temporal do pH na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	78
<i>Figura 26 - Distribuição vertical do pH na lagoa do Batoque em junho de 2005</i>	79
<i>Figura 27 – Distribuição espaço-temporal da alcalinidade na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	81
<i>Figura 28 – Material em suspensão fixo (MSF) e volátil (MSV) ao longo do ano de 2005 na superfície da água da lagoa do Batoque (médias entre os pontos)</i>	85
<i>Figura 29 – Distribuição espaço-temporal da cor verdadeira na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	86
<i>Figura 30 – Distribuição espaço-temporal de nitrogênio amoniacal na superfície da água na lagoa do Batoque</i>	90
<i>Figura 31 – Distribuição temporal de Nitrogênio Orgânico Total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	93
<i>Figura 32 – Distribuição espaço-temporal de fósforo solúvel reativo na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	97
<i>Figura 33 – Distribuição espaço-temporal de fósforo total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	100
<i>Figura 34 – Distribuição espaço-temporal de ferro total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	102
<i>Figura 35 – Distribuição espaço-temporal de clorofila a na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005</i>	106
<i>Figura 36 – Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 1 (superfície) em 2005</i>	109
<i>Figura 37 - Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 2 (superfície) em 2005</i>	112
<i>Figura 38 - Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 3 (superfície) em 2005</i>	113
<i>Figura 39 - Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 4 (superfície) em 2005</i>	114
<i>Figura 40 - Variação nictemeral de temperatura da água na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	123

<i>Figura 41 - Variação nictemeral de temperatura da água na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	124
<i>Figura 42 - Variação nictemeral de OD na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	126
<i>Figura 43 - Variação nictemeral de OD na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	126
<i>Figura 44 - Variação nictemeral de pH na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	128
<i>Figura 45 - Variação nictemeral de pH na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	129
<i>Figura 46 - Variação nictemeral de compostos nitrogenados inorgânicos na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	132
<i>Figura 47 - Variação nictemeral de compostos nitrogenados inorgânicos na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	132
<i>Figura 48 - Variação nictemeral de Nitrogênio Orgânico na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	133
<i>Figura 49 - Variação nictemeral de Nitrogênio Orgânico na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	134
<i>Figura 50 - Variação nictemeral de Fósforo Total na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	135
<i>Figura 51 - Variação nictemeral de Fósforo Total na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	136
<i>Figura 52 - Variação nictemeral de Ferro na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	137
<i>Figura 53 - Variação nictemeral de Ferro na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	137
<i>Figura 54 - Variação nictemeral de Clorofila a na lagoa do Batoque (P2) em julho/05</i>	138
<i>Figura 55 - Variação nictemeral de Clorofila a na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05</i>	139
<i>Figura 56 - Projeção das variáveis limnológicas sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 2) – período chuvoso</i>	143
<i>Figura 57 - Projeção das variáveis limnológicas sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 3) – período chuvoso</i>	146
<i>Figura 58 – Projeção das unidades amostrais sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 2) – período chuvoso (M = maio, J = junho, n^{os}=pontos de coleta)</i>	147
<i>Figura 59 - Projeção das variáveis limnológicas (14) sobre o plano fatorial resultante da ACP final – período seco</i>	149
<i>Figura 60 - Projeção das unidades amostrais sobre o plano fatorial resultante da ACP final – período seco (A = agosto, S = setembro, O = outubro, N = novembro, n^{os}=pontos de coleta)</i>	152

1 Introdução e Justificativa

A localidade do Batoque situa-se no Município de Aquiraz, no litoral leste do Ceará, a 54 km de Fortaleza. Nos últimos anos, as políticas públicas adotadas pelo governo do Estado do Ceará têm favorecido o uso e ocupação desordenados do solo das regiões costeiras do Estado, com conseqüente degradação dos ecossistemas ali existentes.

Devido ao grau de conscientização e mobilização da comunidade residente no Batoque, e à ameaça de pressão de especuladores imobiliários sobre a localidade, o IBAMA, em 1998, criou a Reserva Extrativista do Batoque, RESEX-Batoque. As Reservas Extrativistas são espaços territoriais destinados à exploração auto-sustentável e conservação dos recursos naturais renováveis, por populações tradicionais. Em tais áreas é possível materializar o desenvolvimento sustentável, equilibrando interesses ecológicos de conservação ambiental, com interesses sociais de melhoria de vida das populações que ali habitam (IBAMA, 1999). Desde então, o IBAMA vem realizando um intenso trabalho junto aos moradores nativos da região, de modo a garantir o bom funcionamento da RESEX-Batoque.

A Lagoa do Batoque é uma lagoa perene, localizada sobre o antigo canal principal do mangue existente no local, ocupando uma área que vai desde as proximidades do Mangue do Marisco até a localidade do Batoque, na desembocadura do córrego da Caponga Funda (Riacho Boa Vista) (IBAMA, 1999).

Atualmente, a Lagoa do Batoque é utilizada pelos moradores da comunidade para diversas atividades, dentre elas a extração da tabuba (*Typha dominguensis*), uma macrófita aquática utilizada pelos moradores na confecção de produtos artesanais, a piscicultura, a pesca artesanal e ainda para o próprio lazer dos moradores e visitantes.

Apesar de estar localizada em uma unidade de conservação ambiental, a Lagoa do Batoque tem seu entorno bastante ocupado por residências, casas de veraneio e áreas de plantio sendo, portanto, constantemente submetido a práticas que podem ser prejudiciais à qualidade da água da mesma. Dentre estas atividades estão: a pastagem, a prática agrícola com fertilizantes, o lançamento de efluentes líquidos domésticos brutos, efluentes oriundos de uma fossa séptica do centro de saúde onde são realizadas pequenas cirurgias e ainda a disposição de lixo diretamente na lagoa. Nos últimos anos, tem sido observado o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas no corpo d'água e diminuição de sua área alagada, causando o assoreamento e perigo de posterior desaparecimento da lagoa. Tais fatores são possíveis indicadores de estresse ecológico do sistema aquático (eutrofização). Além disso, a introdução de efluentes líquidos sem o devido tratamento na lagoa pode levar a uma contaminação da mesma por organismos patogênicos, constituindo-se uma séria ameaça à saúde da população que se utiliza dessa água para os mais diversos fins.

Diante do exposto, torna-se importante a caracterização da qualidade da água da Lagoa do Batoque, com a avaliação de seu estado trófico e de suas condições sanitárias de modo a fornecer dados que possam subsidiar decisões futuras a respeito do uso que a comunidade deseja fazer da mesma, bem como enriquecer a discussão a respeito de ecossistemas lagunares costeiros no estado do Ceará.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

- Caracterizar a qualidade das águas da região limnética da Lagoa do Batoque, com determinação de seu estado trófico e suas condições sanitárias de maneira a contribuir para o manejo e conservação da mesma através de uma melhor compreensão das variáveis envolvidas em sua dinâmica.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar os padrões de distribuição temporal (sazonal e nictemeral) e espacial de variáveis físicas, químicas e biológicas diretamente envolvidas com o metabolismo do corpo d'água estudado;
- Verificar a existência de correlação entre as variáveis investigadas e possíveis interações com a comunidade fitoplanctônica existente;
- Determinar as variações espaciais e temporais do estado trófico da lagoa através da relação entre as concentrações de nutrientes e a estimativa da biomassa fitoplanctônica;
- Avaliar as condições sanitárias da Lagoa do Batoque, verificando sua adequabilidade à legislação vigente e aos usos esperados.

3 Características Gerais

A Lagoa do Batoque (coordenadas geográficas UTM: 583800,00 - 585300,00 E, 9557300,00 - 9559400,00 N) é uma lagoa costeira perene, localizada sobre o antigo canal principal do mangue existente no local e completamente separada do mar devido ao afogamento deste canal por processos eólicos, ocupando uma área que vai desde as proximidades do Mangue do Marisco até a localidade do Batoque, na desembocadura do córrego da Caponga Funda (Riacho Boa Vista) (IBAMA, 1999). A lagoa encontra-se sob os limites da Reserva Extrativista do Batoque, RESEX-BATOQUE, localizada no município de Aquiraz, no Ceará, a 54 km de Fortaleza (**Figura 1**).

Figura 1 – Localização da Lagoa do Batoque

O acesso à localidade do Batoque se dá através da rodovia estadual CE-040, até o município de Pindoretama. A partir daí, percorre-se 12 km em estrada vicinal sem pavimentação até chegar à localidade.

4 Área de Entorno

A Lagoa do Batoque é o principal recurso hídrico superficial da comunidade do Batoque e é utilizada por seus moradores para diversas atividades, dentre elas a piscicultura, a pesca artesanal, a extração de *Typha dominguensis*, uma macrófita aquática utilizada na confecção de produtos artesanais e conhecida comumente pelos moradores por “tabuba”, e ainda para o lazer dos moradores e de visitantes.

Sua margem sudoeste é completamente ocupada por residências de moradores nativos, casas de veraneio e plantações de culturas que utilizam fertilizantes agrícolas ricos em nutrientes, dentre elas a batata-doce, a mandioca, o milho e o feijão (**Figura 2**).

Figura 2 - Núcleo Residencial da RESEX - Batoque, Aquiraz-CE, 2004. (Fonte: BRAID, 2004)

Deste lado do corpo d'água, verifica-se intenso desenvolvimento de macrófitas aquáticas da espécie *Typha dominguensis* (**Figura 3**), que ocupam toda a região litorânea da margem e proliferam cobrindo grandes áreas da lagoa chegando, inclusive, a ocupar toda a sua seção em alguns pontos (**Figura 4**).

Figura 3 – Margem sudoeste ocupada por estandes de *Typha dominguensis* (tabuba)

Figura 4 – Estande de tabuba ocupa toda a seção da lagoa

A margem nordeste encontra-se menos ocupada, mas ainda com algumas casas mais próximas ao extremo leste da lagoa e uma barraca de lazer que recebe visitantes e banhistas nos finais de semana e feriados. Além disso, há duas pequenas plantações deste lado da lagoa, próximas ao estande de macrófitas que, nestes locais, ocupa toda a seção da mesma. No extremo leste há, ainda, um posto de saúde a menos de 20m da margem, que tem seus efluentes lançados numa fossa séptica e, posteriormente, na lagoa.

Os bancos de *Typha dominguensis*, comumente chamados pelos moradores da comunidade de “tabubal”, ocupam uma superfície de 36,5 ha, cerca de 66% da área da lagoa. Devido à grande extensão dos estandes de *Typha dominguensis* há, na lagoa, quatro principais regiões de superfície d’água livre, que foram escolhidas como pontos de coleta (**Figura 5**).

Figura 5 – Localização dos pontos de coleta na lagoa do Batoque

O primeiro ponto (P1), ao lado do posto de saúde, localiza-se no extremo leste da lagoa e é bastante utilizado pelos nativos da região para a pesca (**Figura 6**). O segundo ponto (P2), em frente à barraca de lazer, na porção central do corpo d'água (**Figura 7**), é o que recebe maior visita de banhistas e veranistas e mantém comunicação com o terceiro ponto. Este ponto (P3) tem sua margem nordeste praticamente intocada, enquanto que a margem oposta é completamente tomada pelos bancos de *Typha dominguensis* (**Figura 8**).

Figura 6 – Primeiro ponto de superfície d'água livre (P1), no extremo leste da lagoa

Figura 7 – Segundo ponto de superfície d'água livre (P2), em frente à barraca de lazer

Figura 8 – Terceiro ponto de superfície d'água livre (P3)

O quarto ponto encontra-se na parte mais profunda da lagoa, mais a oeste, próximo à nascente que dá origem à mesma (**Figura 9**). Este ponto é cercado pelo tabubal por todos os lados, com acesso apenas por um estreito caminho livre ou por um pequeno píer construído em uma residência particular situada à margem da lagoa.

Figura 9 – Quarto ponto de superfície d'água livre (P4), de maior profundidade, cercado pelo tabubal

5 Características Morfométricas e Hidrologia

A Lagoa do Batoque caracteriza-se por ser um corpo d'água raso ($z_{\text{méd}}$: 1,40 m e $z_{\text{máx}}$: 3,20 m), com área superficial de aproximadamente 0,55 km² (55,0 ha) e extensão longitudinal de 2,2 km.

Encontra-se sobre o antigo canal do sistema hídrico denominado de Rio Marisco e atualmente comporta-se como sistema lacustre com pouca influência da cunha marinha, apesar de sua proximidade com o mar. O aporte de água à lagoa se dá, principalmente, pelo aquífero de dunas marginais, constituído pelos aquíferos da Lagoa da Encantada e do Rio Marisco, além das águas pluviais no período chuvoso (IBAMA, 1999). Esses aquíferos são responsáveis pela recarga hídrica do sistema no período de estiagem.

6 Aspectos Físicos

6.1 Geologia e Processo de formação da Lagoa do Batoque

Os sedimentos da região têm formação de idade tércio-quadernária disposta sobre embasamento pré-cambriano. A conformação geológica atual da região do Batoque mostra-se representativa de alterações ambientais litorâneas causadas por processos transgressivos holocênicos. Tais processos ocasionaram a progradação da linha de costa cearense, formando grandes áreas arenosas que, com a ação dos ventos, formaram os mares de areias que ocorrem na costa do estado do Ceará (GOMES, 1998).

A área em estudo está localizada em um trecho representativo do litoral cearense, constituído por terraços holocênicos, dunas, lagoas costeiras, estuários, manguezais e aluviões que, ao longo do tempo, foram submetidos a intenso processo sedimentológico que propiciou as conformações atuais do relevo.

O processo sedimentológico natural desta área está relacionado a modificações da paisagem devido, principalmente, a processos eólicos que resultaram no afogamento do canal estuarino principal, redirecionando o processo local e formando a atual Lagoa do Batoque.

Devido aos processos de aluvionamento dos canais de mangue e conseqüente diminuição do fluxo de água marinha à lagoa, o substrato argiloso constituído por Solos Indiscriminados de Mangue¹, encontra-se recoberto por uma camada de depósitos arenosos mais recentes, resultantes de deposição eólica e escoamento superficial marginal das redes de drenagem.

¹ Solos Indiscriminados de Mangue: solos halomórficos, pouco consolidados e semi-fluidos, com coloração obscura e uma drenagem ineficiente. Apresentam textura argilo-arenosa, elevada concentração de sais e H₂S, sendo pobre em cálcio (0,5 a 1,5%) e rico em matéria orgânica (IBAMA, 1999)

6.2 Geomorfologia

Na região, destacam-se três unidades estruturantes das condicionantes ambientais litorâneas: Tabuleiros Litorâneos, Planícies Litorâneas e Planícies Fluviais.

Os Tabuleiros Litorâneos estão distribuídos ao sul da área da RESEX-Batoque, perfazendo sua área de entorno com relevos planos e declividade suave em direção ao mar. A feição principal e mais representativa da área destinada à reserva é a Planície Litorânea, constituída por campos de dunas, praias e pós-praia. Apresenta um relevo plano a suavemente ondulado, exceto para o Campo de Dunas, com maior oscilação altimétrica (SILVA, 1987).

A Planície flúvio-marinha mais representativa vai de Batoque, entorno da reserva, à localidade de Barro Preto e está localizada numa depressão entre a zona de pós-praia e os campos dunares. Há ainda, no limite leste da área da reserva, próximo à APA de Balbino, uma planície flúvio-marinha de menor porte (IBAMA, 1999).

6.3 Solos

Silva (1987), estudando os solos da região que compreende os mangues de Marisco e do Barro Preto destacou que aqueles estão divididos em três principais unidades: Areias Quartzosas Distróficas, Solos indiscriminados de Mangue e Solos Aluviais.

Ainda segundo Silva (*op. cit.*), o tipo de solo mais representativo da região é constituído por Areias Quartzosas Distróficas, que recobrem quase toda a superfície da área, exceto pelas zonas de manguezais e planícies fluviais. Caracterizam-se por serem solos com horizonte A ausente ou pouco desenvolvido, horizonte C muito profundo e por

apresentarem elevada capacidade de drenagem. Os Solos Indiscriminados de Mangue ocupam as planícies flúvio-marinhas e são compostos por subunidades como Solonchakes, Solos Gleythiomórficos e Solos Ácidos Sulfatados. São solos alagados, holomórficos, com altas concentrações de sais e enxofre, devido à influência marítima e uma elevada concentração de matéria orgânica. Sua textura varia de argiloso a areno-argiloso, possuem coloração escura e seus horizontes edáficos não são diferenciados. Na área específica da RESEX-Batoque, os Solos Aluviais são bastante representativos e possuem grande importância agrícola. Possuem textura areno argilosa e horizonte superficial mais arenoso devido à deposição eólica e escoamento superficial marginal das redes de drenagem.

6.4 Vegetação

De acordo com o “Laudo Biológico da área da Comunidade do Batoque e entorno, Litoral Leste do Estado do Ceará – Brasil” (IBAMA, 1999), a vegetação da área reservada à RESEX-Batoque apresenta características típicas do revestimento florístico da região litorânea cearense, sofrendo influência da salinidade, da intensidade dos ventos, da radiação solar e do regime de precipitação pluviométrica. As unidades vegetacionais mais representativas identificadas são: Floresta Perenifólia Paludosa Marítima (Vegetação de Mangue), Vegetação Pioneira, Vegetação Subperenifólia de Dunas e Vegetação de Ambiente Lacustre Pré-Dunar. A estimativa de área ocupada por cada unidade de vegetação, sua participação na área da reserva e principais características são apresentadas na Tabela 1.

As espécies formadoras da Vegetação de Ambiente Lacustre Pré-dunar estão adaptadas ao ambiente aquático e à área sujeita a inundações no período chuvoso. A Tabuba (*Typha*

dominguensis) e a vegetação aquática que predomina na Lagoa do Batoque estão presentes em todas as outras lagoas pré-dunares da área, sendo que, em algumas, ocupa praticamente todo o espelho d'água, alcançando altura de 1,5 a 2,0 metros. A margem das lagoas apresenta vegetação constituída por macrófitas flutuantes – *Eichhornia crassipes* (aguapé), *Nynpheae spp.*, *Lemna minor*, *Salvinia sp.*(orelha de rato) – e espécies florísticas do substrato – *Typha sp.*(tabuba), *Eleocharis sp.*(junco), *Polygonum acre* (pimenta d'água), *Ipomoea pres-caparae* (salsa) e *Ramirea marítima* (pinheirinho da praia). No entorno da lagoa destacam-se os coqueiros (*Cocus mucifera*), ocupando cerca de 5,0 a 7,0 ha no extremo oeste da área da reserva (IBAMA,1999).

Tabela 1 – Unidades Vegetacionais, área estimada, percentual de participação e características marcantes da Área em Estudo – Proposta para criação da Reserva Extrativista do Batoque, Município de Aquiraz/CE – Fonte: IBAMA (1999)

Unidade Vegetacional	Área (ha)	%	Características marcantes
Floresta Perenifolia Paludosa Marítima (Vegetação de Mangue)	16,0	5,71	Composta por espécies das famílias: Combretaceae, Rizophodaceae e Verbenaceae
Vegetação Pioneira	55,0	19,64	Configura-se por um tapete de Gramíneas e Ciperáceas
Vegetação Subperenifolia de Dunas	127,0	45,36	Composta predominantemente de espécies arbustivas
Vegetação de Ambiente Lacustre Pré-Dunar	82,0	29,29	Predominância de <i>Typha dominguensis</i>
Total	280,0	100,0	

7 Aspectos Climáticos

Em razão da proximidade da área de estudo com a região metropolitana de Fortaleza-CE, os dados climáticos utilizados para a caracterização climática da área de estudo foram obtidos através das normais climatológicas da capital (BRASIL, 1992), que são as mais recentemente publicadas. Exceção é feita para os dados pluviométricos, provenientes da estação meteorológica da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME, localizada no município de Aquiraz e para os dados de ventos, obtidos da estação meteorológica da FUNCEME em Fortaleza (FUNCEME, 1996 apud BRAID, 2004).

7.1 Precipitação Pluviométrica

No Ceará, as chuvas mais significativas iniciam-se em dezembro de cada ano e podem estender-se até junho ou julho, dependendo das condições oceânicas e atmosféricas atuantes. As chuvas que acontecem em dezembro e janeiro são chamadas chuvas de pré-estação e ocorrem principalmente na região do Cariri, sendo influenciadas pela proximidade de frentes frias, que se posicionam sobre a Bahia, sul do Maranhão e Piauí neste período. Em fevereiro de cada ano inicia-se a chamada quadra chuvosa do Estado do Ceará, que se estende até maio. As chuvas nesse período são influenciadas pela presença da Zona de Convergência Intertropical - ZCIT, considerada o principal sistema causador da pluviometria no norte do Nordeste. No período de fevereiro a maio outros sistemas atmosféricos atuam no sentido de contribuir ou inibir as chuvas, tais como: Vórtices Ciclônicos de Ar Superior - VCAS; Frentes Frias - FF; Linhas de Instabilidade-LI;

Sistemas Convectivos de Mesoescala-CCM e Oscilação 30 a 60 dias (OMJ). O Estado do Ceará também recebe chuvas de junho a agosto, ocasionadas por um sistema atmosférico denominado Ondas de Leste (OL). As chuvas da pré-estação e da estação chuvosa são influenciadas por condições oceânicas e atmosféricas locais e globais. Fenômenos como El Niño, La Niña, Temperatura do Atlântico Tropical, Ventos Alísios de Nordeste e de Sudeste, dentre outros, atuam contribuindo ou não para a formação de nuvens causadoras de chuva sobre o Estado do Ceará (FUNCEME, 2005). A partir de agosto, tem início a denominada “estação seca” que se estende até novembro ou dezembro, sendo que os menores índices de precipitação são registrados durante o trimestre que vai de setembro a novembro (Figura 10).

Figura 10 - Média mensal das precipitações pluviométricas (1979-2004) e umidade relativa do ar (1961-1990) no município de Aquiraz-CE. (Fonte: FUNCEME, 2005; BRASIL, 1992)

A concentração de chuvas no primeiro semestre do ano é a característica mais marcante do regime pluviométrico da região, e afeta várias outras propriedades climáticas no estado. As principais condicionantes da região onde estão assentadas as bacias metropolitanas e onde

está inserida a bacia da lagoa do Batoque, são a proximidade do litoral, que faz com que os índices pluviométricos sejam mais elevados e as temperaturas mais estáveis, e o relevo mais acidentado, o que favorece a ocorrência de chuvas orográficas e temperaturas mais baixas devido à maior altitude (CEARÁ, 1999, apud FREIRE, 2000)². O volume total precipitado na área de estudo é da ordem de 1441,7 mm.ano⁻¹ (FUNCEME, 2005).

De acordo com o relatório “Análise das Chuvas de 2005”, as chuvas observadas no ano de 2005 apresentaram grande irregularidade espacial e temporal. No período que vai de janeiro a maio, a chuva acumulada ficou abaixo da média histórica da região, sendo que na macrorregião pluviometricamente homogênea do Litoral de Fortaleza, o mês de maio foi o único mês a apresentar média acima da histórica durante o período (**Figura 11**).

Figura 11 - Dados pluviométricos referentes ao ano de 2005 no município de Aquiraz-CE (Fonte: FUNCEME, 2005)

² CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Projeto de desenvolvimento urbano e gestão dos recursos hídricos (PROURB – CE): Plano de gerenciamento das águas das bacias metropolitanas. Relatório de fase I, Tomo I: Diagnóstico e estudos básicos.** Fortaleza, 1999.

Apesar disso, o município de Pindoretama, próximo à localidade do Batoque, foi um dentre os 7,6% do total de municípios do estado a receberem um volume de precipitação acima da média histórica para o período que vai de fevereiro a maio (FUNCEME, 2005).

7.2 Umidade Relativa do Ar

A umidade relativa do ar varia desde 73% (mínimo) durante a estação seca até 85% (máximo) referentes à estação chuvosa, demonstrando a forte relação com o regime pluviométrico da região (**Figura 10**).

7.3 Temperatura

As temperaturas médias da região variam pouco ao longo do ano, com mínima de 25,7°C (julho) e máxima de 27,3°C (dez-jan), revelando a alta estabilidade do regime térmico local (**Figura 12**).

Figura 12 – Médias mensais de temperatura máxima, média e mínima do Município de Fortaleza-CE, entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)

A amplitude térmica máxima anual é de apenas 7,7°C, com os valores máximos absolutos relativos à estação seca (dez-jan) e os mínimos registrados durante o inverno (julho).

7.4 *Insolação Total*

A média de insolação total anual entre os anos de 1961 e 1990 foi de 2694,3 horas.ano⁻¹, sendo que as maiores médias mensais foram observadas durante o mês de outubro (296,1 horas) e as mínimas durante o mês de março (148,9 horas) acompanhando, deste modo, o regime pluviométrico (**Figura 13**).

Figura 13 – Médias mensais de insolação total no Município de Fortaleza-CE entre 1961 e 1990. (Fonte: BRASIL, 1992)

7.5 *Nebulosidade*

A nebulosidade também demonstra sofrer forte influência do regime de chuvas da região, com os maiores valores registrados durante os meses da estação chuvosa (mar-mai) e os

menores durante a estação seca (ago-out). As médias mensais dos últimos anos são apresentadas na **Figura 14**.

Figura 14 – Médias mensais de nebulosidade no Município de Fortaleza-CE entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)

7.6 Evaporação Total

As condições climáticas supracitadas favorecem o fenômeno da evaporação, fazendo com que esta apresente uma média anual (1961-1990) de 1469,2 mm/ano em tanques de evaporação Classe A. A ausência de chuvas durante os meses da estação seca (set-nov) é acompanhada pelas maiores taxas de evaporação, enquanto que os meses referentes à estação chuvosa (mar-mai) respondem pelas menores taxas (**Figura 15**).

Figura 15 – Médias mensais de evaporação no Município de Fortaleza entre 1961-1990. (Fonte: BRASIL, 1992)

7.7 *Velocidade e direção dos ventos*

As médias mensais de velocidades dos ventos na região variam pouco, com valores mínimos de $2,5 \text{ m.s}^{-1}$ durante o período de maiores precipitações e máximos de $4,5 \text{ m.s}^{-1}$ (**Figura 16**). As direções preferenciais dos ventos oscilam entre os quadrantes sudeste (principalmente durante o período de ventos mais fortes) e leste durante praticamente todo o ano, com ocorrência de predomínio de outras direções somente esporadicamente em períodos de pouca incidência pluviométrica.

