



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande e da
área de sua influência no reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo
Magalhães, TO

ANELISE KAPPES MARQUES

Tese apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do Grau de Doutor em Ciências na Área
de Tecnologia Nuclear – Materiais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria A. Faustino Pires

SÃO PAULO

2011

Dedicatória

Ao Claudius pelo amor, apoio, respeito e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Agradeço sinceramente à Prof.^a Dr.^a Maria Aparecida Faustino Pires que com orientação, ensinamentos, confiança e amizade durante todo o nosso convívio, possibilitou a realização deste trabalho.

À Prof.^a Dr.^a Paula Benevides de Moraes por seu exemplo, disponibilidade, comentários e correções que muito contribuíram para a minha aprendizagem.

Ao Prof. Dr. Aparecido Osdimir Bertolin, pelas oportunidades e por gentilmente aceitar em participar da banca.

À Dr.^a Marycel Cotrim pelo apoio recebido e pela disponibilização dos dados de metais e elementos-traço que foram de extrema importância ao desenvolvimento deste projeto.

À Fernanda Villibor Xavier, amiga-irmã que trilhou novamente comigo o caminho, cuja presença permanente na minha vida foi fundamental e, sem ela, nada teria significado.

Ao amigo e colaborador Deusiano Florêncio dos Reis, pela disponibilidade, ensinamentos e estímulos persistentes quando prontamente me atendeu nas inúmeras solicitações. Aos amigos do Lambio-UFT, Gustavo, Dayane Gisele e Fabrício pela amizade, suporte e incentivo.

Ao Nadson Ressye Simões da Silva pelo apoio precioso nas análises estatísticas.

Ao LACEN-TO por ter permitido meus afastamentos para o cumprimento das disciplinas.

Às intintuições financiadoras deste estudo: IPEN, CNPq, CT-Hidro, CAPES-PROCAD, Fundação de Medicina Tropical do Tocantins e Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Tocantins.

À minha mãe, Tânia Maria Uhrig, que sempre acreditou em mim incondicionalmente e que me deu todo o suporte nas minhas ausências.

Este trabalho não teria chegado ao seu término sem a ajuda constante e o apoio recebido da minha família, Claudius, João Pedro e Rodrigo.

Vivemos numa época perigosa. O homem domina a natureza antes que tenha aprendido a dominar-se a si mesmo.

Albert Schweitzer

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO TAQUARUÇU GRANDE E DA ÁREA DE SUA INFLUÊNCIA NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDROELÉTRICA LUIS EDUARDO MAGALHÃES, TO

Anelise Kappes Marques

RESUMO

O presente trabalho objetivou verificar a contribuição física, química e biológica da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande para o reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins, TO. Realizaram-se coletas trimestrais de amostras de água superficial (água bruta), nos períodos de seca e chuva, de janeiro de 2007 a outubro de 2008, em oito pontos localizados na sub-bacia e no reservatório. Variáveis limnológicas foram coletadas e avaliadas de acordo com CETESB (2006) e APHA (2005), assim como os metais e elementos-traço analisados por espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio induzido (ICP-OES) e por espectrometria de absorção atômica (AAS) com forno de grafita ou gerador de hidretos (Cotrim, 2006). Amostras biológicas da comunidade fitoplanctônica foram coletadas com rede de plâncton de 20 µm, fixadas em solução Transeau na proporção de 1:1 para as análises qualitativas e em lugol acético para as análises quantitativas realizadas através de microscópio Olympus BX41. Condutividade elétrica, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos, fósforo e pH apresentaram maiores concentrações no pontos lênticos do que na sub-bacia, parâmetros mais elevados no período chuvoso, fato atribuído ao aporte de material alóctone carregado pelas chuvas ao reservatório. Nitrato e sólidos fixos apresentaram maiores concentrações no reservatório na estiagem. As condições de eutrofia tornaram-se mais intensas com o avançar da seca e podem ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados. A maior concentração de sólidos fixos na estiagem provavelmente está associada à baixa profundidade dos pontos o que facilita a ressuspensão dos sedimentos pela ação dos ventos e do hidrodinamismo local. Ba, Na, Si, K, Al, Mn, Zn, Li, Mg, P, Ca, Fe e Ag estiveram presentes em todos os pontos na maioria do período amostral. As amostragens no mês de outubro de 2007 apresentaram elevadas concentrações de B, Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, P, Co, e Ag principalmente nos pontos amostrais da sub-bacia, associados à baixa profundidade dos córregos, que apresentaram águas rasas neste período o que facilitou o intemperismo. Al, Ag, Be, Co, Cr, Cu, Fe, Mn Mo, Ni, P e Zn apresentaram amostras em desacordo com o estabelecido na resolução CONAMA 357. A ficoflórula se caracterizou por apresentar 227 táxons, 95 gêneros, distribuídos em 13 classes taxonômicas. Observou-se uma variação espacial da riqueza, com menor número de espécies nas microbacias em função das condições lólicas destes locais, e maior número de táxons no reservatório. A alta estabilidade da coluna de água e elevada disponibilidade de nutrientes no reservatório propiciaram um expressivo desenvolvimento do fitoplâncton nos pontos lênticos que foram semelhantes quanto à composição e densidade.

Palavras-chave: limnologia, qualidade de água, metais, fitoplâncton, reservatório

WATER QUALITY EVALUATION OF THE TAQUARUÇU GRANDE SUB-BASIN AND ITS INTERFERENCE AREA IN THE RESERVOIR OF THE LUIS EDUARDO MAGALHÃES HYDROELECTRIC POWER STATION – TO, BRAZIL

Anelise Kappes Marques

ABSTRACT

The present work aimed at verifying the physical, chemical and biological contribution of the Taquaruçu Grande sub-basin to the reservoir of the Luís Eduardo Magalhães hydroelectric power station, in the medium Tocantins – TO, Brazil. Data were collected quarterly in the rainy and dry periods from January 2007 to October 2008, in eight points located in the sub-basin and in the reservoir. Limnologic variables were collected and analyzed in accordance with CETESB (2006) and APHA (2005), as well as metals and trace elements analyzed by inductively coupled argon plasma (ICP-OES) – atomic absorption spectrometry (AAS) with graphite furnace or hydride generation (Cotrim, 2006). Biologic samples were collected with 20 µm plankton net, fixed in Transeau's solution (proportion 1:1) for qualitative analysis and in acetic Lugol's solution for the quantitative analysis made in a Olympus BX41 microscope. Electric conductivity, water temperature, total dissolved solids, phosphorus and pH showed higher concentration in the lentic points than in the sub-basin, with higher parameters in the rainy period, which is attributed to the amount of allochthonous matter carried by the rain to the reservoir. Nitrate and fixed solids show higher concentration in the reservoir in the dry period. Eutrophication conditions have become more intense with the rise of the dry weather and can be a consequence of organic matter decomposition processes, which release nitrogen compounds. The higher concentration of fixed solids in the dry period is probably related to the low depth of the points, which favors the resuspension of sediments by the action of winds and local hydrodynamics. Ba, Na, Si, K, Al, Mn, Zn, Li, Mg, P, Ca, Fe and Ag were present in all points in most of the sample period. Samples from October 2007 presented high concentrations of B, Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, P, Co and Ag mainly in the sample points of the sub-basin, associated to the low depth of the streamlets, which in this period shown shallow water favoring weathering. Al, Ag, Be, Co, Cr, Cu, Fe, Mn Mo, Ni, P and Zn presented samples in discordance with CONAMA 357. The phytoplankton was characterized by presenting 227 taxons, 95 genus, distributed in 13 taxonomic classes. It was observed a spatial variation of species richness, with a lower number of species in the microbasins due to lotic conditions of these places, and a higher number of taxons in the reservoir. High stability of the water column and elevated nutrient availability propitiated an expressive phytoplankton development in the lentic points similar in composition and density.

Keywords: limnology, water quality, metals, phytoplankton, reservoir.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos Específicos.....	16
3 ASPECTOS RELEVANTES.....	17
4. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	19
4.1 A Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins.....	19
4.2 O Potencial Hidroelétrico da Bacia Araguaia-Tocantins e a formação de reservatórios.....	22
4.3 O reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado).....	25
4.4 A Sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande.....	33
4.4.1 Caracterização da sub-bacia do Taquaruçu Grande.....	38
4.4.2 Microbacias hidrográficas do ribeirão Taquaruçu Grande.....	41
4.4.2.1 Microbacia do córrego Mutum.....	42
4.4.2.2 Microbacia do córrego Serrote.....	44
4.4.2.3 Microbacia do córrego Machado.....	45
4.5 Qualidade ambiental / água em bacias hidrográficas.....	49
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
5.1 Variáveis Limnológicas.....	60
5.2 Comunidade Biótica – Fitoplâncton.....	62
5.3 Metais e elementos-traço.....	64
5.4 Tratamento estatístico do dados.....	65
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
6.1 Variáveis climáticas.....	67
6.1. 1 Precipitação mensal acumulada.....	67
6.2 Variáveis limnológicas.....	68
6.2.1 Temperatura da água.....	68
6.2.2 Oxigênio Dissolvido.....	69
6.2.3 Potencial Hidrogeniônico.....	71

6.2.4 Condutividade.....	72
6.2.5 Transparência e Turbidez.....	74
6.2.6 Série de Sólidos.....	77
6.2.6.1 Sólidos Totais Dissolvidos.....	77
6.2.6.2 Sólidos Suspensos.....	79
6.2.7 Nutrientes.....	82
6.2.7.1 Nitrito, Nitrato e Amônia.....	82
6.2.7.2 Nitrogênio Total.....	86
6.2.7.3 Ortofosfato.....	89
6.2.8 Índice de Estado Trófico (IET).....	92
6.2.9 Síntese dos Padrões Limnológicos.....	97
6.3 Comunidade fitoplanctônica.....	106
6.3.1 Composição/ Espécies descritoras.....	106
6.3.2 Riqueza.....	124
6.3.3.Densidade.....	124
6.3.4 Clorofila-a.....	129
6.3.5 Abundância relativa.....	131
6.3.6 Abundância e Dominância.....	140
6.3.7 Índice de Eqüitabilidade.....	146
6.3.8 Índice de Shannon-Wiener.....	147
6.3.9 Análise Integrada das Variáveis Bióticas.....	149
6.4 Metais e elementos-traço.....	153
6.4.1 Caracterização de metais e elementos-traço na água bruta.....	154
6.4.2 Análise Integrada de metais e elementos-traço na água bruta.....	163
6.5 Análise estatística integrada dos dados / Associações da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais.....	167
7 CONCLUSÕES.....	173
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	175
APÊNDICES.....	193

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – Mapa com a localização das estações amostrais
- FIGURA 2 – Valores de precipitação mensal acumulada (mm^3) no período de 2007 e 2008.
- FIGURA 3 – Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 4 – Concentrações de Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}) mensuradas nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 5 – Valores de pH mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 6 – Valores de condutividade ($\mu\text{S/cm}$) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 7 – Valores de transparência(m) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 8 – Valores de turbidez (NTU) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 9 – Valores de sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- FIGURA 10 – Concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a abril de 2008.
- FIGURA 11 – Concentrações de ortofosfato (mg.L^{-1}) mensuradas nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008.
- FIGURA 12 – Variação trimestral do IET em 2007
- FIGURA 13 – Variação trimestral do IET em 2008
- FIGURA 14 – Análise de Componente Principal das variáveis limnológicas
- FIGURA 15 – Principais fontes de variação dos escores da PCA.
- FIGURA 16 – Espécies representantes de *Zygnemaphyceae*
- FIGURA 17 – Espécies representantes de *Chlorophyceae*
- FIGURA 18 – Espécies representantes de *Chlorophyceae*
- FIGURA 19 – Espécies representantes de *Cyanobacteria*

- FIGURA 20 – Espécies representantes de *Bacillariophyta*
- FIGURA 21 – Valores de riqueza (ind) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais
- FIGURA 22 – Valores de densidade (ind.mL⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais.
- FIGURA 23 – Valores de densidade (ind.mL⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nas Microbacias
- FIGURA 24 – Valores de clorofila a (mg.L⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nas Microbacias
- FIGURA 25 – Valores do Índice de Equitabilidade no período de janeiro de 2007 a abril de 2008 nos oito pontos amostrais.
- FIGURA 26 – Valores do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (bits.ind⁻¹) no período de janeiro de 2007 a abril de 2008 nos oito pontos amostrais.
- FIGURA 27 – Análise de ordenação da componente da comunidade fitoplanctônica por NMDS
- FIGURA 28 – Distribuição dos elementos chumbo, alumínio e manganês na amostras de água bruta nos oito pontos amostrais
- FIGURA 29 – Distribuição dos elementos zinco, sódio e magnésio na amostras de água bruta nos oito pontos amostrais
- FIGURA 30 – Distribuição dos elementos fósforo, potássio e cálcio na amostras de água bruta nos oito pontos amostrais
- FIGURA 31 – Distribuição dos elementos bário, ferro e lítio na amostras água bruta nos oito pontos amostrais
- FIGURA 32 – Distribuição de silício e prata amostras de água bruta nos oito pontos amostrais
- FIGURA 33 – Análise de componente principal dos metais e elementos-traço
- FIGURA 34 – Principais fontes de variação dos escores da PCA
- FIGURA 35 – NMDS da comunidade fitoplanctônica e respectivas correlações significativas

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 – Resumo das principais características das microbacias
- TABELA 2 – Coordenadas Geográficas das Estações Amostrais
- TABELA 3 – Técnicas utilizadas para a análise de metais e elementos-traço
- TABELA 4 – Valores da série de sólidos suspensos (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- TABELA 5 – Valores da série de nitrito (mg.L^{-1}), nitrato (mg.L^{-1}) e amônia (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- TABELA 6 – Autovalores e explicação dos eixos das variáveis limnológicas na água bruta
- TABELA 7 – Resultado das associações das variáveis limnológicas com os eixos
- TABELA 8 – Resultados das ANOVAs com os escores dos eixos da PCA
- TABELA 9 – Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência
- TABELA 10 – Composição da comunidade fitoplanctônica distribuída em classes, gêneros e espécies.
- TABELA 11 – Abundância relativa da comunidade fitoplanctônica por ano período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- TABELA 12 – Análise da frequência de ocorrência das espécies abundantes no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008
- TABELA 13 – Limites de quantificação dos metais e elementos-traço
- TABELA 14 – Amostras com valores superiores ao permitido pelo CONAMA 357 (%)
- TABELA 15 – Autovalores e percentual de explicação dos eixos da análise de componentes principais com os metais e elementos-traço na água bruta
- TABELA 16 – Resultado das associações das variáveis limnológicas com os eixos
- TABELA 17 – Resultados de Kruskal-Wallis com os escores dos eixos da PCA
- TABELA 18 – Correlações entre as variáveis limnológicas, metais e elementos-traço com as dimensões da NMDS

LISTA DE SIGLAS

AA	–	Espectrometria de Absorção Atômica
ACP	–	Análise de Componentes Principais
ANA	–	Agência Nacional de Águas
ANEEL	–	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANOVA	–	Análise de Variância
APHA	–	American Public Health Association
APA	–	Área de Proteção Ambiental
APP	–	Área de Proteção Permanente
CETESB	–	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CNEN	–	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	–	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CXdq	–	Cambissolo Háplico, distrófico psamínico
FFdc	–	Plintossolo Pétrico Distrófico, concreccionário
FFlp	–	Plintossolo Pétrico, liptoplântico
FIAS	–	Flow Injection Analysis System
FMT	–	Fundação de Medicina Tropical do Tocantins
GO	–	Goiás
ICP-OES	–	Espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio induzido
IEE	–	Instituto Internacional de Ecologia
IET	–	Índice de Estado Trófico
IET(CL)	–	Índice de Estado Trófico para clorofila
IET(PT)	–	Índice de Estado Trófico para fósforo
LVAwfxc	–	Latossolo Vermelho Distrófico, acriférico, coeso, concreccionário
LVwf	–	Latossolo Vermelho Distrófico, acriférico, oxídico
MMA	–	Ministério do Meio Ambiente
MME	–	Ministério de Minas e Energia
MO	–	Matéria Orgânica
NMDS	–	Non Metric Multidimensional Scaling
NTU	–	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	–	Oxigênio Dissolvido
PA	–	Pará
PC	–	Componente Principal
PCA	–	Análise de Componente Principal
pH	–	Potencial Hidrogeniônico
RUdb	–	Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxídico

SANEATINS	–	Companhia de Saneamento do Tocantins
SF	–	Sólidos Fixos
ST	–	Sólidos Totais
STD	–	Sólidos Totais Dissolvidos
SV	–	Sólidos Voláteis
TO	–	Tocantins
UHE	–	Usina Hidrelétrica
UNITINS	–	Fundação Universidade do Tocantins
ZEE-RJ	–	Zonamento Ecológico Econômico do Rio de Janeiro

LISTA DE SÍMBOLOS

%	–	Por cento
μm	–	Micrômetro
μS	–	Micro Siemens
ind.mL^{-1}	–	Indivíduo por mililitro
Km	–	Quilômetro
km^2	–	Quilômetro quadrado
L	–	Litro
M	–	Metro
m^3	–	Metro cúbico
mm^3	–	Milímetro cúbico
mg.L^{-1}	–	Milígrama por litro
mL	–	Mililitro
$^{\circ}\text{C}$	–	Graus Celsius
PPB	–	Partes por bilhão

INTRODUÇÃO

O novo panorama de construção de ambientes lênticos artificiais, com fins de armazenamento de água para consumo, irrigação e produção de energia elétrica, tem sido comum no Brasil; entretanto, o estudo da qualidade da água dos reservatórios é quase sempre focado nas variáveis físicas, químicas e bacteriológicas da água (Reis-Pereira, 2002a). A qualidade da água pode ser entendida como conseqüência dos processos atuantes na bacia hidrográfica, sendo a ação antrópica reguladora do equilíbrio entre os sistemas. Pouco se conhece sobre as alterações na qualidade da água, comunidade biótica (flórula fitoplanctônica) e a presença de metais e elementos-traço nas microbacias adjacentes aos reservatórios; uma vez que as represas incorporam seus componentes biológicos, as conseqüências dos impactos na bacia hidrográfica e dos usos múltiplos da água (Tundisi, 2000).

Os reservatórios são ecossistemas compostos por subsistemas ecológicos que interagem entre si: a bacia hidrográfica e sua rede hídrica (vazões afluentes), o reservatório propriamente dito e as descargas (vazões liberadas), o sistema a jusante e, o gerenciamento e o subsistema socioeconômico. Esses subsistemas são interativos, operam em conjunto, e os reservatórios dependem dessas interações. As características quantitativas e qualitativas das vazões afluentes são determinantes na qualidade da água do reservatório. Devido à grande importância qualitativa das vazões afluentes, este, torna-se muito sensível às atividades humanas existentes em suas bacias hidrográficas (Straskraba e Tundisi, 2000). A deterioração dos ecossistemas em geral, e especificamente a dos ecossistemas aquáticos, pela ação antropogênica está ocorrendo em escala global. Torna-se crucial identificar as mudanças ambientais nos primeiros estágios, enquanto as estratégias de gerenciamento ainda são uma opção (Zohari, 2004).

Os efeitos adversos das atividades humanas sobre o ambiente representam uma grande preocupação. A contaminação ambiental por substâncias químicas é conseqüência da grande industrialização, da utilização crescente de veículos e dos usos intensivos dos recursos naturais pela agropecuária, silvicultura e mineração (Fericola *et al.*, 2004). Nesse contexto, o

estudo para verificar as contribuições das variáveis limnológicas e a presença de metais e elementos-traço da água se faz importante nas sub-bacias adjacentes aos reservatórios, já que estas drenam áreas com diversas influências e usos da terra como atividades industriais, agropecuárias e urbanas. Esta gama de atividades influencia de forma significativa na qualidade da água, pois as principais fontes antrópicas de metais no ambiente são fertilizantes, agrotóxicos, água de irrigação contaminada e queima de biomassa, dejetos de produção intensiva de porcos e aves na zona rural, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais (Lemes, 2001).

Este estudo de caráter investigativo e descritivo tem como hipótese principal que o uso da terra interfere de forma significativa na qualidade da água da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande e que este contribui para alterações na qualidade da água do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães e se propõe a estabelecer padrões de referência de qualidade de água para a sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande.

Considerando que os recursos hídricos desempenham papel primordial na estruturação e sustentabilidade do desenvolvimento regional e o grau de interferência que podem sofrer, tanto em termos de disponibilidade quanto de qualidade, o adequado planejamento de sua utilização e conservação na bacia representa o eixo sobre o qual se pode assentar as bases para o sucesso de uma política de desenvolvimento que se pretenda sustentável na bacia hidrográfica. Nesse contexto, a informação conceitual adquirida torna-se uma importante ferramenta, pois pode possibilitar intervenções positivas na bacia hidrográfica e no reservatório, ampliando assim o potencial de alternativas e perspectivas econômicas de uso e aplicação de ecotecnologias (Straskraba e Tundisi, 2000).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi avaliar a contribuição quali-quantitativa da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande em relação a variáveis limnológicas, metais e elementos-traço e comunidade biótica (fitoplâncton), ao reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, Tocantins.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade da água em relação às variáveis limnológicas da sub-bacia do Taquaruçu Grande e sua contribuição ao reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães.
- Obter informações temporais e espaciais sobre a presença de metais e elementos-traço da sub-bacia do Taquaruçu Grande e do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães.
- Caracterizar espacial e sazonalmente a comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do Taquaruçu Grande e de sua área de influência no reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, em relação à composição, densidade, diversidade e abundância.
- Comparar as possíveis alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica em relação ao aporte de nutrientes nas estações chuvosa e seca.

3. ASPECTOS RELEVANTES

Podem ser enumerados como aspectos importantes deste estudo:

- Estabelecer padrões de referência de qualidade de água para a sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande;
- Conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água da sub-bacia do Taquaruçu Grande que está aportando ao reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães;
- Ampliar e melhorar as informações existentes voltadas para o cenário regional fundamentado no uso múltiplo e na sustentabilidade dos recursos naturais;
- Avaliar a influência do uso da terra na qualidade da água da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande;
- Conhecer a dinâmica da comunidade fitoplanctônica na sub-bacia e na área de sua influência no reservatório.

Este estudo está inserido dentro de um projeto de caráter regional, sendo uma das redes do CT-HIDRO/MCT/CNPq nº 045/2006- Projeto 2 / Sub Rede 2 (Edital Vazões Ecológicas) financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Também faz parte do acordo de mútua cooperação técnico - científica firmado através da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) e a Fundação de Medicina Tropical do Tocantins (FMT) nº 01342001545//2006-29. Tem bolsa de estudo financiada pelo Programa de Apoio a Pós-Graduação (PAPG) da Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Tocantins (Diário Oficial nº 2711, de 13 de agosto de 2008). O estudo também possibilitou a aprovação do projeto financiado pela CAPES: PROCAD – NF 08/2008, 2285/2008 – Rede Cooperativa de Pesquisa e Formação de Recursos Humanos para a gestão da Qualidade da água visando a preservação de Recursos Hídricos e sua Biodiversidade no Estado do Tocantins.

Portanto, avaliar a qualidade da água de microbacias com diferentes usos da terra se faz importante, tanto para determinar áreas potencialmente afetadas por poluição difusa, quanto para determinar níveis de referência para estas áreas, que servirão como base de dados para estudos posteriores. Uma vez

atingidos os objetivos do trabalho, o conhecimento dos processos que afetam a qualidade da água na sub-bacia e suas interferências no reservatório, poderão auxiliar os tomadores de decisão na implantação de políticas públicas que garantam a qualidade da água e a sustentabilidade na sub-bacia. Os dados obtidos poderão ser subsídios para realizar prognóstico da qualidade da água e padrões de referência da qualidade da água na bacia e na área de sua influência no reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães.

4. CONSIDERAÇÕES GERAIS

4.1 A Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins

As bacias hidrográficas são compostas de diferentes subsistemas (sub-bacias, microbacias, calha, planície de inundação, terraços, encostas e lagos) e seus limites raramente coincidem com limites administrativos (Peixoto, 2005). A bacia hidrográfica pode ser entendida como célula básica da análise ambiental, permite conhecer e avaliar seus diversos componentes e os processos e interações que nela ocorrem. A visão sistêmica e integrada do ambiente está implícita na adoção desta unidade fundamental. A conscientização, cada vez maior por parte da sociedade, da importância da água, essencial à vida e a muitas atividades humanas, impulsionou o desenvolvimento de estudos e a criação de leis, em âmbito federal, estadual e municipal, de regulação do uso dos recursos hídricos (Botelho e Silva, 2004).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, na Lei Federal Nº 9.433/97 considera a bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão dos recursos hídricos porque, enquanto espaço geográfico, integra a maior parte das relações de causa e efeito a serem consideradas na gestão deste recurso, entre elas aquelas que dizem respeito à contaminação devida às atividades antrópicas (MMA, 2005).

Ao preconizar essa definição, a Política Nacional de Recursos Hídricos resolve à questão de delimitação da escala regional com clareza insuspeita, se tornando a primeira instância brasileira de governo cujo território possui fronteiras políticas coincidentes com limites geográficos “naturais” (Menezes, 2004). Para Tundisi (2003) a bacia hidrográfica, como unidade de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, representa um avanço conceitual muito importante e integrado de ação.

Valério Filho (1995) destaca que o planejamento e a gestão ambiental nas bacias hidrográficas devem ser entendidos como um conjunto de procedimentos resultante de trabalho integrado, multi e interdisciplinar, que deve ser conduzido para identificar e indicar opções de solução aos problemas que alteram os sistemas ambientais e não em nível de propriedade, que na maior

parte dos casos conduzem à deterioração de seus recursos naturais e dos sistemas produtivos.

Guerra e Cunha (2000) argumentam que sob o ponto de vista do auto-ajuste pode-se deduzir que as bacias hidrográficas integram uma visão conjunta do comportamento das condições naturais e das atividades humanas nelas desenvolvidas uma vez que, mudanças significativas em qualquer dessas unidades, podem gerar alterações, efeitos e/ou impactos a jusante e nos fluxos energéticos de saída (descarga, cargas sólidas e dissolvida).

Reis – Pereira (2002a) aponta que as águas e as bacias hidrográficas precisam ser gerenciadas como recursos naturais valiosos para atender a múltiplos usos e não apenas como insumo para atividades setoriais específicas, a partir da implementação de um política de gestão de recursos hídricos caracterizada por um conjunto de ações em face de duas atividades básicas: o diagnóstico e o monitoramento, ambos facilitarão o processo de tomada de decisão, instituindo dessa maneira um mecanismo fundamental para a escolha de alternativas e delineamento dos usos múltiplos e seus efeitos. Neste sentido, a mesma autora afirma que, as propostas para solução de problemas de usos dos recursos hídricos devem estar relacionadas com a organização das atividades urbanas e rurais na bacia hidrográfica.

A bacia do rio Tocantins, formada pelo sistema hidrográfico dos rios Araguaia e Tocantins e seus afluentes, localiza-se quase que integralmente entre os paralelos 2º e 18ºS e os meridianos de longitude 46º e 56ºW, sendo uma das bacias mais extensas do território brasileiro. O estado do Tocantins abrange dois terços da área da bacia hidrográfica (Reis-Pereira, 2002a).

O território da bacia é palco de um dinâmico processo de desenvolvimento apoiado na expansão da fronteira agropecuária, que se intensificou a partir das políticas de ocupação do interior do país e de integração nacional dos anos 60 e 70 do século passado. Sua posição geográfica e a abundância dos recursos naturais que possui, especialmente dos recursos hídricos, conferem à região um caráter estratégico na política de desenvolvimento do país (MME, 2005).

Além do avanço da atividade agropecuária e exploração mineral, o aproveitamento do grande potencial de geração de energia hidrelétrica, para suprimento do mercado nacional, e as possibilidades de desenvolvimento do

transporte hidroviário, para escoamento da produção agrícola regional de exportação em direção aos portos dos estados do Pará (PA) e Maranhão (MA), representam oportunidades de investimento apontadas como prioritárias no contexto do planejamento nacional. Todo esse processo de ocupação e desenvolvimento econômico se faz em um território que abriga dois dos mais importantes biomas do país: o cerrado, predominante na bacia, e a floresta amazônica, na porção norte; além de populações indígenas e tradicionais (MMA, 2005).

A bacia tem superfície de 967.059 km² (11% do território nacional) incluindo os estados de Goiás (26,8%), Tocantins (34,2%), Pará (20,8%), Maranhão (3,8%), Mato Grosso (14,3%) e o Distrito Federal (0,1%) (MMA, 2005). Os principais rios formadores da bacia, Tocantins e Araguaia, se unem no extremo setentrional da bacia, formando o Baixo Tocantins. O rio Tocantins forma-se a partir dos rios das Almas e Maranhão, cujas cabeceiras localizam-se na Serra dos Pirineus, no Planalto de Goiás, a mais de 1.000 m de altitude, e corre em direção sul-norte, até desembocar no rio Pará, braço oriental da embocadura do rio Amazonas, percorrendo aproximadamente 2.500 km até sua desembocadura na Bacia de Marajó (ANA, 2006).

Esta região hidrográfica apresenta uma população de 7.890.714 habitantes com uma densidade demográfica de 8,1 hab/km², bem inferior à do país (19,8 hab/km²). A rede urbana é fragmentada, com predominância de municípios com até 5.000 habitantes (54,3%), correspondendo a apenas 13% da população urbana regional (MMA, 2005). As principais cidades são Belém - PA (1.437.000 hab.), Imperatriz - MA (236.691 hab.), Marabá - PA (233.462 hab.), Palmas - TO (228.297hab.) e Araguaína - TO (150.520 hab.) (IBGE, 2010).

A Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia é a segunda maior região brasileira em termos de disponibilidade hídrica apresentando 13.624 m³/s de vazão média, ou seja, 9,6% da disponibilidade nacional, contribuindo com média anual de 430 m³/ano de água (ANA, 2006).

As principais atividades potencialmente impactantes são a construção de hidrelétricas, a estruturação de hidrovias, o desmatamento, a adoção de práticas agropecuárias inapropriadas, a ocupação desordenada em centros urbanos, a falta de saneamento ambiental nos assentamentos humanos, a

transposição de águas para a bacia hidrográfica do São Francisco e os projetos de irrigação (MMA, 2005).

A região apresenta um processo de industrialização recente, com predominância de empresas nacionais, em grande parte processando produtos agropecuários como a soja, o arroz, o milho e a carne bovina. A bovinocultura de corte extensiva é praticada nas áreas anteriormente cultivadas, ou então imediatamente após a eliminação parcial da cobertura vegetal nativa. Apresenta-se, claramente, como uma das áreas preferenciais e mais promissoras para expansão do crescimento econômico brasileiro nas próximas décadas; com ênfase na produção agropecuária e atividade mineradora. O desenvolvimento regional ganhará impulso expressivo com o sistema intermodal de transportes e a expansão da hidroeletricidade, podendo evoluir para um importante centro industrial, sendo já importante pólo exportador de produtos agropecuários e de mineração. O sistema intermodal de transportes e a hidroeletricidade podem acelerar a implantação de infra-estrutura para exploração intensiva do turismo, atividade altamente dependente da integridade dos recursos naturais, que de forma antagônica, vai sofrer restrições pelo intenso desenvolvimento das alternativas preconizadas nos programas setoriais, sejam elas, indústria, extrativismo ou agropecuária (MMA, 2005).