Figura 16 – Médias mensais da velocidade dos ventos no município de Fortaleza entre 1974 – 1995 (Fonte: FUNCEME, 1996 apud BRAID, 2004)

8 Histórico

O mau uso e a má ocupação do solo das regiões costeiras do Estado do Ceará, favorecidos pelas políticas públicas adotadas pelo governo do Estado nos últimos anos, têm levado à conseqüente degradação dos ecossistemas ali existentes. É comum o incentivo a grandes grupos hoteleiros que, visando a exploração comercial do litoral cearense por meio do turismo, instalam-se em pequenas localidades sem tomar as devidas precauções com os impactos causados quando de sua instalação, sejam esses impactos ambientais ou sócio-culturais.

Nesse contexto, insere-se a comunidade do Batoque. Fixada há mais de 80 anos, em terras da zona litorânea, entre os municípios de Pindoretama e Aquiraz, litoral leste do Ceará, a comunidade do Batoque, surgida como uma vila de pescadores passa, a partir de 1970, a ser invadida por especuladores imobiliários. Em 1989 foi criada a Associação de Moradores da comunidade do Batoque, com o propósito de organizar os moradores na luta pela permanência em suas terras e pela sustentação da comunidade. O embate entre a comunidade nativa e os especuladores imobiliários atingiu seu ápice em 1999, quando a construtora Odebrecht adquiriu terrenos de proprietários especuladores com o intuito de criar um grande empreendimento hoteleiro na região envolvendo, inclusive, terrenos da comunidade. Movido pela comunidade, o Ministério Público Federal promoveu o Ajustamento de Conduta, no qual fica acordada a implantação da Reserva Extrativista do Batoque, RESEX-Batoque. Em junho do mesmo ano, foi selado um acordo que reconhece aos nativos a posse de suas terras e abriu o processo de criação da RESEX-Batoque (BRAID, 2004).

As Reservas Extrativistas são espaços territoriais destinados à exploração auto-sustentável e conservação dos recursos naturais renováveis por populações tradicionais, de modo a buscar materializar o desenvolvimento sustentável, equilibrando interesses ecológicos de conservação ambiental, com interesses sociais de melhoria de vida das populações que ali habitam. As RESEX surgiram a partir da luta de seringueiros do norte do país que, para acabar com a “colonização” dos seringais, exigiam a concessão dos mesmos a moradores tradicionais, visando manter o extrativismo. Pretendiam, deste modo, resolver a questão fundiária e proteger a floresta contra as ameaças dos desmatamentos, causados pela exploração pecuária. No âmbito da Política Nacional do Meio Ambiente, as RESEX tiveram sua criação possibilitada por meio da Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989, e foram regulamentadas através do Decreto Nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990 (RUEDA, 2005).

A RESEX do Batoque foi criada a partir do decreto sem número de 5 de junho de 2003. Ocupa uma área de 601,05 ha, com perímetro de 13,51 km, entre as coordenadas geográficas: 3°58'30" – 4°00'50" lat. S e 38°13'20" – 38°15'10" long. W Gr. Tem como confrontantes ao norte e ao leste o Oceano Atlântico; a oeste a Reserva Indígena Lagoa da Encantada e as comunidades do Barro Preto, do Município de Aquiraz; e ao sul, terrenos ocupados pela fazenda Byarritz e terras da União do Município de Pindoretama, bem como a Área de Proteção Ambiental do Balbino, no município de Cascavel.

9 Aspectos sócio-econômicos

Segundo levantamento socioeconômico censitário realizado na Reserva Extrativista do Batoque em maio de 2004, a reserva conta com 576 habitantes permanentes dispostos em 300 residências, sendo que destas, 102 são casas de veraneio que durante períodos de alta estação são ocupadas por visitantes e veranistas, aumentando sensivelmente a população local (BRAID, 2004).

A atividade produtiva mais importante da reserva é a pesca, representando 23% de sua renda, seguida por atividades comerciais, incluindo as de atendimento ao turista, como barracas de lazer (7%) e a agricultura (5%). Além dessas, atividades como a pecuária extensiva, o extrativismo e a confecção de produtos artesanais, completam o bojo das atividades produtivas da reserva que, apesar de inserida em um contexto extrativista, tem a maior parte da renda oriunda de outras fontes como a aposentadoria, assistência governamental, prestação de serviços a terceiros, entre outras (BRAID, *op. cit.*).

A grande maioria dos moradores da comunidade vive da pesca e da agricultura. A pesca é exercida tanto nas lagoas como em ambiente marinho, porém somente a pesca marinha chega a atingir importância comercial, sendo a pesca praticada em ambiente lacustre de maneira artesanal, como atividade de subsistência (JUVÊNCIO *et al.*, 2003).

Cerca de 90% da população local tem seu abastecimento de água oriundo de poços, havendo água encanada somente em 20% dos prédios. A comunidade não dispõe de sistema de coleta de esgotos sanitários e se utiliza, em sua maior parte (76%), de fossas negras para a destinação final dos efluentes domésticos das residências. Tais fossas dificilmente têm guardadas as distâncias mínimas em relação aos poços de captação de água para

abastecimento (BRAID, 2004). A utilização de fossas apresenta sério risco de contaminação à lagoa do Batoque, visto que grande parte do núcleo residencial da reserva encontra-se às margens da mesma. Segundo Juvêncio *et al.* (2003), o quadro de doenças citado pelo agente de saúde do posto local retrata a precariedade das condições sanitárias da comunidade, sendo comum a presença de amebíase, disenterias infecciosas e alergias respiratórias entre as crianças, principalmente.

Os resíduos sólidos da comunidade são coletados semanalmente e dispostos em aterro no município de Aquiraz. Devido à baixa frequência do carro coletor e à falta de acesso do mesmo a determinados locais da comunidade, é comum encontrar lixo disposto a céu aberto (JUVÊNCIO *et al.*, *op. cit.*).

10 Revisão Bibliográfica

Quando a linha de costa de uma grande massa de água, como o mar ou uma grande lagoa, possui alguma irregularidade ou recorte, eventualmente, forma-se uma barra transversal que fecha a depressão e delimita uma lagoa costeira. A formação de uma lagoa costeira ocorre principalmente pela deposição de sedimentos que são transportados por correntes marítimas paralelas à linha de costa, quando pode haver o fechamento total ou parcial da baía com o ecossistema aberto (WETZEL, 1993).

Segundo Wetzel (1993), as lagoas costeiras marinhas resultam frequentemente da formação de barras de um lado a outro das desembocaduras de antigos estuários que foram inundados quando da elevação do nível d'água, ou provêm de barras originadas pela acumulação de contribuição de sedimentos terrígenos. Podem ainda ser originadas do fechamento da desembocadura de rios, pelo transporte e deposição de sedimentos marinhos tanto quanto de sedimentos dos próprios rios (SPERLING, 1999).

Quando as vazões de descarga do rio e as correntes das marés são suficientemente fortes para impedir a separação completa da lagoa costeira, haverá alternadamente água doce e água salobra na lagoa, sendo que a salinidade do corpo d'água dependerá das taxas de entrada de água doce e das intrusões de água salgada. Deste modo, as lagoas estarão delimitadas por uma ou mais ilhas-barreiras bem como por cordões arenosos, sendo ligadas ao mar por um ou mais canais, os quais são relativamente pequenos frente à lagoa. Há ainda, outras lagoas costeiras que estão completamente separadas do mar (WETZEL, 1993; BARNES, 1980 apud NEWTON & MUDGE, 2003).³

³ Barnes, R. S. K. **Coastal lagoons**. Cambridge: Cambridge University Press, 1980. 106 p.

A atual caracterização da Lagoa do Batoque como ambiente lacustre de água doce é resultado do processo de aluvionamento do canal que a une ao mar e da degradação da Vegetação de Mangue. A entrada de água salobra através do Riacho Boa Vista propicia, no período de acúmulo de águas superficiais, o transbordamento dos córregos menores, que contribui para o aumento da concentração de sais na Lagoa do Batoque. Devido aos processos de aluvionamento dos canais de mangue e conseqüente diminuição do aporte de águas marinhas à lagoa, a vegetação de mangue foi eliminada progressivamente para dar lugar a extensos estandes de *Thypha dominguensis* (tabuba), macrófita enraizada que domina a paisagem da zona litorânea da lagoa do Batoque, e em menor quantidade, à samambaia de mangue (*Acrotichum aureum*) (IBAMA, 1999).

As lagoas costeiras destacam-se devido ao elevado número de espécies vegetais e animais, alta produtividade, além da acentuada importância paisagística e turística em nível regional, constituindo-se, desta forma, em ambientes aquáticos de extrema importância econômica e ecológica (CALLISTO *et al.*, 1998).

Devido à minimização de fontes de energia tais como marés, ondas e correntes, conseqüência direta do encerramento das lagunas, estes sistemas podem ser caracterizados como regiões de troca restrita. Com isso, a matéria alóctone originada de suas bacias de drenagem e ali introduzida é eficientemente retida e reciclada (TETT *et al.*, 2003; KNOPPERS; KJERFVE, 1999 apud FONSECA *et al.*, 2002)⁴.

Segundo Esteves (1998c), as lagoas costeiras brasileiras podem ser consideradas como um dos conjuntos de ecossistemas aquáticos continentais mais representativos do país. São ecossistemas cujo tamanho varia desde pequenas depressões, preenchidas com água da

⁴ Knoppers, B.; Kjerfve, B. Coastal Lagoons of southeastern Brazil: Physical and Biogeochemical characteristics. In: Perillo, G. M. E.; Piccolo, M. C.; Pino-Quivira, M. (eds.). **Estuaries of South America, their morphology and dynamics**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, chap. 3: 35-66.

chuva ou do mar, de caráter temporário, até corpos d'água de grandes extensões como a Lagoa dos Patos (RS).

Por encontrar-se em locais de alto valor imobiliário comercial, as lagoas costeiras brasileiras têm sofrido cada vez mais a pressão das atividades antrópicas, com conseqüente degradação ecológica e paisagística. Dentre as principais formas de degradação das condições naturais das lagoas costeiras, podem ser destacadas (ESTEVES, 1998c): (i) lançamento de efluentes domésticos ou industriais; (ii) aterro das margens; (iii) assoreamento da bacia; (iv) retirada de areia e depósitos calcários; (v) degradação da vegetação terrestre no entorno da lagoa costeira ou ao longo de seus tributários; (vi) introdução de espécies de peixes exóticos; (vii) edificações nas margens.

Tais atividades podem levar ao aumento na carga de nutrientes ao sistema e, por conseguinte, ao risco de eutrofização, intensificado pela restrita troca d'água característica desses sistemas (TETT *et al.*, 2003).

A utilização das áreas de contribuição de lagoas costeiras para as mais diversas atividades antrópicas, bem como os impactos causados por essas atividades sobre tais ecossistemas têm sido abordados ao longo dos anos em diversos estudos (TETT *et al.*, *op.cit.*, ADRIANO *et al.*, 2005, DEVLIN; BRODIE, 2005).

Galindo *et al.* (1997), estudando a Lagoa Huizache-Camanero, na costa do México, detectaram elevação nas concentrações de fosfato decorrentes do aumento do uso de fertilizantes nas áreas plantadas contribuintes à lagoa, além de descargas de efluentes de carcinicultura, ultrapassando os níveis fixados pela legislação local.

Hung e Hung (2003), estudando uma lagoa costeira hipereutrófica no sudoeste de Taiwan, puderam verificar que a dinâmica de nutrientes na mesma é regulada pela variabilidade temporal de contribuições alóctones, pela remoção biológica e pela circulação da água

devido às marés. Segundo o estudo, os fluxos de nutrientes originários do bentos, apesar de não serem negligenciáveis, contribuem minimamente para o total da carga contribuinte ao sistema. Os autores também mostraram que a produção primária não foi controlada pela disponibilidade de nutrientes, que estiveram em excesso durante todo o período de estudo, e sim por outros fatores como a turbidez, a temperatura da água e a Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA). Os autores concluíram ainda que a alta produção primária aliada à estratificação térmica contribuiu para a deficiência de oxigênio nas regiões mais interiores da lagoa durante as estações quentes.

Na Europa, o projeto OAERRE (Aplicações Oceanográficas para a Eutrofização em Regiões de Troca Restrita), uma parceria entre 12 instituições, financiado pela União Européia, vem gerando desde 2000 estudos dos mais diversos a respeito dos processos físicos, biogeoquímicos e biológicos, e suas interações, envolvidos na eutrofização de regiões de troca restrita, especialmente lagunas e fiordes (NEWTON *et al.*, 2003, NEWTON; MUDGE, 2003). O projeto tem como área de estudo 6 regiões de troca restrita espalhadas pela Europa e com diferentes características físicas, climáticas, de intercâmbio com o oceano e diferentes níveis de ocupação antrópica (TETT *et al.*, 2003).

Newton *et al.* (*op. cit.*), durante estudo conduzido na lagoa costeira Ria Formosa, no litoral sul de Portugal, mostraram que, de acordo com a classificação das Diretrizes do Sistema de Águas da União Européia (EU-WFD), a lagoa pode ser considerada como um sistema que apresenta nenhum ou somente impactos humanos menores devido à ausência de atividades industriais em sua bacia e ao seu regime de troca d'água. Apesar disso, segundo o critério de avaliação de eutrofização da Agência Ambiental Européia (EEA), a qualidade da água da lagoa foi classificada entre os conceitos “pobre” e “má”. O processo de eutrofização ali detectado teve como causa a carga excessiva de nutrientes provenientes de atividades

humanas na bacia de contribuição da lagoa, sendo a agricultura intensiva, as atividades pecuárias intensivas e a urbanização de áreas adjacentes os principais causadores do aumento da carga de nutrientes na lagoa.

Lucena *et al.* (2002), após estudarem seis lagoas costeiras no nordeste da Espanha, concluíram que as mesmas encontram-se em estado hipereutrófico como resultado do recebimento de descargas de nutrientes oriundas de atividades antrópicas tais como a agricultura, a indústria e a urbanização de áreas adjacentes, por um longo período de tempo. Com o objetivo de avaliar a carga de poluentes oriundos da bacia de drenagem, Collavini *et al.* (2005) monitoraram 12 tributários da Lagoa de Veneza entre 1998 e 2000. O estudo demonstrou que a carga estimada de nitrogênio ao sistema está muito acima do previsto pela legislação local enquanto que a de fósforo encontra-se dentro dos níveis permitidos. Além disso, o projeto trouxe como resultado a estimativa da carga anual de metais pesados, herbicidas e vários contaminantes orgânicos. Os autores puderam concluir que os eventos de cheia são muito importantes no aporte de contaminantes à lagoa, fazendo inclusive com que locais de baixa circulação d'água recebam grandes quantidades destes compostos, funcionando como reservatório para os mesmos. Além dos tributários, pôde-se verificar que a carga de poluentes na lagoa também é originada de outras fontes como: a descarga de efluentes de uma área industrial, deposições atmosféricas, efluentes da cidade de Veneza, estações de tratamento de esgotos localizadas à margem da lagoa e o próprio sedimento da lagoa, que pode ser ressuspenso por mecanismos físicos e biológicos.

Entre as lagoas costeiras brasileiras estudadas, merecem destaque as lagoas costeiras do litoral norte fluminense, que têm sido intensamente estudadas desde a década de 1980 por pesquisadores do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Um dos resultados destes estudos foi a publicação do livro “Ecologia das Lagoas Costeiras

do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)”, uma coletânea de trabalhos, que traz a descrição das características ecológicas comparativas fundamentais para o conhecimento dos mecanismos de funcionamento das lagoas (ESTEVES, 1998a).

Suzuki *et al.* (2002) estudaram as mudanças hidrológicas e hidroquímicas causadas pela abertura artificial da barra de uma lagoa costeira no litoral norte fluminense, Lagoa de Iquiparí. Uma das principais mudanças causadas pela abertura da barra foi a mudança de um sistema cujo metabolismo era parcialmente dominado por macrófitas aquáticas e macroalgas submersas para um outro totalmente dominado pela atividade fitoplanctônica, que apresenta metabolismo mais acelerado e maior eficiência na assimilação de nutrientes dissolvidos. Além disso, foi verificado que durante a abertura houve grande perda de nutrientes e biomassa, mas que a lagoa rapidamente retornou às suas condições hidroquímicas anteriores e que o grande aumento na biomassa fitoplanctônica sugere elevada capacidade de restauração da base da cadeia trófica.

Attayde e Bozelli (1999) verificaram que a carga excessiva de nutrientes provenientes da disposição de efluentes domésticos e industriais resultou na eutrofização da lagoa Carapebus, uma lagoa costeira localizada no litoral norte do Rio de Janeiro. Através desse estudo, puderam ainda concluir que os principais fatores condicionantes da heterogeneidade ambiental da lagoa são as variações espaciais no estado trófico e as variações temporais apresentadas pela influência marinha sobre a mesma.

Fonseca *et al.* (2002) analisaram algumas variáveis físicas e químicas da Lagoa da Conceição – SC e, comparando-as a dados pretéritos, verificaram um incremento na concentração de nitrogênio inorgânico nas águas da lagoa e deduziram estar havendo

alterações na composição da comunidade algal como resposta ao processo de eutrofização por que passa o sistema.

Moller Jr. *et al.* (1996), estudando a circulação e dinâmica da Lagoa dos Patos-RS durante o verão, verificaram que o principal fator controlador da circulação do sistema é o vento, sendo sua principal componente aquela que atua na direção longitudinal à lagoa, porém com alguma influência da brisa marinha, que também tem importante atuação nos processos de mistura da coluna d'água do sistema em algumas regiões. O estudo concluiu, ainda, que a descarga de tributários de água doce é um fator importante na circulação do sistema, atuando no nível d'água de maneira mais importante que o movimento de marés, que tem sua importância restrita à região próxima ao oceano.

Durante estudo conduzido na enseada Saco da Mangueira, no estuário da Lagoa dos Patos-RS, Baumgarten *et al.* (2001) verificaram que as concentrações de nutrientes na água da lagoa estiveram fortemente influenciados pelo regime de chuvas da região, aumentando sempre que da elevação do índice pluviométrico, devido ao carreamento de nutrientes antropogênicos para o interior da lagoa.

Estudos realizados na Lagoa de Araruama, uma lagoa hipersalina localizada no litoral do Rio de Janeiro, demonstraram que a combinação entre o elevado tempo de residência, a atuação da comunidade microfitobêntica como principal produtor primário e a remoção de fósforo por algas bênticas resultou em oligotrofia do sistema durante a maior parte do período de estudo, sendo que há sinais de que a mesma encontra-se em transição para um estado mesotrófico. O estudo mostrou ainda, que as principais contribuições para a carga de nutrientes à lagoa são provenientes de fontes antropogênicas (SOUZA *et al.*, 2003).

O litoral do estado do Ceará possui inúmeras lagoas costeiras que, por se constituírem em ambientes de extrema beleza cênica, contribuem para a valorização turística da região.

Além disso, há várias comunidades litorâneas em que os moradores utilizam as lagoas para os mais diversos fins como lazer, pesca, extração vegetal, abastecimento d'água para consumo, dessedentação de animais e lavagem de roupas. Apesar de sua importância, são escassos os estudos envolvendo estes sistemas aquáticos no Ceará, sendo que a maioria destes se limita a comparar a qualidade da água dos corpos d'água estudados aos padrões exigidos pela resolução CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986).

Almeida *et al.* (1998), em estudo conduzido em algumas lagoas e açudes localizados na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), verificaram que a Lagoa da Sapiranga, uma lagoa costeira situada na bacia do Rio Pacoti, não atendeu às exigências da resolução CONAMA 20/86 (*op. cit.*) para as concentrações de nitrogênio amoniacal e de fósforo total. Além disso, a lagoa apresentou concentrações de oxigênio dissolvido abaixo do estabelecido na resolução para corpos d'água enquadrados na classe 2. O estudo detectou que a principal fonte poluidora da lagoa foi a disposição de lixo diretamente ou nas margens do corpo d'água.

Com o intuito de verificar a balneabilidade da Lagoa do Banana, uma lagoa costeira localizada no município de Caucaia, no litoral oeste do Ceará, de acordo com os padrões da resolução CONAMA 20/86 (*op. cit.*), Silva (2000) fez uma avaliação de variáveis físicas, químicas e bacteriológicas de amostras coletadas em três pontos do corpo d'água durante um período de dois meses (set-out/2000). O estudo demonstrou que as águas da lagoa não são próprias para fins de balneabilidade devido às altas concentrações de fósforo e óleos e graxas encontradas. Segundo a autora, o comprometimento da qualidade da água da lagoa deve-se à presença de residências e restaurantes às margens da mesma.

Almeida *et al.* (2001), em estudo que fez parte do Projeto de Recuperação e Conservação de Lagoas realizado pelo Programa de Ação para o Desenvolvimento do Turismo no

Nordeste –PRODETUR, procederam à caracterização de três sistemas lacustres do litoral oeste do estado do Ceará, o Lagamar do Trairi, a Lagoa da Canabrava e a Lagoa das Almécegas. O estudo mostrou que, dos corpos d'água estudados, apenas o Lagamar do Trairi não atende às especificações da resolução CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986) para corpos d'água enquadrados na classe 2, no que diz respeito à enumeração do Número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes, sugerindo aporte de esgotos domésticos a este corpo d'água. Devido aos baixos valores de DBO_5 , e às altas concentrações de OD encontradas durante o estudo, os autores afirmaram que *“nada se pode inferir sobre a possibilidade de aporte antrópico às outras lagoas”*.

Em 2003, a Prefeitura Municipal de Fortaleza (PMF) elaborou o “Inventário ambiental de Fortaleza” (PMF, 2003) com o objetivo de atualizar os sistemas normalizadores do controle do desenvolvimento urbano de Fortaleza. Este inventário reúne um banco de dados referentes aos recursos naturais do município, entre eles, algumas lagoas costeiras localizadas dentro da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). O levantamento realizado pelo inventário afirma que, apesar de os corpos d'água do município apresentarem baixa qualidade em relação às variáveis investigadas, as lagoas costeiras, por estarem situadas em regiões menos urbanizadas do município, apresentaram melhores condições.

Merece destaque o estudo de Gomes (1998), em que foram estudadas as características físicas, químicas e biológicas das águas da Lagoa do Uruaú, uma lagoa costeira localizada no município de Beberibe, no litoral leste do Ceará, e a influência de fatores morfométricos e hidrológicos sobre a dinâmica das variáveis investigadas. De acordo com o estudo, o corpo d'água apresentou distribuição homogênea da salinidade e condutividade na coluna d'água, o que foi atribuído à ação dos ventos, responsáveis igualmente pela ausência de estratificação térmica no sistema. A autora demonstrou que a maioria das variáveis

analisadas apresentou um padrão de variação, ainda que pouco pronunciado, relacionado a oscilações no nível d'água, com diluição dos nutrientes quando da elevação dos níveis d'água. As precipitações ocorridas no início do período chuvoso contribuíram para o aumento da concentração de nutrientes no sistema. Os valores de pH sugeriram ambiente com águas ligeiramente ácidas e de baixa capacidade tamponante, devido aos reduzidos valores de alcalinidade encontrados. Toda a coluna d'água apresentou valores típicos de saturação de oxigênio dissolvido, com ligeiro decréscimo em direção ao fundo. Os grupos Clorofícea e Diatomácea estiveram presentes em maior quantidade na composição do fitoplâncton da lagoa e, quanto à incidência de bactérias do grupo coliforme, o corpo d'água pôde ser classificado como excelente para fins de balneabilidade, segundo a resolução CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986). A autora pôde concluir ainda, baseada na morfometria da lagoa e nos resultados obtidos durante o estudo, que a lagoa enquadra-se bem no modelo “dinâmico” descrito por Bozelli *et al.* (1992)⁵ para as lagoas de planície costeira e que a mesma “*encontra-se relativamente intacta*”.

Gomes (2003) realizou estudo a respeito de aspectos hidrológicos, sedimentológicos e hidroquímicos da lagoa do Catú, uma lagoa costeira localizada no município de Aquiraz, no litoral leste do Estado do Ceará. Segundo dados morfométricos e climáticos, a autora destaca que o vento influencia intensamente a circulação de água no ambiente. Os valores de pH encontrados indicaram caráter levemente ácido de suas águas. De acordo com o estudo, foram encontradas concentrações de OD próximas à saturação e baixa condutividade elétrica em todo o corpo d'água. Foram encontradas concentrações de nitrogênio amoniacal relativamente altos ($294 \mu\text{g.L}^{-1}$) e, apesar de serem encontrados

⁵ BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; ROLAND, F.; SUZUKI, M. S. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: Variáveis abióticas e clorofila *a* (Espírito Santo – Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. São Paulo, UFSCAR, v. 4, p. 13-31, 1992.

coliformes fecais em todos os pontos amostrados, nenhum deles ultrapassou o limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986) para a classe 2.

Em 1982, foi feito um “Relatório preliminar sobre os elementos bióticos e abióticos da área da Lagoa da Encantada”, área que mais tarde foi transformada em reserva ecológica e que fica no limite oeste da RESEX-Batoque. Durante o estudo, foram analisadas algumas variáveis físicas e químicas de amostras de água coletadas em quatro pontos da lagoa. No entanto, o relatório só comenta que *“os índices físico-químicos e bacteriológicos de poluição estão baixos, como também os teores de compostos orgânicos”*. O relatório ainda afirma que há homogeneidade espacial na lagoa e que as águas apresentam baixa dureza total. Os relatores concluem que *“a lagoa não demonstra sinais de poluição, não recebe dejetos humanos e industriais e merece ser preservada”* (GOERGEN (cons.), 1982).

Sobre a Lagoa do Batoque, em 2003 foi realizado um “Diagnóstico das condições de saneamento ambiental da Comunidade do Batoque”. Para a realização deste diagnóstico, foram coletadas amostras de água em alguns pontos, para análise de variáveis físicas, químicas e bacteriológicas, porém o diagnóstico dispõe poucas informações a respeito da qualidade da água da lagoa. De acordo com o diagnóstico, algumas amostras coletadas da lagoa tiveram pH ligeiramente ácido (abaixo de 6,0), a concentração de amônia apresentou valores entre 0,0 e 0,5 mg.L⁻¹ e a DBO da água da lagoa não ultrapassou 5,0 mg O₂.L⁻¹ em nenhum ponto da lagoa.