Dentre o aproveitamento hidroviário da região podemos destacar a Hidrovia do Tocantins, com uma extensão de 440 km entre Lajeado (TO) e Estreito (MA), 458 km entre Imperatriz (MA) e Tucuruí (PA) e 254 km entre Tucuruí e a foz; e a Hidrovia do Araguaia, trecho de 1.230 km no rio Araguaia entre Aruanã (GO) e Xambioá (TO), e trecho de 592 km no rio das Mortes, entre Nova Xavantina (MT) e São Felix do Araguaia (MT) (ANA, 2006).

4.2 O Potencial Hidroelétrico da Bacia Araguaia-Tocantins e a formação de reservatórios

As principais bacias hidrográficas brasileiras foram reguladas pela construção de reservatórios artificiais, os quais isoladamente ou em cascata constituem um importante impacto quali-quantitativo nos principais ecossistemas de águas interiores (Tundisi *et al.*, 2006). Na região amazônica, o crescimento das populações humanas, o desenvolvimento contínuo e a elevação da produtividade

têm aumentado a demanda por energia elétrica, razão pela qual, o governo está promovendo a construção de usinas hidrelétricas (Gunkel *et al.*, 2003).

O grande potencial hidroelétrico da bacia hidrográfica Araguaia-Tocantins e sua localização frente aos mercados da região nordeste colocam a região como prioritária para a implementação de aproveitamentos hidroelétricos (Brasil, 2003). O rio Tocantins apresenta um potencial energético suficiente para responder às demandas do país, com a implantação de reservatórios em série, como proposto pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2008). Nesta bacia hidrográfica existem diversos empreendimentos hidroelétricos em operação e outros em diferentes estágios de planejamento, que configuram um significativo aporte de energia para a expansão da oferta do setor elétrico brasileiro nos próximos anos (MME, 2005).

O potencial hidroelétrico instalado da região hidrográfica totaliza 6.981 MW, distribuídos em 28 centrais hidroelétricas. Entre as hidroelétricas destacam-se a usina de Tucuruí localizada no baixo Tocantins, e as usinas Serra da Mesa, Cana Brava e Luis Eduardo Magalhães (Lajeado), localizadas no alto Tocantins. Somente a usina de Tucuruí é responsável pelo abastecimento de energia elétrica de 96% do estado do Pará e 99% do Maranhão (ANA, 2006).

Os grandes lagos dos aproveitamentos hidroelétricos provocam alterações ambientais importantes, que vão desde alteração do regime fluviométrico a jusante até a mudança das características físicas, químicas e biológicas das águas. De maneira geral, há carência de informações sobre a qualidade das águas na região hidrográfica Tocantins-Araguaia, com poucas estações fluviométricas e pontos de coleta de amostras e monitoramento das águas (MMA, 2005). A qualidade da água da bacia Araguaia-Tocantins vem sendo estudada, principalmente em projetos de pesquisa acadêmica (Reis-Pereira, 2002; Pereira, 2005; Marques, 2006; Bessa, 2008; Peixoto, 2008) e em função dos grandes empreendimentos hidroelétricos que estão sendo construídos em cadeia na bacia e demandam licenciamento ambiental que exige programas de monitoramento (IIE, 2002 e 2003).

A presença de reservatórios em cascata causa mudanças significativas no *continuum* original do rio, alterando aspectos como heterogeneidade térmica, conectividade e taxas de matéria orgânica particulada grossa/fina, o que por sua vez afeta a biodiversidade (Barbosa *et al.*, 1999). Nos reservatórios em cascata

ocorre, geralmente, diminuição dos poluentes ao longo do sistema, pois o reservatório tem o papel de reter parte dos poluentes e nutrientes indesejáveis, levando à melhoria da qualidade da água e do sedimento ao longo da cascata. No entanto, no alto Tietê ao invés da esperada gradual melhoria da qualidade da água ao longo da série de reservatórios, constatou-se um aumento progressivo da eutrofização ao longo do sistema. Isto, porque os reservatórios da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê foram implantados em áreas onde os solos são ricos em nutrientes, devido ao uso agrícola, acarretando no sedimento desses sistemas aquáticos a formação de um compartimento com nutrientes estocados, que podem suprir a massa d'água por longos períodos (Simões, 2007). Este impacto é plausível de ocorrer na bacia hidrográfica Araguaia-Tocantins uma vez que uso da terra é basicamente agrícola e os solos de acordo com Reis Pereira (2002) são naturalmente ricos em nutrientes, especialmente o fósforo.

O rio Tocantins possui cinco usinas hidroelétricas (UHE) em funcionamento, UHE Serra da Mesa (GO), UHE Peixe Angical (TO), UHE Lajeado (TO) e UHE Tucuruí (PA); e UHE Estreito, mas existe um planejamento da ANEEL para a implantação de mais usinas em cascata no rio Tocantins, entre elas UHE Cana Brava, UHE São Salvador, UHE Ipueiras, UHE Tupiratins, e UHE Serra Quebrada; que além da produção de energia elétrica, viabilizará a implantação da Hidrovia Araguaia – Tocantins nestes trechos (Marques, 2006).

Para o médio Tocantins estão previstas a implantação de mais usinas hidrelétricas: UHE Serra Quebrada, UHE Tupiratins e UHE Ipueiras. Com a implementação desse conjunto de empreendimentos hidroelétricos o Rio Tocantins terá cerca de 77% de sua extensão transformada em ambientes lânticos, formando um sistema em cascata com necessidade de gerenciamento integrado como base fundamental para a conservação do recurso água (Reis-Pereira, 2002b).

De acordo com Monteiro Junior (2006) os reservatórios são sistemas intermediários entre rios e lagos, na medida em que o tempo de residência apresenta valores intermediários entre um e outro ambiente; mas também porque em seu eixo longitudinal apresenta um gradiente que os aproxima de rios em um extremo e de lagos no extremo oposto. Devem ser tratados como um ecossistema composto por subsistemas que interagem entre si. Estes reservatórios, por sua vez, constituem um coletor das entradas e dos efeitos

existentes nas bacias hidrográficas. Esses efeitos incluem os processos internos físicos, químicos, biológicos e suas conseqüências dentro do reservatório (Tundisi, 2003).

Para tanto, a otimização dos usos dos reservatórios é um resultado de grande importância econômica que compensa em muitas situações as perdas causadas pela construção destes sistemas. Cruz Castro e Fabrily (1995) listaram os seguintes usos múltiplos para os reservatórios: abastecimento urbano; atenuação de cheias; recreação; aqüicultura; uso industrial e irrigação.

4.3 O reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado)

A Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, faz parte do plano de desenvolvimento integrado do sistema energético Tucuruí-Serra da Mesa, tendo sido incluída também como uma das obras fundamentais do Programa de Desenvolvimento Nacional, do Ministério da Integração, dentro do Eixo de Desenvolvimento e Integração Araguaia-Tocantins (Bessa, 2008). A construção deste conjunto de represas e a formação de reservatórios no estado do Tocantins, além da importância no sistema hídrico e hidrológico, tem impacto sócio-econômico regional.

O reservatório da UHE Lajeado está localizado no bioma cerrado, no estado do Tocantins, região norte do Brasil (Pereira, 2005). A represa da UHE Luis Eduardo Magalhães ocupa posição estratégica no médio Tocantins, não só pela dimensão da obra e pelas suas características, mas, principalmente pela inserção geográfica e regional, incluindo inserção na cadeia de reservatórios do rio Tocantins (Tundisi, 2006).

A UHE Lajeado iniciou o represamento das águas do rio Tocantins em setembro de 2001, com encerramento em fevereiro de 2002, originando um reservatório com abrangência de 630 km², extensão de 172 km, marginando as cidades de Miracema do Tocantins, Lajeado, Palmas, Porto Nacional, Brejinho de Nazaré e Ipueiras (Reis-Pereira, 2002a).

O reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães é pouco profundo com grande relação entre vazão média afluente e volume retido; mostra grande influência do efeito de remanso hidráulico (Themag, 2005). A área de drenagem do rio Tocantins na região da UHE Luis Eduardo Magalhães é da ordem de

184.200 Km². Nesta área destacam-se, da barragem para montante, os seguintes tributários: ribeirões Santa Luzia, Água Fria, Taquaruçu Grande, São João (Palmas), Mangues, Água Suja, São João (Porto Nacional) e rios do Carmo, Areias e Crixás (Pereira, 2005).

Na área de influência da UHE Lajeado, os valores médios de chuvas variam de 1.500mm a 2000mm. Observa-se a presença de dois períodos bem distintos, um chuvoso (de outubro a março) concentrado 85% da precipitação anual, e outro, seco (de abril a setembro) com apenas 15% da precipitação anual (Themag, 1996). De maneira geral, o balanço hídrico na área de influência da UHE Lajeado apresenta déficit mensal de maio a setembro e excedente hídrico de outubro a março (Reis-Pereira, 2002a). O clima tropical continental úmido do tipo B1wA'a' com moderada deficiência hídrica no inverno predomina na região, assim como C2wA'a'- clima sub-úmido com moderada deficiência hídrica. As temperaturas variam de 24°C a 35,3 ° C (Pereira, 2005).

Reis-Pereira (2002b) descreve a compartimentação geomorfológica desta área com as unidades da Depressão do Tocantins (corredor deprimido do vale do rio Tocantins, com altitudes de 200 a 300m) e Planalto Residual do Tocantins (serras do Carmo, Lajeado, da Malhada alta e da Maria Antonia, em média de 500m de altitude). Os solos da margem direita do Rio Tocantins são predominantemente latossolos vermelho-amarelo distrófico e álico textura média, enquanto na margem esquerda os solos são de textura argilosa (Pereira, 2005).

A vegetação predominante encontrada próxima à área do reservatório é campo cerrado e as atividades empregadas na região responsáveis pelo uso e ocupação do solo são agricultura e pecuária (Pereira, 2005). O cerrado, em suas diferentes fisionomias; alternam-se com segmentos de campos sujos, campos cerrados e cerradões, além de campos antrópicos. Ocorre ainda, matas de galeria, florestas paludosas e matas ciliares com características secundárias (Reis-Pereira, 2002a).

De modo geral, o reservatório da UHE Lajeado difere do ponto de vista ecológico dos demais reservatórios da região norte, pelo fato de apresentar características morfométricas relativamente simples, pouco recortado, baixa profundidade (profundidade média em torno de 8,80 m), curto tempo de retenção da água (25 dias). Na área de influência do reservatório da UHE Lajeado, o rio

Tocantins e seus tributários funcionam como elemento de heterogeneidade espacial para o reservatório, permitindo a formação de três compartimentos específicos ao longo do eixo longitudinal: a zona fluvial, a zona de transição e a zona lacustre (Bessa, 2008).

A fase predominantemente rio ocorre na região entre Brejinho de Nazaré e Porto Nacional. Neste local, a bacia é mais estreita, o fluxo é relativamente alto, há elevada concentração de material em suspensão e manutenção do sistema lóxico. Na região de Porto Nacional a Palmas o reservatório apresenta uma fase de transição, onde a bacia é mais larga (12 a 25 km), maior seção transversal (de 3 a 8 km), linha de praia extensa (áreas de inundação com acúmulo de matéria orgânica), maior disponibilidade de luz. O terceiro compartimento inclui a região de Palmas a Lajeado que apresenta fase predominante represa com bacia estreita, profunda, fluxo reduzido, estabilidade temporária, elevada transparência (Reis-Pereira, 2002a).

O mesmo autor afirma que, de modo geral, os resultados limnológicos indicaram que o rio Tocantins tem um comportamento estacional bem definido por uma série de variáveis, em função da variação da vazão, da constituição geológica de sua bacia de drenagem, além do uso e ocupação da bacia hidrográfica. Dentre os principais indicadores ambientais com variações significativas durante os períodos de chuva e estiagem destacaram-se a transparência, cor, turbidez, sólidos em suspensão, condutividade, cálcio, ferro total, nitrogênio total e fósforo total, além da temperatura e da profundidade.

Porto Nacional e Palmas são as principais cidades que podem influenciar diretamente a qualidade da água, dada a proximidade com a orla do reservatório. Por outro lado, três unidades de conservação, a Área de Proteção Ambiental (APA) Serra do Lajeado, APA Lago de Palmas e Parque Estadual (PE) do Lajeado são componentes da paisagem que podem restringir, pelo menos regionalmente, atividades que podem causar problemas de qualidade da água (Engebio, 2006).

Considerando o volume e a área definidos para uma superfície horizontal na cota 212 m, vazão média do reservatório é de 2.532 m³/s. A partir deste nível de reservatório foi desenhada a faixa de 100 (cem) metros, em projeção horizontal, correspondendo à Área de Preservação Permanente (APP) (Themag, 2005).

O reservatório tem uma forma geral alongada, apresentando larguras da ordem de 2 km logo a montante da barragem, que crescem para 7 km em frente a Palmas e que variam bastante em função da vazão, a montante de Porto Nacional. Do ponto de vista da regularização das vazões do rio Tocantins, o reservatório é definido como sendo a fio d'água. No entanto, o nível d'água pode variar numa estreita faixa operacional com a função de evitar vertimentos desnecessários, devidos a pequenos desequilíbrios entre afluências e defluências, como os provocados pela chegada de ondas de cheias e pela operação da usina na base e na ponta, em regime semanal (Themag, 2005; Reis-Pereira, 2002a).

O reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães apresenta gradientes espaciais bem estabelecidos ao longo de seu eixo horizontal, com tempo de retenção relativamente baixo, com mecanismos de circulação especiais que caracteristicamente acumulam água ao longo da Ponte Presidente Fernando Henrique Cardoso (no compartimento de transição) e com processos de decomposição de matéria orgânica ainda relevantes quantitativamente promovendo desoxigenação a montante. As correntes, ao longo do reservatório, apresentam comportamento regular e confinado, sobretudo pelas conformações morfológicas do leito do Rio Tocantins. O escoamento da água é bem encaixado na calha do rio, e nas margens mais alagadas sofre o efeito do atrito horizontal produzindo acúmulo de matéria orgânica, fitoplâncton e zooplâncton. A estagnação do fluxo, especialmente ao longo da Ponte Presidente Fernando Henrique Cardoso, compromete a qualidade da água, especialmente em períodos de baixa circulação vertical e com pouco aporte da água de precipitação provindas de montante (IIE, 2003).

Em estudo hidrodinâmico, Tundisi (2006) constatou que a seqüência de circulação horizontal das massas de água deste reservatório apresentavam áreas de baixa circulação principalmente nas regiões em frente à área urbana de Palmas.

Apesar da morfologia pouco recortada do reservatório da UHE Lajeado, no rio Tocantins são esperadas compartimentalizações horizontais do sistema, com diferenciação entre o corpo principal do reservatório e os segmentos laterais, além de gradientes longitudinais (Peixoto, 2007; Tundisi, 2006), crescente impacto da zona fluvial para a zona lacustre do reservatório (Kiruchi, 2005).

Devido ao maior tempo de retenção da água nos segmentos laterais, aliado ao fato de um maior consumo de matéria orgânica pela decomposição da vegetação, são esperadas situações mais críticas de qualidade de água nestes locais, principalmente próximo a foz dos tributários, onde a profundidade média é reduzida e a vegetação afogada é mais abundante (Peixoto, 2007).

Dentre os fatores que influenciam na manutenção e preservação do reservatório da UHE Lajeado, os referentes ao meio antrópico têm grande importância, por se tratar de uma área de ocupação recente e que, seguramente, terá seu desenvolvimento acelerado pela atração de atividades econômicas que este empreendimento provocará (IIE, 2002).

Os usos múltiplos do reservatório são diversificados e tornam complexa a gestão dos recursos hídricos. Estes usos múltiplos, que tendem a se diversificar à medida que a economia regional se consolida e se fortalece, incluem, no presente e no futuro as seguintes atividades: produção de hidroeletricidade, navegação, recreação, turismo, pesca, aquicultura, irrigação e apoio a atividades agrícolas, abastecimento público urbano e rural, atividades extrativas – areia e seixos no reservatório (IIE, 2003).

Marques (2006) relata que propostas de múltiplos usos estão sendo avaliadas e discutidas continuamente pelos órgãos ambientais e sociedade para o reservatório da UHE Lajeado. Dentre os usos da água que o reservatório proporciona destaca-se a recreação. A utilização de praias em áreas próximas a Palmas e Porto Nacional, incluindo a prática de esportes aquáticos, a pesca e outras atividades são importantes para a população. No entanto, sem ordenamento adequado, essas atividades podem também contribuir para a degradação da água e da biota aquática, comprometendo não somente a si próprias como os demais usos da água (Themag, 2005).

Em nível governamental o “Projeto Orla”, principal obra urbanística projetada para o município de Palmas, propõe a ocupação imobiliária na área lindeira do reservatório em Palmas com a instalação de áreas para lazer e comércio, inclusive com a instalação de marina para o atracamento de barcos (Marques, 2006). Este projeto se caracteriza pela urbanização de uma área de 964.983 m² (1^a etapa) estendendo 1,6 km na margem direita do reservatório, denominada de Loteamento Nova Graciosa. A área é destinada ao lazer (parque temático, ginásio de esportes, mirante, "shopping center" e outros) utilizará a

margem do reservatório como praia urbana. Com este atrativo o projeto está incentivando a instalação de pontos de comércio e de serviços (IIE, 2002).

Cabe ressaltar que existe um consórcio de empresas que visa explorar a orla do reservatório nos trechos das cidades de Palmas e Porto Nacional com marinas, hotéis e condomínios, o que aumentará a pressão antrópica sobre o meio, e, consecutivamente, intensificará os impactos ambientais na bacia hidrográfica, fato este que justifica a necessidade de um acompanhamento contínuo da qualidade d'água do reservatório, assim como da possível ocorrência de fenômenos impactantes, como é o caso da eutrofização (Silva, 2004b).

Grandes e pequenos agricultores têm intensificado os usos do solo na área litorânea do reservatório, pelas condições climáticas e pela facilidade de irrigação adequada ao desenvolvimento da fruticultura de espécies econômicas (manga, uva, abacaxi) podendo ser produzidas o ano todo. Áreas agricultáveis com projetos de soja e fruticultura irrigada estão sendo implementadas entre Porto Nacional e Palmas e podem contribuir com o enriquecimento do sistema por fertilizantes, elevação da taxa de sedimentação e da turbidez (Marques, 2006; Themag, 2005).

Outro uso potencial do reservatório é a aqüicultura, em especial o cultivo de peixes em tanques rede. A esse respeito cabe ressaltar os potenciais efeitos negativos para o ecossistema aquático, não somente em relação à qualidade da água como, também, pela possibilidade de causar alterações na atual composição de espécies de peixes. (Themag, 2005). Existe a possibilidade de instalação de tanques redes principalmente na região de Brejinho de Nazaré (Marques, 2006).

De acordo com Bonatto *et al.* (2005) a falta de controle destes ambientes pode levar a perdas da qualidade da água do reservatório e que esta também pode ser modificada por atividades de mineração, pois existem aproximadamente oito empresas atuando na extração de areia e seixo, que podem aumentar de forma significativa a turbidez e a concentração de sólidos totais dissolvidos, devido ao revolvimento do material no fundo do leito do reservatório.

A extração mineral no reservatório, em especial a de areia, é uma atividade que deve ser regulamentada. Este tipo de extração interfere no reservatório, pois causa um aumento da turbidez da água, e modifica a

composição dos organismos que habitam o fundo do lago, além de alterar as margens (degradação de áreas, depósitos de areia, vias de acesso para o transporte, entre outros). Por outro lado, há uma demanda por esta atividade e, para que esta exploração seja viável, deverão ser elaborados planos para o cumprimento das exigências junto ao órgão ambiental (Themag, 2005).

As fontes pontuais de resíduos domésticos aportam ao reservatório principalmente próximas às áreas mais antropizadas (Reis, 2006). Resíduos industriais ainda não foram observados pela inexistência dessa atividade na área do entorno. O lançamento de esgotos sem tratamento é, sem dúvida, a principal causa de eutrofização e de poluição em ecossistemas aquáticos. A esse respeito cabe ressaltar que, atualmente, a cidade de Palmas é a única que dispõe de um tratamento de esgoto (que atende parcialmente à população). Em Porto Nacional, o sistema de tratamento de esgoto ainda não entrou em operação. As demais localidades do entorno utilizam fossas. As fossas sépticas têm impacto menor, porém as negras contaminam diretamente o lençol freático e, indiretamente, o reservatório (Themag, 2005).

O plano de usos múltiplos do reservatório está aprovado e vem sendo discutido continuamente entre órgãos governamentais e sociedade, porém ainda está em fase de implantação (Marques, 2006). De acordo com IIE (2003) a aplicação do critério de desenvolvimento sustentável ao reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães e à bacia hidrográfica implicam em uma avaliação estratégica dos recursos hídricos disponíveis, seu futuro uso na região e a minimização e a correção de impactos. A capacidade preditiva de gerenciamento de recursos hídricos e o “princípio da precaução” no desenvolvimento econômico que vá impactar estes recursos deve ser o ponto fundamental das ações.

Os usos múltiplos do reservatório serão diversificados e se torna complexa a gestão dos recursos hídricos. Estes usos tendem a diversificar na medida em que a economia regional se consolida e se fortalece, incluem, no presente e no futuro as seguintes atividades: produção de hidroeletricidade, navegação, recreação, turismo, pesca, aquicultura, irrigação e apoio a atividades agrícolas, abastecimento público urbano e rural, atividades extrativas, areia e seixos no reservatório (Tundisi, 2006).

O reservatório está na área de influência de 43 sub-bacias das quais 5 (entre elas a do ribeirão Taquaruçu Grande) estão em áreas urbanas densamente

povoadas em Palmas e Porto Nacional, que contribuem com o aporte de sedimentos e nutrientes para o lago (Reis, 2006). Dentre os recursos hídricos da área de influência da UHE Lajeado destacam-se 13 maiores sub-bacias de contribuição, entre elas a do ribeirão Taquaruçu Grande. Todas essas sub-bacias drenam suas águas para o reservatório, podendo carrear agroquímicos, efluentes industriais, esgotos domésticos e sedimentos que em potencial podem afetar a qualidade da água e o equilíbrio do reservatório (IIE, 2002).

Tundisi (2006) afirma que as áreas na margem direita do reservatório entre Palmas e Porto Nacional (onde se localiza a área de influência do ribeirão Taquaruçu Grande) são consideradas áreas de alto risco com potencial de possível deterioração da qualidade da água com efeitos à saúde humana e comprometimento de usos múltiplos. De acordo com o zoneamento ambiental proposto pelo autor, a área de influência do ribeirão Taquaruçu Grande deve estar sob vigilância sanitária permanente para controle da saúde pública.

Silva (2004b) caracterizou o reservatório como mesotrófico em estudo sobre a eficiência das estações de tratamento de esgoto (ETEs) que se localizam em tributários que deságuam no reservatório da UHE Lajeado. O efeito da sazonalidade climática não surtiu variações significativas no estado trófico do reservatório como um todo, em relação à avaliação pontual apenas o ponto próximo a ETE dos Aurenys (área de influência do córrego Machado no reservatório) apresentou alterações significativas em seu grau de trofia (mesotrófico no período seco e eutrófico no período chuvoso. Já o trabalho de Peixoto (2007) classifica o sistema rio-reservatório como eutrófico em todo o período avaliado.

Souza (2006) destaca que a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica representam os reflexos das ações modificadoras da paisagem. Diagnosticar as causas é fundamental para subsidiar a tomada de decisão no sentido de mitigar e reduzir os impactos negativos.

Os tributários do reservatório podem ser fonte permanente de contaminação e poluição se não houver controle. Para tanto, é necessário um sistema de gerenciamento que compreenda os tributários, e seus afluentes (IIE, 2003). Tundisi (2006) acrescenta que, através do estudo do uso e ocupação de sub-bacias adjacentes aos reservatórios pode-se disponibilizar informações fundamentais para o estabelecimento de áreas de risco no reservatório. A

informação sobre o grau de integridade da bacia e, a relação entre as atividades antrópicas e qualidade dos sistemas hídricos são imprescindíveis para o gerenciamento adequado, permitindo a integração dos usos e ocupação da bacia como a manutenção/quantidade de água na mesma.

4.4 A sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande

A sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande, localizada na parte centro sul do município de Palmas estado do Tocantins entre os paralelos 10° 10' 10" e 10° 25' 18" de Latitude Sul e os meridianos 48° 03' 57" e 48° 23' 03" de Longitude Oeste de Greenwich, estendendo-se por cerca de 36 Km no sentido leste-oeste (Figuera, 2005). Possui uma área total de 46.307,31 ha, dos quais 73,67% estão inseridos na Área Proteção Ambiental - APA Serra do Lajeado, Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Lajeado. (SANEATINS, 2007). Apresenta um modelo de drenagem subdentrítico com suas nascentes na serra do Lajeado (Peixoto, 2007). A maior parte da sub-bacia é de área rural e com predominância de áreas urbanas na parte oeste. Abrange parte do plano diretor de Palmas e os bairros Aurenys, Taquaralto, e o distrito de Taquaruçu. A bacia é cortada pelas rodovias TO 050 que dá acesso às regiões norte e sul do Estado, e TO 020 e 030 que dão acesso à região leste do Estado (Barros, 2007).

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2008), a sub-bacia do Taquaruçu Grande, faz parte da sub-bacia 22 e é uma das principais contribuintes do reservatório da UHE Lajeado. É relevante também, a localização da bacia na divisão geral das bacias do estado do Tocantins, como pertencentes à região hidrográfica T1^c, com o ribeirão Taquaruçu Grande sendo afluente direto do rio Tocantins na sua margem direita.

A área da sub-bacia está toda situada dentro do limite do município de Palmas, com dois cursos d'água principais, o ribeirão Taquaruçuzinho e o ribeirão Taquaruçu Grande (Guarda, 2006). Destacam-se ainda na sub-bacia: o córrego Mutum e os córregos Cipó, Buritizal Macacão, Machado, Tiúba, Serrote e o Brejo da Lagoa. É considerada uma sub-bacia de quarta ordem e tem uma densidade de drenagem 1,15 km² com um padrão sub-dentrítico. Nas proximidades das nascentes os cursos d'água são intermitentes e perenes nos médios e baixos cursos d'água (UNITINS, 1999). Durante o período chuvoso, todas as nascentes,

tanto de chapada quanto de vales, fornecem água para os mananciais, porém a oferta é bem reduzida no período de seca (Silva, 2004a).

Esta sub-bacia demonstra alto grau de conservação da cobertura vegetal em comparação com os níveis de uso e ocupação das sub-bacias do centro sul do país. De acordo com Souza (2006) 73,67% da área da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande pertence à Área de Proteção Ambiental (APA) “Serra do Lajeado”, constituindo uma unidade de conservação de uso sustentável. Áreas de proteção integral como as áreas de preservação permanentes (APP's) que constituem as áreas de vegetação ciliar, sendo 30 m nas margens de todos os córregos e áreas de encostas, têm valor e papel significativos na conservação da biodiversidade.

Quase toda a extensão do ribeirão Taquaruçuzinho perpassa por área essencialmente rural. As nascentes do ribeirão Taquaruçu são bem preservadas por se localizarem dentro da Área de Proteção Ambiental Serra do Lajeado e ao longo de seu curso possui diversas cachoeiras muito freqüentadas pela população local. Após as cachoeiras, o ribeirão passa a ter seu percurso natural dentro fazendas e chácaras onde se percebe o assoreamento que acontece anualmente no período chuvoso, época que os agricultores fazem o plantio sem práticas de conservação do solo. O percurso do Taquaruçu Grande continua em direção á área urbana de Palmas onde possui múltiplos usos, entre eles o abastecimento público municipal. A estação de tratamento de água, ETA-06, é a maior do município abastecendo aproximadamente 31.284 residências com captação superficial (Guarda, 2006).

As primeiras intervenções na área da sub-bacia datam de 1940 com a chegada de migrantes em busca de terras férteis, mas que já encontraram na região fazendeiros pecuaristas. A ocupação do Distrito de Taquaruçú deveu-se à criação de Goiânia, do garimpo de cristal e da existência de terras devolutas e propícias à agricultura e pecuária, quando algumas famílias oriundas da zona rural do sul do Estado do Maranhão migraram para as terras de Goiás, seguindo até o vale do Taquaruçú (Brito, 1988).

Na década de 50, o Distrito de Taquaruçú pertencia ao Município de Porto Nacional, e as duas principais atividades econômicas em desenvolvimento eram a agricultura de arroz e o extrativismo do babaçu. A partir de então foram se desenvolvendo as principais atividades socioeconômicas da região: agricultura de

subsistência, criação de animais domésticos e o extrativismo do coco babaçu (UNITINS, 1999). O excedente da produção era vendido em Porto Nacional o que proporcionou ao Distrito de Taquaruçu o título de “Celeiro de Porto Nacional”. Com a implantação da BR 153 (Belém-Brasília) na década de 1960, o Distrito de Taquaruçu foi perdendo sua importância econômica regional, visto que foram se desenvolvendo várias cidades ao longo da rodovia (Souza, 1998).

Em janeiro de 1988, a Lei Estadual 10.419 elevou o Distrito de Taquaruçu ao grau de Município com o nome de Taquaruçu do Porto. No entanto, em dezembro de 1989, a Lei Municipal n. 28, autoriza o Executivo a transferir a sede para o recém criado município de Palmas e em 1º de janeiro de 1990, o Município de Taquaruçu do Porto volta à condição de Distrito do Município de Palmas – TO (Souza, 1998).

A ocupação urbana do distrito de Taquaruçu iniciou-se entre o ribeirão Taquaruçuzinho e o Córrego Sumidouro. Eram residências ordenadas de acordo com as relações de parentesco e erguidas na porção central do atual núcleo urbano do distrito. Desde o início do seu povoamento, Taquaruçu é um núcleo predominantemente residencial com serviços de apoio a produção e criação de subsistência. O cenário urbano de Taquaruçu é fortemente marcado pela paisagem natural. A linha do horizonte está sempre delineada na sinuosidade da serra, ainda pouco atingida pela urbanização. No distrito não há vazios urbanos (Palmas, 2008).

A partir da criação do estado do Tocantins na década de 80 e de sua capital Palmas, diversos fatores vêm contribuindo para a degradação ambiental na região, em especial na sub-bacia, principalmente com relação ao processo de uso e ocupação desordenada do solo, aliada à mudança cultural comum na abertura de novas fronteiras (UNITINS, 1999).

Com a implantação do município de Palmas a partir de 1990, a pressão antrópica sobre os recursos naturais aumentou e a sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande passou a ter maior significância por ser a principal fornecedora de bens/serviços ambientais, tendo como principais atividades potencialmente impactantes: a) Rodovia TO-030 cuja construção ocasionou uma forte alteração na paisagem visto que o seu traçado original foi mudado na época do asfaltamento (movimento de terra, cortes na serra); b) Estação de Tratamento de água – ETA 6 cuja captação de água é feita a jusante da junção dos ribeirões

Taquaruçuzinho e Taquaruçu, tendo como vazão de captação 500 L/s por dia sendo responsável pelo abastecimento dos bairros de Taquaralto, Aurenny I, Aurenny II, Aurenny III, Aurenny IV e parte da região central da cidade de Palmas, totalizando 65% (sessenta e cinco por cento) do abastecimento público de água no município de Palmas; c) Estação de Tratamento de Esgoto, localizada próximo à foz do Ribeirão Taquaruçu Grande e responsável pelo tratamento do esgoto dos bairros. Em 2001 com a formação do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães houve a alteração da paisagem regional da sub-bacia (Souza, 2006).