Ainda, segundo o “Diagnóstico das Condições de Saneamento Ambiental da Comunidade do Batoque” (JUVÊNCIO *et al.*, 2003), foram detectados como principais fontes de poluição da Lagoa do Batoque o lançamento de efluentes líquidos sem tratamento, a disposição de resíduos sólidos e a lavagem de roupas na lagoa. Também foi constatada a

realização de atividades agropecuárias nas proximidades da Lagoa, podendo as mesmas virem a constituir importantes fontes de poluentes ao sistema (IBAMA, 1999).

Devido à pouca profundidade característica de lagoas costeiras e, conseqüentemente, grande extensão da área litorânea, é comum verificar a colonização destas regiões do sistema por comunidades de macrófitas aquáticas e comunidades perifíticas associadas, sendo tais comunidades responsáveis pela maior parte da produção primária do sistema. Apesar disso, na região pelágica destes corpos d'água, a principal comunidade produtora é geralmente a fitoplanctônica. Sabe-se que a estrutura da comunidade fitoplanctônica é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos como condições climáticas, concentração de nutrientes no sistema, interação com outros organismos produtores, morfometria e padrões de circulação e troca d'água do sistema (PHILIPS *et al.*, 2002; HERRERA-SILVEIRA, 1998). Por esse motivo, o estudo da dinâmica do fitoplâncton de um corpo d'água pode ser uma ferramenta importante para a avaliação dos mecanismos atuantes no mesmo.

Herrera-Silveira (*op. cit.*), ao estudar uma lagoa costeira tropical influenciada pela recarga subterrânea, verificou forte correlação entre as concentrações de Clorofila *a* e a Produção Primária Líquida na lagoa. Observou também que as taxas de produção naquele ambiente podem ser influenciadas pela deficiência de alguns nutrientes, pela composição destes nutrientes (como a razão Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID)/Fósforo Solúvel Reativo (PSR)), pela interação com outras comunidades produtoras, como a vegetação aquática submersa e pela presença de substâncias tóxicas na lagoa, sendo que a influência de cada um destes fatores sobre a comunidade fitoplanctônica pode variar sazonalmente.

Philips *et al.* (*op. cit.*) estudaram os principais fatores limitantes ao crescimento da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira de troca d'água restrita na Florida-EUA

e verificaram que o sistema apresenta-se como um ambiente rico em nutrientes, mas que tem a abundância do fitoplâncton inibida por uma série de fatores, incluindo o regime de circulação e a fertilização. A distribuição espacial da densidade fitoplanctônica refletiu diretamente o grau de restrição da circulação de água nas diferentes regiões da lagoa, sendo as maiores densidades encontradas em regiões de circulação mais restrita. Também foi verificado que a carga externa de nutrientes tem um papel importante na dinâmica do fitoplâncton da lagoa, causando uma predominância da limitação do crescimento da comunidade fitoplanctônica pelo nitrogênio em regiões de águas ricas em fósforo e limitação pelo fósforo em águas com altos valores de razão N/P. Finalmente, os autores puderam concluir que a dinâmica do fitoplâncton do sistema está fortemente ligada às condições climáticas, como a pluviometria, e suas conseqüências, como a variação temporal da salinidade, da mistura induzida pelo vento e pela contribuição externa de nutrientes oriundos da bacia de drenagem.

A avaliação da biomassa fitoplanctônica é, além de sua produtividade primária e composição, uma das variáveis mais usadas para indicar o estado trófico de um ecossistema aquático (ESTEVES, 1988; TETT *et al.*, 2003; WASMUND *et al.*, 2001).

Tett *et al.* (*op. cit.*), no intuito de avaliar objetivamente o estado trófico de seis diferentes locais de estudo na linha de costa europeia, compararam vários esquemas de caracterização objetiva de estado trófico existentes e propostos. O estudo demonstrou que a caracterização mais adequada seria segundo os “Padrões de Qualidade Ambiental” (EQSs) propostos pelo Grupo Coordenador do Monitoramento de Despejos no Mar do Reino Unido, que consideram os níveis de nutrientes medidos durante o inverno e os níveis de clorofila *a* medidos durante o verão como variáveis de medição. Segundo os autores, o uso de padrões “absolutos” foi justificado pela necessidade de uma “escala trófica objetiva”.

Herrera-Silveira *et al.* (2002), estudando as concentrações de nutrientes, clorofila *a* e a produtividade primária de três lagoas costeiras na península de Yucatán, no México, fizeram estimativas de seu grau de trofia relacionando-o aos impactos sofridos pelas mesmas devido aos diferentes níveis de poluição observados.

Wasmund *et al.* (2001), estudando águas costeiras e de mar aberto no mar báltico, propuseram um sistema de classificação de estado trófico baseado principalmente na produtividade primária fitoplanctônica medida *in situ*. Ainda segundo o estudo, a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de nutrientes limitantes podem ser utilizadas como variáveis adicionais ou alternativas na avaliação do estado trófico dos corpos d'água, inclusive estuários e lagoas costeiras.

Roland (1998), estudando a produção fitoplanctônica e as concentrações de clorofila *a* nas Lagoas Imboassica e Cabiúnas, ambas lagoas costeiras do litoral do Rio de Janeiro, encontrou valores de produção primária e biomassa fitoplanctônica bem mais elevados para a Lagoa Imboassica, uma lagoa fortemente eutrofizada devido ao intenso lançamento de esgotos domésticos em suas águas, além de observar uma forte correlação entre a produção fitoplanctônica e sua biomassa.

Diferentemente de corpos d'água localizados em regiões de clima temperado, que têm seu metabolismo influenciado por mudanças climáticas reguladas pelas estações do ano, ecossistemas aquáticos tropicais tendem a sofrer maior variação climática num ciclo de 24 horas (nictemeral) que entre os diferentes períodos do ano (ESTEVES, 1988). A radiação solar e, conseqüentemente, a temperatura são as variáveis que sofrem maior variação durante o ciclo nictemeral e influenciam, deste modo, diversos fatores físicos (padrões de circulação e estratificação), químicos (concentração de oxigênio dissolvido, pH) e biológicos (atividade metabólica dos organismos) do sistema.

Ramirez e Bicudo (2002) estudaram as variações nictemerais e espaciais das características climáticas e físicas em um reservatório tropical raso na cidade de São Paulo-SP e sua possível influência sobre a comunidade fitoplanctônica. Por meio deste estudo, os autores puderam verificar que o reservatório é um sistema cinético turbulento, altamente influenciado pelo vento, com estratificações térmicas que podem durar de dias a semanas, sofrendo períodos de misturas mais de uma vez ao ano. Observaram, ainda, que o reservatório pode ser classificado como um ecossistema de turbidez moderada, que diminui basicamente em razão do aumento de feopigmentos na primavera. Foi concluído que o sistema está sob estresse e que a intensidade do estresse sobre a comunidade fitoplanctônica deve-se à pouca penetração de luz, que aumenta do verão para a primavera.

Lacerda *et al.* (2004), em estudo conduzido no estuário do Rio Botafogo em Itamaracá-PE, realizaram coleta nictemeral com um intervalo de 3 horas entre as coletas e verificaram que, em relação à densidade fitoplanctônica do sistema, só houve presença de ciclo nictemeral distinto no inverno, com maiores valores de densidade durante o período de maior intensidade de luz, sugerindo assim que a luz atua como um dos fatores limitantes ao crescimento da comunidade fitoplanctônica durante este período.

Além dos impactos causados sobre a produtividade de lagoas costeiras, a disposição de efluentes líquidos domésticos nestes corpos d'água tem causado um aumento cada vez maior da introdução de patógenos entéricos humanos, refletindo em impactos diretos sobre a saúde pública da população que se utiliza daquela água para os mais diversos fins.

As contribuições externas de esgotos a lagoas costeiras aumentam sua carga microbiológica, porém a persistência destes microrganismos é local e transitória dependendo de vários fatores de origem físico-química, biológica e hidrológica (DIONISIO *et al.*, 2000).

Lipp *et al.* (2001) encontraram uma correlação negativa entre microrganismos indicadores de poluição fecal e a salinidade em 11 estações na Baía de Sarasota (EUA), atribuindo-a à baixa sobrevivência destes organismos em condições de alta salinidade e à alta influência das marés, que provocariam lavagem e diluição dos despejos. Dionísio *et al.* (2000) observaram que a sobrevivência de microrganismos indicadores em águas poluídas pode ser influenciada por vários fatores tais como temperatura, salinidade, turbidez, radiação solar e concentração de oxigênio dissolvido.

Dentre os padrões utilizados para verificar a contaminação de corpos d'água por microrganismos patogênicos de origem fecal, os organismos do grupo coliforme (coliformes totais e fecais) estão entre os mais utilizados. A resolução CONAMA 274/00 estabelece os níveis de coliformes termotolerantes como parâmetro de verificação das condições de balneabilidade de um corpo d'água (BRASIL, 2001). Para os demais usos, inclusive a irrigação, devem ser obedecidos os níveis estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Juvêncio *et al.* (2003) verificaram que em alguns pontos da Lagoa do Batoque, os valores encontrados para o número de coliformes totais e fecais ultrapassaram os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86 para a classe 2. Devido a isso, faz-se necessário um monitoramento das condições sanitárias da lagoa, com vistas a encontrar as principais fontes de poluição e contaminação da mesma, orientar a população local no sentido de minimizar ou acabar com essas fontes e, se necessário, realizar ações estruturais, como a coleta e disposição de esgotos que porventura estejam poluindo a lagoa.

Sabe-se que as lagoas costeiras contribuem de maneira direta para a manutenção do lençol freático e para a estabilidade climática local e regional. No entanto, é como ecossistema

aquático que o homem as tem utilizado e, conseqüentemente, percebido sua importância (ESTEVES, 1998c).

Apesar disso, ainda são escassos os estudos sobre a qualidade da água de lagoas costeiras e dos impactos gerados pelas atividades antrópicas sobre esses ecossistemas no Estado do Ceará. Este fato evidencia a necessidade de investigações mais aprofundadas sobre o assunto de maneira a contribuir para melhor compreensão da dinâmica de tais ecossistemas e, se possível, para a implementação de estratégias de recuperação dos mesmos.

11 Material e Métodos

11.1 Pontos de coleta, periodicidade e amostragem

Os pontos de coleta foram tomados sobre a parte mais profunda das áreas de superfície d'água livre da lagoa, seguindo o que seria o eixo do antigo canal principal do estuário ali existente.

As coletas foram realizadas mensalmente entre maio e novembro de 2005 de maneira a obter dados dos períodos seco e chuvoso. A cada coleta foram realizados perfis de oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), turbidez e temperatura para avaliação das condições de mistura da coluna d'água. Devido a problemas com a calibração da sonda, durante as coletas de maio, junho e julho não foram feitos os perfis de turbidez.

As amostras de água para determinação das variáveis físicas (cor verdadeira, turbidez e material em suspensão), químicas e biológicas (clorofila *a* e densidade do fitoplâncton) foram coletadas à subsuperfície e no fundo, imediatamente acima do sedimento, em todas as coletas, com exceção da primeira, em que só foi amostrada a subsuperfície. Para tanto, foi utilizado um amostrador de descida horizontal do tipo Garrafa de van Dorn com capacidade para 5L. Devido a problemas com a disponibilidade do amostrador, nas duas primeiras coletas (maio e junho) foram utilizados amostradores diferentes. A coleta de maio foi feita com uma garrafa de van Dorn horizontal com capacidade para 2L, enquanto que na coleta de junho foi utilizada uma garrafa de descida vertical com capacidade para 3L.

Após a coleta, as amostras destinadas à determinação das variáveis químicas foram transferidas para frascos de plástico previamente descontaminados com solução

sulfocrômica e imediatamente armazenadas em isopor com gelo a $\pm 4^{\circ}\text{C}$ para, em seguida, serem levadas ao laboratório.

As amostras destinadas às determinações de macronutrientes dissolvidos foram filtradas em filtros de fibra de vidro Milipore AP20 previamente calcinados em forno mufla a 500°C , antes de serem levadas ao resfriamento.

As amostras destinadas à determinação de clorofila *a* foram armazenadas em frasco âmbar, logo após a coleta e conservadas resfriadas até o momento da análise, passando pelo processo de extração logo que chegaram ao laboratório, em espaço de tempo menor que 8 horas após a coleta.

As amostras para contagem do fitoplâncton foram armazenadas em frascos âmbar com capacidade de 100 mL e fixadas com solução de lugol (2%) imediatamente após a coleta. Além disso, amostras para análise qualitativa do fitoplâncton foram coletadas superficialmente com auxílio de rede de plâncton (abertura da malha de 20 μm) e fixadas com formalina neutralizada (2%).

As amostras para determinação de coliformes totais e termotolerantes foram coletadas na subsuperfície de cada ponto em frascos esterilizados com capacidade para 100 mL.

Durante este trabalho, foram realizadas, ainda, duas campanhas de coleta compreendendo um ciclo de 24 horas (nictemeral) em dois períodos distintos do ano, com o objetivo de identificar padrões de variação do sistema em um ciclo diário. A campanha de julho foi iniciada às 06h00min do dia 19/07/05 e teve fim às 06h00min do dia 20/07/05, enquanto que a campanha de dezembro foi iniciada às 08h00min do dia 13/12/05 e findou às 08h00min do dia 14/12/05. As coletas foram realizadas em intervalos de 2 horas entre as 06h00min e as 18h00min e de 4 horas entre as 18h00min e as 06h00min do dia seguinte.

Estes intervalos foram estabelecidos com base nos gráficos de radiação incidente no município de Aquiraz, ao qual pertence a localidade de Batoque, de maneira a verificar com maior precisão as variações ocorridas no decorrer do fotoperíodo.

Estas coletas foram realizadas no ponto 2 da lagoa do Batoque, mais próximo à barraca de lazer da lagoa. A cada coleta foram realizadas sondagens dos perfis verticais de oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água e condutividade elétrica. Além disso, foram coletadas amostras de água da superfície para determinação da alcalinidade total, da turbidez e das concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, nitrogênio total, nitrogênio dissolvido total (somente em dezembro), fósforo solúvel reativo, fósforo total, ferro total, ferro dissolvido total e clorofila *a*. Também foram coletadas amostras de água destinadas à quantificação do fitoplâncton. As coletas foram realizadas por meio de amostrador de descida horizontal do tipo garrafa de van Dorn com capacidade de 5L.

11.2 Variáveis Físicas

As variáveis físicas pH, Condutividade Elétrica e Temperatura foram medidas por meio de uma sonda Horiba U-10. A determinação da turbidez foi realizada por meio de um turbidímetro HACH 2100P. A determinação da Cor Verdadeira foi feita a partir da leitura da absorbância em espectrofotômetro contra padrões de platino-cobalto em comprimento de onda de 455nm conforme descrito em Hongve e Akesson (1996). A estimativa da transparência da coluna d'água foi feita por meio do disco de Secchi. Também foi realizada a quantificação do material em suspensão na lagoa de acordo com o método gravimétrico conforme descrito em APHA (1998) – referência 2540 D.

11.3 Variáveis Químicas

As variáveis químicas analisadas foram: Oxigênio Dissolvido (OD), Alcalinidade Total, Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Total Dissolvido (NTD), Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_{3,4}$), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^{2-}), Fósforo Total (PT), Fósforo Solúvel Reativo (PSR), Ferro Total (FeT) e Ferro Total Dissolvido (FeTD). Todas as análises foram feitas de acordo com o exposto em APHA (1998). Os métodos utilizados são apresentados na Tabela 2:

Tabela 2 – Métodos de determinação das variáveis químicas investigadas

Análise	Método	Referência APHA (1998)
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico (Oxímetro YSI – modelo 55)	4500-O G
Alcalinidade Total	Titulação Potenciométrica	2320 B
Nitrogênio Total	Digestão com persulfato	4500 – Norg D
Nitrogênio Dissolvido Total	Digestão com persulfato	4500 – Norg D
Nitrogênio Amoniacal	Fenato (espectrofotométrico)	4500-NH ₃ F
Nitrito	Colorimétrico	4500-NO ₂ B
Nitrato	Redução em coluna de cádmio	4500-NO ₃ E
Fósforo Total	Ácido Ascórbico	4500-P E
Fósforo Solúvel Reativo	Ácido Ascórbico	4500-P E
Ferro Total	Colorimétrico (Fenantrolina)	3500-Fe B
Ferro Dissolvido Total	Colorimétrico (Fenantrolina)	3500-Fe B

11.4 Variáveis Biológicas

A estimativa da biomassa fitoplanctônica foi feita por meio da análise da concentração de Clorofila *a* (corrigida para feopigmentos). A determinação da concentração de clorofila *a* foi feita através de extração por acetona (90%) a frio, segundo descrito em APHA (1998) – referência 10200 H.1. A biomassa do fitoplâncton foi estimada através da concentração de clorofila *a* de acordo com APHA (1998) – referência 10200 H.2.

A quantificação dos organismos (células, filamentos, cenóbios) foi feita segundo o método de Utermöhl, em microscópio invertido (Zeiss). O volume sedimentado foi de 2 mL e o tempo de sedimentação de, no mínimo, três horas (WETZEL; LIKENS, 2000).

Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram contados de modo a se conseguir pelo menos 100 indivíduos da espécie dominante, sempre que possível, sendo o erro padrão estimado em 20 % e o limite de confiança de 95 % (WETZEL; LIKENS, *op. cit.*).

Os organismos foram identificados em nível taxonômico de classe, sendo os indivíduos dominantes de cada classe identificados em nível de gênero de acordo com a classificação apresentada por Wehr e Sheath (2003). Os indivíduos dominantes da classe taxonômica Bacillariophyceae foram identificados com base em Schmidt *et al.* (2004).

Para avaliação das condições sanitárias da Lagoa, foram realizadas determinações de Coliformes Totais e Termotolerantes utilizando o método dos tubos múltiplos conforme descrito em Soares *et al.* (1991).

11.5 Análise Estatística

De posse dos dados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) no intuito de verificar padrões de correlação entre as variáveis limnológicas, e de reduzir a dimensionalidade destas variáveis entre as amostras a apenas dois eixos de ordenação. A ACP foi realizada por meio da matriz de correlação, visto que as variáveis possuíam ordens de grandeza diferentes.

Antes de cada análise, os dados passaram por uma transformação logarítmica com o intuito de diminuir a variabilidade dos mesmos em torno de uma distribuição de probabilidade normal.

As análises foram realizadas com o auxílio do programa Statistica 7.0, da Statsoft, Inc., 2004.

12 Resultados e Discussão

12.1 Variação Mensal

12.1.1 Temperatura

A temperatura da água é uma variável de extrema importância na investigação da dinâmica de um ecossistema aquático, visto que a mesma interfere diretamente sobre o metabolismo dos organismos existentes no meio, afetando importantes processos como a respiração, a fotossíntese e a decomposição, e sobre a solubilidade de gases fundamentais ao equilíbrio do sistema, como o oxigênio e o gás carbônico. Além disso, a temperatura pode ser, muitas vezes, a principal responsável pela diferença de densidade entre os diferentes estratos da coluna d'água, interferindo, desta maneira, na distribuição de organismos e de nutrientes na coluna d'água.

Durante o período de amostragem, os valores de temperatura da água estiveram sempre entre 26,4 e 30,3°C, indicando a pequena amplitude de variação comum a ecossistemas aquáticos tropicais ao longo do ano. A comparação dos valores de temperatura da água obtidos nos diferentes pontos de amostragem demonstrou que a pequena variação observada se dá, basicamente, pela diferença entre os horários de coleta, sendo comum observar valores mais altos de temperatura d'água no meio da tarde, entre 15h00min e 16h00min (em torno de 30°C) e os valores mais baixos no meio da manhã, horário de início das coletas, próximo de 10h00min (em torno de 26°C), conforme verificado nas coletas nictemerais. Exceção é feita para o ponto 4, de maior profundidade, que apresentou as menores temperaturas mesmo quando sondado em horários de alta intensidade luminosa. A

maior profundidade deste ponto em relação aos demais o torna mais resistente ao aquecimento, já que o volume a ser aquecido é bem maior. A partir dos perfis de temperatura, pode-se verificar a instabilidade térmica da coluna d'água, praticamente isotérmica em toda sua extensão e com variação um pouco mais pronunciada nas proximidades da camada superficial do sedimento da lagoa (**Figura 17**). Tal fato também foi observado por Gomes (1998), que estudando uma lagoa costeira do litoral leste cearense, concluiu que a coluna d'água do sistema permaneceu desestratificada durante todo o período de estudo, sendo as discretas diferenças de temperatura observadas entre a superfície e fundo associadas à ação dos ventos locais.

Apesar dos pequenos gradientes térmicos ao longo da coluna d'água, pode-se notar que os perfis de temperatura se mostraram influenciados pela variação diária de temperatura do ar, conforme discussão apresentada no tópico referente às coletas nictemerais.

Figura 17 – Distribuição vertical de temperatura da água na lagoa do Batoque em junho de 2005

Nota-se que nos pontos 1, 2 e 3, de menores profundidades ($z_{\text{máx}} \approx 1,50\text{m}$), a temperatura se manteve aproximadamente constante até a profundidade de 1,25m e, a partir daí há uma variação mais acentuada, devido à aproximação à camada superficial do sedimento. No ponto 4, mais profundo ($z_{\text{máx}} \approx 3,20\text{m}$), esta variação só pode ser observada a partir de 1,50m, profundidade da camada superficial do sedimento neste ponto.

A partir de julho, com o fim do período chuvoso, houve diminuição do nível d'água da lagoa, porém, nota-se pela **Figura 18** que o comportamento térmico da coluna d'água seguiu a mesma tendência já observada em junho, com a única diferença da maior proximidade entre a superfície da água e o sedimento. A comparação entre a **Figura 17** e a **Figura 18** comprova a pouca influência da sazonalidade sobre o padrão térmico do corpo d'água, resultado que vai ao encontro do relatado por Gomes (1998), que não observou padrões definidos de sazonalidade da temperatura da água da lagoa do Uruaú. A autora atribuiu tal fato à elevada temperatura do ar e intensa radiação solar durante todo o ano, hipótese também válida para o presente trabalho.

Figura 18 – Distribuição vertical de temperatura da água na lagoa do Batoque em outubro de 2005

12.1.2 Condutividade Elétrica

De acordo com Esteves (1998b), a condutividade elétrica da água é uma das variáveis mais importantes da limnologia, devido à sua capacidade de fornecer informações importantes concernentes tanto ao metabolismo do ecossistema aquático como a fenômenos importantes que ocorrem na bacia de drenagem.

Os valores de condutividade elétrica observados durante o período de estudo demonstraram certa heterogeneidade espacial entre os diferentes pontos de coleta, com exceção para os pontos 2 e 3, que apresentaram valores muito próximos durante todo o período. O ponto 1 apresentou sempre os maiores valores de condutividade, seguido dos pontos 3 e 2, respectivamente e por fim, o ponto 4, respondendo pelos menores valores. Apesar da proximidade com o mar, os valores encontrados foram relativamente baixos: mínimo de $0,164 \text{ mS.cm}^{-1}$ no ponto 4, em maio, e máximo de $0,423 \text{ mS.cm}^{-1}$ no ponto 1, no mês de novembro. Tal fato pode ser explicado pela falta de comunicação da água da lagoa com o mar e pela alimentação da lagoa predominantemente por águas subterrâneas oriundas do aquífero de dunas marginais, constituído pelos aquíferos da Lagoa da Encantada e do Rio Marisco, além das águas pluviais, no período chuvoso.

Em relação à distribuição vertical da condutividade elétrica, os perfis obtidos demonstram a homogeneidade da coluna d'água no que concerne a esta variável. Como pode ser verificado na **Figura 19**, os valores de condutividade se mantêm praticamente constantes em toda a extensão da coluna d'água e aumentam bruscamente quando da proximidade à interface água-sedimento.

O acúmulo de matéria orgânica na camada sedimentar favorece a geração de condições redutoras, fazendo com que a mesma se comporte como depósito de íons dissolvidos, aumentando, assim, a condutividade elétrica nesta região (BAUMGARTEN *et al.*, 2001).

Figura 19 – Distribuição vertical de condutividade elétrica na lagoa do Batoque em outubro de 2005

É curioso observar a pequena variação no perfil de condutividade elétrica medido no ponto 1 durante a coleta realizada no mês de agosto (**Figura 20**). Durante esta coleta, o barco foi ancorado sobre um local em que não havia acumulação de sedimento de natureza orgânica no fundo, como de costume. Desta forma, os valores encontrados na sondagem não apresentaram diferença entre superfície e fundo demonstrando assim a homogeneidade da coluna d'água.

Figura 20 – Distribuição vertical de condutividade elétrica na lagoa do Batoque em agosto de 2005

Ao longo do período de estudo, os valores de condutividade elétrica se mostraram bastante influenciados pelo regime pluviométrico e, conseqüentemente, pelo nível d'água da lagoa em todos os pontos. Durante o ano de 2005, a quadra chuvosa foi deslocada para o período de março a junho, com as chuvas mais intensas acontecendo durante o mês de maio (**Figura 11**). Os valores de condutividade encontrados para o mês de maio foram ligeiramente maiores que aqueles encontrados para o mês de junho, mês que apresentou os menores valores de condutividade concomitantemente ao fim do período chuvoso. Como a coleta de junho foi realizada logo após o período de maior precipitação pluviométrica, e conseqüentemente, maior nível d'água na lagoa, é possível deduzir que esta diminuição tenha sido causada pela diluição dos íons presentes. A partir do mês de julho, os valores de condutividade apresentaram tendência de aumento, atingindo seu valor máximo em novembro (**Figura 21**). O aumento da condutividade durante o período de estiagem pode ser atribuído à intensa evaporação da água nesse período, o que causaria o aumento da concentração de íons dissolvidos no corpo d'água, conforme verificado por Gomes (1998).

Lucena *et al.* (2002) observaram que na lagoa costeira Reguerons, no nordeste da Espanha, as taxas de evaporação foram maiores que as taxas de entrada de água à lagoa causando o aumento da condutividade durante os meses de verão.

Figura 21 – Distribuição espaço-temporal da condutividade elétrica na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

12.1.3 Oxigênio Dissolvido

A determinação da concentração de oxigênio dissolvido é, dentre todos os métodos químicos disponíveis para a investigação de ambientes aquáticos, um dos mais importantes e mais frequentemente usados, visto que a concentração de oxigênio dissolvido fornece informações valiosas acerca das reações biológicas e bioquímicas que têm lugar no sistema aquático (WETZEL; LIKENS, 2000).

O oxigênio pode ser adicionado à água a partir da atmosfera ou como um subproduto da fotossíntese de organismos produtores primários, sendo utilizado por várias reações bioquímicas respiratórias bem como por reações químicas inorgânicas (WETZEL;

LIKENS, 2000). A difusão do oxigênio dissolvido em um corpo d'água se dá, principalmente, pelo seu transporte em massas d'água. Deste modo, os padrões de circulação e mistura de um ecossistema aquático são muito importantes para a difusão e distribuição de oxigênio no mesmo (ESTEVES, 1998b).

Na lagoa do Batoque, durante todo o período de estudo, a coluna d'água apresentou boa oxigenação. Em maio de 2005 foram detectados os menores valores de oxigênio dissolvido, com o mínimo em torno de 70% de saturação no ponto 4, valor baixo quando comparado aos demais encontrados. As menores concentrações de oxigênio deste período são, provavelmente, devidas à ocorrência dos maiores índices pluviométricos, o que acarreta lixiviamento do solo da bacia de contribuição e conseqüente carreamento para o corpo d'água de maiores quantidades de matéria orgânica alóctone, e à ressuspensão do sedimento, contribuindo assim para maiores demandas de oxigênio e diminuição da transparência da água. A utilização da área de entorno para a prática agrícola e a grande quantidade de fossas nas casas que margeiam a lagoa se constituem em fontes importantes de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica alóctone, principalmente no período chuvoso. Além disso, a menor disponibilidade de radiação neste período (**Figura 13**) diminui a atividade fotossintética e, conseqüentemente, as concentrações de oxigênio dissolvido. Durante o mês de junho ainda foram registrados valores de subsaturação de oxigênio, provavelmente devido ao efeito das chuvas do período, encerradas neste mês. A partir de julho, as concentrações de oxigênio dissolvido passaram a aumentar significativamente, apresentando valores típicos de saturação e supersaturação em todos os pontos da lagoa. O aumento das concentrações de oxigênio dissolvido esteve sempre associado ao aumento do pH, confirmando assim a forte relação entre as concentrações de oxigênio dissolvido e a atividade fotossintética desenvolvida. O intenso consumo de gás

carbônico provocado pela fotossíntese resulta em maiores valores de pH, ao mesmo tempo em que há produção de oxigênio. Além disto, as maiores velocidades de ventos, típicas do segundo semestre, podem exercer grande influência na oxigenação das águas da lagoa, principalmente considerando que sua direção preferencial (SE), coincide com a direção longitudinal do corpo d'água.

Além da variação sazonal, as concentrações de oxigênio dissolvido também estiveram muito influenciadas pela variação diária, conforme verificado nas coletas nictemerais.

Quanto à distribuição espacial, há pouca diferença entre os pontos amostrados. As maiores diferenças são decorrentes da diferença entre os horários de amostragem, que influem sobre os valores de temperatura da água, radiação e velocidade dos ventos, influenciando desta forma a solubilidade do oxigênio, a atividade fotossintética e atividades de decomposição, entre outros fatores. Contudo, nota-se que os valores de oxigênio dissolvido encontrados nos pontos 1 e 3 foram ligeiramente maiores que aqueles correspondentes aos pontos 2 e 4. Os maiores valores de pH também registrados nestes pontos demonstra a influência da atividade fotossintética sobre a distribuição espacial das concentrações de oxigênio dissolvido na Lagoa do Batoque. Além disso, como os pontos 2 e 4 apresentam pequenas dunas ao seu redor, pode-se levantar a hipótese de que tal diferença tenha sido favorecida pelo fato de que os pontos 1 e 3 são menos protegidos da ação dos ventos, o que aumenta a contribuição da difusão atmosférica de oxigênio à camada superficial da lagoa, nestes pontos.

Excepcionalmente durante o mês de junho, o ponto 1 apresentou baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Com o início do período chuvoso, até o mês de junho, devido ao aumento do nível d'água causado pelas precipitações ocorridas, o riacho Boa Vista, braço do rio Caponga Funda na altura de seu estuário, estabelece contato com a lagoa do Batoque

no ponto 1 (**Figura 22**). Como o fluxo na lagoa se dá do ponto 4 para o ponto 1 (informação pessoal de um pescador), e este ponto (P1) se encontra fisicamente isolado dos outros pontos por um denso estande de *Typha dominguensis*, a água proveniente do riacho provavelmente só alcança este ponto da lagoa. As águas do riacho, provenientes do estuário do rio Caponga Funda, ricas em matéria orgânica em processo de decomposição típico de ambientes estuarinos, podem ter ocasionado o decréscimo das concentrações de oxigênio encontradas neste ponto da lagoa no mês de junho.

Figura 22 – Entrada de água do riacho Boa Vista no ponto 1 da lagoa do Batoque no mês de maio

A avaliação dos perfis verticais de oxigênio dissolvido confirma o padrão de mistura completa da coluna d'água, com ausência de estratificação química significativa ao longo da mesma. Vale salientar que, durante a sondagem, houve dificuldade em obter valores estabilizados na leitura das concentrações de OD em razão da natureza turbulenta da coluna d'água. Em todos os pontos, a coluna d'água se mostrou bem oxigenada em toda sua extensão com uma forte queda na concentração de oxigênio somente quando da chegada à interface água-sedimento (**Figura 23**). Este fenômeno é explicado pelo acúmulo de matéria

orgânica em decomposição no sedimento, gerando condições redutoras neste compartimento. Newton *et al.* (2003), ao estudar o potencial para eutrofização da lagoa costeira Ria Formosa, em Portugal, verificaram que, apesar de haver grandes áreas da lagoa com sedimentos anóxicos, não foram observadas condições anóxicas persistentes em estratos de água do fundo da lagoa.

Figura 23 – Distribuição vertical de oxigênio dissolvido na lagoa do Batoque em outubro de 2005

A exemplo do acontecido para os perfis de condutividade, durante o mês de agosto, o ponto 1 apresentou homogeneidade na concentração de oxigênio dissolvido em toda a extensão da coluna d'água devido à falta de acúmulo de sedimento orgânico no fundo na ocasião (**Figura 24**). Lucena *et al.* (2002) estudaram seis lagoas costeiras no nordeste da Espanha e verificaram déficits de oxigênio permanentes no fundo das mesmas, devido às condições redutoras estabelecidas pela decomposição da matéria orgânica acumulada em seus sedimentos.

Figura 24 – Distribuição vertical de oxigênio dissolvido na lagoa do Batoque em agosto de 2005

12.1.4 pH

De acordo com Esteves (1998b), o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais, o pH é influenciado pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico (H_2CO_3), que gera valores baixos de pH e das reações de íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. A formação do ácido carbônico se dá através da difusão do gás carbônico (CO_2) em água. As principais fontes de CO_2 à água são a atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposição e respiração de organismos.

O carbono inorgânico na forma de CO_2 e HCO_3^- é a fonte primária de carbono utilizada na fotossíntese por algas e macrófitas aquáticas em águas naturais. Esta utilização é balanceada pela produção de CO_2 através da respiração da maioria dos organismos e pela

contribuição de CO_2 e HCO_3^- a partir da entrada de novas águas e da atmosfera (WETZEL; LIKENS, 2000).

Na lagoa do Batoque, o comportamento do pH esteve intimamente associado às concentrações de oxigênio dissolvido ($r=0,9142$, $n=21$), revelando a forte regulação desta variável pelo processo fotossintético. Os menores valores de pH foram registrados no mês de maio, durante o período chuvoso, provavelmente devido à influência dos processos de decomposição intensificados com a entrada de material alóctone e com a ressuspensão do sedimento, causadas pelas precipitações características do período. Ainda assim, os valores de pH encontrados se situaram em torno da neutralidade, com leve tendência ácida no ponto 4, somente ($\text{pH}=6,60$). A partir de junho, com o fim das chuvas, o pH passou a apresentar tendência de aumento, com valores tipicamente alcalinos (acima de 8,00) a partir do mês de agosto, especialmente nos pontos 1 e 3, sendo que, de uma maneira geral, os maiores valores de pH foram observados na coleta do mês de setembro (**Figura 25**). Além da atividade fotossintética, também deve ser considerado o processo de concentração de carbonatos e bicarbonatos no sistema aquático após o fim do período chuvoso, fato evidenciado pela diminuição do nível d'água nos últimos meses. O aumento concomitante da alcalinidade no período confirma a contribuição destes íons para o aumento do pH. Esteves (1998b) enfatiza que corpos d'água localizados em regiões com balanço hídrico negativo tendem a apresentar altos valores de pH, sendo os íons carbonato e bicarbonato, os principais responsáveis pelo aumento destes valores.

Figura 25 – Distribuição espaço-temporal do pH na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

Assim como para o oxigênio dissolvido, o pH também apresentou variação em relação aos horários das coletas, apresentando valores maiores nos horários de maior temperatura e intensidade luminosa. Isto explica os menores valores observados na coleta dos meses de outubro e novembro que, contrariando a tendência de aumento verificada no período de estudo, apresentaram valores menores que os observados em setembro, devido à coleta ter sido realizada mais cedo (entre 10h00min e 14h00min) naqueles dias em relação à coleta de setembro (entre 11h05min e 15h00min).

A análise espacial do pH nos diferentes pontos da lagoa sugere dois conjuntos de pontos; sendo os maiores valores de pH registrados nos pontos 1 e 3, e os menores nos pontos 2 e 4. Exceção é feita para o mês de junho, no qual o ponto 1 apresentou valores levemente ácidos de pH (6,18), menores do que os observados em todo o resto do corpo d'água, fenômeno ocasionado, provavelmente, devido à entrada de águas estuarinas do riacho Boa Vista, conforme explicado no item 12.1.3.

A distribuição vertical do pH confirma a tendência de homogeneidade da coluna d'água da lagoa do Batoque, com uma leve tendência de diminuição do pH em direção ao fundo até atingir a camada superficial do sedimento, onde são encontrados os menores valores (**Figura 26**). É comum a verificação da diminuição do pH de um corpo d'água com o aumento da profundidade, devido à maior proximidade do sedimento, onde o acúmulo de matéria orgânica alóctone e autóctone dá origem a processos de decomposição, gerando condições redutoras e conseqüente formação de produtos ácidos da decomposição (FREIRE, 2000; KRUGER *et al.*, 2003; LUCENA *et al.*, 2002) .

Figura 26 - Distribuição vertical do pH na lagoa do Batoque em junho de 2005

12.1.5 Alcalinidade

A alcalinidade da água é uma medida de sua capacidade de neutralizar ácidos e, em águas naturais, é devida à presença de qualquer espécie dissolvida (normalmente ânions de ácidos fracos) que seja capaz de aceitar e neutralizar prótons. Devido ao fato de que o dióxido de carbono é relativamente abundante na água, na forma gasosa ou dissolvida, e de que

carbonatos são comumente encontrados no solo em todo o mundo, a maioria das águas interiores contém alcalinidade devida ao bicarbonato (SAWYER *et al.*, 1994; WETZEL; LIKENS, 2000).

Embora muitas substâncias possam contribuir para a alcalinidade da água, a alcalinidade em águas naturais é causada, principalmente, por três principais classes de compostos que podem ser enumeradas em ordem de sua associação com altos valores de pH como segue: (1) hidróxidos, (2) carbonatos e (3) bicarbonatos. Para fins práticos, a alcalinidade devida a outros compostos em águas naturais é insignificante e, comumente, ignorada. Os sais de ácidos fracos e bases fortes responsáveis pela alcalinidade da água agem como tampões, resistindo à queda de pH resultante da adição de ácidos. Desta forma, a alcalinidade se constitui numa medida da capacidade tampão do corpo d'água (SAWYER *et al.*, *op. cit.*).

Na lagoa do Batoque, durante o período de estudo, os valores de alcalinidade demonstraram forte associação com o nível d'água. No mês de maio, durante o período de maiores precipitações, foram registrados valores relativamente baixos de alcalinidade, variando de 26,3 mgCaCO₃.L⁻¹ no ponto 4 a 44,4 mgCaCO₃.L⁻¹ no ponto 1, indicando a fraca contribuição do solo drenado pelas águas da chuva. No mês de junho, foram obtidos os menores valores de alcalinidade, coincidindo com os maiores níveis d'água registrados no corpo d'água. Tal fato é provavelmente causado pelo efeito de diluição dos sais responsáveis pela alcalinidade das águas do sistema, efeito confirmado também pelos menores valores de condutividade elétrica observados durante aquele mês. Gomes (1998) observou igual efeito de diluição sobre os cátions principais durante o período chuvoso para a lagoa do Uruaú, uma lagoa costeira do litoral leste cearense. A partir de julho, a alcalinidade apresenta tendência de aumento na lagoa, com exceção para o ponto 4, que não apresentou grande variação sazonal. Os maiores valores de alcalinidade foram registrados

no mês de novembro (**Figura 27**). Esta tendência coincide com a diminuição do nível d'água da lagoa, confirmando o fenômeno de concentração dos sais responsáveis pela formação da alcalinidade, fenômeno observado também por Freire (2000). Apesar dos baixos valores de salinidade e condutividade encontrados, a lagoa do Batoque apresentou valores de alcalinidade relativamente altos quando comparados a outras lagoas costeiras estudadas (ESTEVES *et al.*, 1988; PETRUCIO, 1998; GOMES, 2003).

Figura 27 – Distribuição espaço-temporal da alcalinidade na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

A avaliação da distribuição espacial da alcalinidade sugere o aumento da alcalinidade a partir do ponto 4 em direção ao ponto 1, porém praticamente não há diferença nos valores encontrados nos pontos 2 e 3. A comparação entre os valores de alcalinidade encontrados nas amostras de superfície e fundo revela leve tendência de aumento da alcalinidade em direção ao fundo, o que pode ser provocado pelo consumo da alcalinidade na superfície da lagoa devido à maior atividade fotossintética desenvolvida. Excepcionalmente, durante a

coleta de junho, os valores de alcalinidade das amostras de fundo se mostraram ligeiramente menores que os encontrados na superfície.

12.1.6 Características Óticas – Profundidade do disco de Secchi, Turbidez, Material em suspensão e Cor

A radiação solar é vital ao metabolismo de ecossistemas de águas interiores. Além da utilização biológica direta, a absorção da energia solar e sua dissipação na forma de calor afetam toda a estrutura térmica e os padrões de estratificação e circulação das massas d'água. Estas características, por sua vez, têm efeitos profundos sobre a ciclagem de nutrientes e sobre a distribuição de gases dissolvidos e da biota. Por isso, as propriedades óticas de corpos d'água continentais exercem controle regulatório importante sobre a fisiologia e o comportamento dos organismos aquáticos (WETZEL; LIKENS, 2000).

A porção iluminada da coluna d'água (zona eufótica) e sua extensão dependem, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. A transparência da água, medida através do disco de Secchi, é basicamente uma função da reflexão da luz sobre a superfície do disco sendo, portanto, afetada pelas características de absorção da água e do material dissolvido e particulado contido na água (WETZEL; LIKENS, *op. cit.*). Desta maneira, esta medida se traduz em uma eficiente ferramenta de avaliação das condições óticas do sistema aquático.

A turbidez pode ser causada por uma ampla variedade de materiais alóctones, originados da lavagem da bacia de drenagem, como argilas e siltes inorgânicos e matéria orgânica, e de fontes pontuais e difusas de poluição como estações de tratamento de esgotos e terras agrícolas. Além disso, a introdução de nutrientes inorgânicos em corpos d'água estimula o

crescimento de algas fitoplanctônicas, contribuindo para o aumento da turbidez (SAWYER *et al.*, 1994).

A determinação da cor da água tem sido frequentemente usada enquanto índice de matéria húmica dissolvida na literatura científica e tem se mostrado bastante útil como tal (HONGVE; AKESSON, 1996). Os compostos coloridos presentes em águas naturais compreendem as frações húmicas e fúlvicas genéricas de compostos orgânicos dissolvidos (BENNETT; DRIKAS, 1993) e sua presença é de grande importância na absorção da radiação, especialmente na região correspondente ao final do azul, comprimento de onda importante, em termos de fotossíntese (ESTEVES, 1998b).

A avaliação das condições óticas da lagoa do Batoque, a partir da profundidade do disco de Secchi, indica que a zona eufótica compreende toda a coluna d'água em todos os pontos da lagoa. Com exceção do ponto 4, o disco de Secchi manteve-se visível até sua chegada ao sedimento, o que indica que a radiação atinge toda a coluna d'água nestes pontos. No ponto 4, a profundidade do disco de Secchi manteve-se em torno de 1,30 m, um pouco acima do início da interface água-sedimento ($z \approx 1,50\text{m}$), porém utilizando o fator multiplicador de 3 para a estimativa da extensão da zona eufótica conforme proposto por Ishii (1987) apud Esteves (1998b)⁶ para corpos lacustres brasileiros, verifica-se que mesmo neste ponto a radiação atinge toda a coluna d'água. Os baixos valores encontrados para as concentrações de material em suspensão total (mínimo de $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 4 em maio e máximo de $6,30 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 1 em outubro) e para a turbidez (máximo de 5,0 UTN) em todo o corpo d'água, durante o período de estudo, confirmam as boas condições óticas da coluna d'água. Ferreira (1998) destaca o papel da comunidade de macrófitas na sedimentação do

⁶ ISHII, I. H. **Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG.** 1987. 159p. Dissertação de mestrado. DCB/UFSCAR, São Carlos, 1987.

material suspenso alóctone ao passar pela região litorânea da lagoa Imboassica, no Rio de Janeiro, fato que demonstra a contribuição dos estandes de *Typha dominguensis* para os baixos valores encontrados na região limnética da lagoa do Batoque.

Dificuldades com relação à coleta das amostras de fundo, devido à interferência do sedimento, impossibilitam a análise destas amostras em relação à matéria em suspensão. Porém, os perfis de turbidez demonstram que a coluna se mostra bem homogênea em relação a esta variável em toda sua extensão, com aumento nos valores somente quando da chegada à interface água-sedimento. Durante todo o período de estudo, houve forte correlação entre o material em suspensão total (MST) e a turbidez ($r=0,9148$, $n=40$), indicando a importância do material particulado para a dispersão da radiação incidente sobre o corpo d'água. Além disso, também foi verificada forte correlação entre a turbidez e as concentrações de clorofila *a* nas amostras de superfície ($r=0,9258$, $n=22$), indicando a contribuição da comunidade fitoplanctônica à turbidez, conforme observado por Ceballos *et al.* (1998). A avaliação dos valores de sólidos suspensos voláteis demonstra que os mesmos são responsáveis por mais de 80% do material em suspensão total na lagoa do Batoque, o que, aliado à alta correlação encontrada entre o MSV e as concentrações de clorofila *a* ($r=0,9320$, $n=42$), demonstra a maior contribuição de matéria autóctone, especialmente a biomassa algal, à matéria particulada presente no meio (**Figura 28**).

Figura 28 – Material em suspensão fixo (MSF) e volátil (MSV) ao longo do ano de 2005 na superfície da água da lagoa do Batoque (médias entre os pontos)

Enquanto para os pontos 2 e 3 não foi identificado padrão sazonal definido nos valores de turbidez e material em suspensão, durante o período de estudo, nos pontos 1 e 4, os maiores valores de MST e turbidez foram observados no segundo semestre do ano, durante o período de estiagem, atingindo o máximo em outubro no ponto 1 e em novembro no ponto 4. Os meses correspondentes ao período de estiagem coincidem com o período de maiores velocidades do vento, fato que pode explicar o aumento da concentração de MST devido à ressuspensão do sedimento, favorecida pelo menor nível d'água no período. Além disso, as maiores concentrações de clorofila *a*, juntamente com as maiores densidades fitoplânctônicas encontradas também durante o segundo semestre podem ser um indicativo da contribuição do fitoplâncton para o incremento nos valores de MST e turbidez, nestes pontos da lagoa. Gomes (1998) observou comportamento semelhante na lagoa do Uruaú, com os maiores valores de MST registrados durante o período seco. Também não foi

verificado nenhum padrão de distribuição espacial no que diz respeito às variáveis turbidez e MST.

Os resultados obtidos para a intensidade de cor na lagoa do Batoque apresentaram variação sazonal marcada por tendência de diminuição de intensidade ao longo do tempo até o mínimo atingido no mês de setembro. A partir daí, estes valores crescem novamente nos meses de outubro e novembro. Com exceção do ponto 1, que atingiu máximo no mês de novembro, os valores de intensidade de cor encontrados no fim do segundo semestre não chegaram a atingir os valores encontrados durante o período de maior nível d'água (**Figura 29**).

Figura 29 – Distribuição espaço-temporal da cor verdadeira na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

De acordo com Esteves (1998b), as substâncias húmicas originam-se principalmente da decomposição de material alóctone, o que explicaria as maiores intensidades de cor encontradas durante o período de maior precipitação e sua posterior diminuição com o fim das chuvas. Além disso, não deve ser descartada a contribuição autóctone que, ainda

segundo Esteves (1998b), assume um papel importante na formação de substâncias húmicas em ecossistemas aquáticos com grandes áreas cobertas por estandes de macrófitas, como é o caso da lagoa do Batoque. A determinação da cor de uma amostra retirada de uma fonte de água subterrânea que alimenta a lagoa demonstrou que a mesma é levemente menos “colorida” que as águas interiores à lagoa, o que demonstra a importância da contribuição autóctone à coloração da água da lagoa.

Em relação à variação espacial, a cor não apresentou grandes diferenças de intensidade entre os pontos da lagoa. De maneira geral, as menores intensidades foram observadas no ponto 3, que apresentou valores muito próximos daqueles encontrados no ponto 2. Os pontos 1 e 4 alternaram-se enquanto ponto de maior intensidade de cor sendo que o ponto 1 apresentou maior coloração nos meses de maio, outubro e novembro, e o ponto 4 nos restantes. Durante a época de chuvas, o nível do Riacho Boa Vista, que mantém comunicação com o estuário do rio Caponga Funda, aumenta e o riacho passa a se comunicar com a lagoa do Batoque, no ponto 1, carreando consigo as águas do estuário. Tais águas, possivelmente ricas em substâncias húmicas, poderiam ser as responsáveis pela alta coloração verificada neste ponto no mês de maio. A presença de grande quantidade de macrófitas aquáticas ao redor de todo o ponto 4 favorece a deposição de matéria orgânica autóctone nesta área da lagoa que, ao se decompor, originará substâncias húmicas responsáveis pela forte coloração da água.

Petrucio (1998) classificou a lagoa Comprida como uma lagoa de águas escuras, e atribuiu tal fato à alta concentração de substâncias húmicas em suas águas. O autor concluiu ainda que esta seja a razão da baixa transparência da coluna d'água. De acordo com Nurnberg e Shaw (1999), a lagoa do Batoque pode ser classificada como uma lagoa húmica (ou de águas escuras) devido à sua alta coloração (>20 unidades Hazen). Contudo, ao contrário do

observado por Petrucio (1998), no presente estudo, a transparência da água não foi prejudicada por sua cor, haja vista que a mesma alcançou toda a extensão da coluna d'água.

12.1.7 Compostos Nitrogenados

Dentre os elementos presentes em ambientes aquáticos, o nitrogênio assume um dos papéis de maior importância. Compostos nitrogenados estão entre os principais componentes celulares dos organismos vivos. Como a disponibilidade destes elementos pode ser menor que a demanda biológica, suas fontes naturais podem regular ou mesmo limitar a produtividade de organismos em ecossistemas de águas interiores (WETZEL; LIKENS, 2000).

De acordo com Esteves (1998b), as principais fontes naturais de nitrogênio ao ambiente aquático são: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago. No sistema aquático, o nitrogênio se apresenta de várias formas como: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_{3,4}$), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2) e nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, aminoácidos) ou particulado (fitoplâncton, detritos).

As principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos produtores primários estão representadas pelo nitrogênio amoniacal, energeticamente mais viável, e o nitrato. Além das formas inorgânicas, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas dissolvidas de nitrogênio. As principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) são: lise celular (senescência e herbivoria), decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas (ESTEVES, *op. cit.*).

Na lagoa do Batoque foram encontradas concentrações muito baixas de todas as formas de nitrogênio inorgânico. Dentre elas, a mais presente foi o nitrogênio amoniacal, em todas as coletas, o que indica que os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica têm grande importância no fornecimento de compostos nitrogenados necessários à produtividade do sistema. Os valores de amônia obtidos variaram bastante (mínimo não detectável pelo método e máximo de $26,40 \mu\text{g NH}_{3,4}\text{-N.L}^{-1}$ na amostra de fundo do ponto 4, no mês de agosto). A distribuição temporal do nitrogênio amoniacal não apresentou nenhum padrão definido de variação, sendo os maiores valores encontrados nos meses de agosto e novembro e os menores no mês de setembro (exceção para o ponto 3, que apresentou os menores valores no mês de novembro). O fato de o mês de agosto marcar o início do período de fortes ventos poderia ser um indicativo do aumento da concentração de nitrogênio amoniacal neste mês devido à ressuspensão do sedimento induzida pela ação do vento, porém os baixos valores encontrados no mês de setembro, também típico de fortes ventos, enfraquecem esta hipótese.

O ponto 1 respondeu pelas maiores concentrações de nitrogênio amoniacal na superfície d'água (**Figura 30**), com exceção para os meses de maio e setembro, ocasiões em que as maiores concentrações foram observadas no ponto 3. A comparação entre as concentrações das amostras de superfície e fundo não demonstrou grande diferença entre os dois compartimentos, evidenciando a homogeneidade vertical da coluna d'água. Excepcionalmente, foram registrados altos valores nas amostras de fundo do ponto 4 nos meses de junho e agosto, fato causado pela amostragem das ocasiões. Nestes dias, junto com a amostra de fundo, foi coletada parte da camada superficial do sedimento, onde predominam condições redutoras que favorecem processos de decomposição e, assim,

maiores concentrações de nitrogênio amoniacal. O fato pode ser comprovado pelos altos valores de turbidez e MST obtidos para estas amostras.

Gomes (1998) também verificou que entre os compostos nitrogenados inorgânicos da lagoa do Uruaú, a maior parcela correspondeu ao nitrogênio amoniacal, sendo que as concentrações de nitrito e nitrato apresentadas estiveram muitas vezes próximas do limite de detecção do método.