Dentre os fatores de degradação destaca-se o aumento na demanda pelo consumo de água, seja para o consumo humano, como para usos múltiplos. O Ribeirão Taquaruçu Grande é responsável pelo fornecimento de 66% da água tratada utilizada pela população do Plano Diretor de município de Palmas e 95% da população dos setores Taquaralto e Aurenny's e suas adjacências, o que significa aproximadamente 208.000 pessoas dependendo diretamente deste manancial. A vazão desse manancial vem caindo assustadoramente ano após ano (SANEATINS, 2008).

Estudos realizados pela Companhia de Saneamento do estado do Tocantins (SANEATINS) comprovam que o desmatamento das matas ciliares é um dos principais responsáveis pela redução da vazão desse tão importante manancial. Para se ter uma idéia dessa redução, de julho a setembro de 2001, a vazão média era de 1.756,63 litros por segundo. Quatro anos depois, portanto em 2005, essa vazão caiu para 596,63 litros por segundo, redução da ordem de 66%, nesses quatro anos (SANEATINS, 2008).

Os diferentes usos do solo e a maneira como estão distribuídos na paisagem de uma sub-bacia hidrográfica interferem com maior ou menor grau na capacidade de suporte dos ecossistemas (Souza, 2006). A sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande vem apresentando diversas formas de uso, tanto em função da expansão da estrutura urbana, como da expansão agropecuária e loteamento de chácaras na zona rural (Bonatto, 2004).

Para a prefeitura municipal de Palmas, em Taquaruçu, o principal problema é a ocupação nas áreas de proteção permanente (APP) e o loteamento irregular das chácaras que contornam o núcleo urbano. Em função de seu crescimento desordenado, Taquaruçu não apresenta uma área específica com tendência à expansão, o crescimento é radial; na direção inversa. Em Taquaruçu

há um número crescente de parcelamentos irregulares das chácaras que estão dentro do perímetro urbano e das ocupações irregulares nas áreas de proteção permanentes. Estas irregularidades são fundamentadas diretamente na segregação sócio espacial da população de baixa renda. Taquaruçu tem sua estrutura fundiária quase na totalidade regularizada. Os problemas encontrados são na periferia do núcleo urbano, onde partes das chácaras estão sendo parceladas a revelia da legislação de parcelamento do solo (Palmas, 2008).

Bonato (2004) observou a ocorrência processos de assoreamento no barramento da captação, possivelmente originados no uso inadequado das microbacias contribuintes, nos anos de 2001, 2003 e 2004; tendência repetida em 2008 (Machado, 2008). Estes fatos depreciam a qualidade da água e conseqüentemente aumentam o custo do tratamento da água para consumo humano.

Em estudo sobre a socioeconomia e ocupação da sub-bacia SANEATINS (2007) relata que em relação ao saneamento básico a maioria das propriedades rurais possui residências construídas de alvenaria (81%), contando com instalações sanitárias na ordem de 86%, tendo como destaque a fossa negra com 52%. No entanto, 87% da água consumida são procedentes de cisterna/mina/olho d'água, onde 74% utilizam algum tipo de tratamento prévio, sendo a filtragem o principal, obtendo um percentual de 90%. 53% dos entrevistados têm como destino dos resíduos sólidos a queima, seguido de 28% que dizem levar o lixo produzido para a cidade, onde depositam em coletores instalados pela prefeitura municipal.

Fighera (2005), em análise de áreas verdes urbanas de Palmas observa um incremento de áreas antropizadas de 62% em 12 anos, o que demonstra a grande interferência das atividades humanas nas áreas naturais. A qualidade ambiental que reflete as questões de melhoria do micro clima urbano torna-se bastante comprometida frente à alteração de classe de uso dessas áreas verdes. A área antropizada em 1990 correspondia a 33,44%, passando para 54,93% em 2002. A maior evidência dessa modificação foi observada na sub-bacia do ribeirão Taquaruçu (111%), ou seja, houve um aumento da área antropizada entre os anos de 1990 à 2002 correspondente a aproximadamente duas vezes a área existente em 1990, pois neste ano praticamente inexistia qualquer interferência humana neste corpo hídrico.

Em vista da importância da sub-bacia para a região criou-se em 1999 o Plano de Manejo do Ribeirão Taquaruçu Grande, denominado “SOS Taquaruçu” (UNITINS, 1999), que teve como objetivo propor o zoneamento ambiental da bacia, e atualmente foi criada a Comissão Pró-Comitê das Bacias Contribuintes do Reservatório da UHE – Lajeado, visando à criação dos comitês gestores de bacias hidrográficas da região. Atualmente existe um consórcio intermunicipal que se propõe a discutir políticas públicas para o reservatório e suas bacias adjacentes.

4.4.1 Caracterização da sub-bacia do Taquaruçu Grande

O levantamento geológico da região caracteriza a sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande composta por litologias do Complexo Goiano, possuindo intrusões graníticas ácidas da Suíte Intrusiva Ipueiras do Pré-Cambriano Médio, sendo este embasamento recoberto por depósitos sedimentares da Formação Serra Grande do Siluriano Inferior, da Formação Pimenteiras do Devoniano e por aluviões datados do Quaternário (UNITINS, 1999). O mesmo estudo identifica na sub-bacia apenas duas unidades geomorfológicas distintas, a Depressão do Tocantins e o Planalto Residual Tocantins.

A área de estudo apresenta uma grande diversidade de ambientes geológicos, sendo caracterizada pela presença de litologias pertencentes aos domínios da Bacia Sedimentar do Parnaíba, da Faixa de Dobramentos do Proterozóico Médio e Superior, e dos Complexos Metamórficos do Arqueano e Proterozóico Inferior; além de Coberturas Cenozóicas (Tocantins, 1999).

Ranzani (2002) realizou o mapeamento de solos na região e encontrou as seguintes classes: Latossolos, Neossolos, Plintossolos, Cambissolos e Gleissolos. Já Souza (2006) descreve que a diversidade de solos da sub-bacia do Taquaruçu Grande é devida as diferentes formações rochosas e geomorfológicas e têm a predominância de 40% de Latossolos - são solos envelhecidos, geralmente ácidos (à exceção dos eutróficos) e de boa drenagem além de apresentarem um perfil profundo.

Para Barros (2007), o relevo da sub-bacia é pouco diversificado e a geomorfologia apresenta apenas as unidades geomorfológicas distintas: a

Depressão Tocantins (constituída pela superfície compreendida entre o Sopé das Serras do Carmo, Taquaruçú e Lajeado) que representa a calha do Rio Tocantins é constituída pelas formações Pimenteiras e Serra Grande; e o Planalto Residual Tocantins que é constituído pelas Serras do Carmo, Taquaruçu e Lajeado, sendo estas separadas por vales onde a incisão da drenagem está em média de 250 a 300 metros. Nesta área a estrutura exerce um grande controle sobre a dinâmica da água, apresentando uma alta densidade de drenagem. Nas encostas destas serras podem ser observadas superfícies escarpadas, tipo padrões de rochas, onde há muitos pontos nascentes de tributários que irão compor a rede de drenagem da sub-bacia. As regiões com fortes declives concentram-se nas encostas da serra do Lajeado e formam dois grandes vales: do ribeirão Taquaruçu e do Taquaruçuzinho.

A bacia do Tocantins a montante da UHE do Lajeado (onde se localiza a sub-bacia do Taquaruçu Grande) está sujeita a mecanismos determinantes do clima, com os valores médios de chuvas variando de 1500 mm a 2000 mm aproximadamente e observa-se a presença de dois períodos bem distintos, um chuvoso, de outubro a março, concentrando 85% do total anual, e outro, seco, de abril a setembro, com apenas 15% da precipitação anual (THEMAG, 1996). As temperaturas médias anuais nesta região tendem a diminuir à medida que aumenta a latitude, variando de 26°C ao norte até 21°C nos limites com o Estado de Goiás (Bonatto, 2008).

Souza (2006) argumenta que a região da sub-bacia do Taquaruçu Grande tem essas condições climáticas, devido sua posição latitudinal em torno de 10°, com relativa homogeneidade por sua continentalização, seu aspecto geográfico e constância das massas de ar sobre a região e seu domínio na Zona Climática Tropical.

Para Barros (2007) a sub-bacia do Taquaruçu apresenta dois tipos climáticos segundo a classificação de Thornthwaite: o clima B1wA'a'(úmido) e o clima C2wA'a'(subúmido). O clima úmido ocorre em uma pequena área no extremo noroeste da região, sendo caracterizado por apresentar moderada deficiência hídrica no inverno e evapotranspiração potencial média anual entre 1400 e 1700 mm concentrada no verão.

A sub-bacia do Taquaruçu Grande é representada pelas diversas fisionomias de cerrado, com campos sujos, campos cerrados e cerradão, que se

contrapõem à vegetação mesófila (florestas de galeria e florestas estacionais) e hidrófila (florestas paludosas/buritizais e campos úmidos) nas regiões de baixo terraço e na planície de inundação do rio Tocantins. Além de matas ciliares com características secundárias em quase toda extensão do rio e uso dos cerrados para pecuária extensiva (Reis-Pereira, 2002a).

A vegetação da região da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande é formada por savana arbórea aberta sem floresta de galeria e por savana arbórea aberta com floresta de galeria. A savana arbórea aberta sem floresta de galeria ocorre em áreas englobadas no Planalto Regional do Tocantins, abrangendo a serra do Lajeado em duas diferentes formas de relevo. Esta subformação apresenta-se geralmente revestindo o solo de gramíneas, pequenas arvoretas de aspectos tortuoso, recobertas de casca espessa. Savana arbórea aberta com floresta de galeria ocorre em áreas abrangendo as depressões e vales. A ocorrência de florestas de galeria é característica das áreas de savana, de fisionomia sempre-verde, em decorrência da umidade permanente e do acúmulo de nutrientes neste solo (UNITINS, 1999).

O mapeamento de uso e cobertura proposto por Barros (2007) apresentou os usos existentes na área e a quantificação da área de ocorrência desses usos, onde a classe Cerrado ocupa 61% da bacia, seguido da Agropastoril (18%), Mata ripária (14,7%), Urbano (4,8%), Corpos d'água (0,1%) e Solo exposto (1,5%), dados concordantes com Bonatto (2008) que apresentou as mesmas seis classes temáticas para a Cobertura e Uso da Terra da sub-bacia do Taquaruçu Grande.

De acordo com Bonatto (2008), o cerrado ocupa grande parte da área da sub-bacia (62,99%). A atividade agropastoril ocupou 9,10% da região. Dentro da sub-bacia do Taquaruçu, a mata ripária cobriu uma área equivalente a 15,37, sendo mais preservada no lado leste, região menos antropizada da bacia. Do lado oeste, região com maiores taxas de ocupação humana, é clara a remoção destas áreas tanto para utilização de madeira como utilização do solo para pastagem e agricultura. A ocupação urbana ficou inerente à região oeste da sub-bacia do Taquaruçu, onde o desenvolvimento urbano é mais intenso e compreendeu 12,86% da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu. Os solos expostos aparecem em toda a bacia, totalizando 0,76% da área total, porém sua ocorrência é predominante na região oeste, associado à urbanização. Na região leste onde

predominam as áreas mais preservadas e agropecuária, o solo exposto está associado a deslizamentos que ocorrem de forma natural nas escarpas da serra, afloramentos rochosos e a pastagens degradadas. Os corpos d'água compreenderam 1,02% da área da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu, e sua concentração destacou-se na região oeste, onde a formação da reservatório da UHE Lajeado, adentrou parte da área de drenagem, formando um região de remanso.

SANEATINS (2007) em pesquisas sobre a socioeconomia da região constatou que nas 283 propriedades rurais avaliadas, 60% dos moradores estão a menos de seis anos no local, sendo que destes 46% moram a menos de 3 anos. Estes estudos indicam uma forte aceleração no processo de ocupação, provavelmente pelo parcelamento de grandes fazendas existentes antes da formação do estado em 1988. A confirmação desta informação pode se dar através do cruzamento com os dados obtidos sobre o tamanho da propriedade, onde somente 29% destas possuem mais que 12 hectares (propriedade considerada pequena para os padrões da região). Além da pecuária extensiva a agricultura familiar também se destaca na sub-bacia do ribeirão Taquaruçu, com as culturas de milho, feijão, mandioca, arroz e hortaliças (Souza, 2006). Em 65% das propriedades, o principal uso observado foi agricultura de subsistência e 14% das propriedades foram utilizadas para turismo e/ou lazer (SANEATINS, 2007).

Ainda de acordo com o mesmo autor, a faixa etária da população residente na área estudada apresenta uma distribuição equilibrada, com porcentagens próximas, destacando a faixa de 46 a 60 anos com 18%, a de 36 a 45 anos com 14%, e a de 26 a 35 anos com 13%. Estes dados demonstram uma renovação rápida na faixa economicamente ativa e pressão nos aspectos socioeconômicos. Quanto ao aspecto educacional, o índice de analfabetismo ficou em torno de 10%, e a escolarização alcançou 90%, sendo que deste, 5% tem nível superior completo.

4.4.2 Microbacias hidrográficas do ribeirão Taquaruçu Grande

A definição de microbacias hidrográficas ou pequenas bacias hidrográficas apresenta algum grau de subjetividade, onde a variabilidade natural

das características físicas das bacias, no que se refere a solos, vegetação e topografia, faz com que não exista valor único aplicável a todas as situações (Goldenfun, 2003). Pode também ser caracterizada como uma unidade espacial-ambiental que abrange os recursos naturais como um todo, ou seja, uma área geográfica compreendida entre um fundo de vale e os divisores de água que delimitam os pontos a partir dos quais toda a água das chuvas concorre para esse fundo de vale (Lima e Zakia, 1998).

Botelho e Silva (2004) afirmam que microbacia é toda a bacia hidrográfica cuja área seja suficientemente grande para que se possam identificar as inter-relações existentes entre os diversos elementos do quadro socioambiental que a caracteriza, e pequena o suficiente para estar compatível com os recursos disponíveis (materiais, humanos e tempo), respondendo positivamente à relação custo/benefício em qualquer projeto de planejamento. A dimensão espacial não está fixada, mas possuem dimensões reduzidas e representam as condições físicas e socioeconômicas do território considerado.

O estudo em bacias hidrográficas possibilita a integração dos fatores que condicionam a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, com seus reais condicionantes físicos e antrópicos. Microbacias podem apresentar contribuições hidrológicas distintas mesmo apresentando superfícies similares, em função dos vários fatores envolvidos na dinâmica e administração da água (Coelho, 2001).

Como as microbacias passam a ser a menor unidade territorial capaz de focar as variáveis ambientais de forma sistêmica; para o desenvolvimento desse estudo foram determinados três pontos amostrais localizados nas microbacias da sub-bacia do Taquaruçu Grande com diferentes usos da terra. As microbacias estudadas são consideradas de primeira ordem, pois são pequenos córregos que não têm tributários.

4.4.2.1 Microbacia do córrego Mutum

A microbacia do córrego Mutum possui área de 1.848,10 ha, representando 3,89% da sub-bacia do Taquaruçu. Sua ocupação é basicamente agropecuária e é um dos principais afluentes do Ribeirão Taquaruçu. Está localizada mais a sudeste da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande e

compreende a Formação Pimenteiras (Dp), presente nas cabeceiras; e a medida que diminui a altitude surge o Domínio da Faixa de Dobramentos do Proterozóico Médio e Inferior representado na área pelo Complexo Granulítico Porto Nacional (Ppno) (Bonatto, 2008).

Ranzani (2002) realizou o mapeamento dos solos da região e identificou as seguintes classes para esta microbacia: Cambissolo Háplico, distrófico psamínico (CXdq); Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário (FFdc); Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxidico (RUdb), Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, acriférico, coeso, concrecionário (LVAwfxc); Plintossolo Pétrico, liptoplíntico (FFlp); Latossolo Vermelho Distrófico, ácriférico, oxidico (LVwf).

Bonatto (2008) descreve que a maior parte da bacia é coberta por Cambissolo Háplico, distrófico psamínico e Plintossolo Pétrico, concrecionário, sendo importante destacar que os referidos solos preenchem o domínio das encostas da microbacia.

A fitofisionomia observada no local por Souza (2006) é o cerrado, embora grande parte das propriedades seja destinada ao cultivo agrícola, demonstrado pela presença de espécies introduzidas. A floresta de galeria encontra-se preservada, porém o córrego apresenta significativa acumulação de sedimentos.

Na microbacia do Mutum, a cobertura e uso da terra conta com 64,91% de cerrado, e dentre as três microbacias avaliadas neste estudo, apresentou a maior cobertura agropastoril, compreendendo 20,02% da área. A agricultura é pouco expressiva para a economia da região, composta por lavouras comerciais temporárias, sendo que a maior parte destina-se à subsistência, assim como a pecuária (de corte e gado leiteiro) que é desenvolvida por pequenos produtores que obtêm pequenas quantidades de excedentes para comercialização. Esta atividade ocupa grande parte das encostas e por não haver um manejo adequado é alvo de incêndios no período de estiagem na região, com o intuito de renovação de pastagem, o que remove a proteção do solo favorecendo altas taxas de escoamento superficial e processos erosivos acelerados. Destaca-se ainda 15,07% de cobertura por mata ripária (Bonatto, 2008).

SANEATINS (2007) salienta que no aspecto ambiental, um dado importante está relacionado ao fato de que 65% dos produtores estão

caracterizados como produtores de subsistência, onde 60% afirmam não conhecer qualquer prática de conservação do solo. Aliado a isto se tem uma baixa capacidade econômica para mecanização da terra, fazendo-se necessário o uso de práticas de manejo tradicionais, como o uso do fogo, sendo que 40% afirmaram utilizá-lo como uma prática rotineira de manejo.

Ainda de acordo com Bonatto (2008), de maneira geral, as condições de uso da microbacia do córrego Mutum abrangem pecuária extensiva (inclusive nas encostas) e agricultura familiar; com a utilização do fogo para renovação de pastagem, que no período da seca deixa o solo exposto. A microbacia do córrego Mutum apresenta 15,07% de cobertura ripária, apesar de fortes pressões das pastagens observadas em campo, este dado se atribui as vertentes presentes nas encostas da microbacia. Não apresentou ocupação urbana.

Bonatto (2008) em estudo da produção de sedimentos das microbacias da sub-bacia do Taquaruçu Grande verificou que a microbacia do córrego Mutum apresentou a descarga sólida total de maior destaque, observada no mês de dezembro de 2007, com 51,016 ton/dia e o menor valor de descarga sólida observado foi no mês de fevereiro de 2007 com 0,170 ton/dia de sedimentos.

4.4.2.2 Microbacia do córrego Serrote

De acordo com Bonatto (2008) a microbacia do córrego Serrote possui uma área de 1.244,05 ha, representando 2,62% da Sub-Bacia do Taquaruçu. É uma das poucas microbacias com sua cobertura vegetal preservada e facilidade de acesso, de possuir características morfométricas semelhantes as demais. Apresenta três ambientes geológicos, sendo eles, Formação Pimenteiras (Dp), presente nas cabeceiras da microbacia, a Suíte Metragranítica Matanza (PPm) está no domínio das encostas e parte plana, e também na parte baixa, numa área pouco expressiva aparece Suíte Granítica Ipueiras (PPi), sendo estas últimas pertence ao Domínio dos Complexos Metamórficos do Arqueano e Proterozóico Inferior.

O mesmo autor salienta que a microbacia do córrego Serrote possui as seguintes classes de solos: Cambissolo Háplico, distrófico psamínico (CXdq); Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário (FFdc); Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxidico (RUdb), Latossolo Vermelho Distrófico, ácido, oxidico (LVd).

Em análise da cobertura e uso da terra Bonatto (2008) descreve que o Cerrado apresentou maior cobertura, ocupando 67,01% da referida microbacia, o que significa uma maior proteção da camada superficial do solo e conseqüentemente, maior conservação deste bioma. A microbacia do córrego Serrote não apresentou nenhum tipo de ocupação que indicasse manejo de culturas, seja pastagem ou agricultura, porém foi verificada em trabalhos de campo a prática de pecuária extensiva, já que o bioma cerrado apresenta formas campestres com pastagem natural. Apresentou 32,99% da área composta por matas ripárias, indicando assim um estado de preservação para esta unidade tendo em vista a importância que esta formação florestal oferece, sobre os vários aspectos do ecossistema. Não apresentou ocupação urbana na microbacia.

Em relação á descarga sólida de sedimentos, Bonatto (2008) em estudo sobre a produção de sedimentos nesta microbacia, afirma que a maior produção de sedimentos ocorreu no período chuvoso. Os menores valores de produção de sedimentos foram obtidos no período seco. A menor produção de sedimentos totais foi associada ao período mais crítico de estiagem da região.

4.4.2.3 Microbacia do córrego Machado

No último terço do Ribeirão Taquaruçu Grande, se localiza a microbacia do córrego Machado, onde a urbanização se torna mais intensa. Nesta área se localiza uma parcela da cidade de Palmas (Tocantins, 2004). Possui uma área de 1.421,35 ha, representando 2,99% da sub-bacia do Taquaruçu e é afluente direta ao reservatório da UHE – Lajeado (UNITINS, 1999).

Santos e Martins (2001) descrevem que o processo de urbanização de Palmas foi acelerado, com ocupação desordenada que ocasionou problemas de infra-estrutura e ambientais na área do entorno do córrego Machado. Destacam ainda, que a área está em grande parte urbanizada e que grande parte desta foi planejada, porém também ocorreu de forma espontânea.

Na área da microbacia do Córrego Machado estão dispostos fundos de vale, APM - Áreas Públicas Municipais, áreas de risco e APPs, associadas ao corpo d'água em estudo. Porém se nota que partes desses recursos naturais estão sendo utilizados por edificações precárias, fruto do processo de

parcelamento irregular do solo, e também, pela falta de planejamento e gestão, onde os órgãos públicos não dedicaram o especial interesse para com as habitações, áreas verdes e demais formas de uso e ocupação do solo, denominadas de função social da propriedade (Silva, 2004a).

A microbacia do córrego Machado, de acordo com o mapeamento geológico proposto por Santos (2000), está composta somente pela Formação Pimenteiras (Dp), presente na área mais plana da bacia. Para Ranzani (2002) a microbacia do córrego Machado possui as seguintes classes de solos: Cambissolo Háptico, distrófico psamínico (CXdq); Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário (FFdc); Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxídico (RUdb), Latossolo Amarelo Distrófico, psamítico (LAdq); Neossolo Litólico psamítico (RLq); Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, endoácrico (LVAdw), Latossolo Vermelho Distrófico, ácrico, oxídico (LVd). A maior parte da bacia é coberta por Latossolo Amarelo Distrófico, psamítico.

Santos e Martins (2001) observaram que o cerrado, vegetação típica da região, era encontrado na área urbana e de forma abundante, ocupando o que corresponde a 27,4% da microbacia hidrográfica em estudo. Outra feição significativa na região eram as áreas de pastagens, que se encontram em sua grande maioria, no entorno do traçado urbano o que correspondia a 23,2%, assim como os solos expostos. Estes autores relatam ainda, que uma das nascentes tornou-se para a população um verdadeiro depósito de lixo e que outra se encontrava em área degradada e sem cobertura vegetal, sofrendo processo de erosão. Assim, concluíram que em 2001, 64,7% de toda área determinada como de preservação permanente era ocupada irregularmente.

O trabalho de Bonatto (2008) mostrou que entre 2006 e 2008 a cobertura e uso da terra na microbacia do córrego Machado contava apenas 8,68% de cobertura de cerrado, sendo a unidade ambiental de estudo com maior índice de remoção da cobertura vegetal natural, susceptível a altas taxas de escoamento superficial, e início de processos erosivos acelerados. Também apresentou uma pequena parcela da classe agropastoril (1,71%), associado a pequenas chácaras urbanas e hortas comunitárias existentes; e apresentou 4,91%, de mata ripária o que demonstra quão susceptível está este corpo hídrico aos influxos ambientais. Entre as microbacias (Mutum, Serrote e Machado)

somente do córrego Machado apresentou solo exposto, com 4,72% de área nesta classe, uma fonte potencial de sedimentos.

Apresentou ocupação urbana, representando 79,97% da sua área, onde construções impermeabilizam o solo, lixo é jogado a céu aberto, a cobertura vegetal é removida e processos erosivos são estabelecidos (Bonatto, 2008). Silva (2004a) destaca que esta área é habitada por população de baixa renda e a urbanização resultante assemelha-se ao padrão das periferias das metrópoles brasileiras. A infra-estrutura básica é incompleta, acompanhado da presença de loteamentos irregulares e assentamentos urbanos em áreas de risco e de preservação permanente.

No trabalho de Bonatto (2008) a microbacia do córrego Machado foi a que apresentou a maior descarga sólida entre as três microbacias avaliadas, estimada em 1,243 ton/dia, verificado em fevereiro de 2007 a maior produção de sedimentos. Este comportamento refletiu de forma evidente o processo de ocupação urbana do solo que acarretou a impermeabilização e exposição de áreas susceptíveis favorecendo a produção de sedimentos. Os meses chuvosos de 2007 (janeiro e março) também apresentaram valores de descargas sólidas superiores aos demais meses do período estudado. Novembro de 2007 foi o período de monitoramento onde as menores descargas foram observadas.

Como receptáculo deste fluxo produzido pelas microbacias e pela sub-bacia do Taquaruçu encontra-se o reservatório da UHE – Lajeado, que tem vida útil estimada em 100 anos (INVESTCO, 2001). A TAB.1 demonstra um resumo das principais características da área de estudo.

TABELA 1- Resumo das principais características das microbacias

	Microbacia do Córrego Serrote	Microbacia do Córrego Mutum	Microbacia do Córrego Machado
Localização	Aflente direto do Taquarucú Grande	Sudeste da sub-bacia, um dos principais afluentes do Ribeirão Taquaruçu	Aflente direto ao reservatório da UHE – Lajeado
Área	1.244,05 ha, representando 2,62% da Sub-Bacia do Taquaruçu.	1.848,10 ha, representando 3,89% da Sub-Bacia do Taquaruçu.	1.421,35 ha, representando 2,99% da Sub-Bacia do Taquaruçu.
Cobertura e uso da terra - Área (%)	67,01% cerrado 32,99% mata ripária	64,91% cerrado 20,02% agropastoril 15,07% mata ripária	8,68% cerrado 1,71 % agropastoril 4,91% mata ripária 79,97% urbano 4,72% solo exposto
Uso da terra	Cobertura vegetal preservada	Ocupação agropecuária de subsistência, com poucas técnicas de conservação do solo e baixa capacidade econômica para a mecanização.	Ocupação urbana intensa, desordenada, habitada por população de baixa renda, infra-estrutura básica incompleta, loteamentos irregulares em APPs.
Clima	B1wA'a'(úmido) e C2wA'a'(subúmido).	B1wA'a'(úmido) e C2wA'a'(subúmido).	B1wA'a'(úmido) e C2wA'a'(subúmido).
Geologia	Dp - formação Pimenteiras PPm - Suíte Metagranítica Matanza PPi - Suíte Metagranítica Ipueiras	Dp - formação Pimenteiras Ppno - Complexo Granulítico Porto Nacional	Dp - formação Pimenteiras
Geomorfologia	Pgu - Serra do Lajeado Pri - Depressão de Palmas-Lajeado	Pgi - Serra do Lajeado Pru - Pediplano Retocado Pri - Depressão de Palmas-Lajeado	Pri - Depressão de Palmas-Lajeado
Declividade	Declividade de 0°-15°, 15°-30° e 30°-45°, com altitudes entre 340 a 620 m.	Declividade de 0°-15°, 15°-30° e 30°-45°, com altitudes entre 440 a 680 m.	Declividade de 0° a 15°, com altitudes entre 200 a 240 m.
Solos	CXdq - Cambissolo Háplico, distrófico psamínico; FFdc - Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário; Rudb - Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxidico LVd - Latossolo Vermelho Distrófico, ácido, oxidico.	CXdq - Cambissolo Háplico, distrófico psamínico; FFdc - Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário; RUdb - Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxidico LVAwfxc - Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, acriférrico, coeso, concrecionário FFlp - Plintossolo Pétrico, liptoplíntico; LVwf - Latossolo Vermelho Distrófico, ácriférrico, Oxídico	CXdq - Cambissolo Háplico, distrófico psamínico FFdc - Plintossolo Pétrico Distrófico, concrecionário Rudb - Neossolo Flúvido Distrófico, endoácrico, oxidico Ladq - Latossolo Amarelo Distrófico, psamítico RLq - Neossolo Litólico psamítico LVA dw - Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, endoácrico LVd - Latossolo Vermelho Distrófico, ácido,oxidico

Fonte: Bonatto(2008), Ranzani (2002)

4.5 Qualidade ambiental / água em bacias hidrográficas

A qualidade das águas dos reservatórios e conseqüentemente dos rios que lhes dão origem, é um problema que preocupa cada vez mais os ambientalistas e as instituições públicas responsáveis pela Política Nacional do Meio Ambiente e as companhias responsáveis pelas barragens (Peixoto, 2007). Um dos tópicos mais importantes do gerenciamento ambiental é o gerenciamento de recursos hídricos, parte fundamental dos programas de desenvolvimento sustentável. Dentre os principais avanços no gerenciamento integrado dos recursos hídricos está o reconhecimento destes como fator econômico, a utilização da bacia hidrográfica como unidade de pesquisa, gerenciamento e integração institucional, a avaliação dos impactos sócio-ambientais e o envolvimento dos usuários do recurso água. (Reis-Pereira, 2002a).

A grande diversidade latitudinal e a distribuição dos recursos hídricos no Brasil remetem a necessidade de abordagens regionais e locais para gerenciamento, e a contínua procura por avanços conceituais, institucionais, tecnológicos para resolver inúmeros e complexos problemas de gestão dos recursos hídricos (Tundisi, 2005b). Segundo IIE (2003) o gerenciamento deve dar condições para manter a qualidade da água em níveis adequados para sustentar por longo tempo os usos múltiplos e proteger a biodiversidade aquática integradamente com a biodiversidade terrestre.

Em um sentido amplo, observa-se que um sistema ambiental possui integridade ecológica quando sua estrutura e seu funcionamento não foram alterados significativamente e a sua qualidade ambiental depende da definição de uma série de características ecológicas que deverão ser medidas para sua avaliação. Entre estes, podem ser escolhidos indicadores físicos, biológicos e funcionais, que deverão ser integrados para avaliar o estado de integridade e o quanto sustentável é ou poderá ser uma atividade de uso dos recursos naturais de um sistema ambiental; sob análise (ZEE-RJ, 2008). A integridade do ecossistema aquático e sua biodiversidade dependem da interação de inúmeros fatores e componentes dos sistemas físicos, químicos, biofísicos e do habitat (IIE, 2002).