Figura 30 – Distribuição espaço-temporal de nitrogênio amoniacal na superfície da água na lagoa do Batoque

As formas inorgânicas oxidadas de nitrogênio (nitrito e nitrato) apresentaram baixíssimas concentrações em todo o período de estudo (Tabela 3), não raro localizando-se abaixo do limite de detecção ($1,00 \mu\text{g NO}_2^- \cdot \text{N.L}^{-1}$ e $\text{NO}_3^- \cdot \text{N.L}^{-1}$). Durante os meses de junho e agosto, não foi detectado nitrito em nenhum dos pontos da lagoa e no mês de maio esta forma nitrogenada esteve presente somente nos pontos 1 e 2, porém em concentrações ainda menores que $2,00 \mu\text{g NO}_2^- \cdot \text{N.L}^{-1}$. A partir de setembro até novembro, detectaram-se concentrações de nitrito de maneira mais regular, porém sempre em baixos valores ($< 2,00$

$\mu\text{g NO}_2\text{-N.L}^{-1}$). Em relação ao nitrato, só foram detectadas concentrações mais expressivas a partir de setembro e no ponto 2, com valores variando entre $2,38 \mu\text{g NO}_3^-\text{-N.L}^{-1}$ em setembro (superfície e fundo) e $6,37 \mu\text{g NO}_3^-\text{-N.L}^{-1}$ em outubro, na superfície. Em todos os outros pontos, com exceção do mês de novembro, quando foi detectada a presença de nitrato nos pontos 1, 2 e 4, o nitrato só foi detectado esporadicamente.

Tabela 3 – Concentrações de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) entre setembro e novembro de 2005 na superfície da água da lagoa do Batoque

Pontos de coleta	NO_2^-						NO_3^-					
	MAI	JUN	AGO	SET	OUT	NOV	MAI	JUN	AGO	SET	OUT	NOV
P1	1,59	ND	ND	1,53	1,12	2,63	ND	1,91	ND	ND	ND	1,98
P2	1,41	ND	ND	1,53	ND	1,57	ND	ND	ND	2,38	6,37	4,39
P3	ND	ND	ND	1,18	1,12	1,41	ND	ND	ND	ND	ND	ND
P4	ND	ND	ND	1,53	1,63	1,73	ND	ND	ND	ND	ND	1,18

ND* - concentrações abaixo do limite de detecção do método

Verifica-se que, a partir de setembro, passou-se a detectar maiores valores de nitrito e nitrato, período em que também foram observadas as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, o que indica a possibilidade de nitrificação neste período.

A distribuição de compostos nitrogenados inorgânicos sugere a importância da atividade dos organismos decompositores na lagoa do Batoque. Lucena *et al.* (2002) afirmaram que a baixa concentração das formas oxidadas de nitrogênio inorgânico frente às altas concentrações de amônia encontradas nas lagoas costeiras Remolar e Vidala, na Espanha, indica intensa mineralização da matéria orgânica e, talvez, a ocorrência de desnitrificação.

Mitamura e Hino (1997) verificaram, para quatro lagos da região do Vale do Rio Doce, que a predominância de nitrogênio amoniacal dentro da fração inorgânica de nitrogênio sugere que as taxas de mineralização microbiana do nitrogênio orgânico e as taxas de excreção do zooplâncton nestes lagos são maiores que as taxas de nitrificação e que a contribuição de nitrato para o sistema a partir da bacia adjacente.

Ao contrário das concentrações de nitrogênio inorgânico, foram encontradas altas concentrações de nitrogênio orgânico total (NOrgT) no corpo d'água, durante todo o período de estudo (mínimo de 300,70 $\mu\text{g N. L}^{-1}$ no ponto 4 em junho e máximo de 1285,95 $\mu\text{g N. L}^{-1}$ no ponto 1 em novembro). A comparação entre as frações dissolvida e particulada demonstra que entre 70 e 80% do nitrogênio orgânico total apresenta-se na forma dissolvida (NOrgD). De acordo com Wetzel e Likens (2000), a fração dissolvida dos compostos nitrogenados orgânicos pode ser remineralizada rapidamente, particularmente se exposta a alterações fotoquímicas pela exposição a raios ultravioleta provenientes da radiação solar natural. Deste modo, a alta concentração destes compostos na água se constitui em um forte indicativo da intensa atividade metabólica do sistema, haja vista que as principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido num corpo d'água são a lise celular, a decomposição e a excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998b). A distribuição temporal do NOrgT demonstra queda acentuada nos valores no mês de junho seguida de aumento durante o período de estiagem (**Figura 31**). As concentrações de NOrgT encontradas nas amostras do fundo não apresentaram diferença significativa daquelas encontradas na superfície, demonstrando, mais uma vez, a homogeneidade vertical da coluna d'água. A exceção é feita para o ponto 4 nos meses de maio e junho, devido aos problemas de amostragem já explicados.

Figura 31 – Distribuição temporal de Nitrogênio Orgânico Total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

É interessante observar que, a partir de agosto e até outubro, o aumento na concentração de NOrgT não é acompanhado no mesmo ritmo pela concentração de NOrgD. Este período coincide com a ocorrência de maiores valores de pH e oxigênio dissolvido no sistema. Tal fato pode ser explicado por dois fatores: (1) o aumento da biomassa fitoplanctônica, aumentando assim a fração particulada do NOrgT e; (2) a utilização do nitrogênio orgânico dissolvido pelos organismos responsáveis pela produção primária do sistema, durante a fotossíntese. A comparação dos valores da fração particulada de nitrogênio orgânico com as concentrações de clorofila *a* no mesmo período demonstra forte correlação entre estas variáveis ($r=0,8700$, $n=12$), o que fortalece a primeira hipótese. Por outro lado, Newton *et al.* (2003) enfatizaram a importância da fração orgânica dissolvida de nitrogênio na água enquanto nitrogênio disponível biologicamente para a produção primária do sistema. De acordo com Esteves (1998), quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores muito baixos ou é esgotada, as formas orgânicas são aproveitadas para

utilização no processo fotossintético, o que confirmaria assim, a importância da fração orgânica do nitrogênio na produção primária da lagoa do Batoque, haja vista as baixas concentrações de nitrogênio inorgânico encontradas.

Além disso, deve-se levar em consideração ainda o consumo do nitrogênio orgânico dissolvido por organismos heterotróficos em processos de mineralização da matéria orgânica.

A distribuição espacial da fração orgânica (**Figura 31**) dos compostos nitrogenados na lagoa do Batoque demonstra a maior concentração destes compostos no ponto 1 (médias de 932,32 e 988,38 $\mu\text{g N.L}^{-1}$, na superfície e fundo, respectivamente) seguida dos pontos 2 e 3, com concentrações bastante próximas (617,08 e 559,24 $\mu\text{g N.L}^{-1}$ no ponto 2 e 592,40 e 641,38 $\mu\text{g N.L}^{-1}$ no ponto 3, respectivamente para superfície e fundo) e por último o ponto 4, com concentrações notadamente mais reduzidas que as outras regiões da lagoa (425,67 $\mu\text{g N.L}^{-1}$ na superfície e 458,80 $\mu\text{g N.L}^{-1}$ no fundo).

Sawyer *et al.* (1994) atribuem a dominância de nitrogênio orgânico e amoniacal sobre as outras formas de nitrogênio à presença de processos de decomposição no sistema. A alta concentração de matéria orgânica nos sedimentos lacustres faz deste compartimento um local de alta atividade de decomposição. Herbert (1999) afirma que a ciclagem do nitrogênio bentônico é impulsionada pela degradação da matéria orgânica ali presente, gerando, desta forma, compostos orgânicos nitrogenados e amônia. Isto demonstra a importância do fluxo bêntico de nitrogênio para a lagoa do Batoque, visto que estas são as duas formas de nitrogênio mais abundantes no sistema. Vale ressaltar, ainda, que no presente estudo não foram contabilizadas as contribuições da fixação de nitrogênio

atmosférico ao corpo d'água, mesmo que esta possa ser uma importante fonte de nitrogênio em lagoas costeiras tropicais (Herbert, 1999).

12.1.8 Fósforo

O intenso interesse ecológico sobre o fósforo deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, como armazenamento de energia (ATP) e estruturação da membrana celular (fosfolipídios) (ESTEVES, 1998b). Além disso, em comparação à relativa disponibilidade de outros importantes componentes nutricionais e estruturais da biota (C, N, O, S), o fósforo é o menos abundante e, por isso, comumente atua como fator limitante à produtividade de ecossistemas aquáticos (WETZEL; LIKENS, 2000).

O fósforo presente nas águas naturais encontra-se na forma de fosfatos, seja como fosfato orgânico particulado ou dissolvido, e também como fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato (WETZEL, 1993). Do ponto de vista limnológico, todas as frações de fósforo são importantes, no entanto o ortofosfato (ou fosfato reativo) assume maior relevância por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos.

As fontes de fósforo podem ser divididas em naturais, através da desagregação de rochas pela intemperização ou ainda pela chuva, e artificiais ou antrópicas, representadas principalmente pelas cargas de águas residuárias (esgoto) domésticas e industriais não-tratadas, águas de drenagem agrícola (com a presença de fertilizantes) e a erosão. Uma outra importante fonte de fósforo para o sistema é o sedimento, que pode liberar grandes quantidades de fósforo em condições de baixa concentração de oxigênio (JORDAN; RIPPEY, 2003).

Na lagoa do Batoque, as concentrações de fósforo solúvel reativo (PSR) apresentaram uma tendência de diminuição ao longo do tempo, com os maiores valores registrados no mês de maio (máximo de $19,8 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$ no ponto 1) e valores abaixo do limite de detecção do método a partir do mês de setembro em todos os pontos, com exceção para a amostra de fundo do ponto 2, em outubro, que apresentou uma concentração de $2,14 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$. As amostras referentes ao mês de maio apresentaram valores muito acima do restante do período, indicando a influência do aporte de fósforo alóctone ao corpo d'água durante o período de maiores precipitações. A partir daí, as concentrações de PSR passaram a diminuir e de setembro em diante estes compostos não foram detectados, mesmo nas amostras referentes ao fundo da coluna d'água, coincidindo com o período de maior atividade fotossintética (**Figura 32**). Tal fato pode ser explicado por dois fatores: (1) a maior assimilação do ortofosfato pelos produtores primários do sistema, devido ao aumento da atividade fotossintética; (2) maior precipitação e retenção destes compostos no sedimento, por adsorção ao hidróxido de ferro, devido às maiores concentrações de oxigênio dissolvido no meio.

De acordo com Salas e Martino (2001), a maioria dos corpos d'água continentais tropicais incluídos no Programa Regional do Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (CEPIS) estiveram limitados pelo fósforo, a não ser aqueles em que havia altas concentrações tanto de nitrogênio quanto de fósforo, que se mostraram limitados pela luz. Tal fato explica o alto consumo de PSR devido ao aumento da produtividade do sistema, durante este período.

Figura 32 – Distribuição espaço-temporal de fósforo solúvel reativo na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

Em contrapartida, as altas concentrações de ferro encontradas na água da lagoa, aliadas às altas concentrações de oxigênio fortalecem a segunda hipótese.

As baixas concentrações de PSR na coluna d'água, principalmente durante o período seco, constituem um indicativo de que este composto está sendo reciclado na própria coluna d'água, o que demonstra a alta atividade metabólica dos microrganismos presentes no sistema e sua influência sobre a dinâmica de nutrientes. De acordo com Wetzel (1993), ambientes com baixa disponibilidade de fósforo apresentam altas taxas de renovação deste composto na coluna d'água, sendo que os processos de excreção por algas, bactérias e organismos zooplanctônicos têm grande influência na transferência do fósforo assimilado para a água. Ainda segundo Wetzel (*op. cit.*), a hidrólise enzimática de compostos orgânicos dissolvidos de fósforo e polifosfatos, para gerar fosfato inorgânico dissolvido, por meio de atividade fosfatásica incorporada nas membranas das algas, aumenta quando a

deficiência em fósforo se torna aguda, fazendo com que as algas utilizem estes compostos como substrato, constituindo fontes alternativas de fósforo.

Em relação à distribuição vertical do PSR, em geral, as amostras de fundo apresentaram maiores concentrações que aquelas de superfície, principalmente no ponto 4. A proximidade da camada reduzida do sedimento favorece a liberação do fósforo retido no mesmo, explicando a tendência de aumento em direção ao fundo. Baumgarten *et al.* (2001) verificaram que as concentrações de fosfato na água de fundo da enseada Saco da Mangueira, no estuário da Lagoa dos Patos, estiveram mais próximas daquelas da interface água-sedimento do que das de superfície, atribuindo tal fato à contribuição da coluna sedimentar. Newton *et al.* (2003) afirmaram que o fosfato é mais prontamente transferido à coluna d'água sob as condições redutoras de um sedimento submerso durante o período de maior nível d'água comparativamente às condições óxicas de um sedimento sob influência de correntes d'água bem oxigenadas, durante o período em que o sedimento encontra-se mais próximo da superfície devido à diminuição do nível d'água. Apesar disso, a partir de setembro foi verificada ausência de PSR mesmo nas amostras de fundo.

Em geral, no ponto 4 foram observadas as maiores concentrações de ortofosfato durante o período de estudo. A maior profundidade do ponto 4 em relação aos demais pontos tem como consequência a formação de uma espessa camada de interface água-sedimento (cerca de 1,50m), onde há predomínio de condições anóxicas redutoras devido aos processos de decomposição que ali ocorrem. Tais condições favorecem a liberação do fósforo para a coluna d'água. Nos meses de maio e junho foram observadas concentrações mais altas no ponto 1 (19,80 e 4,52 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$, respectivamente), porém em agosto os valores diminuíram bastante (1,87 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$), ficando abaixo dos observados nos pontos 2 e 3

(3,53 $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$, nos dois pontos). A maior atividade fotossintética detectada no ponto 1, aliada à sua alta oxigenação, atuam ativamente para a redução das concentrações de PSR neste ponto.

A avaliação das concentrações de fósforo total (PT) demonstra que em agosto as concentrações observadas no ponto 1 aumentaram bastante, fato que se deve, provavelmente, à contribuição das células do fitoplâncton, já que neste ponto também foi observado relativo aumento da biomassa algal (4,54 $\mu\text{g clor-}a$).

As concentrações de fósforo total observadas na superfície da água durante o período de estudo sofreram variações sazonais (**Figura 33**). No mês de maio, em geral, foram registrados os maiores valores (entre 27,00 e 31,40 $\mu\text{g P.L}^{-1}$), provavelmente devidos à contribuição alóctone causada pelas chuvas da época. Nos meses de junho e julho, foi observada diminuição seguida das concentrações de PT. O mês de agosto foi caracterizado pelo aumento significativo destas concentrações, especialmente no ponto 1, indicativo da maior atividade fotossintética do período, conforme citado anteriormente. A partir daí, houve uma ligeira diminuição nos valores de PT, causada principalmente pela forte redução da fração dissolvida disponível durante este período, até o mês de novembro que volta a experimentar um aumento das concentrações de PT. O baixo nível das águas da lagoa no mês de novembro, juntamente com a ação dos ventos, facilitou a ressuspensão do sedimento, rico em fósforo, o que causaria o aumento das concentrações de PT ao longo da coluna d'água. As concentrações de PT nas amostras de fundo foram bastante influenciadas pela amostragem, sendo encontrados altos valores desta variável sempre que do carreamento de material sedimentar junto com a amostra. Apesar disso, de uma maneira geral, as concentrações de PT encontradas nas amostras de fundo foram maiores que as da

superfície, fato explicado pela maior proximidade com o sedimento, rico em fósforo imobilizado devido à sua precipitação com os compostos de ferro, face às condições de alta oxigenação da água da lagoa.

A distribuição espacial do PT apresenta o ponto 1 como o de maiores concentrações desta variável (média de $32,04 \mu\text{g P.L}^{-1}$), principalmente a partir de agosto, seguido dos pontos 4 (média de $23,61 \mu\text{g P.L}^{-1}$), 2 (média de $20,86 \mu\text{g P.L}^{-1}$) e 3 (média de $17,54 \mu\text{g P.L}^{-1}$), respectivamente (Figura 34).

Suzuki *et al.* (2002) atribuíram o aumento das concentrações de fósforo total durante o período de maior atividade fitoplanctônica ao incremento da biomassa algal. Desta forma, as maiores concentrações de fósforo total, de nitrogênio total e de clorofila *a* no ponto 1 da lagoa do Batoque refletem a intensidade da atividade fotossintética fitoplanctônica neste ponto, no período seco.

Figura 33 – Distribuição espaço-temporal de fósforo total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

12.1.9 Ferro

Por ser um micronutriente indispensável ao metabolismo dos seres vivos, a determinação de ferro em águas naturais se constitui num fator de relativa importância ecológica. O ferro pode estar presente na água sob a forma reduzida (Fe^{2+}) ou oxidada (Fe^{3+}), dependendo principalmente das condições de oxi-redução, pH e temperatura da água. Na forma reduzida, o ferro torna-se solúvel principalmente sob a forma iônica ou como bicarbonato, além de poder estar suspensa, adsorvida a partículas e complexada a substâncias orgânicas. Em sua forma oxidada, a maior parte do íon ferro encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado. O ferro exerce grande influência sobre a ciclagem de fósforo no sistema, principalmente devido à co-precipitação de espécies fosfatadas adsorvidas química ou fisicamente à superfície de partículas de hidróxido de ferro hidratado, que é formado sob condições aeróbias ou através da ação de bactérias ferruginosas (ESTEVES, 1998b).

Na lagoa do Batoque, as concentrações de ferro observadas na coluna d'água estiveram fortemente influenciadas pelas condições de oxigenação durante todo o período. Os meses de maio e junho apresentaram as maiores concentrações de ferro total. A partir daí houve uma diminuição contínua até os valores mínimos encontrados em outubro. A ocorrência das menores concentrações de ferro durante o segundo semestre se deve às condições de alta oxigenação da coluna d'água no período, o que gerou condições propícias à precipitação de sua forma oxidada. A ocorrência de menores valores de fosfato nesse mesmo período indica o fenômeno de remoção do mesmo através da adsorção às partículas de hidróxido de ferro precipitadas. Em geral, em águas com altas concentrações de oxigênio dissolvido e altos valores de pH, boa parte do ferro é precipitado, diminuindo sua concentração na coluna

d'água e, ao contrário, em corpos d'água que apresentam condições redutoras e baixas concentrações de oxigênio, o ferro encontra-se em sua forma reduzida solúvel, causando o aumento de sua concentração (ESTEVES, 1998b; WETZEL, 1993). Excepcionalmente, para o ponto 3 o valor mínimo foi observado no mês de agosto e valores mais altos em setembro e outubro, porém ainda menores que os registrados no primeiro semestre. O mês de novembro foi caracterizado por um aumento nas concentrações de ferro em todo o corpo d'água. A diminuição do nível d'água no período, aliada à ação dos ventos, pode ter favorecido a ressuspensão do sedimento, causando o aumento da concentração de ferro na coluna d'água, exatamente como o acontecido para o PT.

As maiores concentrações médias de ferro na superfície da coluna d'água foram registradas no ponto 1 (293,25 $\mu\text{g Fe.L}^{-1}$), seguidas dos pontos 2, 3 e 4 com valores de 231,33, 189,65 e 180,29 $\mu\text{g Fe.L}^{-1}$, respectivamente. A distribuição espaço-temporal das concentrações de ferro total nas amostras de superfície é apresentada na **Figura 34**.

Figura 34 – Distribuição espaço-temporal de ferro total na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

As concentrações de ferro nas amostras de fundo foram, em geral, maiores que as encontradas na superfície nos pontos 1, 3 e 4. Tal fato deve-se, provavelmente à maior quantidade de ferro precipitado junto ao sedimento, o que é comprovado pelos resultados das coletas de junho e agosto no fundo do ponto 4, em que foi coletado parte do material sedimentar junto com a amostra, gerando altíssimas concentrações de ferro total ($868,69 \mu\text{g Fe.L}^{-1}$ em agosto), porém sem um aumento tão significativo na concentração de ferro dissolvido. O ponto 2 apresentou concentrações mais altas de ferro nas amostras de superfície do que nas de fundo em 3, das 5 coletas, sendo que em outubro houve diferença significativa entre as duas camadas ($195,08$ e $144,86 \mu\text{g Fe.L}^{-1}$ na superfície e fundo, respectivamente).

A avaliação das concentrações de ferro dissolvido mostram que o mesmo foi responsável por, aproximadamente, 60% do ferro presente na coluna d'água. Águas com um elevado conteúdo de matéria orgânica dissolvida são frequentemente ricas em ferro solúvel complexo, que tem suas elevadas concentrações relacionadas com níveis elevados de ácidos húmicos, entre outros compostos, como é o caso da Lagoa do Batoque (WETZEL, 1993). A distribuição temporal de ferro dissolvido apresentou aproximadamente o mesmo padrão de distribuição do ferro total. Os maiores valores foram registrados no primeiro semestre, com um forte decréscimo durante o segundo semestre devido à precipitação de íons férricos, causada pelas condições do meio no período. A distribuição espacial também demonstrou pouca diferença, a não ser pelo fato de terem sido registradas maiores concentrações da fração dissolvida de ferro no ponto 4 que no ponto 3. No caso do ferro dissolvido, além do ponto 2, o ponto 3 também apresentou menores concentrações nas amostras de fundo. Esteves (1998b) destaca a presença de bactérias que utilizam matéria orgânica complexada

ao ferro em ambientes ricos em substâncias húmicas, como é o caso da lagoa do Batoque. Estas bactérias, ao metabolizarem a matéria complexada ao ferro, excretam Fe^{2+} que é rapidamente oxidado, resultando hidróxido de ferro (III), o que causaria a menor concentração de ferro na região inferior da coluna d'água, devido à sua precipitação para o sedimento. Além disso, a participação de bactérias quimiotróficas que reduzem CO_2 através da energia obtida pela oxidação do ferro é uma possível causadora desta diminuição, visto que esta camada da coluna d'água é mais rica em CO_2 , proveniente da decomposição de matéria orgânica acumulada no sedimento (ESTEVES, 1998b).

Além disso, a predominância de processos de decomposição na camada mais próxima ao sedimento, pode ser responsável pela remoção da fração dissolvida do ferro, por meio da formação de sulfetos de ferro, altamente insolúveis (WETZEL, 1993).

12.1.10 Biomassa e Composição do Fitoplâncton

Nos ambientes aquáticos, a produção da biomassa vegetal é exercida em grande parte pela comunidade fitoplanctônica, cuja estrutura e distribuição espaço-temporal são determinantes para cada ecossistema. Deste modo o adequado conhecimento taxonômico e dos padrões de distribuição espacial e temporal das populações fitoplanctônicas torna-se necessário à compreensão do funcionamento de ambientes aquáticos (MELO; SUZUKI, 1998).

A distribuição espacial e temporal do fitoplâncton está intimamente ligada à variação de fatores bióticos e abióticos. Dentre os fatores abióticos destacam-se a temperatura, a disponibilidade de radiação subaquática e de nutrientes, a turbulência gerada pelos ventos, os padrões de circulação e renovação da coluna d'água e a salinidade, entre outros (CALIJURI *et al.*, 2002; MORAIS *et al.*, 2003; PHILIPS *et al.*, 2002; RAMIRÉZ; BICUDO,

2002). Dentre os bióticos, destacam-se a herbivoria, o parasitismo e a competição (ESTEVES, 1998b; SOROKIN *et al.*, 2004; HAN; FURUYA, 2000).

A quantificação da comunidade fitoplanctônica se constitui em um instrumento de grande importância para o entendimento de sua distribuição espacial e temporal e as relações desta com as variáveis físicas e químicas do meio. Como a clorofila *a* é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e, de uma maneira geral, o mais abundante, a determinação de sua concentração é frequentemente usada para estimar a biomassa fitoplanctônica (WETZEL; LIKENS, 2000).

Na lagoa do Batoque, as concentrações de clorofila *a* observadas na superfície foram relativamente baixas com valores oscilando 1,34 e 10,55 $\mu\text{g clor-}a.\text{L}^{-1}$ (**Figura 35**). A distribuição temporal destes valores sugere uma maior atividade fotossintética no período seco. Em geral, as maiores concentrações foram registradas no segundo semestre, período em que também se registrou as maiores concentrações de oxigênio e maiores valores de pH no sistema. No ponto 2, ao contrário dos demais, foram registradas quedas sucessivas nas concentrações de clorofila *a* com o passar do tempo, apresentando aumento na concentração desta variável somente a partir do mês de outubro. Estranhamente, em setembro foram observadas as menores concentrações de clorofila *a* no ponto 4, apesar dos indícios de maior atividade fotossintética neste período (**Figura 35**).

Os resultados aqui demonstrados vão ao encontro dos observados por Gomes (1998), na lagoa do Uruaú, que encontrou as menores concentrações de clorofila *a* durante o mês de maior precipitação pluviométrica e, a partir daí, um leve aumento nestas concentrações. O período seco é caracterizado por maior insolação e maiores temperaturas da água o que, aliado às boas condições óticas da água da lagoa do Batoque, favorece a produção

fitoplanctônica em sua região limnética, fato comprovado pelos maiores valores de pH e maiores concentrações de OD registrados no período.

Na distribuição espacial, destacou-se o ponto 1, com as maiores concentrações de clorofila *a*. Os outros pontos não demonstraram grande diferença entre si (**Figura 35**). É possível que as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico dissolvido tenham favorecido o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica no ponto 1. A baixa concentração de fósforo solúvel reativo, aliada à alta transparência da coluna d'água em toda a lagoa pode ser um indicativo de que este nutriente é limitante ao crescimento da comunidade fitoplanctônica na mesma. A comparação da razão N:P encontrada em todos os pontos de amostragem na lagoa do Batoque, durante todo o período de estudo (mínimo de 16,7, média de 50,4 e máximo de 95,1), com a razão de Redfield (16) reforça esta hipótese.

Figura 35 – Distribuição espaço-temporal de clorofila *a* na superfície da água da lagoa do Batoque em 2005

A comparação entre as amostras de superfície e fundo demonstra uma maior concentração deste pigmento no fundo, na camada mais próxima ao sedimento. Nota-se que, nas coletas

em que houve carreamento de parte da camada superficial do sedimento juntamente com a amostra de água de fundo, foram registrados valores bem mais altos de clorofila *a*, chegando a 54,74 $\mu\text{g clor-}a.L^{-1}$, no ponto 4, no mês de agosto. Tal fato evidencia a importância da comunidade fitobentônica para a produção primária no sistema. Herrera-Silveira *et al.* (2002) destacaram que ambientes costeiros rasos suportam altas densidades de produtores bentônicos e perifíton e, devido a isto, apresentam baixas densidades fitoplanctônicas e alta transparência na coluna d'água devido à competição de nutrientes com estes produtores.

Entre as algas fitoplanctônicas encontradas na lagoa do Batoque, foram identificados organismos dos principais grupos, com representantes de sete classes taxonômicas: Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae e Chryptophyceae, além de outros organismos não identificados.

A densidade fitoplanctônica ($\text{organismos.mL}^{-1}$) variou bastante ao longo do ano porém, de uma maneira geral, acompanhou a variação apresentada pelas concentrações de clorofila *a*. As menores densidades observadas no primeiro semestre e o aumento no segundo semestre acompanharam as variações sazonais de oxigênio dissolvido e pH, confirmando desta forma a importância desta comunidade para a produtividade primária do sistema. A exceção é feita para o ponto 2, que apresentou valor mínimo de densidade em setembro (média de $1,66.10^3 \text{ org.mL}^{-1}$), mês em que também foram registradas as menores concentrações de clorofila *a* neste ponto. Nos outros pontos, os valores mínimos de densidade foram observados em junho no ponto 1 (média de $1,86.10^3 \text{ org.mL}^{-1}$), em agosto no ponto 3 ($1,21.10^3 \text{ org.mL}^{-1}$) e em maio no ponto 4 ($1,14.10^3 \text{ org.mL}^{-1}$). Os valores máximos foram observados no mês de agosto nos pontos 1 e 4 ($159,35 .10^3$ e $10,17.10^3$

org.mL⁻¹, respectivamente, em valores médios), em maio no ponto 2 (média de 6,40.10³ org.mL⁻¹) e em novembro no ponto 3 (10,83.10³ org.mL⁻¹, valor médio).

Conforme foi verificado para a clorofila *a*, o ponto 1 destacou-se em relação aos demais pela elevada densidade fitoplanctônica. O crescimento exagerado de uma espécie filamentosa da classe Cyanophyceae (complexo *Planktolyngbya/Leptolyngbya sp.*), a partir de agosto, aumenta a discrepância entre as densidades apresentadas no ponto 1 em relação aos outros pontos, apesar de as concentrações de clorofila *a* não refletirem este aumento, devido ao reduzido tamanho das células destes organismos, majoritariamente nano e picoplanctônicos.

Também seguindo a tendência da clorofila *a*, a densidade de indivíduos fitoplanctônicos foi geralmente maior nas amostras referentes ao fundo da lagoa em relação àquelas da superfície. Herbert (1999) enfatiza que, em lagoas costeiras rasas em que não há limitação de luz, densas populações de cianobactérias bentônicas fixadoras de nitrogênio podem se desenvolver e contribuir para a fixação de nitrogênio no local, o que explicaria a alta densidade de cianobactérias bentônicas na lagoa do Batoque. A presença de algas possuidoras de heterocistos, células especializadas que possibilitam a fixação de nitrogênio (REYNOLDS, 1983; ESTEVES, 1998b), entre os organismos encontrados no presente estudo reforça esta hipótese. É curioso, porém, observar a presença destes organismos na lagoa do Batoque, em que durante todo período de estudo apresentou razões N:P bem maiores que a razão de Redfield (16), indicando uma possível limitação do fitoplâncton pelo fósforo. De acordo com Reynolds (1984), cianobactérias fixadoras de nitrogênio têm seu desenvolvimento favorecido em ambientes que apresentam baixas razões N:P.

O ponto 1 caracterizou-se pela predominância de cianobactérias durante todo o período de estudo, porém com um grande incremento a partir de agosto, período em que se começa a

observar condições de maior produtividade no sistema (**Figura 36**). As composições de classes das amostras de superfície e fundo foram bastante semelhantes. Em todas as coletas, foi observada a predominância de algas do complexo *Planktolyngbya/Leptolyngbya sp.*, com exceção dos meses de junho e outubro. Em junho, algas do gênero *Anabaena sp.* co-dominaram a comunidade fitoplanctônica neste ponto juntamente com *Planktolyngbya/Leptolyngbya sp.*, enquanto que em outubro, além das algas *Planktolyngbya/Leptolyngbya sp.*, dominaram indivíduos do gênero *Cylindrospermopsis sp.*

Além das cianobactérias, no ponto 1 foi registrada abundância relativamente importante de clorofíceas, principalmente de indivíduos do gênero *Monoraphidium sp.*

Figura 36 – Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 1 (superfície) em 2005

Tal distribuição assemelha-se à encontrada por Melo e Suzuki (1998), que verificaram na lagoa Cabiúnas, uma lagoa costeira do litoral norte fluminense, o predomínio, em termos de

densidade, de cianoprocariotas e pequenas clorofíceas sobre a comunidade fitoplanctônica local.

Roland (1998) verificou que, na mesma lagoa, as frações de fitoplâncton menores que 3 μm , com dominância de espécies de cianobactérias picoplanctônicas, foram responsáveis pela maior contribuição tanto no que diz respeito à biomassa quanto à produção primária, além de terem apresentado uma maior eficiência fotossintética em relação às demais classes de tamanho.

Baseado em seus resultados, Roland (*op. cit.*) afirmou que algas de pequeno tamanho apresentam maiores taxas de excreção durante o processo fotossintético, o que favorece o acoplamento entre o fitoplâncton e a atividade bacteriana, influenciado também pelas concentrações de N e P inorgânicos.

Baseado no exposto, é possível hipotetizar que o ponto 1 se encontre sob intensa atividade fotossintética e bacteriana, haja vista sua composição fitoplanctônica, dominada por cianobactérias nanoplanctônicas e picoplanctônicas, atividade confirmada pelas altas concentrações de OD e os altos valores de pH. É possível que o acoplamento entre as duas comunidades favoreça a regeneração e reciclagem de nutrientes nesta região da lagoa, fazendo com que a mesma se destaque em relação às demais, no que diz respeito à atividade fotossintética fitoplanctônica.

Vale ressaltar ainda, que a dominância de cianobactérias, organismos frequentemente associados a florações, inclusive com presença de um gênero de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas (*Cylindrospermopsis sp.*), indica que esta região da lagoa apresenta condições favoráveis ao desenvolvimento de florações, caso haja maior

disponibilidade de nutrientes, além de outros fatores, o que pode acarretar comprometimento da qualidade de suas águas (MELO & SUZUKI, 1998).

Nos pontos 2 e 3, foi verificada certa semelhança entre as composições fitoplantônicas ao longo do ano, sendo que as classes Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chryptophyceae e Chlorophyceae foram as que apresentaram maior abundância. Em maio, houve predominância de indivíduos da classe Bacillariophyceae sobre as demais, nos dois pontos. Em junho, enquanto o ponto 2 apresentou dominância de diatomáceas, seguidas por algas criptofíceas, no ponto 3 deu-se o inverso, predominância de criptofíceas seguidas de diatomáceas. Em agosto, indivíduos da classe Chlorophyceae foram os mais abundantes nos dois pontos. Em setembro, as diatomáceas voltaram a predominar nos dois pontos, porém, enquanto no ponto 2 Chryptophyceae foi a segunda classe mais abundante, no ponto 3, as cianobactérias assumiram maior importância. No ponto 2, as amostras referentes aos meses de outubro e novembro apresentaram composições semelhantes àquela do mês de setembro, com dominância de diatomáceas sobre as demais classes, sendo que no mês de novembro as clorofíceas estiveram presentes em densidade tão importante quanto as criptofíceas. No ponto 3, em outubro, houve predominância de Chlorophyceae, seguidas de Cyanophyceae e Bacillariophyceae com densidades muito próximas, enquanto que em novembro houve co-dominância de cianofíceas e diatomáceas (**Figura 37** e **Figura 38**). De uma maneira geral, cada classe foi dominada por somente um ou dois gêneros, quais sejam:

- Cyanophyceae: Complexo *Planktolyngbya/Leptolyngbya* sp.;
- Bacillariophyceae: *Staurosira* sp.;
- Chlorophyceae: *Scenedesmus* sp. e *Crucigenia* sp.;
- Chryptophyceae: *Cryptomonas* sp.

De acordo com Reynolds (1984), as diatomáceas são favorecidas por ambientes com boas condições de mistura da coluna d'água, o que explicaria a alta densidade de indivíduos desta classe taxonômica na lagoa do Batoque, principalmente nos meses de maio, em que as precipitações causam maior turbulência, e a partir de setembro, período no qual o nível d'água passa a diminuir devido à forte evapotranspiração, deixando a coluna d'água mais sujeita à turbulência induzida pela ação dos ventos.

Figura 37 - Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 2 (superfície) em 2005

Figura 38 - Distribuição temporal da comunidade fitoplancônica no ponto 3 (superfície) em 2005

É curioso, ainda, observar a grande densidade de clorófitas dos gêneros *Scenedesmus sp.* e *Crucigenia sp.* e de criptófitas do gênero *Cryptomonas sp.* que, segundo Reynolds(1983), são dominantes comuns em corpos d'água altamente ricos em nutrientes, embora a lagoa do Batoque tenha apresentado baixas concentrações de N e P inorgânicos na coluna d'água. Ainda segundo Reynolds (*op. cit.*), indivíduos do gênero *Scenedesmus sp.*, além de serem favorecidos por altas concentrações de nutrientes inorgânicos, são capazes de assimilar solutos orgânicos e atuar como organismos heterótrofos facultativos, o que poderia favorecer seu crescimento, haja vista as altas concentrações de nutrientes orgânicos encontradas no sistema.

No ponto 4 foram verificadas maiores densidades de algas das classes Chryptophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae durante todo o ano. Os meses de maio e junho foram caracterizados pela predominância de indivíduos da classe Chryptophyceae, gênero *Cryptomonas sp.* No mês de agosto verificou-se um grande aumento na densidade de indivíduos da classe Bacillariophyceae, fazendo com que os mesmos predominassem

numericamente sobre indivíduos das demais classes. Os fortes ventos característicos deste mês aumentam a turbulência na coluna d'água, o que favorece a predominância das diatomáceas (REYNOLDS, 1983; MACEDO *et al.*, 2001). Nos meses de setembro, outubro e novembro verifica-se uma maior proximidade entre as densidades de indivíduos das diferentes classes, com predominância de algas clorofíceas, em setembro e novembro e de diatomáceas em outubro (**Figura 39**).

A partir de agosto foi verificada forte semelhança entre as composições das comunidades fitoplanctônicas das amostras de superfície e fundo no ponto 4, fato provavelmente causado pela diminuição do nível d'água no segundo semestre e, consequentemente, aumento da influência da ação dos ventos sobre a coluna d'água, podendo causar a ressuspensão dos organismos fitoplanctônicos localizados nas camadas mais próximas à interface água sedimento.

Figura 39 - Distribuição temporal da comunidade fitoplanctônica no ponto 4 (superfície) em 2005

A identificação dos indivíduos presentes nas amostras de fundo dos pontos 2, 3 e 4 demonstra tendência ao predomínio das algas diatomáceas nestes pontos. A alta densidade relativa das células das algas pertencentes à classe Bacillariophyceae, devida principalmente à sílica presente em sua parede celular, faz com que estes indivíduos sejam encontrados frequentemente na camada mais próxima ao sedimento (REYNOLDS, 1984). As diatomáceas dominantes encontradas no presente estudo pertencem ao gênero *Staurosira* sp., predominantemente bentônico, de água doce, habituado a ambientes rasos, com baixa concentração de nutrientes, alta penetração de luz e radiações UV intensas, o que pode ter favorecido seu desenvolvimento na lagoa do Batoque (Schmidt *et al.*, 2004).

As exceções são: (1) o mês de agosto para o ponto 2, no qual a classe numericamente dominante foi Chlorophyceae, com indivíduos do gênero *Monoraphidium* sp.; (2) os meses de junho e agosto para o ponto 3, com predominâncias de algas das classes Chlorophyceae (gêneros *Monoraphidium* sp. e *Crucigenia* sp.) e Cyanophyceae (complexo *Planktolyngbya/Leptolyngbya* sp.), respectivamente e (3) os meses de setembro e novembro, para o ponto 4, quando há predominância numérica de Chlorophyceae, representada principalmente pelos gêneros *Dictiosphaerium* sp. e *Monoraphidium* sp.

Verifica-se que, a não ser no caso do mês de junho, todas as exceções foram verificadas no segundo semestre, período em que o menor nível d'água, aliado às altas velocidades dos ventos, pode interferir de maneira importante sobre a comunidade fitobentônica. Kendrick *et al.* (1998) verificaram que as variações temporal e espacial da distribuição de microalgas bentônicas na lagoa costeira Marmion, na Austrália, são extremamente influenciadas por distúrbios físicos na superfície do sedimento devido à ação de ventos, ondas e correntes.

Vale ressaltar que, além dos fatores aqui discutidos, fatores bióticos como a predação pelo zooplâncton e o parasitismo, não investigados no presente estudo, podem influenciar de sobremaneira a estrutura da comunidade fitoplanctônica de um sistema aquático.

12.1.11 Coliformes Totais e Termotolerantes

De acordo com Sperling (1996), um dos mais importantes aspectos relativos à poluição das águas é aquele relacionado com o fator sanitário, associado às doenças de veiculação hídrica. Um corpo d'água receptor do lançamento de esgotos pode incorporar uma ampla variedade de agentes transmissores de doenças. Este fato pode não gerar um impacto à biota do corpo d'água em si, mas afeta alguns dos usos preponderantes a ele destinados, como o abastecimento público e a balneabilidade.

Organismos patogênicos encontrados em esgotos podem ser excretados por seres humanos e animais que estejam infectados por doenças ou que sejam meros portadores de doenças infecciosas particulares. O número de organismos patogênicos presentes em despejos e águas poluídas é geralmente pequeno, e estes organismos são difíceis de serem isolados e identificados. Por este motivo, outros microrganismos, que são mais numerosos e mais facilmente detectados, são comumente utilizados como indicadores da presença de patogênicos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Desta forma, a possibilidade da presença de organismos patogênicos em uma amostra d'água é determinada, indiretamente, através do índice de coliformes, pois sendo os organismos desse tipo, especialmente a espécie *Escherichia coli*, característicos da presença de fezes humanas (de animais homeotermos ou de “sangue quente”), sua presença na água é reveladora da provável existência de outros

microrganismos intestinais patogênicos, como bactérias, vírus, protozoários e vermes (BRANCO, 1986).

No Brasil, os índices de coliformes são utilizados como padrões para a classificação de corpos d'água no que diz respeito à balneabilidade e a outros usos, como o abastecimento público e a irrigação, entre outros, através das resoluções CONAMA 274/00 e 357/05, respectivamente.

Os resultados de coliformes totais e fecais encontrados na lagoa do Batoque demonstram que, apesar de a mesma estar margeada por residências que não dispõem de sistema de esgotamento sanitário adequado, a lagoa não tem sofrido maiores consequências no que diz respeito à qualidade sanitária. Os resultados são apresentados na Tabela 4. Em geral, os maiores valores de coliformes fecais e totais foram registrados no ponto 1, muito embora não tenham sido ultrapassados os valores previstos pela legislação local para a propriedade à balneabilidade e para águas doces de classe 2, no que concerne à irrigação ou a outros usos. Na verdade, de acordo com os valores encontrados na lagoa, suas águas estariam classificadas como excelentes no que diz respeito à balneabilidade (BRASIL, 2001) e águas doces de classe 1, em relação aos outros usos (BRASIL, 2005). Vale ressaltar que, no ponto 1, a lagoa do Batoque tem em suas margens residências que apresentam como único sistema de disposição de esgotos, fossas negras. Conforme verificado por Silva *et al.* (2003), a contaminação de águas subterrâneas por organismos do grupo dos coliformes termotolerantes na área costeira do município de Aquiraz, onde está inserida a localidade do Batoque, está relacionada à ocorrência de fossas sépticas e negras, o que torna ainda mais provável a influência das fossas sobre a contaminação neste ponto, visto que a lagoa do Batoque é um corpo d'água que tem a recarga hídrica efetivada principalmente por meio de águas subterrâneas. Silva *et al.* (*op. cit.*) destacam ainda que as características locais,

como a composição litológica dos sistemas e o posicionamento do nível estático, caracterizam uma situação muito vulnerável à poluição e contaminação bacteriológica, levando a se considerar que Dunas, Paleodunas e Barreiras são, portanto, formações mais suscetíveis à migração dos germes contaminantes, principalmente na zona saturada.

Tabela 4 - Coliformes totais e fecais encontrados na lagoa do Batoque em 2005

Coliformes Totais (NMP)*						
	MAIO	JUNHO	AGOSTO	SETEMBRO	OUTUBRO	NOVEMBRO
P1	430	43	9	93	93	<3
P2	<3	9	150	<3	93	23
P3	<3	<3	9	<3	240	9
P4	<3	<3	9	4	4	15
Coliformes Fecais (NMP)*						
	MAIO	JUNHO	AGOSTO	SETEMBRO	OUTUBRO	NOVEMBRO
P1	230	9	<3	9	93	<3
P2	<3	<3	15	<3	4	4
P3	<3	<3	4	<3	7	4
P4	<3	<3	<3	4	4	<3

*NMP – Número Mais Provável, segundo SOARES, 1991.

Juvêncio *et al.* (2003) encontraram, às margens da lagoa do Batoque, valores de coliformes fecais acima dos níveis permitidos pela CONAMA 20/86 (BRASIL, 1986) para corpos d'água de classe 2. Além disso, a enumeração de coliformes fecais em um ponto à margem da lagoa, ao lado de uma fonte de águas subterrâneas que abastece a mesma, demonstrou valores sempre maiores que aqueles encontrados no restante da lagoa, até mesmo que o ponto 1, apesar de não ter ultrapassado os limites impostos pelas resoluções CONAMA 274/00 para a balneabilidade e 357/05 para a irrigação e outros usos.

Visto que os outros pontos da lagoa também possuem em suas margens, residências que dispõem de sistemas de fossas negras, é pouco provável que a contaminação da lagoa do Batoque se dê somente no ponto 1. Nos pontos 2, 3 e 4, a zona litorânea adjacente à margem sudoeste da lagoa do Batoque apresenta-se completamente ocupada por estandes

de macrófitas aquáticas (*Typha dominguensis*) e é a partir desta margem que surgem as fontes de água subterrânea que afloram à lagoa. Ferreira (1998a) demonstrou que a taxa de redução de coliformes fecais devido à ação de macrófitas aquáticas (*Typha dominguensis* e *Eichornia crassipes*), na lagoa Imboassica (RJ), foram superiores a 99,9%. Além disso, de acordo com a autora, as altas concentrações de oxigênio, em torno de 100% de saturação, devem ser consideradas como principal fator responsável pela redução de coliformes na zona limnética da lagoa. Ora, já que os pontos amostrados na lagoa do Batoque encontram-se na região limnética e que, durante o período de estudo, foram observados frequentemente valores de saturação de oxigênio, principalmente na superfície da água, é de se esperar as reduzidas concentrações de coliformes fecais nestes pontos.

12.2 Avaliação do estado trófico

Em relação ao estado trófico da Lagoa do Batoque, o critério de classificação da OECD (1982) aponta como parâmetros de classificação: (1) a média total anual da concentração de P; (2) a média total anual da concentração de clorofila *a*; (3) a concentração máxima de clorofila *a* e (4) a profundidade do disco de Secchi. Este critério é adotado para ambientes em que se considera o fósforo como nutriente limitante à produtividade primária do sistema. A comparação entre a razão N:P encontrada no presente estudo (50,4) com a razão de RedField (16) indica limitação da produtividade pelo fósforo, o que permite a utilização da classificação da OECD enquanto critério de classificação do estado trófico do sistema. Baseado neste critério, a lagoa do Batoque estaria classificada como um ambiente mesotrófico.

A adoção de um determinado critério de classificação de estado trófico levará sempre a uma limitação de interpretação, sendo que a avaliação real do estado trófico de um sistema

aquático deve levar em conta períodos de investigação maiores, outras comunidades produtoras e a interação entre os diferentes níveis da cadeia trófica no sistema.

Para a lagoa do Batoque, por exemplo, vale ressaltar que, provavelmente, a comunidade que mais contribui para a produtividade primária é a comunidade de macrófitas aquáticas, que não foi levada em conta neste estudo, portanto a quantificação da produção primária desta comunidade deve ser mais bem investigada para uma classificação mais criteriosa do estado trófico da lagoa do Batoque.

Além disso, aparentemente, a comunidade fitobentônica também possui uma grande contribuição para a produção primária, mesmo na região limnética da lagoa. Se fossem computadas as concentrações de clorofila *a* obtidas sempre que foi carreado material sedimentar (e algas bentônicas, conseqüentemente), a lagoa do Batoque poderia ser classificada como um ambiente meso a eutrófico. Tais ponderações demonstram a limitação embutida na adoção de um único critério para classificar o estado trófico de um sistema aquático.

Entretanto, em virtude da falta de investigações anteriores em relação ao estado trófico da Lagoa do Batoque, justifica-se a adoção do critério da OECD (1982), largamente utilizado, a título de classificação primária, ressaltando-se aqui a limitação das variáveis utilizadas nesta classificação. Ainda de acordo com o critério da OECD (*op.cit.*), verifica-se que não há mudança de estado trófico entre os diferentes períodos hidrológicos, embora seja observado o aumento nas concentrações de clorofila *a*, no período seco.

12.3 Variação Nictemeral

Diferentemente de corpos d'água localizados em regiões de clima temperado, em que os ciclos limnológicos têm periodicidade anual, com a flutuação dos parâmetros determinada sazonalmente por meio de mudanças em fatores como a penetração da luz, radiação subaquática, clima, distribuição de nutrientes, estrutura térmica e atividade biológica, ecossistemas aquáticos tropicais podem não apresentar flutuações sazonais marcadas, devido principalmente à existência de um fotoperíodo bastante uniforme ao longo do ano, além da disponibilidade de luz e temperatura geralmente acima dos níveis limitantes ao crescimento de organismos, resultando em atividade biológica praticamente contínua durante todo o ano (BARBOSA, 1997). Com isso, as alterações ambientais ocorridas num período de 24 horas podem, muitas vezes, assumir um papel de maior importância na dinâmica destes corpos d'água (ESTEVES *et al*, 1988). Desta forma, a investigação de variações de curto prazo, como as variações nictemerais, é apontada por Barbosa (*op. cit.*) como essencial para o desenvolvimento de modelos de conservação e manejo aplicáveis a ecossistemas aquáticos tropicais.

Durante os dois períodos estudados (19 e 20/07/2005 e 13 e 14/12/2005), o ponto 2 da lagoa do Batoque apresentou comportamentos térmicos semelhantes, com as maiores temperaturas atingidas no meio da tarde, por volta das 16h00min, e as menores às primeiras horas do dia (06h00min). Porém, vale ressaltar que foi observada maior amplitude de variação de temperatura da água na coleta de dezembro (mín. 25,5°C e máx. de 31,7°C) comparativamente à coleta realizada em julho (mín. 26,6°C e máx. de 29,3°C). Apesar de terem sido registradas maiores temperaturas do ar, de uma maneira geral, no mês de dezembro, as amplitudes nos dois períodos foram muito semelhantes ($T_{\text{mín}}$: 21,44°C e $T_{\text{máx}}$: 31,15°C em dezembro e $T_{\text{mín}}$: 20,75°C e $T_{\text{máx}}$: 30,60°C, em julho). Por este motivo, a maior amplitude de variação da temperatura na coluna d'água deveu-se, provavelmente, à menor

profundidade da lagoa durante o período de estiagem ($z_{\text{máx}}$: 0,95m dezembro contra $z_{\text{máx}}$: 1,40m, na coleta de julho), visto que o menor volume d'água facilita a troca de calor da massa d'água com a atmosfera e faz com que o corpo d'água tenha sua temperatura mais influenciada pela temperatura do ar. Os perfis de temperatura demonstraram certa instabilidade da coluna d'água, que se apresentou praticamente desestratificada durante o período noturno e em boa parte do período diurno, com uma pequena tendência à estratificação nas horas mais quentes do dia (**Figura 40** e **Figura 41**). Petrucio (1998) mediu a temperatura da água de três lagoas costeiras no litoral norte fluminense e verificou que os ecossistemas estudados apresentaram homeotermia de sua coluna d'água, fato atribuído à pequena profundidade das lagoas e à contínua exposição das mesmas à ação dos ventos.

A variação nictemeral da temperatura da água nos dois períodos é apresentada na **Figura 40** e na **Figura 41**. De uma maneira geral, no início da manhã foi observado um pequeno gradiente com ligeiro aumento da temperatura somente na camada mais próxima ao sedimento. Ramirez e Bicudo (2002) afirmam que a formação de estratificação inversa no começo do dia se dá pela perda de calor da superfície d'água para a atmosfera durante a noite e as primeiras horas do dia, enquanto a temperatura do ar é menor que aquela da massa d'água. Com o passar do tempo, a ação do vento, juntamente com o aquecimento da atmosfera adjacente, aquecem rapidamente a coluna d'água, provocando a isotermia da mesma antes ainda do fim da manhã.

Entre 10h00min e 12h00min foi observada a isotermia da coluna d'água e, a partir do início da tarde, passou a se desenvolver uma microclina, com leve diminuição da temperatura em direção ao fundo, sendo a temperatura máxima atingida às 16h00min. Ao fim do dia, com o resfriamento da atmosfera o gradiente se desfez novamente. Tal comportamento tem sido

observado em diversos corpos d'água tropicais, sendo que a duração da estratificação, bem como a extensão da zona de mistura, variam de acordo com a morfologia do sistema e com o nível d'água do mesmo (BARBOSA, 1997; ESTEVES *et al.*, 1988; HENRY, 1995). Com o fim do período iluminado, devido à perda de calor para a atmosfera, a camada superficial da água sofre resfriamento mais rapidamente que a camada mais próxima ao sedimento, gerando novamente pequena diferença de temperatura entre estes dois compartimentos, com maiores valores desta variável registrados na interface água-sedimento.

Figura 40 - Variação nictemeral de temperatura da água na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 41 - Variação nictemeral de temperatura da água na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

Em dezembro, o processo de mistura completa da coluna d'água, bastante favorecido pela ação dos ventos e a menor profundidade do período, foi responsável por menores diferenças de temperatura entre as águas da superfície e da interface água-sedimento.