A vulnerabilidade ou fragilidade ambiental está relacionada com a susceptibilidade de uma área em sofrer danos quando submetida a uma determinada ação. Quanto maior a vulnerabilidade da bacia, menor a chance de

recuperação do ambiente. Conhecer a vulnerabilidade de uma área a determinados fatores de pressão ambiental auxilia na priorização de investimentos públicos, normalmente escassos, em diferentes regiões (Figueredo *et al.* 2007).

Neste contexto, torna-se importante mencionar a vazão ecológica, que se refere ao regime de vazões adequado à manutenção do uso múltiplo, da sustentabilidade ecológica e qualidade ambiental dos corpos d'água, podendo ser influenciada pelo regime hidrológico, processos ecológicos e pelo uso humano da água. De acordo com Peixoto (2007) deve-se garantir esta vazão a jusante de uma estrutura de armazenagem ou captação para que se mantenham as condições ecológicas naturais de um rio. A importância da vazão ecológica diz respeito principalmente à proteção do habitat utilizado pela vida aquática dos corpos d'água.

O processo de análise ambiental reúne diversas metodologias de estudos que objetivam fornecer informações com base no seu potencial ou em suas limitações, oferecendo subsídios técnico-científicos necessários para a gestão do meio ambiente (Mesquita, 2006). Ecossistemas de água doce podem ser monitorados quanto à qualidade das águas por meio de parâmetros e métodos físicos, químicos e biológicos quando utilizados conjuntamente fornecem informações mais abrangentes e detalhadas sobre o grau de eutrofização; o aumento e acumulação de poluentes orgânicos no sistema, e o status de conservação biológica destes ambientes aquáticos (Peixoto, 2007). Os inventários ambientais comportam informações indispensáveis a qualquer pesquisa científica. O conhecimento dos processos envolvidos no âmbito das bacias hidrográficas é imprescindível para a compreensão da dinâmica ambiental da área (Mesquita, 2006).

Nas bacias hidrográficas com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade. Como as áreas florestadas não perturbadas são a melhor condição desejada, do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos, o monitoramento hidrológico das microbacias com vegetação natural remanescente serve como referência para a comparação com outras microbacias impactadas (Donadio *et al.*, 2005).

Nas áreas agropastoris a poluição é considerada de origem difusa, sendo veiculada ao longo da bacia pelo escoamento da água, com geração distribuída no espaço, enquanto seu controle é realizado, em geral, pelo emprego de medidas preventivas. Em uma bacia hidrográfica com atividades agrícolas podem surgir fontes pontuais de poluição, caso da criação de animais e pelo aporte de nutrientes das áreas agricultáveis pelo escoamento superficial do solo. A evolução temporal das concentrações de poluentes de origem pontual varia em torno de um valor médio, enquanto a de origem difusa varia com a vazão escoada (Pinheiro e Deschamps, 2008).

A urbanização sempre vem acompanhada de alterações nos usos do solo que resultam em impactos ambientais nas bacias hidrográficas adjacentes. De acordo com Rosa (2008) nas microbacias de área urbana um fator determinante na alteração do fluxo de drenagem superficial é o aumento de edificações, pois além do relevo a vegetação é de fundamental importância no escoamento da água. A urbanização, construção de prédios e desmatamento causaram a compactação do solo enquanto o desnudamento e impermeabilização aumentaram o volume hídrico nos canais de escoamento ocasionando maior fluxo de água e erosão. Por não haver o processo de percolação da água no solo esse material é carregado pelas chuvas, que entopem os dutos e criam novos problemas.

Falótico (2008) complementa que os corpos hídricos urbanos, diante da grande expansão populacional pela qual vêm passando muitos municípios, são prejudicados por estarem no centro do conflito entre as leis de proteção e as leis que disciplinam o uso do solo. Tal discordância acaba gerando diferentes formas de ocupação ao longo dos mesmos, comprometendo a função ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APPs), pois o que se pretendia proteger e preservar não existe mais. Esse tipo de ocupação é decorrente do alto grau de degradação e alterações realizadas nas margens ao longo do tempo, pelas obras de ampliação do sistema viário, canalização de córregos e loteamentos para a população de baixa renda, além dos depósitos de resíduos sólidos nas margens, o que contribui para a baixa qualidade dos corpos d'água urbanos.

Os habitats fluviais quando represados, sofrem mudanças drásticas, pois as barragens alteram a dinâmica da água e, por consequência, seus atributos físicos, químicos e biológicos. (Agostinho e Gomes, 1997). As

características que descrevem as propriedades de um sistema aquático são conhecidas por propriedades ou variáveis limnológicas e variam em um tempo e no espaço, quer em um dado sistema aquático, quer entre sistemas diferentes (Novo e Braga, 1995). A qualidade da água pode ser entendida como uma conseqüência dos processos atuantes na bacia hidrográfica, sendo a ação antrópica reguladora do equilíbrio entre sistemas (Tundisi, 2003).

Os reservatórios formados recebem permanentemente as contribuições e influxos das bacias hidrográficas pelo uso do solo, descargas de nutrientes e materiais em suspensão. São sistemas complexos, com diferenças espaciais e temporais, e onde os processos físicos, químicos e biológicos precisam ser conhecidos para que possam ser sugeridas propostas de gerenciamento integrado e usos múltiplos. A escala de variação temporal está correlacionada aos fatores climáticos como radiação, temperatura da água e chuvas, e a variação espacial é estreitamente relacionada aos influxos ambientais (Henry, 1999).

Fatores geológicos, considerados em macroescala, como a hidrologia da bacia hidrográfica, a topografia e os padrões climáticos que ocorrem no nível da bacia dos rios nos quais os reservatórios se encontram inseridos, assim como os gradientes relacionados a fatores intrínsecos de cada reservatório, como a morfometria, a meteorologia e fatores hidrológicos, influenciam fortemente as respostas limnológicas dos reservatórios (Train *et al.*, 2005). Estes reservatórios, por sua vez, constituem um coletor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas. Esses efeitos incluem os processos internos físicos, químicos, biológicos e suas conseqüências dentro do reservatório. São, portanto, normalmente considerados como uma transição entre rios e lagos (Silva, 2004b).

Os reservatórios, após a sua formação, também são considerados sistemas ecológicos sujeitos a constantes impactos, seu estado de estabilidade se desloca freqüentemente necessitando certo período de tempo para o seu restabelecimento (Pereira, 2005). A saúde ambiental de um reservatório é afetada pelas atividades humanas existentes em suas bacias hidrográficas, incluindo: lançamento de esgotos domésticos; recepção de águas de chuva de áreas agrícolas, em especial se houver criação de animais; recepção de águas da chuva da agricultura, em terras sujeitas à erosão; águas da chuva proveniente de regiões com poluição atmosférica, tais como chuvas ácidas; percolação de lixões – chorume; compostos tóxicos oriundos de pesticidas utilizados na agricultura e

reflorestamento; águas de chuva contaminada por xenobióticos, compostos orgânicos resistentes utilizados como catalizadores industriais, pequenos traços de produtos farmacêuticos provenientes de fontes desconhecidas e dejetos hospitalares (Tundisi e Straskraba, 2000). Todos esses fatores induzem à degradação da qualidade da água, perda da diversidade biológica e desperdícios de recursos hídricos (Mesquita, 2006).

As entradas de material e energia que derivam dos tributários, assim como o mecanismo operacional da barragem, que altera o tempo de residência e acelera o processo de eutrofização, também são impactos que devem ser considerados (Pereira, 2005). O reservatório da UHE Lajeado recebe aporte de cargas poluidoras de origem pontual (esgoto doméstico), bem como de origem difusa (escoamento superficial), com tendência ao aumento do grau de eutrofização (Peixoto, 2007).

Os rios e demais cursos d'água são os principais caminhos para a transferência de nitrogênio e fósforo para muitos lagos e reservatórios (Reis, 2006). Krupek (2006) argumenta que riachos e rios fornecem habitats que são muito diferentes de outros corpos d'água, pois estão sujeitos às mudanças ao longo de seu percurso, associadas com as propriedades físicas e químicas do ambiente (profundidade, vazão, geologia, turbidez, entre outros). Quanto à degradação dos reservatórios, Tundisi (2003) observou que se ao longo de rios que compõe uma bacia de drenagem, houver problemas de alta carga orgânica e de hipoxia, estes irão refletir no reservatório que será altamente fertilizado por nitrogênio e fósforo, conduzindo assim a um elevado processo de eutrofização.

A partir da segunda metade do século XX, a eutrofização (enriquecimento de nutrientes) tem sido visto como um problema nos ecossistemas aquáticos (Harper, 1992). A eutrofização é caracterizada não somente pelo suprimento de nutriente, mas também pelo conjunto de eventos biológicos como o aumento da biomassa algal e de macrófitas aquáticas, tendo como consequência o impedimento do uso múltiplo dos recursos hídricos (Mehner e Benndorf, 1995).

Inúmeros fatores interferem na qualidade da água, exigindo estudos detalhados dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem tanto em sistemas naturais quanto artificiais (Carmouze, 1994). Tundisi *et al.* (2002) destacam que os impactos pelas construções de represas, entre eles problemas

de saúde pública devido à deterioração ambiental, estão relacionados ao tamanho, volume, tempo de retenção do reservatório, localização geográfica entre outros. Reis-Pereira (2002a) salienta que é preocupante a instalação de impactos ambientais em função dos usos múltiplos dos reservatórios que poderão produzir alterações na qualidade da água e na organização das comunidades aquáticas. Os reservatórios têm importância econômica, ecológica e social, interferindo qualitativa e quantitativamente com as redes hidrográficas.

O uso e ocupação do solo da bacia de drenagem aliados aos múltiplos usos do reservatório interferem de forma dinâmica na comunidade que irá se estabelecer no corpo hídrico. Se houver impactos, principalmente em relação ao enriquecimento artificial poderão surgir na comunidade fitoplanctônica espécies potencialmente tóxicas que oferecem riscos à saúde pública. Wetzel (2000) argumenta que a pesquisa limnológica, a descrição da biota aquática e das condições ambientais podem ajudar a enfrentar a deterioração dos corpos hídricos, um dos graves problemas da sociedade humana.

A integridade biológica engloba muitos processos e propriedades de um ecossistema, desde interações tróficas e evolutivas até diversidade e abundância. Em áreas onde a vegetação marginal está preservada, a qualidade da água tende a manter características naturais, com fauna e flora em condições pristinas. A presença ou a ausência de determinados grupos também pode revelar o nível de integridade biológica do ecossistema (Galvão, 2008). No meio aquático existe uma estreita dependência entre suas características e os organismos, de tal maneira que a composição da comunidade nele presente, varia sensivelmente em função da composição e das características físicas, químicas e biológicas da água (Peixoto, 2007).

A caracterização da biodiversidade aquática serve como um importante agente indicador da saúde do ecossistema. Atualmente é comum abordar as modificações na estrutura das comunidades aquáticas quando se quer avaliar os impactos causados por atividades antrópicas em ecossistemas aquáticos. Esses estudos geralmente avaliam a modificação na riqueza e diversidade de espécies ou a presença de espécies indicadoras do impacto avaliado, as chamadas espécies bioindicadoras (Pereira, 2005).

Os níveis de abundância e os modelos de distribuição dos organismos aquáticos podem ser afetados pela poluição das águas e destruição da vegetação

fornecendo uma boa indicação da qualidade do ecossistema ou sua integridade (Galvão, 2008). O crescimento do fitoplâncton é influenciado por fatores limitantes (nitrogênio e fósforo) e controladores. Nas últimas décadas, o aumento das cargas de nitrogênio e fósforo, de substâncias tóxicas e da produção de toxinas por cianobactérias são alguns dos muitos fatores que atingem os sistemas aquáticos continentais (Tundisi e Straskraba, 1999). Embora a classificação de nutrientes seja a base para a classificação dos ambientes em relação ao grau de trofia, as comunidades aquáticas vêm sendo utilizadas de forma crescente na complementação desta perspectiva (Higuti, *et al.* 2005). O estudo das inter-relações dos fatores físico-químicos e biológicos do ambiente lântico pode contribuir na tomada de decisões relacionadas ao controle, prevenção e preservação da qualidade da água, bem como na adoção de medidas relacionadas ao gerenciamento e usos múltiplos do reservatório e da saúde pública (Sant'Anna e Azevedo, 2000).

Embora a poluição pontual das águas associada à falta de saneamento básico seja relevante, ela atua em conjunto com a poluição difusa, que remete ao problema da contaminação hídrica por defensivos agrícolas, metais e fertilizantes resultantes das atividades agrícolas mineradoras e industriais, que afetam o equilíbrio ecológico das bacias hidrográficas (Peixoto, 2007).

Alguns metais constituem os contaminantes químicos nas águas, pois em pequenas concentrações trazem efeitos adversos à saúde. Devido aos prejuízos que (na qualidade de tóxicos) podem causar aos ecossistemas aquáticos naturais ou de sistemas de tratamento biológico de esgotos, são também padrões de classificação das águas naturais e de emissão de esgotos, tanto na legislação federal quanto na de alguns estados. Os metais atingem o homem através da água, do ar e do sedimento, tendendo a se acumular na biota aquática. O estudo de metais nos rios brasileiros ainda é escasso em vista da grande rede hidrográfica do território nacional. Um programa sistemático e amplo de monitoramento da água nos principais sistemas hídricos ainda não foi realizado, talvez por falta de uma proposta mais objetiva e econômica para que seja viabilizado pelo governo (Pires *et al.*, 2000). Cotrim (2006) salienta que estudos sobre metais no Brasil e principalmente em São Paulo são isolados, restritos em regiões com maiores influências antrópicas.

Nos sistemas aquáticos naturais, as espécies metálicas se encontram disseminadas em seus diferentes compartimentos: água (coluna d'água e intersticial), sedimentos (suspêndido e de fundo), material particulado em suspensão e nos diferentes componentes da biodiversidade. No entanto, esses componentes interagem de forma integrada entre si, por processo de adsorção/dessorção, precipitação, sedimentação e difusão; e, ao mesmo tempo, eles influenciam na assimilação dos metais pela biota ou podem afetar a qualidade da água no ambiente aquático. O material particulado pode concentrar a maior parte de elementos-traço presente em água natural sendo importante no transporte desses elementos em um corpo hídrico. Sendo assim a análise de água, do sedimento e do material particulado em suspensão fornece informações sobre o conteúdo e transporte de elementos-traço ao longo de um corpo hídrico permitindo que a contaminação alcance local distante da região em estudo (Oliveira *et al.*, 2007).

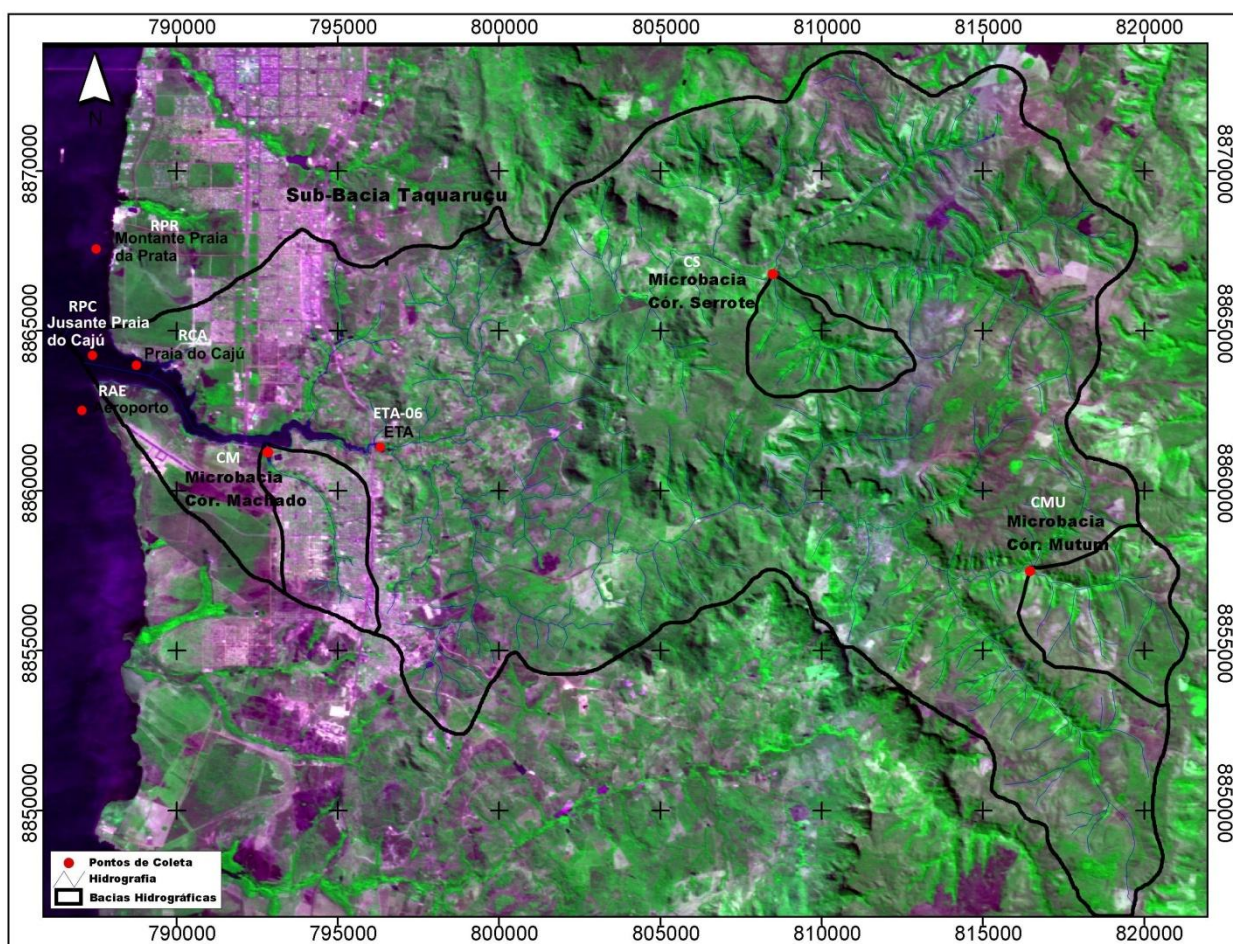
Em muitas represas, o início da deterioração opera-se a partir dos tributários. Estes começam a contribuir com resíduos, nutrientes dissolvidos e particulados, material em suspensão. Proteção especial aos tributários deverá ser preparada através de medidas de incentivo, fiscalização e legislação adequada (IIE, 2003). A adoção da sub-bacia hidrográfica do Taquaruçu Grande como recorte territorial para a avaliação de sua contribuição para o reservatório da UHE Lajeado, requer, de acordo com Reis-Pereira (2002a), o conhecimento dos mecanismos básicos de funcionamento dos ecossistemas envolvidos, dotados de uma complexa cadeia de recursos ambientais e de atividades humanas diferenciadas.

De acordo com Peixoto (2007) o estudo dos afluentes do reservatório da UHE Lajeado, apesar de apresentarem vazões bem menores que o rio Tocantins, se justifica pelo aporte de carga orgânica, poluentes e nutrientes que são carregados para o reservatório podendo interferir na qualidade da água. A ocorrência de processos eutrofizantes corresponde a um dos problemas mais preocupantes que assolam reservatórios, sendo que os fatores climáticos de países tropicais (altas temperaturas e elevada incidência de radiação solar), associados ao uso inadequado dos recursos hídricos e de suas áreas de influência constituem fatores que contribuem em grande escala para a ocorrência destes processos (Silva, 2004a).

Na avaliação da qualidade da água, é necessário e importante, estabelecer a relação existente entre a qualidade da água e a origem das substâncias que afluem aos corpos de água. Essas substâncias originam-se na bacia hidrográfica e em geral, estão sempre relacionadas às atividades antrópicas que nela ocorrem (Peixoto, 2007). Para Faria (2000) o entendimento do funcionamento das microbacias é a chave para solucionar a maioria dos problemas ambientais que ocorrem nas baixadas e nas áreas de influência dos tributários.

5. MATERIAIS E MÉTODOS









Para a avaliação da qualidade da água do ribeirão Taquaruçu Grande foram realizadas coletas subsuperficiais de amostras de água em oito pontos amostrais (FIG.1, TAB.2) durante dois ciclos de sazonalidade climática (2007 e 2008) através de amostragens sazonais: período de seca, início das chuvas, período chuvoso e início da estiagem.



Fonte: Carta imagem da área de estudo, imagem CBERS, Sensor CDD, resolução 20 metros, composição: R, G, B. Fonte: INPE (2007).

FIGURA 01. Mapa com a localização das estações amostrais.

TABELA 2 – Coordenadas Geográficas das Estações Amostrais

	Pontos de Coleta	Coordenadas Geográficas (UTM)
	Área agrícola CMU - Córrego Mutum	816.417 E, 8.857.506 N
	Área de preservação ambiental CS - Córrego Serrote	808.493 E, 8.866.506 N
	Área urbana CM - Córrego Machado	793.036 E, 8.806.506 N
	Reservatório ETA - ETA 06	796.219 E, 8.861.343 N
	Reservatório RCA - Praia do Caju	788.806 E, 8.863.960 N
	Reservatório RAE - Aeroporto	786.993 E, 8.862.756 N
	Reservatório RJC - Jusante Caju	787.239 E, 8.864.259 N
	Reservatório RPR - Montante Praia da Prata	787.535 E, 8.867.112 N

As estações amostrais foram selecionadas de acordo com as dimensões da área, com a presença de atividades impactantes tanto na sub-bacia como no reservatório bem como área mais preservada. As estações amostrais na sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande foram delimitadas de acordo com os usos da terra: microbacia do Córrego Mutum-CMU (agropastoril), microbacia do Córrego Serrote-CS (área de proteção ambiental) e microbacia do córrego Machado-CM (urbana).

Para relacionar as características limnológicas e qualidade da água do reservatório sob a influência da sub-bacia do Taquaruçu Grande foram selecionados cinco pontos amostrais. O ponto de coleta 06-ETA (ETA) é considerado a foz do Ribeirão Taquaruçu Grande, onde este perde vazão por seu encontro com o reservatório e pelo barramento necessário para a captação de água. Uma estação amostral foi definida a montante da área de influência do ribeirão no reservatório (Aeroporto-RAE). O reservatório da UHE Lajeado apresenta características de nível de água constante, sendo propício à formação de praias artificiais para uso recreacional (Bonatto, 2008). A proximidade das praias artificiais levou sua inclusão nos resultados da pesquisa pela importância que as mesmas têm em manter a qualidade da água no reservatório e estarem sob a influência do sub-bacia do Taquaruçu Grande. A estação amostral Praia do Caju-RCA se localiza na área de interferência direta da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande no reservatório e transição ecotonal entre o rio e reservatório. O ponto Jusante Praia Caju-RJC se localiza a jusante da antiga foz do ribeirão Taquaruçu Grande. O ponto Montante da Praia da Prata-RPR está a jusante de RJC, ambos se localizam na área litorânea do reservatório.

5.1 Variáveis Limnológicas

A análise de parâmetros físicos e químicos da água constitui importante ferramenta utilizada no monitoramento de qualidade das águas. Foram avaliadas as seguintes variáveis limnológicas: condutividade, temperatura da água, transparência, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato, sólidos totais dissolvidos, sólidos orgânicos, sólidos inorgânicos, e clorofila-a. As coletas foram realizadas de acordo com CETESB

(2006) e APHA (2005), considerando o tipo de frasco para cada parâmetro, volume ideal para a análise, preservação e prazo ideal para a realização da análise.

Turbidez, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos foram verificadas diretamente nos pontos amostrais através da sonda Horiba U-20XD (Muti-Parameter water quality monitoring sistem). A transparência também foi medida nos locais de coleta por um disco de Secchi de 0,30 m de diâmetro.

Para a análise de nutrientes, série de sólidos e clorofila-a amostras de 2 litros de água bruta foram coletadas na subsuperfície (aproximadamente 10 cm) do corpo hídrico, por meio de garrafa de Van Dorn, colocadas em frascos de polietileno previamente descontaminados e depositadas em caixas térmicas com gelo até chegarem ao laboratório Hidrobiologia da Universidade Federal do Tocantins, onde foram acondicionadas sob refrigeração de 4°C.

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo método de Kjeldahl com procedimentos de digestão, destilação e titulação. Nitrato, nitrito e amônio foram analisados por espectrofotometria assim como a determinação do ortofosfato. Os nutrientes inorgânicos (nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio total e ortofosfato), série de sólidos e clorofila-a foram analisadas de acordo com metodologias propostas por APHA (2005).

A partir de dados limnológicos (fósforo e clorofila-a) calculou-se o Índice do Estado Trófico que foi composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila a – IET(CL), modificados por Lamparelli (2004) e obtido segundo as equações:

Rios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20$$

Reservatórios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2))$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;
 ln: logaritmo natural.

O IET será a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila a, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET} (\text{PT}) + \text{IET} (\text{CL})] / 2$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios foram estabelecidos de acordo com Lamparelli (2006).

5.2 Comunidade Biótica – Fitoplâncton

A composição das comunidades fitoplanctônicas é muito variada nos ambientes e tem como característica refletir toda e qualquer alteração ambiental sofrida (Reynolds, 2006). Coletas de amostras quali-quantitativas de fitoplâncton foram realizadas na subsuperfície de todos os pontos amostrais por meio de processos seletivos (rede de plâncton 25 μm) e não seletivos (recolhimento de 1 litro de água bruta). As amostras para estudos qualitativos foram fixadas com solução de Transeau, analisadas em microscópio óptico OLYMPUS BX41 com auxílio de imagens e identificadas, sempre que possível em nível infragenérico, através de literatura recente e atualizada; e aquelas para análise da densidade com lugol acético (Bicudo e Menezes, 2005).

Na análise qualitativa, todas as características (morfológicas e morfométricas da vida vegetativa e reprodutiva) de valor taxonômico das espécies foram analisadas de acordo com bibliografias especializadas. A comunidade científica ainda não conseguiu incluir todos os gêneros de algas conhecidos no sistema (Van-Den-Hoek *et al.*, 1995), e provavelmente só concluirá daqui a 10 ou 15 anos (Bicudo e Menezes, 2005). Por isso, utilizou-se o sistema de Round (1965), aprimorado para *Chlorophytas* (Round, 1971), mesmo que suplantado pelo sistema de Van-Den-Hoek *et al.* (1995), pois, se fosse utilizado este último, alguns gêneros ficariam sem classificação, o que não acontece com o já estabelecido sistema de Round (Bicudo e Menezes, 2005).

A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (1958) a partir de campos aleatórios através de quantificação de organismos

(células, colônias, cenóbios e filamentos) em microscópio NIKON TS100 a 400 aumentos, e expressa em ind.mL⁻¹. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). A quantificação dos organismos foi efetuada até estabilizar o número de espécies adicionadas por campo ou até atingir 100 indivíduos da espécie mais freqüente. Assim, o erro da contagem será inferior a 20%, nível de significância 95% (Lund, 1958). Este método é um dos mais recomendados para quantificação do fitoplâncton total (Huszar e Giani, 2004).

A riqueza específica foi considerada como o número de táxons ocorrentes no estudo ou por amostra e a equitabilidade para os dados de densidade foi calculada a partir de Pielou (1979) e expressa em percentual.

$$E = H / H_{\max}$$

onde: H = diversidade da amostra

$$H = \text{diversidade da amostra calculada como } \text{Log}_2 S$$

onde S= número de espécies da amostra.

A diversidade específica (H') foi calculada pelo Índice de Shannon-Wiener (1963) e expressa em bits.ind⁻¹. É uma função da densidade de espécies em uma comunidade e da uniformidade dos indivíduos entre as espécies.

$$H' = \sum p_i \times \log_2 \times p_i$$

$$p_i = N_i/N$$

onde: N_i = densidade da espécie

$$N = \text{densidade total da amostra}$$

Espécies dominantes e abundantes foram caracterizadas pelos critérios propostos por Lobo e Leighton (1986), que caracterizam espécie dominante como aquela que apresenta densidades superiores a 50% da densidade total da amostra, e espécie abundante é aquela cuja densidade foi superior a densidade média de cada amostra.

A abundância relativa é calculada de forma a demonstrar percentualmente o quanto cada táxon é presente dentro da amostra (Odum, 1983). A análise das amostras da comunidade fitoplanctônica foi realizada no Laboratório de Microbiologia Ambiental da Universidade Federal do Tocantins.

5.3 Metais e elementos-traço

Os elementos-traço situados em ambientes de água corrente estão normalmente presentes na coluna d'água e sedimentos tanto na forma dissolvida quanto na particulada (Lemes, 2001). Uma quantidade significativa da fração total de elementos-traço de um rio encontra-se normalmente na fração não-dissolvida, adsorvida à superfície de partículas em suspensão. Dessa forma, as argilas e as partículas orgânicas, que têm alta capacidade de sorção de muitos compostos químicos, agem como meio de transporte de contaminantes nos sistemas aquáticos (Guilherme, 2005). Metais e elementos-traço foram avaliados na água bruta de todas as estações amostrais por meio de coletas subsuperficiais durante o período de estudo (janeiro, abril, julho e outubro de 2007 e 2008).

As coletas foram realizadas de acordo com CETESB (2006) e APHA (2005), onde 1L de água bruta foi coletado a aproximadamente 10 cm da superfície em frascos de polietileno, anteriormente descontaminados e lavados com a própria amostra por 3 vezes. Para a análise de metais, separou-se 250 mL em um frasco de polietileno preservados com ácido nítrico (HNO₃) concentrado PA, e refrigerados a 4°C. Após as coletas, as amostras de água foram encaminhadas ao Laboratório de Análise Química Ambiental do Instituto Pesquisa Energéticas e Nucleares, SP.

Na água bruta foram avaliados os metais Na, K, e elementos-traço (Ag, Al, B, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Si, P, e Zn) utilizando a técnica de Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma de Argônio Induzido (ICP-OES); Cd, Pb, Se e Sb utilizando a espectrometria de absorção atômica (AAS) com forno de grafita, e Hg e As com gerador de hidretos (Cotrim, 2006). As análises de metais e elementos-traço da água bruta foram realizadas de acordo com as normas contidas no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) (TAB. 3).

TABELA 3 – Técnicas utilizadas para a análise de metais e elementos-traço

Parâmetros – Água Bruta	Técnicas utilizadas
Ag, Al, Ba, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Si, P e Zn	ICP-OES
Hg e As	AAS com gerador de hidretos
Cd, Pb, Se e Sb	AAS com forno de grafita

5.4 Tratamento estatístico dos dados

A análise dos componentes principais (PCA) foi aplicada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, avaliar a ordenação dos ambientes, identificar quais fatores influenciam essa ordenação e conservar a maior parte das informações estatísticas úteis presentes nos dados originais. Análises de componentes principais foram realizadas separadamente para as variáveis limnológicas e concentração de metais e elementos-traços utilizando-se o programa R (Bini, 2007).