Embora as diferenças de temperatura registradas entre superfície e fundo da coluna d'água tenham sido bastante pequenas, máximo de 0,8°C às 16h00min, na coleta de julho e 0,4°C às 08h00min, em dezembro, vale ressaltar que, devido às altas temperaturas registradas, não se pode descartar a condição de estabilidade térmica, ainda que por curto período de tempo, visto que em ecossistemas aquáticos com temperaturas tão elevadas não há necessidade de grandes diferenças de temperaturas entre as sucessivas camadas para que se caracterize estratificação térmica da coluna d'água (ESTEVES, 1998b).

Em relação à condutividade elétrica da água, não houve diferença significativa entre os diferentes valores encontrados ao longo do dia em nenhum dos dois períodos, embora tenha havido grande diferença entre os valores de condutividade encontrados nas duas coletas

(cerca de $0,190 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em julho, contra $0,400 \text{ mS.cm}^{-1}$ em dezembro), devido ao fenômeno de concentração de sais, já discutido no tópico referente à variação mensal.

As variações diárias das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) também apresentaram comportamentos semelhantes nas duas coletas realizadas, porém com magnitudes diferentes. Enquanto na coleta de julho, as concentrações de OD na superfície oscilaram entre um mínimo de $5,03 \text{ mg.L}^{-1}$ (62,6%) e um máximo de $7,05 \text{ mg.L}^{-1}$ (97,8%), na coleta de dezembro estes valores estiveram entre $5,42 \text{ mg.L}^{-1}$ (66,4%) e $8,74 \text{ mg.L}^{-1}$ (119,3%). As menores concentrações de OD foram observadas no início da manhã (06h00min, entre 60 e 70%), aumentando gradativamente até atingir concentração máxima entre 12h00min e 16h00min, com valores típicos de saturação e supersaturação. Com o final do período iluminado e durante toda a noite, estas concentrações passaram a diminuir novamente até atingirem valores mínimos no início da manhã (**Figura 42** e **Figura 43**). Este comportamento assemelha-se ao verificado por Esteves *et al.* (1988), ao estudar duas lagoas costeiras do litoral fluminense, com as maiores concentrações de OD ocorrendo nos horários de maior transparência do disco de Secchi, fato atribuído ao favorecimento da produção primária do fitoplâncton.

Figura 42 - Variação nictemeral de OD na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 43 - Variação nictemeral de OD na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

Durante todo o ciclo nictemeral, em geral, a coluna d'água apresentou boas condições de oxigenação até o início da interface água-sedimento, onde se observa drástica redução da concentração de oxigênio. Este fato pode ser explicado pelo acúmulo de matéria orgânica no sedimento da lagoa, que dá origem a processos de decomposição que consomem o

oxigênio dissolvido neste estrato do sistema, conforme verificado por Newton *et al.* (2003). Exceção foi feita para a sondagem realizada às 16h00min do dia 19/07/2005, em que foi registrado pequeno gradiente na concentração de oxigênio dissolvido, com tendência de diminuição da concentração de oxigênio em direção ao fundo da lagoa. A baixa profundidade do sistema, aliada às boas condições óticas do mesmo (a zona eufótica atinge toda a extensão da coluna d'água) compõem um quadro bastante favorável à atividade fotossintética do fitoplâncton em toda a coluna d'água, o que, juntamente com a ação dos ventos, que introduzem oxigênio no meio através da difusão atmosférica, pode explicar as altas concentrações de oxigênio na coluna d'água. Além disso, a homogeneidade da coluna d'água no que diz respeito a esta variável leva a crer que os pequenos gradientes térmicos detectados nos horários mais quentes do dia não são suficientes para estratificar quimicamente o corpo d'água.

A variação diária do pH apresentou comportamentos distintos nas duas coletas (**Figura 44** e **Figura 45**). Na coleta de julho, os menores valores de pH na superfície (6,49) foram observados às 06h00min do dia 19/07 e, a partir daí, estes valores foram aumentando com o fotoperíodo até um máximo às 18h00min (8,00), com exceção da sondagem realizada às 14h00min, que registrou valor de pH ligeiramente menor que aquele registrado ao meio dia. Com o fim do fotoperíodo, observou-se ligeira diminuição dos valores de pH, porém estes valores continuaram elevados (próximos a 8,00) até a manhã do dia 20/07. Na coleta de dezembro foram observados valores bem mais elevados de pH, porém com menor amplitude de variação (valores entre 7,62 e 8,25). Durante esta coleta, os maiores valores de pH foram registrados às 10h00min e às 18h00min, sendo que a única tendência observada foi a diminuição dos valores de pH durante o período noturno até um mínimo de 7,62 às 06h00min do dia 14/12. A ocorrência de maiores valores de pH durante o período

iluminado é influência da utilização de CO_2 pelos organismos fotossintetizantes, que têm o metabolismo favorecido pelo aumento da temperatura e da intensidade luminosa (WETZEL, 1993). Apesar disso, verificou-se, no período diurno, que nos horários de maior temperatura e intensidade luminosa nem sempre são encontrados os maiores valores de pH. De acordo com Reynolds (1984), altas intensidades de radiação incidente podem inibir a atividade fotossintética do fitoplâncton, em um fenômeno conhecido por fotoinibição. A fotoinibição é função da radiação incidente associada à taxa de extinção vertical da luz com a profundidade. As altas intensidades luminosas características do local de estudo, juntamente com as boas condições óticas do sistema favorecem a ocorrência de fotoinibição nos horários de maior radiação incidente. Ainda segundo Reynolds (*op. cit.*), a diminuição da taxa fotossintética devido às altas intensidades luminosas pode ocorrer em um curto período de tempo, porém sua recuperação é um processo mais lento.

Figura 44 - Variação nictemeral de pH na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 45 - Variação nictemeral de pH na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

Em relação ao perfil vertical, houve clara tendência de queda de pH com o aumento da profundidade durante as duas coletas realizadas, sendo que esta queda é mais pronunciada na interface água-sedimento, onde são encontrados os menores valores de pH. Segundo Esteves (1998b), durante o dia, ocorre um empobrecimento de carbono inorgânico no epilânio, em consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton. Por outro lado, no metalânio e especialmente no hipolânio, devido aos processos de decomposição e respiração, há um aumento na concentração de CO_2 , o que explica a tendência de diminuição do pH em direção ao fundo da lagoa.

Em relação à alcalinidade, a variação diária também apresentou comportamentos semelhantes nas duas coletas realizadas, porém com magnitudes diferentes. Enquanto na coleta de julho foram registrados valores de alcalinidade entre 32,0 e 35,0 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, durante a coleta de dezembro estes valores estiveram entre 78,0 e 81,0 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Em geral, os menores valores de alcalinidade foram registrados nos horários de maior produtividade, durante o fotoperíodo, e os maiores durante o período noturno. Este

comportamento foi mais evidente na coleta de dezembro, quando foram registradas maiores concentrações de oxigênio, indicativas de maior produtividade do período. A diminuição da alcalinidade durante os horários de maior concentração de oxigênio é um indicativo da atividade fotossintética no sistema que, ao consumir o carbono inorgânico presente, diminui os valores de alcalinidade do corpo d'água, conforme verificado por Freire (2000).

Durante as duas coletas realizadas, foram registrados baixos valores de turbidez da água durante todo o ciclo nictemeral, embora estes valores tenham sido bem maiores na coleta referente ao mês de dezembro (máximo de 4,45 UTN contra um máximo de 2,59 UTN registrado em julho). Os maiores valores de turbidez foram sempre alcançados nos horários de maior intensidade luminosa e os menores, durante a noite. Tal fato pode ser atribuído a dois fatores principais: (1) a contribuição dos organismos produtores para a dispersão da radiação no sistema, o que é confirmado pelas maiores concentrações de clorofila *a* entre 10h00min e 18h00min e (2) as maiores velocidades do vento no período iluminado, causando a ressuspensão da matéria depositada no sedimento e aumentando a turbidez na coluna d'água. Ainda assim, tais valores não foram suficientes para comprometer as condições óticas do sistema, como se pôde confirmar através da medida da transparência da água pelo disco de Secchi, que alcançou o fundo da lagoa durante todo o fotoperíodo, ou seja, durante o período iluminado a zona eufótica compreendeu toda a coluna d'água.

Em relação aos compostos nitrogenados (orgânicos e inorgânicos), houve diferença significativa entre as concentrações observadas nas duas coletas realizadas, sendo os valores encontrados na coleta de dezembro bastante superiores àqueles referentes à coleta de julho. Durante o mês de julho, o nitrogênio amoniacal foi a forma inorgânica mais presente, sendo que as concentrações de nitrito estiveram sempre abaixo do limite de detecção e somente em duas coletas (06h00min e 16h00min do dia 13/07) foi detectada a

presença de nitrato. Durante esta coleta, as maiores concentrações de amônia foram observadas durante o período noturno e no começo do dia (máximo de $8,38 \mu\text{g NH}_{3,4}\text{-N.L}^{-1}$ às 06h00min do dia 20/07) e as menores durante os períodos de maior intensidade luminosa (abaixo do limite de detecção do método às 10h00min e 12h00min do dia 19/07). Tal fato pode ser explicado por dois fatores: (1) a assimilação do nitrogênio amoniacal pelos organismos produtores primários durante o processo fotossintético e (2) a predominância de processos de decomposição da matéria orgânica de natureza nitrogenada durante o período noturno, que têm como produto a amônia.

Na coleta referente ao mês de dezembro, houve uma clara diferenciação nas concentrações de nitrogênio inorgânico entre o período iluminado e os períodos de menor luminosidade (**Figura 47**). Enquanto no fotoperíodo foram observadas as menores concentrações de nitrogênio amoniacal ($7,80 \mu\text{g NH}_{3,4}\text{-N.L}^{-1}$ às 12h00min do dia 13/12) e de nitrato ($3,52 \mu\text{g NO}_3\text{-N.L}^{-1}$ às 16h00min do dia 14/12) (com exceção para a concentração de nitrogênio amoniacal registrada às 14h00min do dia 19/12, $14,79 \mu\text{g NH}_{3,4}\text{-N.L}^{-1}$, a segunda mais alta do período) e as maiores concentrações de nitrito, com o fim do período iluminado e nas primeiras horas do dia esta tendência foi invertida. A assimilação das formas de nitrato e amônia pelos organismos produtores primários explica a diminuição das concentrações destes compostos durante o período de maior produção. Além disso, as altas concentrações de oxigênio alcançadas neste horário geram condições de oxidação de amônia a nitrito, que poderiam explicar as maiores concentrações de nitrito observadas.

Figura 46 - Variação nictemeral de compostos nitrogenados inorgânicos na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 47 - Variação nictemeral de compostos nitrogenados inorgânicos na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

Em relação à fração orgânica dos compostos nitrogenados, as duas coletas apresentaram padrões distintos de variação. Os resultados são apresentados na **Figura 48** e na **Figura 49**. Enquanto em julho, as maiores concentrações de nitrogênio orgânico foram registradas em

períodos de menor luminosidade, em dezembro houve tendência de aumento destes valores durante os horários de maior luminosidade. É possível que as baixas concentrações de nitrogênio inorgânico no sistema, registradas em julho, tenham levado à assimilação da fração orgânica deste elemento por parte dos organismos produtores. Newton *et al.* (2003) enfatizam a importância da fração orgânica dissolvida de nitrogênio na água enquanto nitrogênio disponível biologicamente para a produção primária do sistema. De acordo com Esteves (1998b), quando a concentração das formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores muito baixos ou é esgotada, as formas orgânicas são aproveitadas para utilização no processo fotossintético, o que explicaria a diminuição das concentrações de nitrogênio orgânico nos horários de maior produção.

Figura 48 - Variação nictemeral de Nitrogênio Orgânico na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 49 - Variação nictemeral de Nitrogênio Orgânico na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

A determinação da fração dissolvida do nitrogênio orgânico referente à coleta de dezembro demonstra que esta corresponde a cerca de 70% do total. O fato de as maiores concentrações de nitrogênio orgânico terem sido registradas durante os horários de maior temperatura d'água pode ser explicado pelo aumento da atividade metabólica dos microrganismos presentes no meio, visto que as maiores fontes de nitrogênio orgânico dissolvido em sistemas aquáticos são a lise celular, a decomposição e a excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas, todas elas atividades favorecidas pelo aumento da temperatura (ESTEVES, 1998b).

As variações diárias de fósforo também apresentaram comportamentos diferenciados nas duas coletas realizadas. Na coleta de julho, apesar da pouca variação nas concentrações, foram observadas maiores concentrações de fósforo solúvel reativo (PSR) nos horários de maior intensidade luminosa ($6,00 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P.L}^{-1}$ às 12h00min e 14h00min). Em relação ao fósforo total, não foi observado nenhum padrão distinto para o ciclo diário (**Figura 50**). No início da manhã do dia 19/07 foram observadas as menores concentrações de fósforo total

(12,62 $\mu\text{g P.L}^{-1}$ às 06h00min) e, a partir daí, houve um aumento contínuo desta variável até as 14h00min. Daí em diante, os valores oscilaram até a manhã do dia 20/07, sendo que o valor máximo foi registrado às 02h00min do dia 20/07 (26,88 $\mu\text{g P.L}^{-1}$).

Na coleta de dezembro, todas as amostras apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção do método no que diz respeito à determinação das concentrações de PSR. As altas concentrações de OD, os altos valores de pH e as maiores concentrações de clorofila a registrados nesse período sugerem que todo o PSR está sendo utilizado pelos organismos produtores primários, causando, assim, a deficiência deste composto na coluna d'água. Em relação à determinação das concentrações de fósforo total, apesar da pequena variação entre os valores encontrados, de uma maneira geral, os maiores valores foram observados durante o período iluminado do dia (**Figura 51**).

Figura 50 - Variação nictemeral de Fósforo Total na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 51 - Variação nictemeral de Fósforo Total na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

As concentrações de ferro registradas nas duas coletas realizadas apresentaram um padrão de variação diária diferenciado para as frações dissolvida e particulada deste elemento (**Figura 52** e **Figura 53**). O ciclo nictemeral de variação das concentrações de ferro dissolvido foi caracterizado pela ocorrência de maiores concentrações durante os horários de maior intensidade luminosa e de menores durante o período noturno ou nas primeiras horas do dia. De acordo com Wetzel (1993), à medida que se procedem atividades de decomposição, há diminuição do potencial redox com conseqüente redução de sulfatos a sulfetos, também produzidos a partir da decomposição bacteriana de compostos orgânicos contendo enxofre, o que facilita a formação de FeS, muito insolúvel, causando, assim, uma diminuição do ferro dissolvido nesta região da coluna d'água, o que explicaria as menores concentrações da fração dissolvida de ferro durante o período noturno, em que predominam processos de decomposição da matéria orgânica.

A fração particulada de ferro apresentou as maiores concentrações durante a noite e as menores concentrações durante o período iluminado do dia. A ocorrência das menores

concentrações de ferro particulado durante o dia pode ser explicada pelas altas concentrações de oxigênio dissolvido durante o fotoperíodo, o que gera condições propícias à precipitação da forma oxidada deste elemento, que vai se depositar no sedimento da lagoa.

Figura 52 - Variação nictemeral de Ferro na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 53 - Variação nictemeral de Ferro na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

A variação nictemeral da biomassa fitoplanctônica, medida pelas concentrações de clorofila *a* acompanhou sobremaneira o fotoperíodo, sendo que as maiores concentrações deste pigmento foram encontradas durante o período iluminado do dia, e as menores durante o período noturno conforme apresentado na **Figura 54** e na **Figura 55**. A ocorrência das maiores concentrações de clorofila *a* durante o período diurno juntamente com a ocorrência das maiores concentrações de OD e os maiores valores de pH confirmam a importância desta comunidade para a produção primária na região limnética da lagoa do Batoque.

Figura 54 - Variação nictemeral de Clorofila *a* na lagoa do Batoque (P2) em julho/05

Figura 55 - Variação nictemeral de Clorofila a na lagoa do Batoque (P2) em dezembro/05

A densidade fitoplanctônica apresentou comportamento semelhante àquele da biomassa fitoplanctônica no que diz respeito à variação nictemeral, com a ocorrência de maiores densidades no período de maiores intensidades luminosas (entre 10h00min e 18h00min) e menores durante o período noturno, nos dois períodos estudados.

A composição da comunidade fitoplanctônica também apresentou variação durante o ciclo diário, principalmente na coleta referente ao mês de julho. Os valores de densidade observados para esta coleta demonstraram que, apesar de as algas pertencentes à classe Chlorophyceae serem responsáveis pelas maiores densidades durante praticamente todo o ciclo, nos horários de maior radiação incidente, nota-se um aumento significativo da contribuição de cianobactérias e diatomáceas. O incremento dos valores de densidade de diatomáceas pode ser explicado pelo fato de que os horários de maior intensidade luminosa coincidem com a ocorrência de maiores velocidades dos ventos, o que causa uma maior turbulência na coluna d'água propiciando, desta forma, melhores condições de crescimento às diatomáceas conforme verificado por Macedo *et al.*(2001).

Na coleta referente a dezembro as diatomáceas foram a classe mais abundante, seguidas das clorofíceas, criptofíceas e cianobactérias, respectivamente, no entanto não houve alteração de dominância durante o ciclo diário entre as classes fitoplanctônicas. A dominância das diatomáceas sobre as demais classes pode ser atribuída ao baixo nível d'água na lagoa durante o período, o menor registrado durante o ano, o que, juntamente com a ação dos ventos, favorece a mistura completa da coluna d'água, gerando condições favoráveis ao crescimento de algas desta classe.

13 Análise Estatística

A análise de componentes principais (ACP) apresentou resultados particulares para cada período considerado (seco e chuvoso). Antes de cada análise, os dados passaram por uma transformação logarítmica com o intuito de diminuir a variabilidade dos mesmos em torno de uma distribuição de probabilidade normal. Como o número de variáveis investigadas foi significativo (22, no período chuvoso e 24 no período seco), procedeu-se uma ACP prévia para cada período hidrológico com o objetivo principal de facilitar a interpretação dos fatores estatisticamente significativos, através da redução do número de variáveis, sem a perda de informações ecológicas relevantes. Segundo Ceballos *et al.* (1998), a redução do número de variáveis obedece ao princípio de que variáveis altamente correlacionadas entre si e com os respectivos fatores extraídos podem denotar redundância de informações a respeito das características do sistema ecológico em estudo.

13.1 ACP - Período Chuvoso

A ACP preliminar para os dados do período chuvoso, considerando 22 variáveis (Tabela 5), retornou três fatores estatisticamente significativos, responsáveis pela explicação de 73,7% da variabilidade total dos dados. A Tabela 5 apresenta as correlações entre as variáveis e os respectivos fatores extraídos.

As variáveis que apresentaram significativa correlação entre si e com os respectivos fatores foram consideradas redundantes, mantendo-se somente aquela de maior correlação com o fator considerado. Deste modo, para o período chuvoso, foram descartadas as variáveis MSV e MSF, por terem apresentado altas correlações com a turbidez e MST, respectivamente, e as variáveis NOrgT e coliformes fecais (CF), por estarem

significativamente correlacionadas com NT e coliformes totais (CT), respectivamente. A variável nitrogênio amoniacal não apresentou correlação significativa com nenhum dos fatores extraídos e, por isso, foi descartada da ACP definitiva. Portanto, após essa etapa preliminar, o número de variáveis foi reduzido a 17.

Tabela 5 – Resultado da ACP preliminar para os dados relativos ao período chuvoso. Correlações entre as variáveis investigadas e os respectivos fatores estatisticamente significativos

	Fator 1 (36,66%)	Fator 2 (22,35%)	Fator 3 (14,69%)
z_{máx}	0,758019	0,489197	0,296173
MST	-0,453942	-0,802349	-0,041393
MSF	0,135396	-0,718518	0,571608
MSV	-0,663787	-0,594695	-0,232320
TURB	-0,691213	-0,498597	-0,420460
CE	-0,904307	-0,089995	0,156900
COR	-0,481656	0,592436	0,450406
OD	-0,163515	-0,732267	-0,080572
pH	0,150515	-0,566155	0,473932
Clor. a	-0,463299	-0,299533	-0,717388
PT	-0,423374	0,376579	0,126752
PSR	-0,451123	0,552521	0,517386
NO₂	-0,848189	0,026092	0,349020
NO₃	-0,120760	0,431029	-0,869413
NH_{3,4}	-0,209808	0,111616	-0,343250
NOrgT	-0,785645	-0,202328	0,248465
NT	-0,788765	-0,195853	0,237884
FeT	-0,703972	0,298303	-0,162734
FeD	-0,428770	0,686968	-0,287737
ALC	-0,911144	0,052793	0,243920
CT	-0,746402	0,398127	-0,114616
CF	-0,753485	0,403208	0,180327

A ACP definitiva para as variáveis selecionadas extraiu três fatores significativos (**Figura 56**), responsáveis pela explicação de 76,9% da variância total. O fator 1 (37,6%) apresentou-se positivamente correlacionado com a profundidade máxima (z_{máx}), e negativamente com as variáveis turbidez (TURB), condutividade elétrica (CE), Nitrito (NO₂), Nitrogênio total (NT), Ferro total (FeT), Alcalinidade (ALC) e coliformes totais

(CT). O fator 2 (23,6%) apresentou-se positivamente correlacionado com as variáveis MST, OD e pH, e negativamente com $z_{\text{máx}}$ e PSR. O fator 3 apresentou correlação positiva com o pH e negativa com a clorofila *a* e o nitrato (NO_3).

Figura 56 - Projeção das variáveis limnológicas sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 2) – período chuvoso

O primeiro componente principal extraído, de maior importância, foi interpretado como um fator relacionado à contribuição alóctone ao sistema, tanto no que diz respeito aos sais dissolvidos, conforme evidenciado pela alta correlação negativa com as variáveis CE e alcalinidade total, como às variáveis relacionadas à poluição sanitária, como NO_2 e coliformes totais, que têm seu aporte influenciado pelas precipitações ocorridas no período.

A alta correlação positiva com a variável $z_{máx}$ demonstra que o fator 1 também está associado ao processo de diluição sofrido pelo corpo d'água.

Observando a **Figura 56**, nota-se que, apesar do aumento da entrada de matéria alóctone devido às precipitações ocorridas no período, as variáveis MST e turbidez, mais relacionadas à contribuição de material particulado, parecem não ter contribuído com o fator 1, devido provavelmente ao efeito de diluição causado pela maior quantidade relativa da entrada de água. De acordo com Ferreira (1998b), o crescimento exuberante de macrófitas aquáticas na região litorânea de lagoas costeiras induz à sedimentação de partículas sólidas de origem alóctone, por meio de fenômenos de adsorção da matéria orgânica particulada e dissolvida. Portanto, a colonização da região litorânea da lagoa do Batoque pela comunidade de macrófitas aquáticas pode ter favorecido a sedimentação do material particulado de origem alóctone neste período, por meio das reações de adsorção e precipitação. Isso explicaria a menor contribuição de variáveis relacionadas ao material particulado, tanto de origem orgânica como inorgânica (turbidez, NT, FeT) para a formação deste fator, apesar do carreamento de matéria alóctone esperado com as precipitações.

O fator 2, resultante da análise referente aos dados do período chuvoso, apresentou alta correlação com a profundidade máxima e o fósforo solúvel reativo, em seu eixo negativo, e com as variáveis MST, OD e um pouco menor com o pH, em seu eixo positivo. Este resultado indica a influência do regime de precipitações, e das condições atmosféricas inerentes, sobre a produção fitoplanctônica, representada pela oposição da variável $z_{máx}$ às variáveis OD e pH. A presença da variável PSR juntamente com a profundidade máxima indica que neste período, ao contrário do período seco, a atividade fotossintética não foi limitada pela falta deste nutriente, e sim por fatores externos como a menor disponibilidade de radiação. Neste caso, aparentemente, as concentrações de fósforo inorgânico disponível

são favorecidas pela ocorrência de maiores precipitações, através da lixiviação do solo adjacente. O aumento do nível d'água causado pelas chuvas coincide com o período de menor disponibilidade de radiação, o que pode ter sido um fator limitante à produção fitoplanctônica no período. Ademais, segundo este fator, apesar do aumento na quantidade de matéria carregada pelas chuvas, o sistema parece ter sofrido diminuição na concentração de material em suspensão total, confirmando, assim, o efeito de diluição já apresentado pelo fator 1, efeito mais importante, originado pela grande quantidade de chuvas. Vale ressaltar que a colonização da região litorânea da lagoa por macrófitas aquáticas, que atuam como “filtros”, diminui a carga de material em suspensão de origem alóctone à região limnética da lagoa (FERREIRA, 1998b). O efeito de diluição causado pelas precipitações também pode representar uma menor disponibilidade de outros recursos no sistema durante este período, contribuindo ainda mais para a limitação da produtividade fitoplanctônica. A avaliação das concentrações de MST ao longo do estudo demonstra que os meses de maio e junho (correspondentes ao período chuvoso) apresentaram as menores concentrações de MST e, concomitantemente, as menores contribuições da fração volátil (orgânica), o que poderia ser interpretado como uma menor contribuição da biomassa fitoplanctônica, momentaneamente limitada por pulsos externos, como a maior nebulosidade, e conseqüente diminuição da disponibilidade de radiação.

A interpretação do fator 3, que aparece altamente correlacionado positivamente com o pH e negativamente com a clorofila *a* e o NO_3 , confirma a hipótese acima descrita (**Figura 57**). A oposição da biomassa fitoplanctônica ao pH neste fator indica que os valores de pH durante este período são influenciados principalmente por outros fatores, que não a produção fitoplanctônica, ora limitada por fatores externos como a disponibilidade de energia (luz) ou de outros recursos. Neste caso, ao contrário do observado durante o

período seco, fatores como a entrada de carbonatos-bicarbonatos, ou processos de decomposição, resultantes do aporte de matéria orgânica alóctone, podem ter maior influência sobre o pH do que a produtividade primária. Apesar disso, a alta correlação da variável NO_3 com a clorofila *a* indica que este nutriente ainda tem alguma importância sobre a produtividade do sistema, neste período.

Figura 57 - Projeção das variáveis limnológicas sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 3) – período chuvoso

A localização das unidades amostrais sobre o plano fatorial definido pelos fatores 1 e 2 no período chuvoso demonstra os padrões de heterogeneidade espacial e temporal na lagoa do Batoque (**Figura 58**). Em relação à distribuição temporal, observa-se um gradiente em direção ao eixo positivo do fator 1, com o passar do tempo, indicando o efeito de diluição

decorrente das precipitações do período. Além disso, observa-se que o ponto 1, responsável pelos maiores valores de CE, alcalinidade e de contagem de coliformes totais e fecais, também apresenta uma alta correlação negativa com o fator 1 durante este período.

Em relação ao fator 2, é possível observar a localização dos pontos 1 e 4, com menores concentrações de OD no período, sempre no lado negativo do eixo. Além disso, verifica-se a maior correlação com o fator 2, dos pontos referentes ao mês de junho, indicando a influência do regime hidrológico no período.

Figura 58 – Projeção das unidades amostrais sobre o plano fatorial resultante da ACP final (fator 1 x 2) – período chuvoso (M = maio, J = junho, n^{os}=pontos de coleta)

13.2 ACP – Período Seco

Conforme foi feito para o período chuvoso, os dados do período seco (24 variáveis) também passaram por uma ACP prévia, resultando na eliminação de 10 variáveis para a ACP definitiva. Para este período hidrológico foram obtidos dois fatores principais, que responderam por 61,6% da variabilidade total dos dados. A Tabela 6 apresenta os coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores extraídos.

Tabela 6 – Resultado da ACP preliminar para os dados relativos ao período seco. Correlações entre as variáveis investigadas e os respectivos fatores estatisticamente significativos

	Fator 1 (49,75%)	Fator 2 (11,82%)
Z_{máx}	0,722426	0,420210
MST	-0,872325	0,085646
MSF	-0,309598	-0,464006
MSV	-0,888440	0,256462
TURB	-0,836429	0,191865
CE	-0,870355	-0,298504
COR	-0,344989	0,668552
OD	-0,782553	0,154195
pH	-0,699228	0,302275
Clor. a	-0,706354	-0,064688
PT	-0,667926	0,616998
PSR	0,341650	0,615744
NO₂	-0,290709	-0,115570
NO₃	-0,034796	-0,680947
NH_{3,4}	-0,608141	0,440759
NOrgD	-0,950665	-0,056064
NOrgT	-0,965506	-0,030960
NTD	-0,950962	-0,055040
NT	-0,966727	-0,030500
FeT	-0,759402	-0,189759
FeD	-0,605196	-0,073293
ALC	-0,897004	-0,357051
CT	-0,146866	-0,259234
CF	-0,364743	0,072225

As variáveis descartadas foram: MST e MSV, pela forte correlação com a turbidez; pH, devido à alta correlação com OD; NOrgD, NOrgT e NTD, correlacionadas com NT; FED (elevada correlação com FET); PSR devido à alta correlação com o PT, além de CF,

correlacionada com CT. A variável MSF também foi eliminada devido à sua pouca representatividade na construção dos eixos estatisticamente significativos.

A ACP definitiva para as variáveis selecionadas (14 variáveis) retornou dois fatores estatisticamente significativos que, juntos, explicaram 64,0% da variância total dos dados (**Figura 59**). O fator 1 (46,9%) apresentou correlação positiva com as variáveis TURB, CE, OD, Clor. *a*, PT, NH_{3,4}, NT, FeT e ALC, e negativa com $z_{\text{máx}}$. O fator 2 (17,1%) apresentou significativa correlação inversa com as variáveis cor verdadeira (COR) e PT.

Figura 59 - Projeção das variáveis limnológicas (14) sobre o plano fatorial resultante da ACP final – período seco

Contrariamente ao observado na análise referente ao período chuvoso, no período seco, o primeiro componente principal extraído, de maior importância, apresentou alta correlação

positiva com a profundidade máxima e alta correlação negativa com a CE e a alcalinidade, indicando desta forma, o efeito contrário, de concentração de sais no período. Além disso, no período seco, aparecem altamente correlacionadas com o fator 1, juntamente com turbidez, NT e FeT, as variáveis OD, clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio amoniacal, dando a este fator um caráter de gradiente trófico.

Verifica-se através desta diferenciação que, enquanto no período chuvoso a biomassa fitoplanctônica do sistema é negativamente influenciada por fatores externos resultantes das condições climáticas, durante o período seco, as condições climáticas favoráveis, como a maior disponibilidade de luz e maior temperatura d'água influenciam positivamente a produção fitoplanctônica, aqui representada pela concentração de clorofila *a*. A alta correlação deste fator com as variáveis OD (já relacionada com o pH), turbidez (MST e MSV) e as frações orgânicas de nitrogênio (aqui incluídas na variável NT) e fósforo (PT) reforçam ainda mais a representatividade deste fator em relação ao estado trófico do sistema. Além disso, a forte correlação com o nitrogênio amoniacal e com as formas orgânicas de nitrogênio (aqui incluídas na variável NT) indica a forte influência dos processos de excreção e decomposição para o “pool” de nutrientes na lagoa, mais notadamente neste período, quando praticamente não há entrada de matéria alóctone à mesma, atuando como fontes de nutrientes responsáveis pela manutenção da produtividade (MITAMURA; HINO, 1997).

O segundo componente principal extraído para o período seco se mostrou fortemente correlacionado com as variáveis PT e cor verdadeira, em seu lado negativo. De acordo com Wetzel (1993), certos complexos húmicos, de baixo e elevado peso molecular, responsáveis pela coloração da água, contêm fósforo, sendo que este fósforo se apresenta na forma de fósforo orgânico dissolvido. Nurnberg e Shaw (1999) encontraram correlação positiva

significativa entre PT e cor verdadeira para mais de 600 lagos de água doce. Segundo os autores, durante o estudo, uma hipótese para esta correlação seria a de que a maior parte do fósforo encontrado em lagos “coloridos” seria indisponível para o plâncton devido à limitação de disponibilidade de radiação ou a interferências químicas, porém estes autores não encontraram evidências que confirmassem esta hipótese. No caso de ambientes com baixa concentração de fósforo, as taxas de regeneração deste composto na coluna d’água são particularmente altas e o produto intermediário desta circulação é um composto orgânico de fósforo coloidal, liberado principalmente em processos de decomposição e excreção por algas, bactérias e organismos zooplancônicos juntamente com grandes quantidades de carbono orgânico dissolvido, responsáveis pela formação da cor verdadeira da água (WETZEL, 1993). Baseado no exposto, o segundo componente principal identificado na PCA referente ao período seco pode ser interpretado como um fator relativo à atividade metabólica dos microrganismos presentes no sistema e que são os principais responsáveis pelas atividades de excreção e decomposição no mesmo. Mais uma vez, nota-se a importância destas atividades sobre a regeneração de nutrientes e a produtividade do sistema durante o período seco, quando não há outras fontes ao sistema.

A **Figura 60** apresenta a localização das unidades amostrais em relação ao plano fatorial definido pelos fatores extraídos na ACP referente ao período seco.

Por meio desta figura, é possível verificar a clara diferenciação da região referente ao ponto 1 em relação às demais no que diz respeito à sua produção fitoplanctônica, com a localização de todos os pontos referentes a esta região da lagoa no lado positivo do eixo. Além disso, também se pode verificar o efeito da concentração de sais na lagoa, principalmente no mês de novembro, com os pontos referentes a esse mês no lado positivo do eixo, com exceção do ponto 4. Neste ponto, a lagoa, por apresentar maior profundidade,

não sente tanto os efeitos da diminuição do nível d'água, o que pode ser verificado pela localização de todos os seus pontos do lado negativo do eixo referente ao fator.

Figura 60 - Projeção das unidades amostrais sobre o plano fatorial resultante da ACP final – período seco (A = agosto, S = setembro, O = outubro, N = novembro, n^{os}=pontos de coleta)

Em relação ao fator 2 nota-se, pela figura, que as regiões referentes aos pontos 1 e 4, que apresentaram as maiores intensidades de cor durante o presente estudo, estão localizadas quase que inteiramente no eixo negativo deste fator, enquanto que os pontos 2 e 3, de menores intensidades de cor, estão localizados na região superior da figura, conforme esperado.

14 Conclusões

A partir da investigação realizada foi possível concluir a respeito da Lagoa do Batoque: O sistema apresenta variação sazonal marcada entre os períodos chuvoso (mai-jun) e seco (ago-nov), sendo, desta forma, bastante influenciado pela variação climática da região, notadamente por seu regime hidrológico. Enquanto o primeiro semestre se caracteriza por um período de precipitações mais intensas, com menor intensidade de radiação incidente, o segundo apresenta maior intensidade de radiação solar e maiores velocidades dos ventos, trazendo conseqüências diretas sobre o nível d'água da lagoa estudada, a disponibilidade de nutrientes e de radiação subaquática e o padrão de mistura do sistema, entre outros fatores.

Houve forte influência do fotoperíodo sobre o corpo d'água, durante o período nictemeral.

O sistema apresentou heterogeneidade espacial, comprovada pela diferenciação dos diferentes pontos de superfície d'água livre na lagoa.

No que diz respeito à estabilidade do sistema, a coluna d'água não apresenta padrão de estratificação (térmica, química) duradouro devido, principalmente, à baixa profundidade do sistema, à forte atuação dos ventos e à elevada transparência da coluna d'água. Em virtude das altas temperaturas detectadas, é possível que ocorram microestratificações térmicas durante um curto período de tempo, porém não o suficiente para caracterizar diferentes estratos na coluna d'água.

As baixas concentrações de nutrientes inorgânicos encontradas sugerem que a dinâmica de nutrientes no sistema é bastante influenciada por processos de decomposição,

excreção e regeneração de matéria orgânica na coluna d'água. Estes processos têm maior importância principalmente durante o período seco, já que durante o período chuvoso o sistema recebe cargas alóctones que contribuem para a manutenção da produtividade do mesmo.

A composição da comunidade fitoplanctônica é altamente influenciada pelas características morfológicas da lagoa, como a pouca profundidade do sistema e conseqüente exposição à atuação dos ventos e a alta transparência da coluna d'água, características que privilegiam o desenvolvimento de organismos bentônicos e de organismos habituados a condições de mistura.

A baixa concentração de nutrientes na coluna d'água pode ter favorecido o desenvolvimento de organismos de menor tamanho (nano e picoplanctônicos).

Baseado no critério de classificação de estado trófico da OECD (1982), a lagoa do Batoque estaria classificada como um ambiente mesotrófico.

De acordo com o critério da OECD (*op.cit.*), verifica-se que não há mudança de estado trófico entre os diferentes períodos hidrológicos, embora seja observado o aumento nas concentrações de clorofila *a*, no período seco.

Em relação à qualidade sanitária, a lagoa do Batoque, apesar de apresentar indícios de contaminação fecal, não se mostra comprometida de acordo com a legislação vigente (CONAMA 274/00 e 357/05).

Há indícios de que, tanto as boas condições de oxigenação encontradas na região limnética da lagoa como a colonização da região litorânea da lagoa por estandes de *Typha dominguensis*, têm papel importante na mitigação da contaminação oriunda das fossas sépticas que margeiam a lagoa.

15 Recomendações

A quantificação da produção primária das comunidades de macrófitas aquáticas e fitobentônica devem ser mais bem investigadas em uma classificação mais criteriosa do estado trófico da lagoa do Batoque.

Foram encontrados maiores índices de contaminação em pontos na região litorânea da lagoa, provavelmente resultantes das fossas existentes, fato que deve levar a comunidade local a ponderar a possibilidade de adoção de outras formas de esgotamento sanitário ou mesmo o reordenamento do uso e ocupação da área de entorno da lagoa.

16 Referências Bibliográficas

ADRIANO, S.; CHIARA, F.; SONIA, C.; ANTONIO, M. Recording the occurrence of trophic level changes in the lagoon of Venice over the '90s. **Environment International**, v. 31, p. 993 – 1001, 2005.

ALMEIDA, M. M. M.; SILVA, F. J. A.; CARVALHO, R. L. U. Sobre os sistemas lacustres litorâneos do município de Fortaleza. *In: XXVI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1998, Lima. Anais do XXVI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, 1998.

ALMEIDA, M. M. M.; SILVA, F. J. A.; ARAÚJO, L. F. P.; MIRANDA, P. T. C.; CARVALHO, R. L. U. Qualidade da água de três sistemas lacustres no litoral do Ceará para orientar atividade turística. *In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. Saneamento ambiental: desafio para o século 21*. Rio de Janeiro : ABES, 2001. v. único.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1 *CD-ROM*.

ATTAYDE, J. L.; BOZELLI, R. L. Environmental heterogeneity patterns and predictive models of chlorophyll *a* in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 390, p. 129–139, 1999.

BARBOSA, F. A. R.; BICUDO, C. E. M.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation and diversity. *In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro. ABC/SBL, 1995. 384p.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; NIENCHESKI, L. F. H.; VEECK, L. Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS – Brasil). **Atlântica**, v. 23, p. 101-116, 2001.

BENNET, L. E.; DRIKAS, M. The evaluation of colour in natural waters. **Water Research**, v. 27, n. 7, p. 1209-1218, 1993.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640p.

BRAID, E. C. M. **Reserva Extrativista do Batoque. Contextualização ambiental e proposições de ordenamento ambiental sustentável – Aquiraz – Ceará – Brasil**. 220 p. Trabalho de pesquisa para obtenção do Diploma de Estudos Avançados do Programa de Doutorado em Planificação Territorial e Desenvolvimento Regional – Facultat de Geografia i Història - Universitat de Barcelona, Barcelona, Espanha. 2004.

BRASIL. **Normais climatológicas (1961–1990)**. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária/ Departamento Nacional de Meteorologia – Brasília, Distrito Federal. 1992. 132 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o Território Nacional, bem como determina os padrões de lançamento. *In.*: **Diário Oficial da União**. Distrito Federal, julho/1986.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a balneabilidade das águas doces, salinas e salobras. *In.*: **Diário Oficial da União**. Distrito Federal, janeiro/2001.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *In.*: **Diário Oficial da União**. Distrito Federal, março/2005.

CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. – Brazil). **Journal of plankton research**, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JR., J. F.; LEAL, J. J. F.; PETRUCIO, M. M. Macroinvertebrados bentônicos nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. *In.*: Esteves, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. 464 p.

CEBALLOS, B. S. O; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J. F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. RESEARCH NOTE. **Water Research**, v. 32, n. 11, p. 3477-3483, 1998.

COLLAVINI, F. BETTIOL, C.; ZAGGIA, L.; ZONTA, R. Pollutant loads from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). **Environment International**, v. 31, p. 939 – 947, 2005.

DEVLIN, M. J.; BRODIE, J. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, p. 9–22, 2005.

DIONISIO, L. P. C.; RHEINHEIMER, G.; BORREGO, J. J. Microbiological Pollution of Ria Formosa (South of Portugal). **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 186-193, 2000.

ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 11, p. 99-127, 1988.

ESTEVEES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998a. 464 p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998b. 602p.

_____. Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. *In*: ESTEVEES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998c. 464 p.

FERREIRA, C. L. A importância da região colonizada por macrófitas aquáticas na mitigação da degradação sanitária da lagoa Imboassica. *In*: ESTEVEES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998a. 464 p.

_____. Redução das concentrações de Nitrogênio e Fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. *In*: ESTEVEES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998b. 464 p.

FONSECA, A.; BRAGA, E. S.; EICHLER, B. B. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplancônica no sistema pelágico da Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil (Setembro, 2000). **Atlântica**, v. 24, n. 2, p. 69-83, 2002.

FREIRE, R. H. F. **Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a Região Metropolitana de Fortaleza – Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. 2000. 290 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.

FUNCEME. Chuvas no Ceará. Disponível em: <http://www.funceme.br/DEPAM/index.htm>. Acesso em 20/10/2005.

FUNCEME. Dados pluviométricos do posto de Aquiraz –CE. Disponível em: <http://www.funceme.br/DEPAM/index.htm>. Acesso em 20/10/2005.

FUNCEME. Análise das chuvas de 2005 sobre o estado do Ceará. Disponível em: <http://www.funceme.br/DEPAM/index.htm>. Acesso em 20/10/2005.

GALINDO, R. J. G.; MEDINA, J. M. A.; VILLAGRANA, L. C.; IBARRA, C. L. Environmental and Pollution Condition of the Huizache-Caimanero Lagoon, in the North-west of Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 12, p. 1072-1077, 1997.

GOBLER, C. J.; CULLISON, L. A.; KOCH, F. HARDER, T. M. KRAUSE, J. W. Influence of freshwater flow, ocean exchange, and seasonal cycles on phytoplankton - nutrient dynamics in a temporarily open estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 65, p. 275-288, 2005.

GOERGEN, J. (cons.) **Lagoa da Encantada – Suas características físicas e humanas. Relatório preliminar sobre os elementos bióticos e abióticos da área da pesquisa.** Fortaleza, 1982.

GOMES, D. F. **Caracterização limnológica de um ecossistema lacustre tropical -Lagoa do Uruaú – Planície Costeira do município de Bebebribe – Ceará.** 124 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil, 1998.

GOMES, M. L. **Aspectos hidrodinâmicos, sedimentológico e impactos ambientais na lagoa costeira do Catu - Aquiraz/Ceará.** Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, Brasil, 2003.

GOMEZ, E.; FILLIT, M.; XIMENES, M. C.; PICOT, B. Phosphate mobility at the sediment–water interface of a Mediterranean lagoon (etang du Méjean), seasonal phosphate variation. **Hydrobiologia**, v. 373/374, p. 203–216, 1998.

HAN, M. S.; FURUYA, K. Size and species-specific primary productivity and community structure of phytoplankton in Tokyo Bay. **Journal of Plankton Research**, v.22, n. 7, p.1221–1235, 2000.

HENRY, R. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. *In*: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil.** Rio de Janeiro. ABC/SBL, 1995. 384p.

HERBERT, R.A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 23, p. 563-590, 1999.

HERRERA-SILVEIRA, J. A. Nutrient-phytoplankton production relationships in a groundwater-influenced tropical coastal lagoon. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 1, p. 373–385, 1998.

HERRERA-SILVEIRA, J. A.; MEDINA-GOMEZ I.; COLLI R. Trophic status based on nutrient concentration scales and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. **Hydrobiologia**, v. 475/476, p. 91–98, 2002.

HONGVE, D.; AKESSON, G. Spectrophotometric determination of water colour in Hazen units. **Water Research**, v. 30, n. 11, p. 2771 – 2775, 1996.

HUNG, J.J. & HUNG, P.Y. Carbon and nutrient dynamics in a hypertrophic lagoon in southwestern Taiwan. **Journal of Marine Systems**, v. 42, p. 97–114, 2003

IBAMA/CE. **Laudo biológico da área da comunidade do Batoque e entorno, litoral leste do Estado do Ceará-Brasil**. Fortaleza, 1999. 101 p.

JORDAN, P.; RIPPEY, B. Lake sedimentary evidence of phosphorus, iron and manganese mobilisation from intensively fertilised soils. **Water Research**, v. 37, p. 1426–1432, 2003.

JUVÊNCIO, F. J. M.; QUEIROZ, Z. F. de; LIMA, R. H. C. **Diagnóstico das condições de saneamento ambiental da comunidade do Batoque – Aquiraz – CE**. Limoeiro do Norte, 2003. 80 p.

KENDRICK, G. A.; LANGTRY, S.; FITZPATRICK, J.; GRIFFITHS, R. JACOBY, C. A. Benthic microalgae and nutrient dynamics in wave-disturbed environments in Marmion Lagoon, Western Australia, compared with less disturbed mesocosms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 228, p. 83–105, 1998.

KRÜGER, G. C. T.; CARVALHO, C. E. V.; FERREIRA, A. G.; GONÇALVES, G. M.; TRUCCOLO, E. C.; SCEHTTINI, C. A. F. Dinâmica de carbono orgânico dissolvido no estuário do rio Paraíba do Sul, R.J., sob diferentes condições de maré e descarga fluvial. **Atlântica**, v. 25, n. 1, p. 27-33, 2003.

LACERDA, S. R.; KOENING, M. L.; NEUMANN-LEITÃO, S. FLORES-MONTES, M.J. Phytoplankton nyctemeral variation at a Tropical river estuary (Itamaracá – Pernambuco – Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64 n. 1, p. 81-94, 2004.

LIPP, E. K.; FARRAH, S. A.; ROSE, J. B. Assesment and Impact of microbial fecal pollution and human enteric pathogens in a coastal community. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 4, p. 286-293, 2001.

LUCENA, J. R.; HURTADO, J.; COMÍN, F. A. Nutrients related to the hydrologic regime in the coastal lagoons of Viladecans (NE Spain). **Hydrobiologia**. v. 475/476, p. 413-422, 2002.

MACEDO, M. F.; DUARTE, P.; MENDES, P.; FERRERIRA, J. G. Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. **Journal of plankton research**, v. 23, n. 7, p. 719-732, 2001.

MELO, S.; SUZUKI, M. S. Variações temporais e espaciais do fitoplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. 464 p.

MITAMURA, O.; HINO, K. Distribution of biogeochemical constituents in the waters. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Eds.). **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo - School of Engineering of São Carlos - Center for Water Resources and Applied Ecology, 1997. 528p.

MOLLER JR, O. O.; LORENZZENTI, J. A.; STECH, J. L.; MATA, M. M. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 3, p. 335-351, 1996.

MORAIS, P.; CHÍCHARO, M. A.; BARBOSA, A. Phytoplankton dynamics in a coastal saline lake (SE-Portugal). **Acta Oecologica**, v. 24, p. S87-S96, 2003.

NEWTON, A. ICELY, J. D.; FALCÃO, M.; NOBRE, A.; NUNES, J. P.; FERREIRA, J. G.; VALE, C. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. **Continental Shelf Research**, v. 23, p. 1945-1961, 2003.

NEWTON, A.; MUDGE, S. M. Temperature and salinity regimes in a shallow, mesotidal lagoon, the Ria Formosa, Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 73-85, 2003.

NÜRNBERG, G. K.; SHAW, M. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. **Hydrobiologia**, v. 382, p. 97-112, 1999.

OECD. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control**. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris, 1982. 153 p.

PETRUCIO, M. M. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da Temperatura, Salinidade, Condutividade, Alcalinidade, O₂ Dissolvido, pH, Transparência e Material em Suspensão. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé** (RJ). Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. 464 p.

PHILIPS, E. J.; BADYLAK, S.; GROSSKOPF, T. Factors Affecting the Abundance of Phytoplankton in a Restricted Subtropical Lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 385-402, 2002.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA – PMF. **Inventário Ambiental dos sistemas hídricos e orla marítima do município de Fortaleza/Inventário Ambiental de Fortaleza – Diagnóstico – Versão Preliminar**. Fortaleza, 2003.

RAMÍREZ, J. J.; BICUDO, C. E. M. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nocturnal sampling days in a shallow tropical reservoir, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62 n. 1, p. 1 - 14, 2002.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. (Cambridge studies in ecology). Cambridge University Press, Cambridge, 1984, 384p.

ROLAND, F. Produção Fitoplantônica em diferentes classes de tamanho nas lagoas Imboassica e Cabiúnas. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé** (RJ). Rio de

Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. 464 p.

RUEDA, R. P. Evolução histórica do extrativismo. A defesa do extrativismo na Amazônia: As Reservas Extrativistas. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/resex/textos/h9.htm>>. Acesso em 26 out. 2005.

SALLAS, H. J.; MARTINO, P. **Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofication en lagos cálidos tropicales**. Organización Panamericana de la Salud (OPS) - División de Salud y Ambiente Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud (OMS), Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). 63p. 2001.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th ed. United States of America: McGraw-Hill, Inc. 1994. 658p.

SCHMIDT, R.; KAMENIK, C.; LANGE-BERTALOT, H.; KLEE, R. Fragilaria and Staurosira (Bacillariophyceae) from sediment surfaces of 40 lakes in the Austrian Alps in relation to environmental variables, and their potential for palaeoclimatology. **Journal of Limnology**, n. 63, v. 2, p. 171-189, 2004.

SILVA, E. V. **Modelo de aproveitamento e preservação de los manglares de Marisco e Barro Preto, Aquiraz – Ceará – Brasil**. Dissertação (Master of Science). Zaragoza, España. 1987.

SILVA, G. S. **Caracterização físico-química e bacteriológica das águas da Lagoa do Banana de acordo com os padrões da Resolução N°20/86 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) para Controle Hídrico**. Monografia de conclusão de curso (Química Industrial). Departamento de Química Analítica e Físico-Química, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil. 2000.

SILVA, J. G.; CAVALCANTE, I. N.; QUEZADO JR.; N. Influência bacteriológica na potabilidade das águas subterrâneas da região costeira de Aquiraz, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 36, p. 49 – 55, 2003.

SOARES, J. B.; CASIMIRO, A. R. de; ALBUQUERQUE, L. M. B. **Microbiologia Básica**. 2^a ed. Fortaleza: Edições UFC, 1991.

SOROKIN, P.Y., SOROKIN, Y. I.; BOSCOLO, R.; GIOVANARDI, O. Bloom of picocyanobacteria in the Venice lagoon during summer–autumn 2001: ecological sequences. **Hydrobiologia**, v. 523, p. 71–85, 2004.

SOUZA, M. F. L. *et al.* Nutrient budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 843–858, 2003.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 243p.

SPERLING, E. V. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 138p.

SUZUKI, M. S.; FIGUEIREDO, R. O.; CASTRO, S. C.; SILVA, C. F.; PEREIRA, E. A.; SILVA, J. A.; ARAGON, G. T. Sand bar opening in a costal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro State: Hydrological and Hydrochemical changes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 1, p. 51-62, 2002.

TCHONAGLOBOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. (Revs.) **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. Mettcalfy & Eddy Inc. United States of America: McGraw-Hill, Inc. 2003. 1819p.

TETT, P.; GILPIN, L. SVENDSEN, H.; ERLANDSSON, C. P.; LARSSON, U.; KRATZER, S. FOUILLAND, E.; JANZEN, C.; LEE, J. Y.; GRENZ, C.; NEWTON, A.; FERREIRA, J. G.; FERNANDES, T.; SCORY, S. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. **Continental Shelf Research**, v. 23, p. 1635 – 1671, 2003.

WASMUND, N.; ANDRUSHAITIS, A.; LYSIAK-PASTUSZAK, E.; MÜLLER-KARULLIS, B.; NAUSCH, G.; NEUMANN, T.; OJAVEER, H.; OLENINA, I.; POSTEL, L.; WITEK, Z. Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 849–864, 2001.

WERH, J. D.; SHEATH, R. G.(Eds) **Freshwater Algae of North America**. Estados Unidos: Elsevier Science, 2003. 918 p.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. 2 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. 3rd ed. New York: Springer-Verlag, 2000. 429 p.