Para Santos *et al.* (2008) a PCA é uma técnica muito aplicada para reconhecimento de padrão, sendo possível explicar a discrepância de um grande número de variáveis correlacionadas. Indica também as associações entre variáveis reduzindo, assim, a dimensão do número de dados. A partir da PCA podem-se extrair os autovalores e os autovetores da matriz de covariância ou de correlação de um grupo de variáveis originais. As componentes principais (PCs) são as variáveis não correlacionadas (eixos ortogonais), obtidas multiplicando-se as variáveis correlacionadas originalmente com os autovetores (*loadings*). Os autovalores das PCs são as medidas das discrepâncias associadas à participação das variáveis originais nas PCs e são determinados pelos autovalores. Os elementos de transformação das novas variáveis são chamados de escores.

As análises de componentes principais foram realizadas utilizando a matriz de correlação. Isto permite padronizar a variabilidade dos dados retirando o efeito das diferenças de magnitude entre as variáveis utilizadas. O critério de seleção de eixos utilizados foi Broken-Stick (Legendre e Legendre, 1998). As variáveis limnológicas consideradas para a PCA foram: nitrogênio total (Nto), nitrato (Nat), nitrito (Nit), amônia (Amo), fosfato (Fos), pH (pH), oxigênio dissolvido

(Od), temperatura das água (Ta), condutividade elétrica (Ce), turbidez (Tur), sólidos totais dissolvidos (Std), sólidos fixos (Sf) e matéria orgânica (Mo). Os metais e elementos-traço considerados na análise estatística de componente principal foram: B, Al, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Mo, Li, Mg, P, Ca, Fe, Ba, Co, Na, Si, K e Ag.

Uma vez que a PCA é uma análise que objetiva sumarizar os dados e não apresenta uma proposta inferencial (ou seja, é uma análise descritiva), foi utilizada uma estratégia adicional de testar os escores com a finalidade de avaliar a variação espacial (entre os pontos amostrados) e sazonal (entre o período seco e chuvoso) das características limnológicas e metais. Estes testes foram realizados empregando Análise de Variância (ANOVA). Quando um dos pressupostos, normalidade ou homocedasticidade, não foi alcançado, foi utilizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (Manly, 2008).

Com o objetivo de detectar padrões nos dados biológicos da estrutura da comunidade fitoplanctônica foi aplicado um escalonamento não-métrico multidimensional (NMDS - Non-Metric Multidimensional Scaling) para ordenar as unidades amostrais, utilizando a medida de distância de Bray-Curtis (Legendre e Legendre, 1998). A NMDS tem por premissa ordenar seus objetos e atributos de modo a reduzir a dimensionalidade de uma variável, portanto os dados de densidade dos grupos fitoplanctônicos foram utilizados na análise. Para tal, uma matriz de similaridade foi construída com os valores de densidade dos grupos fitoplanctônicos encontrados. A NMDS foi realizada no programa R (Bini, 2007).

Para a análise integrada dos dados foram realizadas correlações das dimensões da NMDS da comunidade fitoplanctônica com os parâmetros selecionados previamente nas PCAs (Manly, 2008).

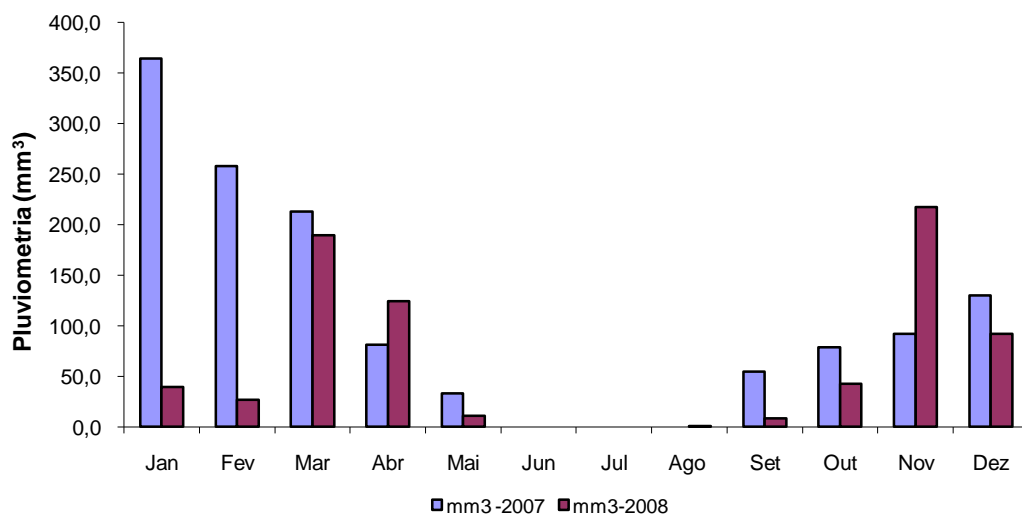
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Variáveis climáticas

6.1.1 Precipitação mensal acumulada

O regime de chuvas pode alterar significativamente a qualidade da água tanto nas características físico-químicas quanto biológicas, pois dependendo da precipitação, pode haver transporte de material alóctone para os corpos hídricos, aumento ou diminuição do tempo de retenção da água, variação nas vazões, alteração das concentrações de compostos químicos na coluna d'água. Na FIG.2 estão apresentados os valores de precipitação mensal acumulada, no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008, obtidos através do Núcleo de Meteorologia da Universidade Federal do Tocantins. Os dados evidenciaram que em 2007 ocorreu maior pluviometria (1305,3 mm³) que 2008 (752,3 mm³).

O regime pluviométrico apresentou duas estações bem definidas: uma seca, de maio a outubro, e outra chuvosa, de novembro a abril, porém ocorreu padrões distintos de precipitação no período avaliado. Verificou-se que as chuvas em 2007 foram intensas em janeiro, fevereiro e março (concentrações acima dos 200 mm³) contrariamente ao registrado no ciclo hidrológico seguinte (2008) onde março, abril e novembro apresentaram maior pluviometria. Em 2008 o ápice das chuvas ocorreu em março e abril.



Fonte: Núcleo de Meteorologia da UFT (2007 e 2008)

FIGURA 2 – Valores de precipitação mensal acumulada (mm³) no período de 2007 e 2008.

6.2 Variáveis limnológicas

6.2.1 Temperatura da água

A temperatura da água é influenciada por fatores tais como a latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2007). É um importante parâmetro por sua influência direta sobre o fitoplâncton e pela reação existente entre ela e o teor de gases dissolvidos e quanto mais fria a água maior o teor de oxigênio dissolvido no corpo hídrico (Branco e Senna, 1996; Sousa, 2001).

Na área da sub-bacia do Taquaruçu Grande, as temperaturas variaram de 21,0 a 27,40 °C no córrego Mutum; 19,4 a 27,8 °C no córrego Serrote; 23,5 a 28,0 °C no córrego Machado e 22,83 a 29,06 na ETA-06. Foi possível notar que o mês de julho em 2007 e 2008 apresentou as menores temperaturas em todos os pontos da sub-bacia (FIG.3) e que as microbacias sem proteção da vegetação ripária apresentaram maiores valores de temperatura, corroborando com Carvalho *et al.* (2000) que afirma que a ausência de vegetação ripária promove um aumento na temperatura da água.

A temperatura da água das microbacias foram inferiores às registradas para o reservatório. A distribuição espacial da temperatura da água na área de influência do ribeirão Taquaruçu Grande no reservatório quase não se alterou durante o período estudado, com gradientes térmicos pouco pronunciados em relação à sub-bacia variando de 25,8 a 30,7 °C em decorrência de sua massa d'água mais homogênea que a da sub-bacia. Comparando-se a dinâmica temporal dos resultados observa-se que em julho de 2007 e 2008 as temperaturas foram menores (comportamento similar aos pontos amostrais da sub-bacia) e que em janeiro e abril de 2007 e 2008 os pontos do reservatório apresentaram temperaturas mais elevadas que em outros períodos. Este comportamento térmico é confirmado por estudos realizados no reservatório da UHE Lajeado por Morais *et al.* (2007), onde os maiores valores de temperatura da água foram observados nos meses de outubro de 2006 (30,14°C) e janeiro de 2007 (30,24°C).

De maneira geral, os resultados de temperatura concordam com os valores de temperaturas de corpos aquáticos tropicais e provavelmente estão relacionados com a quantidade recebida de radiação solar.

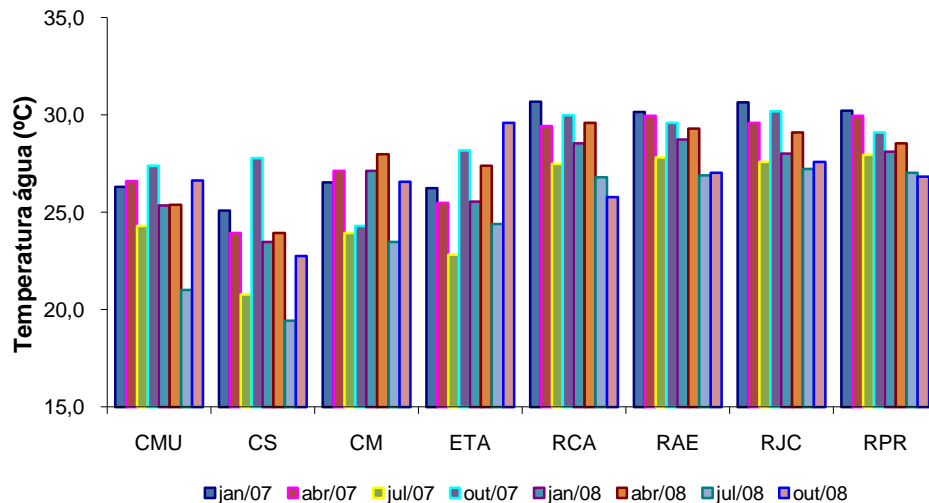


FIGURA 3 – Valores de temperatura da água (°C) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.2 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos parâmetros mais importantes para exame da qualidade da água, pois revela a possibilidade de manutenção de vida dos organismos aeróbios. Além do oxigênio dissolvido em águas naturais ter origem na reaeração atmosférica, também pode ser derivado de atividade fotossintética de algas. É uma importante medida no controle da poluição das águas, é preciso conhecer sua concentração para verificar e manter as condições aeróbicas de um corpo d'água (Kalf, 2002; Tundisi, 2003). De acordo com Jansen *et al.* (2008) quando a concentração de oxigênio dissolvido na água cai abaixo de limites aceitáveis, pode afetar significativamente a saúde do ecossistema aquático e também impedir o uso da água para diferentes fins.

Segundo Nogueira (1999), os teores de oxigênio são uma das medidas mais utilizadas para a avaliação dos ecossistemas aquáticos, porque fornece informações sobre reações biológicas e bioquímicas da água, bem como a capacidade de recepção de matéria orgânica sem causar maiores alterações.

De maneira geral, as estações amostrais córrego Mutum, Serrote e Machado apresentaram altas concentrações de oxigênio dissolvido em todo o

período avaliado, oscilando entre 7,43 e 10,86 mg.L⁻¹ (FIG.4). Os pontos localizados no reservatório variaram de 5,8 a 9,61 mg.L⁻¹. A estação amostral ETA-06 apresentou a menor concentração de oxigênio dissolvido em outubro de 2007 (4,5 mg.L⁻¹). Os meses de janeiro de 2007 e 2008 apresentaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido em todos os pontos, provavelmente associado ao período chuvoso e ao aumento da vazão e taxa de mistura da coluna d'água. Janzen *et al.* (2008) afirmam que a reaeração atmosférica e a produção fotossintética contribuem para o aumento das concentrações de oxigênio dissolvido na água.

Embora os sítios amostrais do reservatório tenham apresentado boa oxigenação (sempre acima de 5 mg.L⁻¹) ocorreu depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido na estiagem de 2007, quando oscilou de 6,31 a 6,86 mg.L⁻¹ em julho; e 5,90 a 7,90 mg.L⁻¹ em outubro. Nos demais períodos amostrais as concentrações deste gás estiveram sempre acima de 7,20 mg.L⁻¹ chegando a apresentar condições de supersaturação (9,61 mg.L⁻¹ em RPR/ outubro de 2008).

As concentrações de oxigênio dissolvido nos corpos d'água se caracterizam como um indicador primário de sua qualidade. Todos os pontos apresentaram-se bem oxigenados (para águas de classe II) no epilímnio (FIG.4) durante os períodos avaliados, apesar de as microbacias apresentarem maiores concentrações quando comparadas ao reservatório em que estão conectadas.

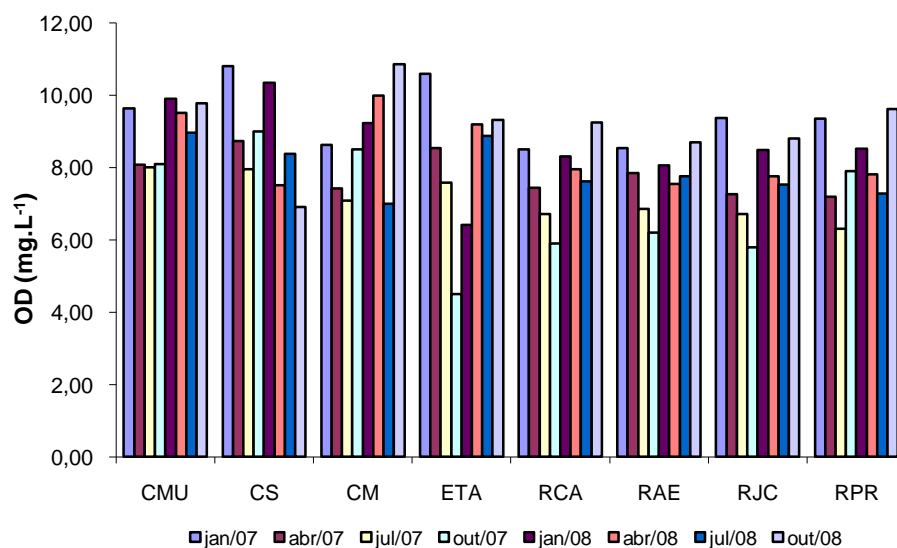


FIGURA 4 – Concentrações de Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹) mensuradas nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.3 Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico do córrego Mutum oscilou entre 5,85 e 7,88 comportamento similar ao do córrego Serrote (5,81 a 8,24). Para Sabará (1999) o pH é maior em córregos que drenam bacias agropastoris, o que não foi evidenciado no córrego Mutum, talvez pelo fato da atividade agropastoril ser de caráter familiar nesta microbacia. Já o córrego Machado apresentou menores valores, variando de 4,94 a 7,95. Na ETA 06 oscilou entre 6,36 a 8,56. As águas do reservatório da UHE Lajeado apresentaram pH variando de 5,41 a 7,73 com distribuição quase homogênea (FIG.5), indicando águas levemente mais ácidas em relação aos pontos da sub-bacia.

Observou-se que janeiro de 2008 apresentou os menores valores de pH em todos os pontos avaliados, exceto RCA. Os resultados de pH das águas do reservatório concordam com Esteves (1988), que atribui a maioria dos ecossistemas aquáticos valores de pH entre 6 e 8 e com Nogueira (1999), que na represa Samambaia obteve variação média anual de 6,83 talvez, decorrente da uniformidade presente ao longo do ano no reservatório.

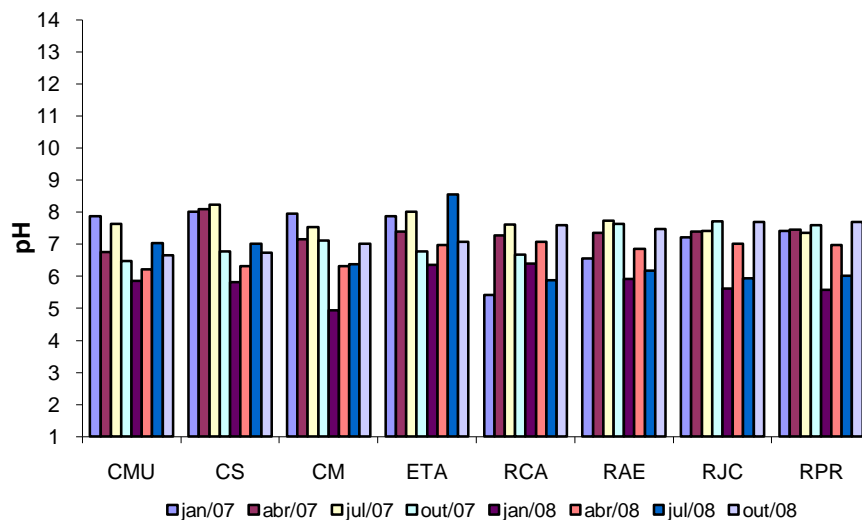


FIGURA 5 – Valores de pH mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.4 Condutividade

A condutividade expressa a capacidade de condução de corrente elétrica do corpo hídrico. Essa capacidade varia em função da concentração dos íons presentes, está positivamente associada com as concentrações de sais, ácidos e bases dissolvidos em águas naturais.

A condutividade elétrica da água constitui uma das variáveis mais importantes nos estudos limnológicos, visto que pode fornecer importantes informações tanto sobre a alternância dos processos de produção e respiração de um ecossistema aquático, como sobre fenômenos importantes que ocorram na sua bacia de drenagem (Esteves, 1998). A análise desse parâmetro também permite verificar a influência direta e indireta das atividades desenvolvidas nas bacias sobre os recursos hídricos (lagos, reservatórios, rios), como lançamentos de efluentes domésticos e industriais e atividades agropastoris, pois segundo Vanzela (2004), o resultado da poluição pode ser detectado pelo aumento da condutividade elétrica no curso d'água.

Considerando a variabilidade espacial, na sub-bacia do Taquaruçu Grande, a microbacia do córrego Mutum apresentou os menores valores de condutividade variando de 6,30 a 10,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e a microbacia do córrego Machado os maiores valores, oscilando de 35,00 a 73,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. A variação temporal não interferiu nos valores de condutividade para estas duas microbacias (FIG.6).

O córrego Serrote oscilou de 6,00 a 18,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e apresentou variação temporal deste parâmetro com maiores valores no período chuvoso. Na estação amostral ETA-06, onde o ribeirão Taquaruçu perde sua vazão em função do represamento para abastecimento de água e pela influência das águas do reservatório da UHE Lajeado, a condutividade oscilou de 9,00 a 29,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Destaca-se que seus maiores valores foram observados nas estações chuvosas (janeiro e abril de 2007 e 2008) onde variaram de 23,00 a 29,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Oliveira *et al.* 2008 em estudo dos fatores limnológicos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro (SP) registraram resultados semelhantes com os maiores valores de condutividade nos meses chuvosos, assim como Leite (2004), em seis rios da bacia do Rio Ji-Paraná (RO).

As águas do reservatório da UHE Lajeado sob a influência do Taquaruçu Grande (RAE, RJC e RPR) apresentaram-se espacialmente homogêneas em relação à condutividade, oscilando sazonalmente (39,00 a 88,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). O ponto a montante da área de influência do ribeirão Taquaruçu Grande (RCA) apresentou valores de condutividade relativamente maiores que os outros pontos no reservatório (41,00 a 92,50 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). De maneira geral, nos pontos RCA, RAE, RJC e RPR, em julho de 2007; a condutividade apresentou concentrações mais elevadas provavelmente ao maior tempo de residência da água no local. Tundisi *et al.* (1993) associam o aumento do tempo de residência a tendência de aumento das concentrações iônicas do reservatório. Em abril de 2007 e 2008 a condutividade apresentou menores valores (FIG.6), resultados também observados por Morais *et al.* (2007) em estudos de monitoramento da qualidade da água no reservatório da UHE Lajeado. Estes autores destacam que em média, os valores de condutividade elétrica foram menores em abril de 2007 e indicam que com o aumento da vazão, determinando a redução do tempo de residência da água, ocorreu uma redução da concentração iônica.

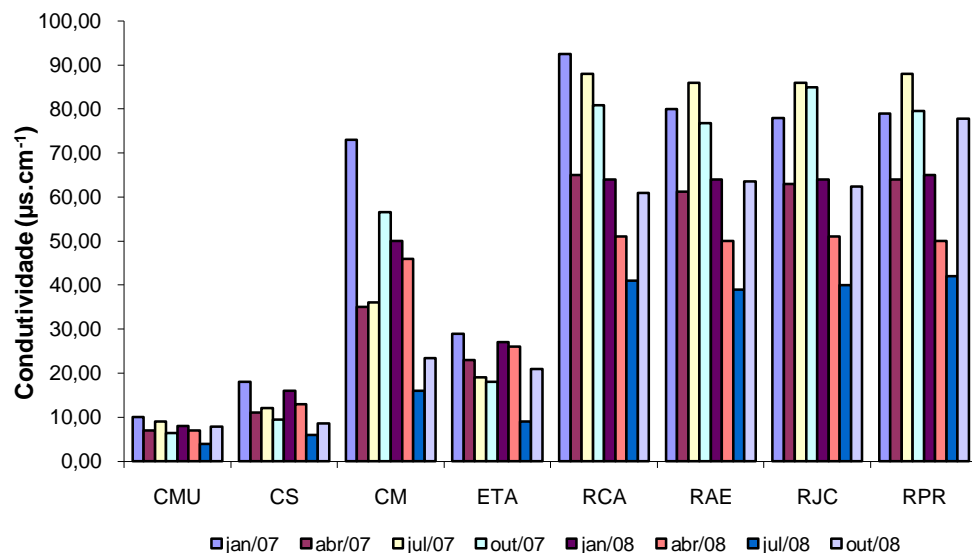


FIGURA 6 – Valores de condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.5 Transparência e Turbidez

A transparência é importante variável indicadora do regime de disponibilidade de luz em um ecossistema aquático, está relacionada com o material em suspensão, tanto mineral como orgânico. Pode variar na coluna d'água desde alguns centímetros até dezenas de metros. Essa região da coluna d'água é denominada zona eufótica e sua extensão depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como sendo aquela profundidade onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície (Carmouze,1994).

A turbidez da água é causada pela matéria inorgânica e orgânica suspensa, como por exemplo, argila, silte, partículas de carbonato, matéria orgânica particulada fina, plâncton e outros organismos microscópicos. Indica a capacidade da água em dispersar a radiação, pode ser considerada, do ponto de vista óptico, o oposto de sua transparência (Wetzel e Likens, 2000). O aumento da turbidez da água pode comprometer, direta ou indiretamente, os múltiplos usos de um ecossistema aquático. Minimamente, o aumento da turbidez decorrente de ações antrópicas pode diminuir o valor estético de um corpo de água. O material particulado também pode fornecer sítios de fixação de metais como o cádmio, chumbo e mercúrio; e pesticidas (Morais *et al.*, 2008.)

A variação da transparência da água das estações amostrais está apresentada na FIG.7. Vale ressaltar que os baixos valores de transparência dos pontos da sub-bacia devem-se à profundidade da coluna d'água já que a transparência é total, variando somente em relação á profundidade sazonal, portanto, os meses de seca apresentaram menores valores de transparência devido à baixa pluviosidade.

A transparência da coluna d'água na estação amostral ETA-06 variou de 0,45 a 1,90 m com maiores valores na estação seca. Nos pontos localizados no reservatório a transparência oscilou de 0,95 a 3,00 m. A estação amostral praia do Caju apresentou águas mais transparentes em relação aos outros pontos.

Os meses de seca apresentaram águas mais transparentes que no período das chuvas. Nos meses chuvosos (janeiro e abril de 2007 e 2008) foram

registrados os menores valores de transparência que variaram de 0,75 a 1,20m em RJC e RPR. As menores transparências neste período provavelmente são derivadas do aumento da precipitação e conseqüente aumento de sólidos em suspensão no sistema, decorrente do transporte de material alóctone. IIE (2004) observou que os principais contribuintes para sólidos em suspensão são sólidos inorgânicos, e que os sólidos de origem orgânica tendem a elevar-se no período chuvoso no reservatório da UHE Lajeado. Reis-Pereira (2002a) também atribui às chuvas o decréscimo da transparência, observando dinâmica de valores mais elevados em setembro, que se reduziram de outubro a janeiro e voltaram a elevar-se em fevereiro (oscilando entre 0,56 e 1,30 m).

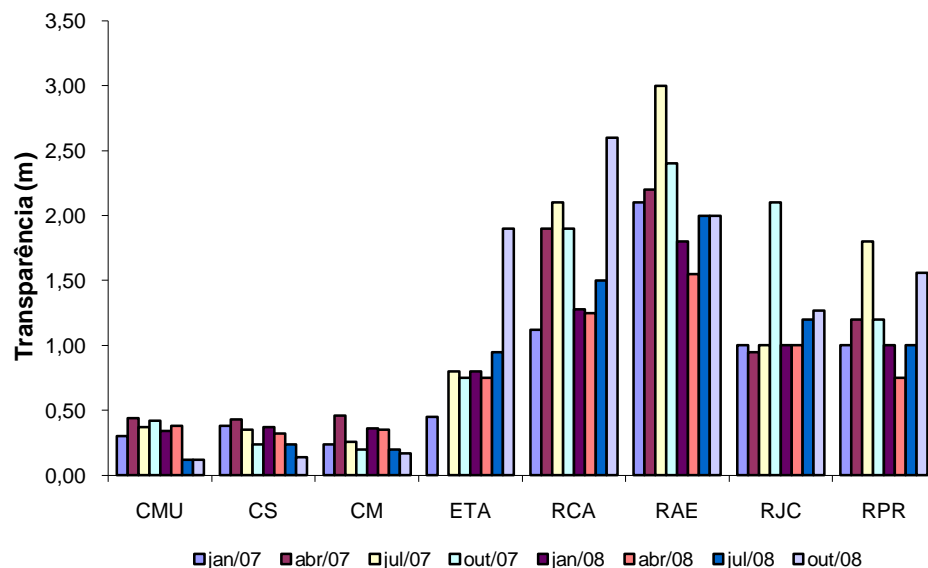


FIGURA 7 – Valores de transparência(m) mensurados nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

Os valores de turbidez do córrego Mutum variaram de 1,0 a 19,7 NTU e 2,0 a 45 NTU no córrego Serrote. Já no córrego Machado oscilaram entre 5,2 a 93,7 NTU e na ETA-06 variaram entre 7,0 a 90,6 NTU (FIG.8). Na sub-bacia, de maneira geral, os córregos apresentaram os maiores valores de turbidez em janeiro e abril de 2007 e 2008, ápice do período chuvoso e os menores em julho e outubro dos dois anos avaliados.

Os maiores valores na estação chuvosa podem estar associados ao aporte de material alóctone nas microbacias pelo escoamento superficial. Mesmo durante eventos de escoamento superficial intenso, conforme verificado no mês janeiro e abril os valores apontam que o material advindo da erosão nas áreas

adjacentes não tem comprometido a qualidade das águas dos córregos Serrote e Mutum de forma significativa.

Observou-se também, que os pontos com menores altitudes na sub-bacia (córrego Machado e ETA-06), apresentaram comportamento similar, com águas mais turvas em janeiro (provavelmente atribuído às precipitações) e menos turvas em julho, na época da estiagem. Estas estações amostrais quando comparadas as microbacias dos córregos Serrote e Mutum, apresentaram valores mais elevados de turbidez. Este comportamento pode ser justificado pelos períodos de alta pluviosidade, onde os corpos hídricos recebem entrada de sedimentos de ação antrópica aumentando a turbidez e conseqüentemente diminuindo a transparência, uma vez que nestes locais há solos expostos (Bonatto, 2008) o que facilita tal processo.

No reservatório a turbidez oscilou entre 1,0 a 94,7 NTU. Em 2007 não houve um padrão de variação temporal para essa variável, porém nos meses de janeiro e abril de 2008 a turbidez apresentou maiores valores nestes locais (variando de 24,1 NTU no início das chuvas a 94,7 NTU em abril (ápice do período chuvoso). Estes resultados concordam com *Morais et al.* (2008) que obtiveram valores máximos de turbidez mais freqüentes durante o período chuvoso e, desta forma, sugerem o efeito do escoamento superficial sobre o regime de turbidez no reservatório. Nas águas do reservatório pode-se verificar que transparência e turbidez mostraram comportamentos inversamente proporcionais, principalmente em abril de 2008 onde se observou um aumento da turbidez e o decréscimo dos resultados de transparência, resultados também observados por Marques (2006).

Morais et al. (2008) em monitoramento limnológico do reservatório da UHE Lajeado no período de 2006 a 2008 observaram que os maiores valores de turbidez foram obtidos nos pontos localizados próximos das cidades de Porto Nacional e Palmas, inclusive no ponto de desembocadura ribeirão Taquaruçu Grande, indicando a provável influência dos efluentes dessas cidades sobre as características limnológicas do reservatório.

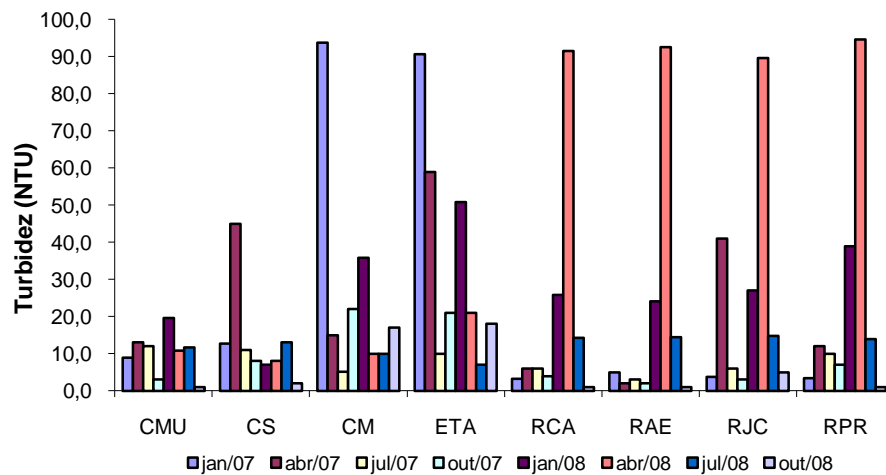


FIGURA 8 – Valores de turbidez (NTU) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.6 Série de sólidos

6.2.6.1 Sólidos Totais Dissolvidos

Todas as impurezas presentes na água, com exceção dos gases dissolvidos, correspondem aos sólidos, que em águas naturais, originam-se do processo de erosão natural dos solos e do intemperismo das rochas (Vanzela, 2004). Os sólidos presentes na água, segundo Von Sperling (2005) podem ser classificados de acordo com o seu estado e tamanho (em suspensão ou dissolvidos) ou com as características químicas (voláteis e fixos).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) significam a medida de todos os cátions, ânions e sais dissolvidos na água, além de materiais em suspensão. Correspondem ao peso total dos constituintes minerais presentes na água, por unidade de volume e estão relacionados com a concentração iônica de um corpo aquático, indicando ainda a influência do escoamento superficial sobre as características da água (Kalff, 2002). Seu monitoramento permite uma avaliação sobre tendências de aumento de erosão em bacias hidrográficas (Hermes e Silva, 2004).

De acordo com a FIG.9, nas microbacias, os sólidos totais dissolvidos variaram de 3,00 a 60,00 mg.L⁻¹ no córrego Mutum, 4,00 a 10,00 mg.L⁻¹ no Serrote e de 10,00 a 47,00 mg.L⁻¹ no córrego Machado. No ponto amostral ETA-06 os valores oscilaram de 6,00 a 18,00 mg.L⁻¹. Observou-se que as estações

amostrais sem a proteção vegetal (CMU, CM e ETA), principalmente a localizada na área urbana, apresentaram maiores valores de STD no período chuvoso (janeiro de 2007 e 2008), provavelmente pela produção de sedimentos da bacia de drenagem. König e Restelo (2006) afirmam que o uso da terra com a remoção da cobertura vegetal pela implementação de uma agricultura sem controle da erosão, e pela impermeabilização do solo devido ao crescimento populacional, normalmente degrada os recursos hídricos, pois aumenta o escoamento superficial, carregando solos que promovem o assoreamento dos rios, lagos e represas.

As estações amostrais do reservatório apresentaram certa homogeneidade temporal em relação aos valores de STD, oscilando de 26,00 a 57,00 mg.L⁻¹, com maiores valores em janeiro e julho de 2007 e menores em julho de 2008 (FIG.9). Os dados demonstraram que a sazonalidade não interferiu significativamente nos pontos do reservatório. Resultados opostos foram observados por Moraes *et al.* (2008) onde em média as menores concentrações de STD do reservatório da UHE Lajeado foram mensuradas nos meses de abril de 2007, e de concordância com Lira *et al.* (2007) em estudo do reservatório Botafogo (PE) que encontraram maiores valores dos sólidos totais dissolvidos na seca.

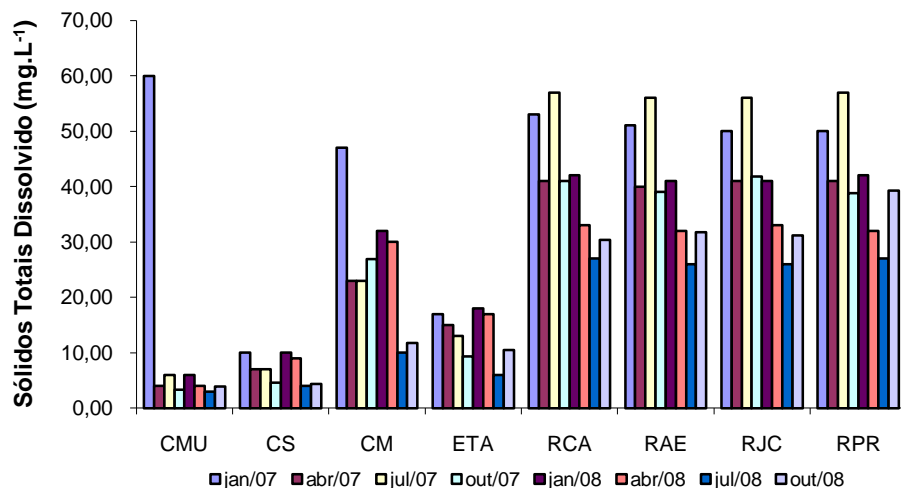


FIGURA 9 - Valores de sólidos totais dissolvidos (mg.L⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

6.2.6.2 Sólidos Suspensos

A série de sólidos em suspensão compreende os sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV). Em todos os pontos amostrais as maiores concentrações de sólidos totais (9,30 - 51,90 mg.L⁻¹) ocorreram em outubro de 2007 por fontes de origem difusa, uma vez que a precipitação foi reduzida no período. Estas concentrações provavelmente foram influenciadas pela alta produtividade fitoplanctônica neste período, comprovada pelas altas concentrações de matéria orgânica na maioria dos pontos. Bianchini (1999) destaca que a matéria orgânica detrital origina-se de fontes alóctones por meio de detritos particulados e dissolvidos carregados através dos tributários e das enxurradas e fontes autóctones, pelos detritos originados dos processos de produção primária do próprio sistema. Como a pluviosidade do período foi baixa, acredita-se na hipótese de fonte autóctone.

A microbacia do córrego Serrote, apesar de estar localizada em APA e haver proteção das encostas, apresentou valores mais elevados de sólidos suspensos no período chuvoso de 2007 (2,50 mg.L⁻¹); semelhante aos resultados obtidos para a microbacia de uso agrícola (3,80 mg.L⁻¹). Percebe-se também, pouca interferência dos sólidos voláteis neste período (1,00 mg.L⁻¹ em Serrote e Mutum). Merece destaque a comparação entre as microbacias do córrego Serrote e do córrego Mutum, realizada por Bonatto (2008) que descreve que estas unidades ambientais possuem características físicas muito semelhantes como geologia, geomorfologia, solos, declividade e os dois locais apresentam maior susceptibilidade aos processos erosivos, no que tange aos aspectos físicos.

O intenso crescimento urbano pode ser a causa do acréscimo de carga de sólidos totais no córrego Machado no período chuvoso de janeiro de 2007 (22,10 mg.L⁻¹) e abril de 2008 (32,40 mg.L⁻¹). Silva *et al.* (2008) associa as atividades de loteamento, construções irregulares e ausência de saneamento básico ao aumento da carga de sólidos que passa a diminuir a qualidade da água. Comparando as concentrações de sólidos suspensos entre as três microbacias, esta unidade ambiental foi a que apresentou maiores concentrações de sólidos suspensos no período estudado. Os resultados obtidos para essa microbacia corroboram com os encontrados por Bonatto (2008) que descreve os meses de janeiro e março de 2007 como os que apresentaram valores de descargas

sólidas, superiores aos demais meses do período estudado, refletindo assim o período chuvoso da região. O autor destaca ainda, que as áreas de solos expostos presentes na microbacia, remoção da cobertura vegetal, principalmente das matas ripárias e a urbanização, quando associados à precipitação fizeram do córrego Machado a microbacia com maior produção de sedimentos em 2007, quando comparada com a do córrego Mutum e Serrote.

Observou-se que o córrego Machado apresentou valores mais altos de sólidos voláteis que as outras microbacias no período chuvoso com destaque para janeiro de 2007 e abril de 2008 (3,10 e 9,32 mg.L⁻¹ respectivamente) o que pode indicar que a presença de solos expostos e a falta da cobertura vegetal nesta microbacia interferem diretamente no aporte de sedimentos no corpo hídrico. Bonatto (2008) comenta que maiores produções de sedimentos orgânicos estão associadas ao início de períodos chuvosos ou a precipitações muito intensas onde ocorre intensa “lavagem” da camada superficial do solo; porém no córrego Machado foi observado altos índices, o que se supõe estar relacionado à diminuta proteção que a cobertura natural da microbacia oferece.

Comparando as microbacias, em média no período estudado, a microbacia do córrego Serrote foi a que apresentou menores concentrações de sólidos suspensos, seguida do córrego Mutum e Machado. Donadio *et al.* 2005 salientam que, nas microbacias de uso agrícola, quando comparadas às de uso florestal, o transporte de sedimentos e a perda de nutrientes são maiores.

A concentração de 28,17 mg.L⁻¹ mensurada para a ETA-06 em janeiro de 2007 pode estar associada às chuvas. A SANEATINS (2007) descreve que as margens da represa encontram-se com pouca vegetação nativa, ocasionando a compactação do solo, facilitando o escoamento superficial das águas no período chuvoso o que propicia o carreamento de sedimentos para o leito da represa.

Nas unidades amostrais do reservatório, os sólidos fixos apresentaram alta variação (0,56 a 48,40 mg.L⁻¹). Destacam-se os resultados de outubro de 2007 que apresentaram acréscimo nas concentrações em todos os pontos do reservatório principalmente pelos altos valores de sólidos fixos (TAB. 4). Como a precipitação foi baixa neste período estes resultados foram associados à presença de fontes não pontuais de poluição, com origem difusa e a presença de biomassa fitoplanctônica que pode ser confirmada pelo aumento da matéria orgânica.

TABELA 4: Valores da série de sólidos suspensos (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

Sólidos totais em suspensão (mg.L^{-1})								
Período de coleta/ Pontos amostrais	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
Jan/07	2,50	3,80	22,10	28,17	6,40	2,90	4,50	3,90
Abr/07	1,00	2,90	2,70	6,40	2,70	1,60	1,60	4,80
Jul/07	1,90	1,80	1,10	2,67	2,50	1,50	6,10	1,40
Out/07	10,7	16,80	32,90	51,90	11,13	9,30	10,60	48,40
Jan/08	1,20	6,40	5,90	6,32	1,60	1,60	4,00	6,84
Abr/08	5,48	13,44	39,40	11,60	6,16	7,96	8,20	12,68
Jul/08	4,40	2,88	1,44	6,20	11,20	2,60	4,84	2,32
Out/08	2,80	2,40	3,60	16,40	2,80	0,56	12,80	14,00
Sólidos fixos (mg.L^{-1})								
Período de coleta/ Pontos amostrais	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
Jan/07	1,50	2,80	19,00	25,83	4,90	1,80	2,90	2,00
Abr/07	0,60	2,00	2,20	5,20	1,60	0,70	0,70	3,50
Jul/07	1,10	0,70	0,70	1,85	1,50	0,60	4,40	0,60
Out/07	1,80	9,70	26,04	45,40	7,60	5,60	6,20	36,10
Jan/08	0,80	4,20	5,10	4,88	0,84	0,96	2,52	5,60
Abr/08	2,52	9,52	30,08	9,44	2,44	4,80	4,16	7,48
Jul/08	2,40	1,24	0,44	3,88	8,00	1,20	2,68	0,76
Out/08	2,40	0,40	0,40	1,70	2,68	0,40	0,30	0,80
Sólidos voláteis (mg.L^{-1})								
Período de coleta/ Pontos amostrais	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
Jan/07	1,00	1,00	3,10	2,34	1,50	1,00	1,60	1,60
abr/07	0,30	0,90	0,50	1,30	1,10	0,90	1,00	1,30
Jul/07	0,80	1,10	0,40	0,82	1,00	1,00	1,70	0,80
out/07	8,90	7,10	6,88	6,60	3,70	3,70	4,40	12,30
Jan/08	0,40	2,30	0,80	1,44	0,76	0,64	1,48	0,12
abr/08	2,96	3,92	9,32	2,16	3,72	3,16	4,04	5,20
Jul/08	2,00	1,64	1,00	2,32	3,20	1,40	2,16	1,56
out/08	0,40	2,00	3,20	14,70	0,12	0,16	12,50	13,20

De maneira geral, as altas concentrações de sólidos suspensos no período das chuvas podem ser explicadas pela produção de sedimentos que aliada à falta da vegetação nativa, solos expostos e urbanização, aporta nos corpos hídricos através do escoamento superficial. Porém as maiores concentrações de sólidos que ocorreram em outubro de 2007, em período de vazão reduzida, devido aos sólidos fixos oriundos de fontes difusas em consonância com os maiores valores de matéria orgânica (que podem indicar aumento da produtividade biológica do fitoplâncton nas unidades amostrais).

6.2.7 Nutrientes

6.2.7.1 Nitrito, Nitrato e Amônia

A amônia, o nitrito e o nitrato são compostos diretamente relacionados com os processos de produção e decomposição. Em conseqüência, sua distribuição na coluna d'água é função destes processos que, por sua vez, são influenciados pelo comportamento térmico da massa d'água.

O nitrito representa uma fase intermediária entre amônia (forma mais reduzida) e nitrato (forma mais oxidada). Este composto, derivado essencialmente da decomposição de proteína, é, principalmente, encontrado em fezes, esgotos e restos de alimentos e em ambientes oxigenados é encontrado em baixas concentrações.

Nas microbacias, o nitrito apresentou comportamento de acordo com o uso da terra. Na microbacia de uso agrícola (córrego Mutum), os maiores valores médios desse nutriente ocorreram na época de estiagem com maior evidência em julho de 2008 onde as concentrações alcançaram $0,080 \text{ mg.L}^{-1}$. A sazonalidade não interferiu na dinâmica do nitrito no córrego Serrote (área preservada) que em abril de 2007 apresentou $0,0030 \text{ mg.L}^{-1}$, e, $0,0135 \text{ mg.L}^{-1}$ em abril de 2008. O mesmo comportamento se repetiu em outubro de 2007 que apresentou as maiores concentrações do período avaliado ($0,0660 \text{ mg.L}^{-1}$) e no ano seguinte apresentou somente $0,0014 \text{ mg.L}^{-1}$. Os maiores valores de nitrito obtidos em abril/07 e outubro/2008 podem estar associados à presença de maiores concentrações de matéria orgânica no período, conforme observado na TAB. 4. Braga (2006) afirma que a presença de íons nitrito, mesmo em quantidades muito pequenas, indicam indício de um processo biológico ativo, levantando suspeita de poluição por matéria orgânica.

Na microbacia de uso urbano (córrego Machado) as concentrações de nitrito foram nitidamente maiores no período chuvoso apresentando $0,1930 \text{ mg.L}^{-1}$ em janeiro de 2007 e $0,0329 \text{ mg.L}^{-1}$ em abril de 2008, associadas ao aporte de esgotos não tratados na área urbana, juntamente com o carreamento superficial promovido pelas chuvas. Braga (2006) observou que, no período chuvoso, a concentração média semestral de nitrito é maior do que a concentração média

semestral de nitrito no período seco. Este fato pode ser explicado pelo aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e pelas reações de decomposição da matéria orgânica, atestando a existência de poluição orgânica recente (Braga, 2006) no córrego Machado.

Na estação amostral ETA-06 ocorreu pouca variação nos valores de nitrito, com exceção de abril/07 (0,0026 mg.L⁻¹) e janeiro/08 (0,0020 mg.L⁻¹) que apresentaram os menores valores. Nos demais períodos o nitrito oscilou de 0,0067 a 0,0110 mg.L⁻¹.

Em lagos e reservatórios a concentração de nitrito, comparada com as concentrações de nitrogênio amoniacal e de nitrato, é baixa. Somente em lagos poluídos, a concentração de nitrito pode assumir valores significativos (Braga, 2006). No reservatório, os valores de nitrito foram menores em outubro de 2008 na maioria dos pontos de coleta. Variaram de 0,001 (outubro/08) a 0,0146 mg.L⁻¹ (julho/07) em RCA; 0,004 (janeiro/07) a 0,0065 mg.L⁻¹ (abril/08) em RAE; 0,0030 (outubro/08) a 0,0085 mg.L⁻¹ (julho/08) em RJC e 0,0018 mg.L⁻¹ (outubro/08) a 0,0165 mg.L⁻¹ em outubro de 2007 em RPR (TAB.5). Esta estação amostral apresentou, em média, maiores concentrações de nitrito que os outros pontos no reservatório, que podem indicar aporte de poluição local.

TABELA 5: Valores da série de nitrito (mg.L⁻¹), nitrato (mg.L⁻¹) e amônia (mg.L⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

Período/Ponto	Nitrito (mg.L ⁻¹)							
	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
jan/07	0,0039	0,0070	0,0193	0,0081	0,0003	0,0004	0,0024	0,0059
abr/07	0,0007	0,0003	0,0034	0,0026	0,0073	0,0022	0,0005	0,0022
jul/07	0,0068	0,0043	0,0050	0,0067	0,0146	0,0034	0,0051	0,0051
out/07	0,0054	0,0660	0,0076	0,0068	0,0012	0,0014	0,0016	0,0167
jan/08	0,0020	0,0010	0,0020	0,0020	0,0030	0,0030	0,0030	0,0030
abr/08	0,0015	0,0135	0,0329	0,0075	0,0066	0,0065	0,0069	0,0089
jul/08	0,0880	0,0089	0,0102	0,0110	0,0091	0,0057	0,0085	0,0086
out/08	0,0060	0,0014	0,0016	0,0081	0,0001	0,0018	0,0003	0,0018
Período/Ponto	Nitrato (mg.L ⁻¹)							
	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
jan/07	0,80	0,50	3,40	2,20	0,50	0,50	0,40	0,90
abr/07	0,20	0,50	0,80	0,30	0,40	0,20	0,40	0,40
jul/07	0,20	0,06	1,00	1,00	0,30	0,30	0,80	0,90
out/07	0,40	1,00	2,70	1,40	0,70	0,40	0,70	1,20
jan/08	0,70	0,80	0,90	0,50	0,90	1,00	1,70	0,80
abr/08	0,40	0,40	3,00	1,60	1,40	1,60	1,50	1,70
jul/08	0,80	0,50	1,00	1,00	1,90	2,50	1,50	1,90
out/08	0,40	0,30	1,40	1,80	0,30	0,40	0,40	0,30

TABELA 5: Valores da série de nitrito (mg.L^{-1}), nitrato (mg.L^{-1}) e amônia (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

Período/Ponto	Amônia (mg.L^{-1})							
	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
jan/07	0,056	0,186	0,381	0,217	0,256	0,628	0,078	0,098
abr/07	0,032	0,078	0,073	0,211	0,069	0,077	0,171	0,099
jul/07	0,058	0,078	0,094	0,124	0,091	0,058	0,092	0,091
out/07	0,193	0,015	0,273	0,128	0,140	0,150	0,400	0,110
jan/08	0,090	0,200	0,320	0,170	0,070	0,030	0,100	0,110
abr/08	0,097	0,114	0,855	0,165	0,161	0,146	0,153	0,206
jul/08	0,060	0,069	0,073	0,050	0,093	0,084	0,048	0,079
out/08	0,073	0,191	0,124	0,337	0,155	0,144	0,093	0,116

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, o nitrato é uma das formas do nitrogênio encontrado no meio aquático, composto final da oxidação de materiais orgânicos.

Comparando todas as estações amostrais, a microbacia do córrego Serrote foi a que apresentou os menores valores de nitrato (TAB. 5) que oscilaram de 0,06 a 1,00 mg.L^{-1} . Este resultado provavelmente se deve à integridade ecológica do local que está localizado em APA e não sofre impacto de esgotos de origem doméstica.

Na microbacia do córrego Mutum, o nitrato oscilou de 0,20 mg.L^{-1} em julho e outubro de 2007 a 0,80 mg.L^{-1} em janeiro de 2007 e julho de 2008, demonstrando que a sazonalidade não interferiu na dinâmica deste nutriente nesta microbacia.

Dentre as microbacias deste estudo, a do córrego Machado foi a que apresentou concentrações mais elevadas de nitrato (0,80 a 3,40 mg.L^{-1}) com picos de 3,40 e 3,00 mg.L^{-1} em janeiro de 2007 e abril de 2008 respectivamente, que coincidem com a maior intensidade pluviométrica (FIG.2). As chuvas atuaram nesta bacia lavando o solo e carreando para o corpo hídrico os esgotos sem tratamento, demonstrado pelas altas concentrações de nitrato no período chuvoso. Ressalta-se que, de acordo com Bonatto (2008), nesta microbacia há áreas de solo exposto e perda significativa da vegetação ripária, aliadas as construções urbanas de população de baixa renda; características que podem facilitar o acesso de nutrientes ao corpo hídrico.

Na estação amostral ETA-06, o nitrato apresentou maiores valores no período chuvoso, 2,20 mg.L^{-1} em janeiro de 2007 e abril de 2008, resultados

semelhantes aos encontrados na microbacia do córrego Machado. Observou-se também que em outubro de ambos anos avaliados as concentrações foram significativas (1,40 e 1,80 respectivamente), provavelmente pelo aporte devido as primeiras chuvas (FIG.2).

Especialmente, os pontos amostrais localizados no reservatório foram muito semelhantes em relação às concentrações de nitrato, exceto RPR que apresentou maiores valores. Observa-se, porém, diferenças anuais, com maiores valores em 2008.

Dentre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (Braga, 2006). O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável.

Nas microbacias o amônio oscilou de 0,032 a 0,193 mg.L^{-1} no córrego Mutum; e, 0,015 a 0,191 mg.L^{-1} no córrego Serrote. O córrego Machado apresentou as maiores concentrações de amônia das microbacias variando de 0,073 (julho/07) a 0,855 mg.L^{-1} em abril/08. Observou-se que não houve influência da sazonalidade na dinâmica da amônia nas microbacias. De acordo com Braga (2006) a amônia formada resulta da decomposição tanto aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos.

No ponto amostral ETA-06, onde as águas da sub-bacia convergem, as maiores concentrações de amônia foram durante o período chuvoso (TAB.5). Destaca-se, porém, que os valores foram elevados durante todo o período avaliado sempre acima de 0,120 mg.L^{-1} , exceto em julho de 2008, onde os resultados foram 0,050 mg.L^{-1} . Braga (2006) em estudo de um reservatório ressalta que comparando-se as concentrações médias semestrais, observou-se que concentração média semestral de amônia foi maior no período chuvoso. Este fato decorre da entrada de nutrientes pelas chuvas e da amonificação que é a formação de amônia durante o processo de decomposição da matéria orgânica particulada e dissolvida.

Nos pontos amostrais do reservatório (RCA, RAE, RJC e RPR) o amônio oscilou de 0,030 mg.L^{-1} em RAE (janeiro de 2008) a 0,400 mg.L^{-1} (outubro de 2007). Não se observou a influência da sazonalidade nas concentrações deste nutriente, uma vez que concentrações mais elevadas

ocorreram tanto no período de estiagem quanto no chuvoso.

6.2.7.2 Nitrogênio Total

O nitrogênio, juntamente com o fósforo, está entre os nutrientes mais importantes nos ecossistemas aquáticos por limitar a produção do fitoplâncton. As formas de nitrogênio disponíveis são as inorgânicas (amônia, nitrito e nitrato), e alguns componentes orgânicos, sendo as mais abundantes, em geral, amônia e/ou nitrato (Almeida e Giani, 2002). Nogueira (1999) salienta que o papel dos nutrientes dissolvidos varia de acordo com o nutriente. Nitratos e amônia são fontes de nitrogênio para produtores primários, já o nitrito é uma fase intermediária. Como indicadores de poluição de água, os compostos nitrogenados constituem um dos mais importantes fatores de avaliação da qualidade da água. O nitrogênio pode, na forma molecular, ser fixado ou por atividade de certas espécies de algas cianobactérias, ou de bactérias (Pereira, 2004).

A chuva, o material de origem alóctone (orgânico e inorgânico) e a fixação de nitrogênio dentro do corpo hídrico são as principais fontes naturais de nitrogênio total que quase não variou na microbacia do córrego Mutum de janeiro a julho de 2007, oscilando de 2,1 a 3,06 mg.L⁻¹. Somente no final da estiagem ocorreu o declínio da concentração (0,89 mg.L⁻¹) que se manteve praticamente estável (0,89 a 1,14 mg.L⁻¹) até julho de 2008 onde aumentou progressivamente até outubro do mesmo ano (7,47 mg.L⁻¹). As concentrações de nitrogênio quase homogêneas durante o período estudado podem ser atribuídas à baixa ocupação da bacia, com uso do solo somente para a agricultura familiar, atividade menos impactante que empreendimentos agrícolas de grande porte. Suas maiores concentrações em outubro de 2008 podem estar associados às primeiras precipitações que carregam o nutriente (de origem orgânica) para o corpo hídrico através do escoamento superficial. De acordo com Bonatto (2008) a agricultura é pouco expressiva para a economia da região, composta por lavouras comerciais temporárias, sendo que a maior parte destina-se à subsistência, assim como a pecuária (de corte e gado leiteiro) que é desenvolvida por pequenos produtores que obtêm pequenas quantidades de excedentes para comercialização. Esta atividade ocupa grande parte das encostas e por não haver um manejo adequado é alvo de incêndios no período de estiagem na região, com o intuito de renovação

de pastagem, o que remove a proteção do solo favorecendo altas taxas de escoamento superficial e processos erosivos acelerados principalmente no período chuvoso.

A análise das concentrações de nitrogênio no córrego Serrote evidenciou que este corpo hídrico apresentou comportamento similar ao córrego Mutum oscilando de 2,09 a 3,41 mg.L⁻¹ no período de janeiro a julho de 2007. A partir de outubro de 2007 ocorreu um declínio das concentrações até abril de 2008 (0,99 mg.L⁻¹). Em julho de 2008 houve um aumento do nitrogênio na coluna d'água (1,41 mg.L⁻¹) tendência observada também em outubro de 2008 (2,83 mg.L⁻¹).

Novamente observou-se similaridade nas microbacias dos córregos Serrote e Mutum. O nitrogênio total no córrego Mutum apresentou sua menor concentração em outubro de 2007 (0,89 mg.L⁻¹) e maior concentração em outubro de 2008 (7,47 mg.L⁻¹). No córrego Serrote julho de 2007 apresentou maiores valores de nitrogênio total (3,41 mg.L⁻¹) e menores concentrações (0,99 mg.L⁻¹) em abril de 2008 (FIG.10).

O córrego Machado foi o local da sub-bacia que apresentou as maiores concentrações de nitrogênio total, oscilando de 1,57 mg.L⁻¹ (janeiro de 2008) a 7,53 mg.L⁻¹ (janeiro de 2007). Provavelmente, os elevados valores de nitrogênio durante o período de chuvas devem-se às cargas do material orgânico (de origem terrestre) para o ecossistema aquático, vide as maiores concentrações de nitrato neste período (TAB.5). Apesar das altas concentrações de nitrogênio no córrego Machado em janeiro de 2007 pode-se inferir que, por esse corpo hídrico possuir pouca proteção vegetal nas encostas, houve picos das concentrações no período chuvoso provavelmente em decorrência de influxos ambientais provenientes do entorno do corpo hídrico. Donadio *et al.* (2005) destacam que sólidos em suspensão e turbidez, estão associados ao transporte do nitrogênio e houve um aumento destes parâmetros no mesmo período (FIG. 10, TAB. 4).

Santos e Martins (2001) descrevem que o processo de urbanização de Palmas foi acelerado, com ocupação desordenada que ocasionou problemas de infra-estrutura e ambientais na área do entorno do córrego Machado. Destacam ainda, que grande parte desta urbanização foi planejada, porém também ocorreu de forma espontânea. Silva (2004) salienta que este local é habitado por população de baixa renda e a urbanização resultante assemelha-se ao padrão

das periferias das metrópoles brasileiras, com infra-estrutura básica incompleta, acompanhado da presença de loteamentos irregulares e assentamentos urbanos em áreas de risco e de preservação permanente.

No ano de 2007, as concentrações de nitrogênio total encontradas na sub-bacia foram mais elevadas quando comparadas com janeiro e abril de 2008; porém em julho e outubro os valores de nitrogênio total voltaram a se elevar. Ponto de convergência da sub-bacia, a estação amostral ETA-06 também apresentou valores elevados deste nutriente, principalmente em janeiro e julho de 2007 (4,76 e 4,68 mg.L⁻¹ respectivamente) e outubro de 2008 (6,35 mg.L⁻¹).

Na área amostral sem a influência do Taquaruçu Grande (RCA) o nitrogênio total oscilou entre 1,30 (outubro 2007) a 3,72 (outubro de 2008). As águas do reservatório que recebem a influência do Taquaruçu Grande na estação amostral RAE, Praia do Caju, apresentaram os maiores valores de nitrogênio total em outubro de 2008 (4,28 mg.L⁻¹). Já as unidades amostrais, RJC e RPR obtiveram altas concentrações de nitrogênio total em julho de 2007. Marques (2006), em estudos na área limnética no reservatório da UHE Lajeado, relata que as maiores concentrações médias de nitrogênio total foram observadas no período chuvoso. Da mesma forma, Morais *et al.* (2007) observaram que as concentrações de nitrogênio total (N-amoniaco + N-orgânico + nitrato + nitrito) foram maiores em janeiro de 2007, no período chuvoso. Estes resultados, opostos ao observados neste estudo, podem indicar que a área de influência dos tributários é mais dinâmica nos processos que a área limnética do reservatório da UHE Lajeado, e, que as estações amostrais podem estar recebendo contribuições diretas decorrentes das atividades antrópicas advindas da urbanização de Palmas. De acordo com Figueredo *et al.* (2007) a urbanização, a agropecuária e o desmatamento aumentam a carga de nutrientes nos reservatórios contribuindo para uma maior ocorrência do processo de eutrofização.

Braga (2006) salienta que os nutrientes dentro de um reservatório podem ter origens distintas. Muitas vezes o aporte de nutrientes está associado ao carreamento mediante o escoamento superficial sobre bacia hidrográfica durante eventos de chuva e, dependendo do tipo e uso do solo da bacia hidrográfica, o aporte de nutrientes será maior ou menor. Em outros casos, a fonte de nitrogênio é interna, quando os nutrientes são reciclados em função de

condições climatológicas locais, hidrodinâmicas e físico-químicas da água armazenada.

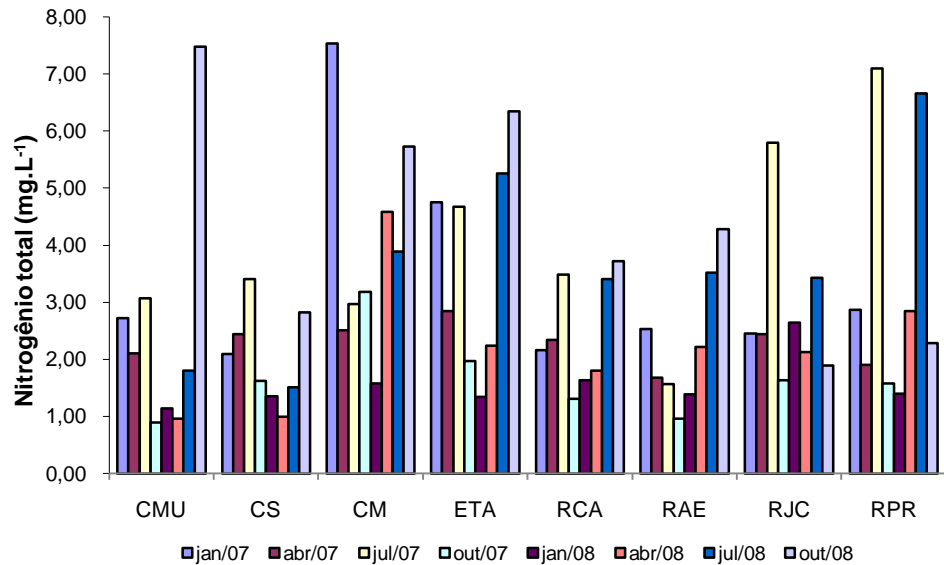


FIGURA 10 – Concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008.

6.2.7.3 Ortofosfato

Os principais nutrientes responsáveis pelo equilíbrio da biota aquática são o nitrogênio e o fósforo (são mais abundantes na natureza), o que torna importante a avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária, uma vez que ele é na maioria dos ambientes, o fator limitante para este processo (Lamparelli, 2004). Esteves (1998) orienta que todo fósforo encontrado na água, quer ionicamente ou complexado, está na forma de fosfato, por isso, em limnologia é comum usar o termo fosfato para designar teor de fósforo na água.

No córrego Mutum as concentrações de ortofosfato apresentaram maiores valores em julho e outubro de 2007 ($0,29$ e $0,28 \text{ mg.L}^{-1}$) e em janeiro de 2008 ($0,30 \text{ mg.L}^{-1}$). Similarmente, o córrego Serrote destacou-se por apresentar maiores valores em julho e outubro de 2007 ($0,28$ e $0,22 \text{ mg.L}^{-1}$) e em janeiro de 2008 ($0,14 \text{ mg.L}^{-1}$), embora com concentrações menores de ortofosfato que o córrego Mutum. Os altos valores de ortofosfato encontrados nos córregos Mutum e Serrote em janeiro de 2008 que seguiram a tendência já demonstrada em julho e outubro (seca) podem estar associados aos baixos índices de pluviosidade

deste período, uma vez que as chuvas começaram mais tarde neste ano. A baixa pluviosidade e conseqüente pequena profundidade dos córregos no período (0,24 a 0,42 m) indicam que o fósforo pode ter origens no sedimento. Estes resultados concordam com os obtidos por Thomaz *et al.*, (1997) em ambientes lênticos e semilênticos, onde associaram a origem do fósforo basicamente à fertilização interna, via ressuspensão do sedimento. Para Reynolds e Davies (2001) a disponibilidade do fósforo na água depende da interação quali e quantitativa entre o sedimento e a água no espaço e no tempo. Morais *et al.* (2007) ressaltam que a reciclagem interna de fósforo é um grande desafio para a limnologia, tendo em vista que os sedimentos de ambientes aquáticos estocam uma grande quantidade desse elemento. Quando prevalecem baixas concentrações de oxigênio, o fósforo pode ser disponibilizados para a coluna de água e, assim, mesmo sem fontes externas, o processo de eutrofização pode ocorrer.

No córrego Machado os dados obtidos permitem afirmar que as maiores concentrações de ortofosfato foram em abril, julho e outubro de 2007 (0,18; 0,21 e 0,17 mg.L⁻¹ respectivamente) e novamente em abril de 2008 (0,17 mg.L⁻¹). Esta microbacia é considerada de uso urbano e não há mata ripária no local que poderia conter o aporte durante o período chuvoso; portanto, pode-se inferir que as altas concentrações em abril estão associadas ao carreamento superficial em decorrência da pluviosidade, que eleva a quantidade de sólidos e a turbidez no local. Bonatto (2008) destaca que na microbacia do córrego Machado a urbanização é prejudicial ao corpo hídrico, onde construções impermeabilizam o solo, lixo é jogado a céu aberto, a cobertura vegetal é removida e processos erosivos são estabelecidos. O solo exposto (4,72%) apresentou-se como uma fonte potencial de sedimentos para o corpo hídrico. Já os altos valores em julho e outubro de 2007 no córrego Machado podem estar associados à fertilização interna ao passo que a vazão e conseqüentemente a profundidade diminuem devido à estigem.

Em escala espacial, o córrego Mutum, localizado em área agropastoril, apresentou uma clara tendência a maiores concentrações de fósforo em relação às outras microbacias avaliadas. Resultados semelhantes foram encontrados por Donadio *et al.* (2005) em estudo comparativo em águas de nascentes com diferentes usos do solo, onde os autores evidenciaram a influência da concentração de fósforo na deterioração da qualidade da água, sendo o uso

agrícola o principal causador. Destacaram ainda, o papel do fósforo na eutrofização dos recursos hídricos como essencial, e a origem desse nutriente a partir de áreas agrícolas tem sido colocada em relevância como indicador de qualidade de água. Para Sabará (1999) as práticas agrícolas utilizadas após a retirada da mata ripária tendem a produzir uma modificação intensa na qualidade da água. O solo fica sujeito tanto à lixiviação superficial quanto à profunda, que promove uma lavagem de nutrientes das camadas mais profundas do solo.

Nas estações amostrais Mutum e Serrote (com maiores altitudes na sub-bacia) as concentrações de fósforo foram maiores nos meses de julho e outubro de 2007 e janeiro de 2008. Já nas estações amostrais com menores altitudes, córrego Machado e ETA-06, observou-se comportamento similar em relação às concentrações de fósforo, com maiores valores em abril e julho e reflexos até outubro de 2007. Para Cunha *et al.* (2008) embora as chuvas contribuam com o escoamento superficial e conseqüentemente para o incremento das concentrações de fósforo nos sistemas aquáticos, a precipitação pluviométrica também acarreta o aumento no volume de água nos corpos hídricos e por conseguinte maior potencial de diluição de cargas poluidoras.

Nas estações amostrais lânticas, o ortofosfato apresentou, em julho de 2007, as maiores concentrações do período avaliado, oscilando de 0,382 mg.L⁻¹ em RPR a 0,438mg.L⁻¹ em RCA (FIG. 11). Reis-Pereira (2002a) observou que no reservatório da UHE Lajeado o fósforo foi fator limitante. Morais *et al.* (2007) também encontraram maiores concentrações médias de fósforo no reservatório em outubro de 2006, no período de estiagem.

Observou-se também que a amostragem de 2008 apresentou, em média, menores concentrações de ortofosfato que em 2007, variando de 0,010mg.L⁻¹ (RCA - janeiro/2008) a 0,064 mg.L⁻¹ (RJC - abril/2008). Para Braga (2006) em lagos tropicais não eutrofizados artificialmente, a quantidade de ortofosfato na água é muito pequena, via de regra, abaixo do teor de detecção pela maioria dos métodos analíticos. Estes íons são rapidamente assimilados pelos microrganismos do lago em função das altas temperaturas e, conseqüentemente, ocorrendo um aumento de metabolismo dos organismos.

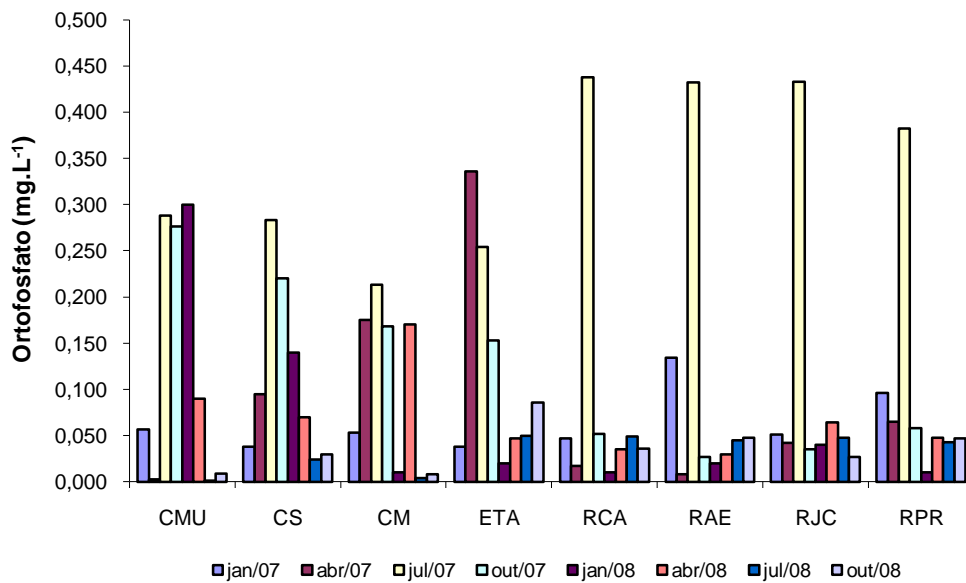


FIGURA 11 – Concentrações de ortofosfato (mg.L^{-1}) mensuradas nos oito pontos amostrais no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008.

O Instituto Internacional de Ecologia (IIE, 2002) em análises limnológicas do reservatório da UHE Lajeado considerou a inexistência de indústrias e atividades agrícolas de grande porte na sua área de influência e destaca que, no período avaliado, a estimativa do transporte de carga indicou que a geologia e uso do solo são as principais fontes de nitrogênio e fósforo para o reservatório com valores máximos de 7680 toneladas/mês para o nitrogênio e de 258 toneladas/mês para o fósforo. Os cálculos indicam que o reservatório pode funcionar como sumidouro ou fonte para o nitrogênio assim como para o fósforo. Para Koski-Vähälä e Hartikainen (2001) e MacDowel *et al.* (2001) nos rios a dessorção do fósforo é facilitada pela turbulência da água e nos reservatórios pelas condições de oxi-redução e da atividade dos organismos bentônicos na interface da água e sedimentos.

6.2.8 Índice de Estado Trófico (IET)

A eutrofização artificial de lagos e reservatórios decorre, principalmente, da ação antrópica. Materiais de origem alóctone são depositados nesses ambientes, principalmente advindos de esgotos domésticos, efluentes industriais e atividades agrícolas, provocando acréscimo de nutrientes e, conseqüentemente, crescimento excessivo da biomassa (Amorim, 2001).

O Índice do Estado Trófico (IET) tem por finalidade a classificação dos corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Este índice sofreu adaptações ao longo do tempo, sendo atualmente calculado em função dos valores de fósforo total e clorofila *a*, e sendo expresso para rios e reservatórios (CETESB, 2006).

Na interpretação dos resultados, os pontos foram classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual. Assim, para cada ponto, foram utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para cálculo do IET(PT) e IET(CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila *a*

Os corpos aquáticos pertencentes à sub-bacia do Taquaruçu Grande (CMU, CS, CM e ETA) podem ser classificados de maneira geral, em média anual, como mesotróficos conforme sugere Lamparelli (2004). O Córrego Mutum (CMU) variou de eutrófico em 2007 para mesotrófico em 2008, provavelmente influenciado pelas atividades agropastoris do entorno ou pela possibilidade do fósforo ter concentrações naturalmente elevadas no local pela composição geoquímica do solo. Os resultados mostram que em 2007 (FIG.12) ocorreu uma evidente influência da variação sazonal que refletiu no aporte de fósforo, sendo que no período chuvoso (outubro e janeiro) os valores foram maiores (supereutrófico e hipereutrófico respectivamente) do que os apresentados no período seco (abril e julho) que caracterizaram o corpo hídrico como mesotrófico. O mesmo comportamento não ocorreu em 2008 (FIG.13), quando janeiro apresentou oligotrofia e o resto do ano se caracterizou por mesotrofia. Oliveira *et al*, (2008) descrevem que cerca de 70% das cargas anuais de nitrogênio e de fósforo que chegam aos rios, são provenientes de atividades agrícolas, sendo os nutrientes que atingem os corpos de água pelos fluxos subsuperficiais ou superficiais (dissolvidos ou agregados às partículas de solo) e transportados na forma dissolvida por meio dos fluxos subsuperficiais.

O córrego Serrote, dentre as microbacias avaliadas, foi o que apresentou as melhores condições de trofia. Por suas baixas concentrações de nutrientes, baixa produtividade primária e suas margens protegidas, em 2007, apresentou, de forma geral, condições mesotróficas, exceto em janeiro que foi

fortemente influenciado por altos valores de clorofila *a* caracterizando-se como eutrófico. Essa concentração atípica de clorofila *a* no sistema pode ser atribuída às chuvas no período que carregam material alóctone para o corpo hídrico e pelo fato deste ponto amostral possuir vegetação preservada com conseqüente maior aporte de fragmentos vegetais. Lamparelli (2004) atribui o aumento das concentrações de clorofila *a* em rios a uma fonte alóctone de pigmentos que reflete fragmentos vegetais em processo de decomposição e corrobora com a hipótese que em rios, parte dos pigmentos seja de fonte externa. Em 2008 o córrego Serrote se mostrou oligotrófico na maioria do período avaliado o que demonstra suas características prístinas. Ambientes com características oligotróficas são cada vez menos comuns em função do avanço do processo de eutrofização natural (Gomes, 2007).

O menor índice de trofia foi verificado no córrego Machado (CM) em abril de 2007 quando este corpo hídrico se apresentou ultraoligotrófico. Suas características de trofia foram alteradas em julho onde foi considerado oligotrófico. O fenômeno de aceleração antrópica do processo de eutrofização pôde ser observado no córrego Machado em escala mais curta de tempo. Destaca-se que este córrego recebe alta influência antrópica, que foi refletida na qualidade da água em 2007 onde se caracterizou por supereutrófico em janeiro e hipereutrófico em outubro. De acordo com Lamparelli (2004) estas condições podem estar associadas ao aumento da contribuição de esgotos domésticos para os corpos d'água decorrente do crescimento demográfico e da urbanização desordenada, características observadas no local. A condição de ultraoligotrofia em abril de 2007 pode ser atribuída às chuvas que foram bem intensas neste período e diluíram as concentrações de clorofila *a* (conforme demonstrado posteriormente na FIG.24) e nutrientes. Percebe-se, porém, que em 2008 ocorreu uma melhora nas condições de trofia desta estação amostral, que se caracterizou por mesotrófica em janeiro, julho e outubro de 2008. Em abril apresentou condições de oligotrofia.

Lamparelli (2004) salienta que em ambientes lóticos, devido, sobretudo à alta relação entre o volume de água e a região marginal, além de uma maior velocidade das águas quando comparadas a ambientes lênticos são encontrados maiores concentrações de fósforo e menores de clorofila *a*, características observadas na sub-bacia.

A estação amostral ETA-06 em 2007 apresentou condições de oligotrofia/mesotrofia exceto em janeiro (supereutrífica). Já em 2008 foi mesotrófica em grande parte do período. De uma maneira geral pode-se considerar que a ETA-06 (ETA), está em um grau de estabilidade no processo de eutrofização, visto que os valores do IET (CL) e IET (PT) se assemelham.

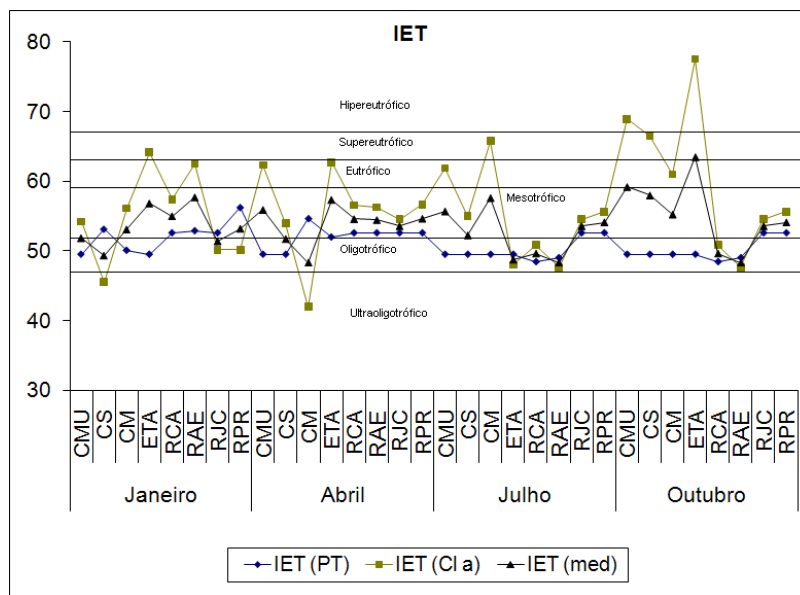


FIGURA 12 – Variação trimestral do IET em 2007

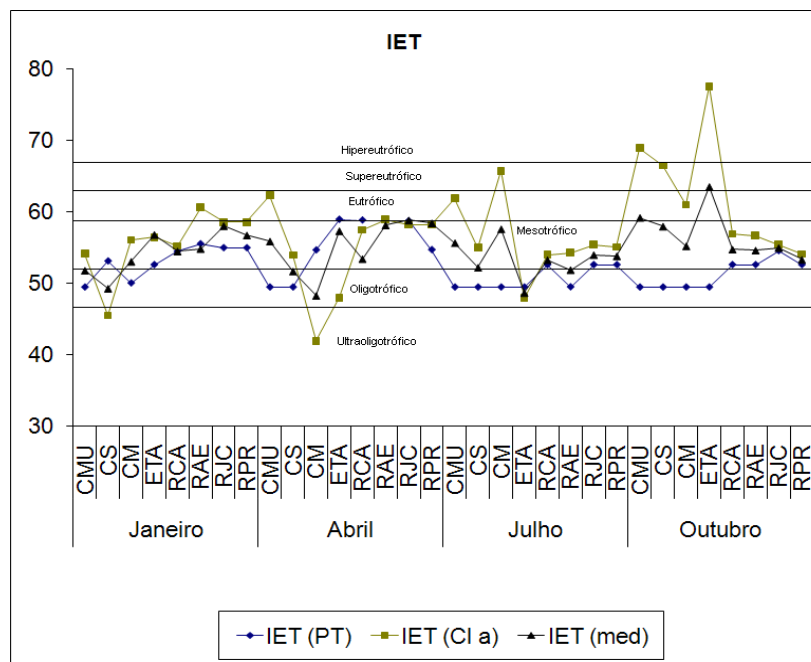


FIGURA 13 – Variação trimestral do IET em 2008

Avaliando os resultados de IET, em moldura temporal mais reduzida, observou-se que no período chuvoso de 2007 e 2008, os sítios amostrais do

reservatório apresentaram condições mesotróficas, exceto RJC considerado eutrófico. No período de estiagem de 2007; RCA, RJC e RPR apresentaram-se eutróficos e RAE mesotrófico, padrão não repetido no ciclo hidrológico de 2008 onde todos os pontos permaneceram em condições de mesotrofia. Silva (2004) avaliando o grau de trofia do reservatório da UHE Lajeado observou que a área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório apresentou alterações significativas em seu grau de trofia em relação à sazonalidade, sendo mesotrófico no período seco e eutrófico no período chuvoso; resultados em concordância com os encontrados neste estudo para RJC. Este autor atribui às maiores condições de trofia à influência do efluente final da ETE Aureny (lagoas de estabilização), localizada na foz da microbacia do córrego Machado desaguando diretamente no reservatório. Destaca ainda, que a mesma durante período seco praticamente não gera efluente, tendo em vista a alta taxa de evaporação local, porém no período chuvoso o lançamento é significativo, e por se tratar de um efluente de lagoas de estabilização, a concentração de algas é representativa. A maior biomassa pode estar de fato associada aos nutrientes remanescentes do processo de tratamento que são lançados no local e provavelmente contribuem para o aumento dos níveis de trofia.

Em monitoramento ambiental no período de transição rio-reservatório da UHE Lajeado, IIE (2002) descreveu que os cálculos do Índice de Estado Trófico indicaram condições oligotróficas para os diversos pontos situados junto à calha do rio Tocantins (atual área limnética do reservatório), inclusive na área próxima ao Taquaruçu Grande. Considerando ainda, que estes valores apresentaram-se mais elevados na fase de rio, infere-se que o reservatório está retendo fósforo no sedimento. Comparando-se a dinâmica temporal dos resultados, constatou-se o IET do reservatório sofreu modificações ao passar dos anos indicando que este corpo hídrico possui uma crescente deterioração na qualidade de suas águas. As estações amostrais lênticas apresentaram-se mesotróficas em médias anuais, tanto em 2007 como em 2008. Estes resultados discordam com os obtidos por Moraes *et al.* (2008) que consideraram a área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório como eutrófica.

Analisando os resultados do IET para todas as estações amostrais observa-se que, em média anual, em 2007, o córrego Mutum apresentou-se eutrófico enquanto os demais apresentaram condições mesotróficas que

permaneceram durante 2008, para todos os pontos, inclusive o Córrego Mutum.

6.2.9 Síntese dos padrões limnológicos

As variáveis limnológicas consideradas para a análise estatística foram: nitrogênio total (Nto), nitrato (Nat), nitrito (Nit), amônia (Amo), fosfato (Fos), pH (pH), oxigênio dissolvido (Od), temperatura das água (Ta), condutividade elétrica (Ce), turbidez (Tur), sólidos totais dissolvidos (Std), sólidos fixos (Sf) e matéria orgânica (Mo). A TAB.6 apresenta o resultado da análise dos componentes principais onde são mostrados os autovalores, a fração explicada por cada componente principal e a porcentagem acumulada.

TABELA 6: Autovalores e explicação dos eixos das variáveis limnológicas na água bruta

Fatores	Auto valor da componente	Variabilidade explicada pelo componente (%)	Variabilidade total explicada (%)
Eixo 1	2,81	21,63	21,63
Eixo 2	2,44	18,82	40,45
Eixo 3	1,45	11,16	51,61

A análise de componentes principais realizada com as variáveis limnológicas representou 51,61% da variabilidade dos dados em três eixos retidos segundo o critério de Broken-Stick e o restante da variação (48,39%) refere-se aos outros eixos. De acordo com os valores derivados da PCA os dois primeiros eixos explicaram 40,45% da variabilidade total dos dados físicos e químicos relacionados às diferenças entre os locais e com a sazonalidade.

A FIG.14 é uma representação gráfica dos resultados que destacam os eixos 1 e 2 caracterizando as diferenças limnológicas entre os pontos amostrados. A TAB.7 apresenta a correlação das variáveis limnológicas com os componentes principais retidos na análise.

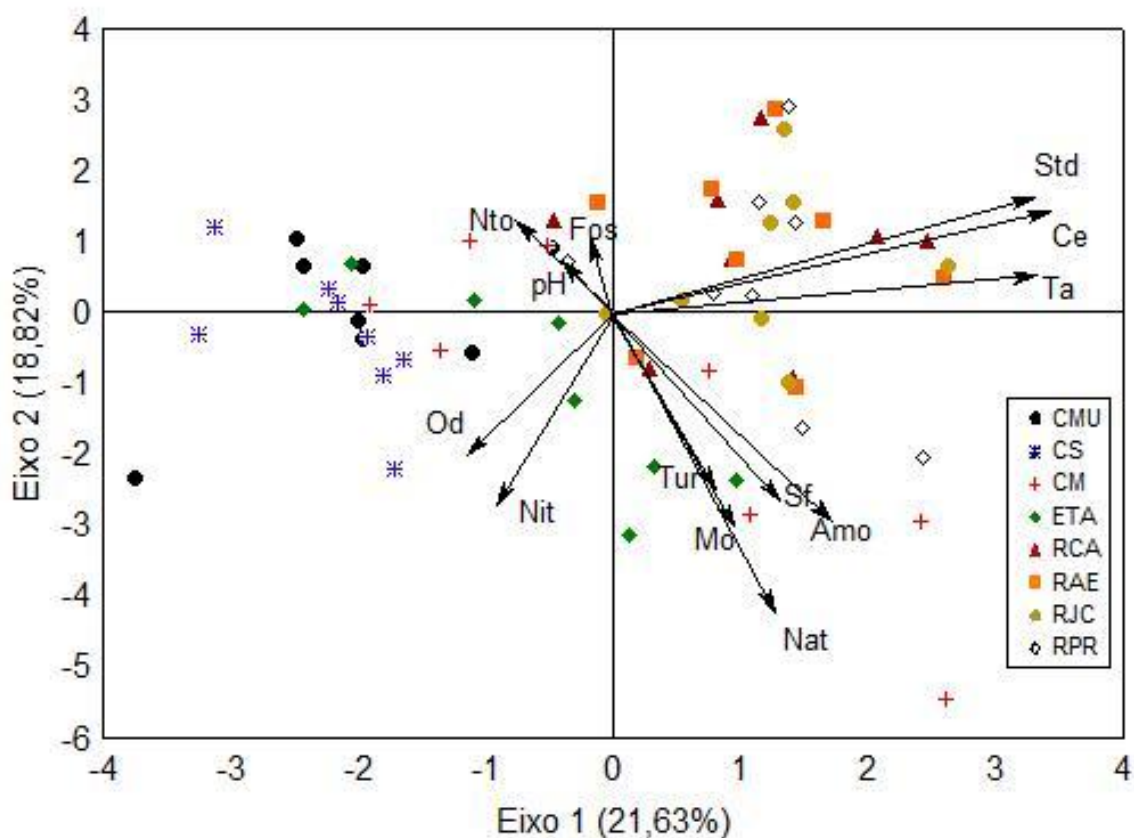


FIGURA14: Análise de componente principal das variáveis limnológicas

TABELA 07: Resultado das associações das variáveis limnológicas com os eixos

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Nitrogênio Total	-0.1869	0.3186	-0.3521
Nitrato	0.3274	-0.7030	-0.0574
Nitrito	-0.2264	-0.4581	-0.2812
Amônia	0.4330	-0.4879	-0.0834
Fosfato	-0.045	0.2719	-0.6716
Temperatura da água	0.8333	0.1389	0.1672
Oxigênio dissolvido	-0.2826	-0.3445	0.2406
pH	-0.09338	0.1897	-0.6548
Condutividade Elétrica	0.8684	0.3555	-0.0705
Turbidez	0.2083	-0.4106	0.2075
Sólidos totais dissolvidos	0.8259	0.4030	-0.0329
Sólidos fixos	0.3254	-0.6590	-0.3382
Matéria orgânica	0.2482	-0.5137	-0.3299

Avaliando as associações das variáveis limnológicas com os eixos, pode-se observar que o eixo 1 apresentou correlações positivas dos valores de temperatura da água, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. Os córregos Mutum e Serrote apresentaram comportamentos similares, assim como o córrego Machado e ETA-06. Destaca-se ainda, que os pontos localizados no reservatório também apresentaram comportamento semelhante em relação à temperatura da água, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos apresentando maiores valores que os demais sítios amostrais. A sazonalidade interferiu significativamente no comportamento desses parâmetros sendo que as maiores concentrações ocorreram na estação chuvosa.

As correlações com o eixo 2 demonstraram que nitrato e sólidos fixos estiveram mais associados com os córregos Serrote e Mutum, assim como no córrego Machado e ETA-06. Os sítios amostrais lênticos também foram similares entre eles. Os pontos nas microbacias, principalmente os córregos Serrote e Mutum, apresentaram concentrações inferiores de nitrato e sólidos fixos que os sítios do reservatório. O período chuvoso se diferenciou da estiagem por apresentar valores inferiores de nitrato e sólidos fixos.

As diferenças encontradas quanto aos valores medianos de nitrato revelaram que o córrego Machado (CM) apresentou diferenças significativas somente em relação aos pontos da sub-bacia (CMU e CS) com valores mais elevados deste parâmetro.

O eixo 3 apresentou uma variação dos valores de fósforo e pH, onde as microbacias apresentaram concentrações inferiores em relação ao reservatório. A estação amostral ETA-06 apresentou os menores valores destes parâmetros. O ortofosfato e o pH foram influenciados pela sazonalidade com os maiores concentrações registradas na estação chuvosa.

Os resultados das ANOVAs realizadas com os escores dos eixos corroboraram estatisticamente para as diferenças entre os locais e entre as estações (TAB.8, FIG.15). Em geral, os pontos amostrados no reservatório apresentaram maiores valores de sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e temperatura da água (correlação com eixo 1, FIG.14) e também menores concentração de nitrato e sólidos fixos (correlação com eixo 2, FIG.14). O eixo 3 representou uma variação da concentração de fósforo e pH, e foi

significativamente influenciado pela variabilidade entre chuva e seca (ANOVA), em que os maiores valores foram registrados na estação chuvosa (correlação).

Condutividade elétrica, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos (eixo 1), ortofosfato e pH (eixo 3) apresentaram maiores concentrações nos pontos do reservatório do que na sub-bacia do Taquaruçu Grande e foram mais elevadas no período chuvoso. Estes resultados concordam com os encontrados por Oliveira *et al.* (2008) para a condutividade elétrica, onde os maiores valores desse parâmetro foram associados à maior precipitação e o conseqüente transporte para o corpo d'água. Em rios tropicais, os valores de condutividade elétrica estão relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e também com as condições climáticas (Esteves, 1998). Para Leins e Amaral (1985) o solo também possui muitos íons que são carregados pelas chuvas aos reservatórios aumentando a condutividade elétrica da água.

O aumento na temperatura da água pode estar relacionado com a transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo) ou por atividades antrópicas, tais como, despejos de efluentes industriais e domésticos (Espíndola *et al.*, 2000). A maior fonte fornecedora de calor para os lagos é a radiação solar, sendo que boa parte dele é absorvida diretamente pela água. No ecossistema aquático grande parte da propagação de calor ocorre por transporte de massa d'água, cuja eficiência depende diretamente da densidade da água (Bicudo *et al.*, 2002). Em estudo no reservatório do Tanque Grande, Ayres (2007) percebeu um equilíbrio da temperatura da água ao longo dos anos, com elevação nas estações mais quentes e decréscimo nas mais frias. Essa mesma tendência foi observada para os pontos localizados no reservatório da UHE Lajeado. Ainda em relação á temperatura, vale destacar que o aumento desta pode elevar os valores de condutividade, corroborando com os resultados acima.

O aumento dos valores de sólidos totais dissolvidos nas águas dos pontos do reservatório da UHE Lajeado pode ser atribuído ao aporte de material alóctone devido ao período chuvoso. Para Silva *et al.* (2009) em estudo no reservatório da UHE Peti (MG), os sólidos totais também apresentaram amplas variações sazonais. Branco (1999) ressaltou que todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos.

Cabe também destacar que sólidos totais dissolvidos podem ser produzidos em um reservatório, seja por decomposição da matéria orgânica, seja pela proliferação de algas.

No período chuvoso, os valores de ortofosfato foram maiores nos pontos lênticos do que nas microbacias do Taquaruçu Grande; resultados similares aos encontrados por Costa *et al.* (2008) no reservatório de Sobradinho. Os autores relatam que no período de enchente, em especial em janeiro de 2008, a carga de nutrientes carregada pelo rio elevou os níveis de fósforo. A elevação dos teores de fósforo é possivelmente ocasionada pelo material alóctone que advém com o aumento da pluviosidade. Para Haygarth e Sharpley (2000) o fósforo é removido do solo principalmente por erosão, dependendo da quantidade de material sólido no escoamento superficial, da intensidade e quantidade de chuva. Rocha e Tomaz (2004) em estudo no Alto Paraná discutem que picos nas concentrações de fósforo podem ser associados à precipitação pluviométrica e à autofertilização, resultante da ressuspensão do sedimento. Na estiagem o ortofosfato apresentou maiores concentrações no córrego Machado que também ser atribuídas ao aporte de efluentes domésticos.

O potencial hidrogeniônico assim como os demais parâmetros acima discutidos também apresentou maiores valores nos sítios amostrais do reservatório da UHE Lajeado no período chuvoso. Silva *et al.* (2009) em estudo no reservatório da UHE Peti observou que com raras exceções, os valores de pH oscilaram acima de 7 em todo o período de coleta com tendência de elevação do pH nos períodos de chuvas. Sardinha *et al.* (2008) identificaram um aumento de pH na época da chuva e o associou possivelmente à intensa fotossíntese realizada pelas algas no Reservatório de Itupararanga.

De acordo com os dados obtidos pela PCA (eixo 2), nitrato e sólidos fixos apresentaram maiores concentrações nos pontos do reservatório no período de estiagem. Rocha e Martin (2005) atribuem as altas concentrações de nitrato à presença intensa de algas que utilizam o nitrato como fonte inorgânica de nitrogênio. Na estiagem as densidades fitoplanctônicas costumam ser mais elevadas no reservatório da UHE Lajeado. O mesmo autor ainda discute que outras fontes prováveis de nitrato na água seriam os fertilizantes nitrogenados utilizados nas lavouras da área de entorno, os quais por lixiviação ou percolação através do solo, atingem o lençol subterrâneo ou a água superficial através do

run-off. Uma vez na água, o nitrato tende a se concentrar por ser resistente à degradação microbiana. Por sua característica resiliente, o nitrato é um indicador de poluição. Em estudo no Lago Paranoá, DF, Pinto-Coelho e Giani (1985) observaram que as maiores concentrações de nitrato ocorreram no final da estação seca. A análise da variação sazonal sugere que as condições de eutrofia tornam-se mais intensas com o avançar da estação seca, mesmo comportamento observado para os pontos do reservatório da UHE Lajeado. Para Oliveira *et al.* (2008) os maiores valores de nitrogênio na época de seca podem ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados. Segundo Furtado (2005), os maiores valores de compostos nitrogenados na estiagem estão relacionados com a maior taxa de decomposição em função do baixo nível da água e diminuição do fluxo, que favorece os processos de decomposição da matéria orgânica carregada.

As diferenças observadas para os valores medianos de nitrato na seca indicam que os córregos Mutum, Serrote e Machado se diferenciaram dos sítios amostrais do reservatório e ETA-06. Já o córrego Machado além de se diferenciar de Serrote e Mutum também se diferenciou de ETA-06 com maiores concentrações que estas unidades amostrais. Para Andrade *et al.* (2007) a presença de íons de nitrato é indicativa de várias atividades antrópicas, que podem ocasionar um aumento das concentrações desses íons nos recursos hídricos e sua conseqüente degradação. O elevado teor de nitrato e fosfato encontrado por estes autores nas águas da bacia hidrográfica do rio Acaraú (CE), não pode ser atribuído à geologia da bacia, uma vez que os mesmos não fazem parte da formação geológica local. Andrade *et al.* (2007) acreditam que as concentrações desses elementos sejam decorrentes das precárias condições de infra-estrutura de saneamento básico dos aglomerados urbanos e de atividades agropecuárias. Estes resultados podem ser associados aos encontrados neste estudo, uma vez que o córrego Machado, que se encontra em área urbana, foi o que apresentou as maiores concentrações de nitrato provavelmente associados aos esgotos domésticos. Vale destacar que os córregos Serrote e Mutum se diferenciaram dos demais pontos por apresentar as menores concentrações desses íons, o que pode indicar a ausência de impactos de esgotos e atividades agropecuárias nesses locais, apesar do córrego Mutum se caracterizar pelo uso do solo por atividade agrícola.

Os valores de sólidos fixos também se mostraram superiores na estiagem nos pontos do reservatório da UHE Lajeado quando comparados com os da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande. Este comportamento pode ser atribuído à baixa profundidade dos pontos do reservatório. Para Souza (2007) as elevadas concentrações de sólidos fixos em suspensão no reservatório Cruzeta (RN) estão provavelmente relacionadas à baixa profundidade média desse reservatório o que facilita a ressuspensão dos sedimentos pela ação dos ventos e do hidrodinamismo local.

A análise de componente principal revelou que as microbacias possuem diferentes comportamentos limnológicos entre as estações seca e chuvosa. Na FIG.15 e TAB.8, apresenta-se uma representação gráfica dos resultados que destacam que nas microbacias a sazonalidade exerceu importante influência para sua caracterização limnológica.

TABELA 8: Resultados das ANOVAs com os escores dos eixos da PCA

		SS	MS	F	P
Eixo 1	Local	117.5775	16.79678	17.62813	0.000000
	Estação	8.4747	8.47466	8.89411	0.004485
Eixo 2	Local	39.7666	5.680942	2.547408	0.025852
	Estação	2.3265	2.326484	1.043226	0.312193
Eixo 3	Local	7.55894	1.07985	1.00585	0.439018
	Estação	27.82471	27.82471	25.91808	0.000006

Legenda: SS= soma dos quadrados , MS=media dos quadrados , P= valor

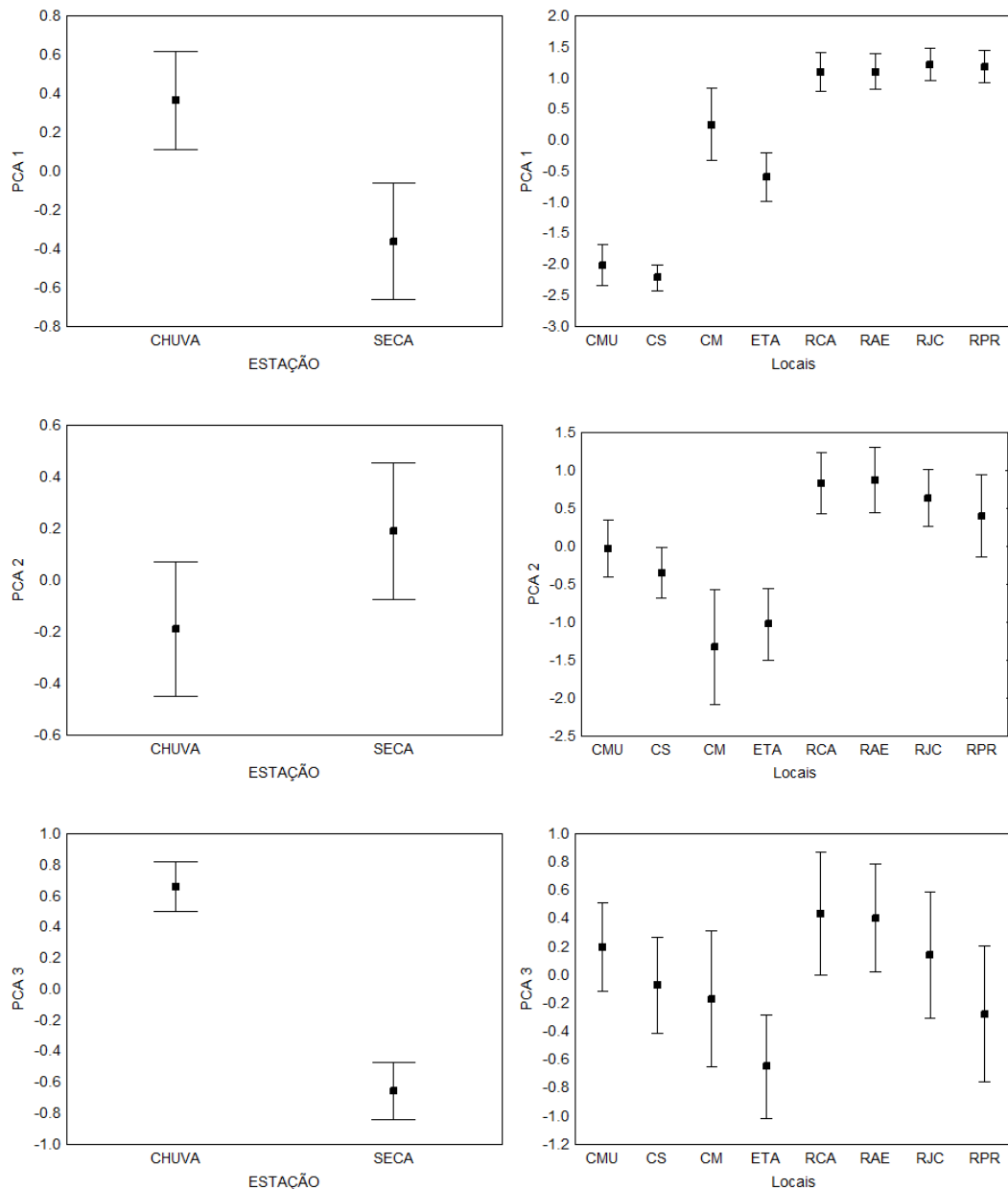


FIGURA 15 - Principais fontes de variação dos escores da PCA. Distribuição média (e erro padrão) dos escores quanto a variabilidade temporal: A – eixo1; C – Eixo 2; E – Eixo 3. Distribuição média (e erro padrão) dos escores quanto variabilidade espacial: B – eixo1; D – Eixo 2; F – Eixo 3.

Observou-se que o córrego Machado diferenciou-se das outras microbacias pela turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, matéria orgânica e nutrientes, com parâmetros mais elevados no período chuvoso. Por sua localização em área urbana, com solo exposto e impactado por ações antrópicas, a microbacia do córrego Machado se apresentou mais suscetível ao carreamento superficial de nutrientes e sedimentos no período chuvoso, fatores que influenciaram a turbidez, condutividade e teor de oxigênio dissolvido na coluna

d'água.

Para Oliveira *et al.* (2008) os sistemas fluviais são considerados abertos e contínuos, portanto recebem todas as características das áreas adjacentes da bacia de drenagem. Os rios e riachos são alimentados pelas águas das chuvas que escoam e percolam através do solo carreando substâncias particuladas e solúveis, influenciando em sua composição química. IIE (2002) em estudos no rio Tocantins afirma que a precipitação apresentou-se como uma importante função de força, influenciando a qualidade da água do rio, seja pela diluição de suas águas ou pelo transporte de sedimentos e/ou nutrientes a partir da bacia hidrográfica. Na estação chuvosa, a qualidade da água dos sistemas monitorados apresentava alterações, principalmente devido ao aumento de sólidos em suspensão, de turbidez, de cor, de pH, de coliformes, dentre outros.

Bianchini (1999) destaca que a matéria orgânica alóctone, em geral, origina-se dos processos de lixiviação do solo e dos detritos de origem terrestre, do afluxo de matéria orgânica particulada grosseira (folhas, flores, frutos, fezes e carcaças de animais) e do aporte de matéria orgânica particulada fina. Nos sistemas lóticos as rotas heterotróficas são de grande importância, enquanto que as oportunidades para a fotossíntese são menores. Pequenos rios de florestas podem receber afluxos significativos de detritos, ao mesmo tempo, o crescimento de algas é reduzido pelo sombreamento do dossel.

As microbacias dos córregos Mutum e Serrote apresentaram grande similaridade limnológica e se diferenciaram do córrego Machado pelas concentrações de ortofosfato que foram maiores no período de estiagem, principalmente em 2007, demonstrando um padrão sazonal nas características limnológicas. A localização das microbacias na parte alta da sub-bacia e o uso da terra demonstraram influência direta nos resultados limnológicos, uma vez que o córrego Serrote tem margens preservadas e o córrego Mutum apesar de estar em área agropastoril, se apresentou pouco impactado por estas atividades. Para Donadio *et al.* (2005) nas bacias com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores tendem a produzir intensa e prolongada degradação da qualidade da água.

Oliveira *et al.* (2008) descrevem que nas situações em que predomina o escoamento superficial, a mata ripária atua como barreira aos sedimentos, e a capacidade de transporte torna-se menor que a carga de sedimentos, ocorrendo a sua deposição na interface entre a zona ripária e a faixa vegetativa.

Em geral, os córregos apresentaram menores concentrações de nutrientes, exceto o córrego Machado, que apresentou altos valores, inclusive sendo maiores do que os registrados nos pontos do reservatório. O córrego Machado destacou-se por apresentar as maiores concentrações de nutrientes, tanto em relação às microbacias quanto aos demais pontos no reservatório, valores associados à drenagem urbana e esgotos que transportam uma carga maior de nutrientes que nos demais usos do solo na sub-bacia do Taquaruçu Grande. A estação seca apresentou concentração de nitrato e ortofosfato maiores do que àquelas registradas na chuva, embora a variabilidade na chuva tenha sido elevada. Para Luzia (2009) os problemas com a deterioração da qualidade dos corpos de água estão relacionados com o crescimento e a diversificação das atividades agrícolas, o aumento da urbanização e o aumento e intensificação das atividades nas bacias hidrográficas. O aumento da urbanização sem tratamentos de esgotos domésticos é uma causa significativa da eutrofização.

6.3 Comunidade fitoplanctônica

6.3.1 Composição/ Espécies descritoras

A composição das comunidades fitoplanctônicas é muito variada nos ambientes e tem como característica refletir toda e qualquer alteração ambiental sofrida. Para Reynolds (2002), a composição é influenciada por inúmeros fatores bióticos e abióticos como, por exemplo, a mistura da coluna d'água, luz, temperatura, macro e micronutrientes, substâncias tóxicas e microorganismos parasitas e herbívoros.

Huszar e Silva (1999) relatam que as flutuações temporais e espaciais na composição e biomassa do fitoplâncton podem ser indicadores eficientes das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos. A sensibilidade desses organismos às variações ambientais, como presença de produtos tóxicos ou mudanças no suprimento de nutrientes, torna a comunidade fitoplanctônica útil

como modelo para um melhor entendimento dos ecossistemas em geral.

O levantamento taxonômico da comunidade fitoplanctônica na sub-bacia do Taquaruçu Grande e sua área de influência no reservatório possibilitou a identificação de 227 táxons, 95 gêneros, distribuídos em 13 classes taxonômicas, descritas na TAB. 9 abaixo:

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Bacillariophyta
Bacillariophyceae
<i>Amphora</i> sp
<i>Cocconeis</i> sp
<i>Craticula</i> sp
<i>Cymbella</i> sp
<i>Encyonema</i> sp
<i>Eunotia flexuosa</i> Bréb.(Kütz)
<i>Eunotia</i> sp1
<i>Eunotia</i> sp2
<i>Eunotia</i> sp3
<i>Frustulia</i> sp
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.
<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Gyrosigma</i> sp
<i>Melosira</i> sp
<i>Navicula</i> sp1
<i>Navicula</i> sp2
<i>Nitzschia</i> sp
<i>Pinnularia</i> sp
<i>Suirella</i> sp1
<i>Suirella</i> sp2
<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round &Craw.
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Round & Craw.

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Cocinodiscophyceae
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr) Sim.
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Muller)
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i> (Cl.) Sim.
<i>Aulacoseira</i> sp
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.
<i>Cyclotella</i> sp
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee.
<i>Discostella stelligera</i> (Cl. & Grun.) Houk & Klee
Fragilariophyceae
<i>Fragillaria capuccina</i> Desm.
<i>Fragillaria</i> sp
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp.
Cyanobacteria
<i>Aphanocapsa</i> sp
<i>Aphanothece</i> sp
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.
<i>Chroococcus minimus</i> (Keis.) Lemm.
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg
<i>Chroococcus</i> sp
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. e Sub. Rajú
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth.) Wacklin, Hofmann et Komarek
<i>Dolichospermum</i> sp
<i>Epigloeosphaera</i> sp
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh. ex Gomont) Anag.
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (Singh) Kom. & Azevedo
<i>Geitlerinema</i> sp
<i>Lemmermaniella</i> sp
<i>Leptolyngbya</i> sp1

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Leptolyngbya sp2

Merismopedia tenuissima Lemm.

Microcystis aeruginosa Kütz.

Microcystis protocystis Crow.

Microcystis wesenbergii (Kom.) Kom. & Kom.

Oscillatoria princeps Vaucher ex Gamont

Oscillatoria rubescens DC. ex. Gom.

Oscillatoria sp

Phormidium sp

Planktolyngbya circuncreta (G. S. West) Anagn.et Kom

Planktolyngbya limnetica (Lemm.) Kom.-Legn. Et Gronberg

Planktolyngbya sp

Plankthotrix isothrix Bory

Pseudoanabaena cf. *catenata* Lautern.

Pseudoanabaena cf. *galeata* Böcher

Pseudoanabaeba sp

Scytonema sp

Spirulina major Kütz.

Spirulina sp

Pseudoanabaenace não identificada

Chlorophyceae

Actinastrum hantzschii Lag.

Acutodesmus javanensis Chod.

Ankistrodesmus bernardii Kom.

Ankistrodesmus falcatus (Cor.) Ralfs

Ankistrodesmus fusiformes Cor.

Ankistrodesmus spiralis (Turn.) Lem.

Ankistrodesmus sp

Botryococcus braunii Kütz.

Chlorella homosphaera Skuja

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerin.
<i>Chlorella</i> sp
<i>Coccomyxa lacustris</i> Chodat
<i>Coelastrum indicum</i> Turn.
<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohl.
<i>Coelastrum pulchrum</i> Arch
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.
<i>Crucigeniella pulchra</i> (W. & G. S. West) Kom.
<i>Crucigenia</i> sp
<i>Crucigeniella</i> sp
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) Hegew.
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P. Richt.) Hegew.
<i>Desmodesmus perforatus</i> (Lemm.) Hegew.
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch & Rich) Hegew.
<i>Desmodesmus</i> sp
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz
<i>Elakatothrix biplex</i>
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille
<i>Elakatothrix genevensis</i> Hind.
<i>Elakatothrix gelifacta</i> (Chod.) Hindak
<i>Elakathotrix</i> sp
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hind.) Kom. Senu Kom.
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Kors.) Bourr.
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.
<i>Golenkinia</i> sp
<i>Lagerheimia</i> sp

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Micractinium pusillum (Prin.) Kom.-Legn.

Monoraphidium arcuatum (Kors.) Hind.

Monoraphidium contortum (Thur.) Kom.– Legn.

Monoraphidium dybowskii (Woloz.) Hind. & Kom.-Leg.

Monoraphidium griffithii Beckerley

Monoraphidium irregulare (G. M. Sm.) Kom.-Legn.

Monoraphidium komarkovae Nyg.

Monoraphidium sp

Oocystis borgei Snow

Oocystis lacustris Chod.

Oocystis sp

Pachycladella sp

Pediastrum argentinense Bourr et Tell in Tell

Pediastrum simplex Mey. var simplex

Pediastrum simplex Mey. var. *biwaense* Fukush.

Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs

Pediastrum privum Printz) Heg.

Phytelios viridis Frenz.

Phytelios sp

Quadrigula closterioides (Bohl.) Printz

Radiococcus planctonicus Lund.

Scenedesmus arcuatus Lemm.

Scenedesmus bicaudatus (Hansg.) Chod.

Scenedesmus ellipticus Corda

Scenedesmus sp

Tetraedron caudatum (Corda) Hansg.

Tetraedron trigonun (Naeg.) Hansg.

Tetraedron minimum (A. Br.) Hansg.

Tetrallantos lagerheimii Teil.

Tetrastrum sp

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Treubaria schmidlei (Schr.) Fott & Kov.

Westella botryoides (W. West) De Wild.

Chlamydomyceae

Chlamydomonas sp

Eudorina elegans Ehr.

Volvox sp.

Chrysophyceae

Dinobryon bavaricum Imh.

Dinobryon divergens Imh.

Dinobryon sertularia Ehr.

Dinobryon sp

Mallomonas sp1

Mallomonas sp2

Mallomonas sp3

Synura sp

Cryptophyceae

Cryptomonas marsonii Skuja

Cryptomonas cf pirenoidifera Gleitler

Cryptomonas sp1

Cryptomonas sp2

Euglenophyceae

Euglena acus var. *acus* Ehr.

Euglena spirogyra Ehr.

Euglena sp

Lepocinclis ovum (Ehr.) Lemm.

Lepocinclis salina Frits.

Lepocinclis sp

Phacus curvicauda Swir.

Phacus sp

Strombomonas verrucosa (Daday) Defl.

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Strombomonas sp

Trachelomonas cervicula Stokes

Trachelomonas hispida (Perty) Stein

Trachelomonas minuscula Drez.

Trachelomonas volvocina Ehr.

Trachelomonas volvocinopsis Swir.

Trachelomonas zingeri Roll

Trachelomonas sp

Estádio palmelóide de euglenaceae

Zygnemaphyceae

Arthrodesmus sp

Closterium juncidum Ralfs var. *elongatum* Roy & Bis.

Closterium moniliferum (Bory) Ehr.

Closterium setaceum Ehr.

Closterium sp1

Closterium sp2

Closterium sp3

Cosmarium contractum Kirch.

Cosmarium margaritatum (Lund.) Roy & Biss

Cosmarium moniliforme (Turpin) Ralfs

Cosmarium obsoletum (Hantz.) Reins.

Cosmarium pseudoconatum Nordst.

Cosmarium pseudirectusum

Cosmarium subespeciosum Nordst.

Cosmarium reniforme (Ralfs) Archer

Cosmarium sp

Cosmocladium sp

Desmidium grevillii Kutz. ex. De Bary

Euastrum denticulatum (Kirch.) Gay

Micrasterias laticeps Nordst

Micrasterias rotata (Greville) Ralfs

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação

Micrasterias truncata (Corda) Bréb. Ex Ralfs

Micrasterias sp

Mougeotia cf. *delicata* Beck

Pleurotaenium sp

Spirogyra sp1

Spirogyra sp2

Staurastrum cf. *gracile* Ralfs

Staurastrum iversenii Nyg.

Staurastrum laeve Ralfs

Staurastrum leptocladum Nordst. var. *leptocladum* Nordst

Staurastrum leptocladum Nordst. var. *cornutum* Wil.

Staurastrum quadrangulare (Breb.) Ralfs

Staurastrum rotula Nordst.

Staurastrum sebaldi Reins.

Staurastrum sp1

Staurastrum sp2

Staurastrum tetracerum (Kütz.) Ralfs var. *excavatum*

Staurastrum tetracerum (Kütz.) Ralfs var. *tetracerum*

Staurastrum tetracerum (Kütz.) Ralfs var *tortum*

Staurastrum volans West & West

Stauroidesmus cuspidatus (Bréb.) Teil.

Stauroidesmus triangularis (Lagerh.) Teil.

Desmidiales não identificada

Dinophyceae

Peridinium cf. *volzii* Lemm.

Peridinium sp1

Peridinium sp2

Peridinium sp3

Dinophyceae não identificada

Oedogoniophyceae

Oedogonium sp1

TABELA 9: Espécies fitoplanctônicas descritoras do ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência.

Continuação
<i>Oedogonium</i> sp2
Xantophyceae
<i>Centritractus belenophorus</i> Lemm.
<i>Tetraedriella</i> sp
<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedus. Sceg.

A TAB.10 descreve o número total de gêneros e espécies, em suas respectivas classes, encontrados na sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande e na área de sua influência no reservatório.

TABELA 10: Composição da comunidade fitoplanctônica distribuída em classes, gêneros e espécies.

Classes	Número de Gêneros	Número de Espécies
<i>Bacillariophyceae</i>	15	23
<i>Chlorophyceae</i>	29	70
<i>Chrysophyceae</i>	3	8
<i>Chlamydomphyceae</i>	3	3
<i>Coccinodiscophyceae</i>	3	9
<i>Cryptophyceae</i>	1	4
<i>Cyanobacteria</i>	17	34
<i>Dinophyceae</i>	1	5
<i>Euglenophyceae</i>	5	18
<i>Fragillariophyceae</i>	2	3
<i>Oedogoniophyceae</i>	1	2
<i>Xantophyceae</i>	3	3
<i>Zygnemaphyceae</i>	12	45
Total	95	227

Dentre os grupos taxonômicos, *Chlorophyceae* foi melhor representada em número de táxons (70), destacando-se os gêneros *Ankistrodesmus*, *Coelastrum*, *Elakatothrix*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum* e

Scenedesmus. Para Henry (1999) os fatores ambientais limitantes para as *Chlorophyceae*, especialmente as não móveis, são o clima de luz subaquático, a estabilidade da coluna d'água que separa espacialmente luz e nutrientes, perdas por sedimentação e o autossombreamento das algas. Essas características foram observadas nos pontos amostrais do reservatório onde este grupo apresentou sua maior representatividade.

Zygnemaphyceae foi a segunda classe mais especiosa apresentando 45 táxons. Esta classe é reconhecida por espécies com ornamentações (poros, pontuações, espinhos, verrugas, dentículos, estrias) com representantes presentes em ambientes fluviais. Possui espécies solitárias e filamentosas, com a presença de poros entre as membranas e a célula composta por duas semicélulas ligadas e idênticas (Silva, 2000). Ocorreu com grande diversidade de gêneros (*Micrasterias*, *Cosmarium*, *Spirogyra*, *Pleurotaenium*) no córrego Mutum nos dois períodos de estiagem. Nos pontos do reservatório, *Staurastrum* foi mais significativo em relação ao número de espécies encontradas.

Para Reynolds *et al.* (2002) *Chlorophyceae* e *Zygnemaphyceae* são comuns em reservatórios com elevada disponibilidade de luz, concentração de fósforo e taxa de mistura da coluna d'água. Coesel (1996) argumenta que a maioria dos táxons de *Zygnemaphyceae* é de habitat oligo a mesotrófico, com condições baixas de nutrientes.

Bacillariophyta apresentou 35 espécies, com maior presença de *Bacillariophyceae* distribuída amplamente nos sítios amostrais da sub-bacia que são essencialmente lóticos. De acordo com Morais *et al.* (2009) a ocorrência de *Bacillariophyceae* é comum em sistemas com maior velocidade de fluxo d'água, uma vez que a alta turbulência promove a liberação destes táxons epipélcos e epifíticos dos substratos de onde ficam aderidos ou associados. Nas estações amostrais do reservatório ocorreram principalmente espécies de *Coscinodiscophyceae* (*Aulacoseira* spp, *Cyclotella*, *Discostela* spp), táxons cêntricos e comuns neste tipo de ambiente (Reynolds, 2002). Para Marques (2006) estas espécies já participavam da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Lajeado com ocorrências citadas desde o período de enchimento (dezembro de 2002) a dezembro de 2005.

Cyanobacteria foi representativa com 34 espécies. Nas microbacias ocorreram principalmente representantes de *Pseudoanabaenaceae*. Os pontos de

coleta no reservatório apresentaram um maior número de espécies, principalmente de *Nostocales*, *Oscillatoriales* e *Chroococcales*. As cianobactérias formam um grupo de organismos que se distribuem nos mais variados habitats, incluindo o aquático. São bioindicadoras da qualidade da água, pois em ambientes com altas concentrações de nutrientes, turbulência reduzida e elevadas temperaturas são passíveis de formarem florações (Sant'Anna *et al.*, 2006).

Euglenophyceae apresentou 18 espécies. Estes táxons ocorrem em ambientes rasos, ricos em matérias orgânicas e possuem condições de tolerar águas ácidas e alta amplitude de temperatura, visto que a maioria são euritêrmicos (Alves da Silva *et al.*, 2008).

Outros grupos como *Chrysophyceae*, *Cryptophyceae*, *Chlamydomphyceae*, *Oedogoniophyceae*, *Dinophyceae* e *Xanthophyceae* apresentaram contribuição à ficoflórula, porém com um número mais reduzido de espécies.

Chrysophyceae são organismos flagelados que por meio de movimentos na coluna d'água conseguem explorar melhor as condições diferenciais de luz e nutrientes ao longo de um gradiente vertical (Nogueira, Matsumura-Tundisi, 1996). Se encontradas em grandes densidades podem indicar a estabilidade física do ambiente, estratificação térmica da coluna d'água e poucos ventos e chuvas.

Chlamydomphyceae tem mostrado ampla tolerância às condições tróficas e estiveram associadas à disponibilidade de nitrogênio e fósforo (Murakami, 2008), assim como as espécies de *Cryptophyceae* que são mais abundantes em águas enriquecidas, dependem da mistura da coluna d'água (pelo vento ou chuvas) e se adaptam a condições de turbulência e baixa luminosidade (Nabout *et al.*, 2006). *Cryptophyceae* ocorreu principalmente nos pontos do reservatório assim como *Chlamydomphyceae* e *Xanthophyceae*.

Para Bovo-Scomparim *et al.* (2005) *Xanthophyceae* ocorrem em ambientes com alta diversidade algal. Sua dominância sobre os demais grupos é aparentemente rara e foi somente registrada em condições de mistura da coluna d'água, alta disponibilidade de nutrientes e baixas temperaturas.

Os representantes de *Oedogoniophyceae*, grupo de hábito perifítico, apresentam ocorrência acidental no plâncton, especialmente naqueles com maior

velocidade de fluxo e por estas características ecológicas foi observado com maior frequência nas microbacias.

Registrou-se similaridade taxonômica quanto à composição específica entre os sítios amostrais localizados no reservatório, onde *Chlorophyceae*, *Coscinodiscophyceae* e *Cyanobacteria* apresentaram espécies freqüentes nestes locais. Já as microbacias foram caracterizadas pela presença de *Bacillariophyta* e *Cyanobacteria*. Destaca-se, porém, a presença de desmídias no córrego Mutum. As FIG.16 a 20 apresentam alguns representantes das principais classes (*Chlorophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Zygnemaphyceae* e *Cyanobacteria*) da comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande e de sua área de influência no reservatório da UHE Lajeado.

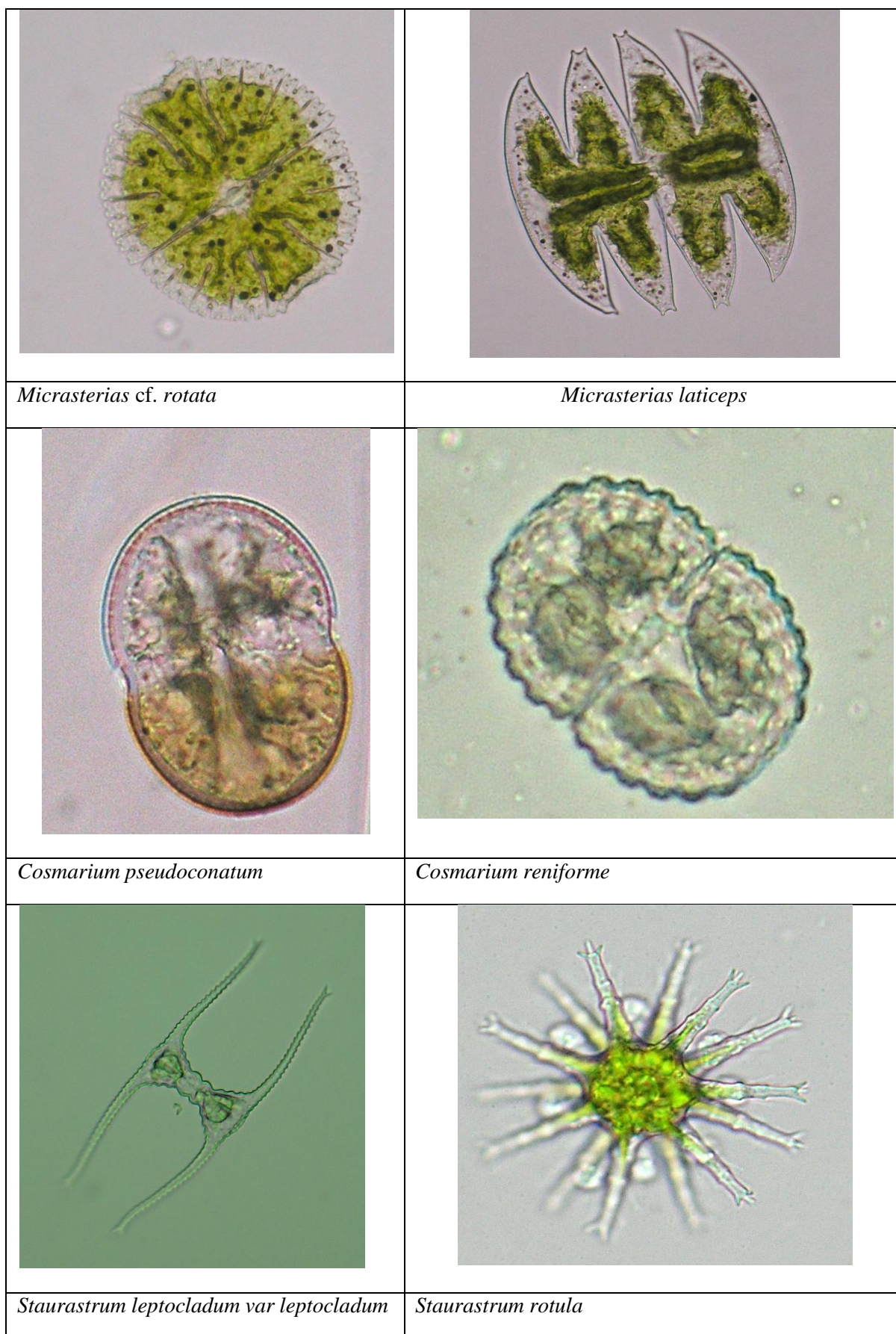


FIGURA 16: Espécies representantes de *Zygnemaphyceae*

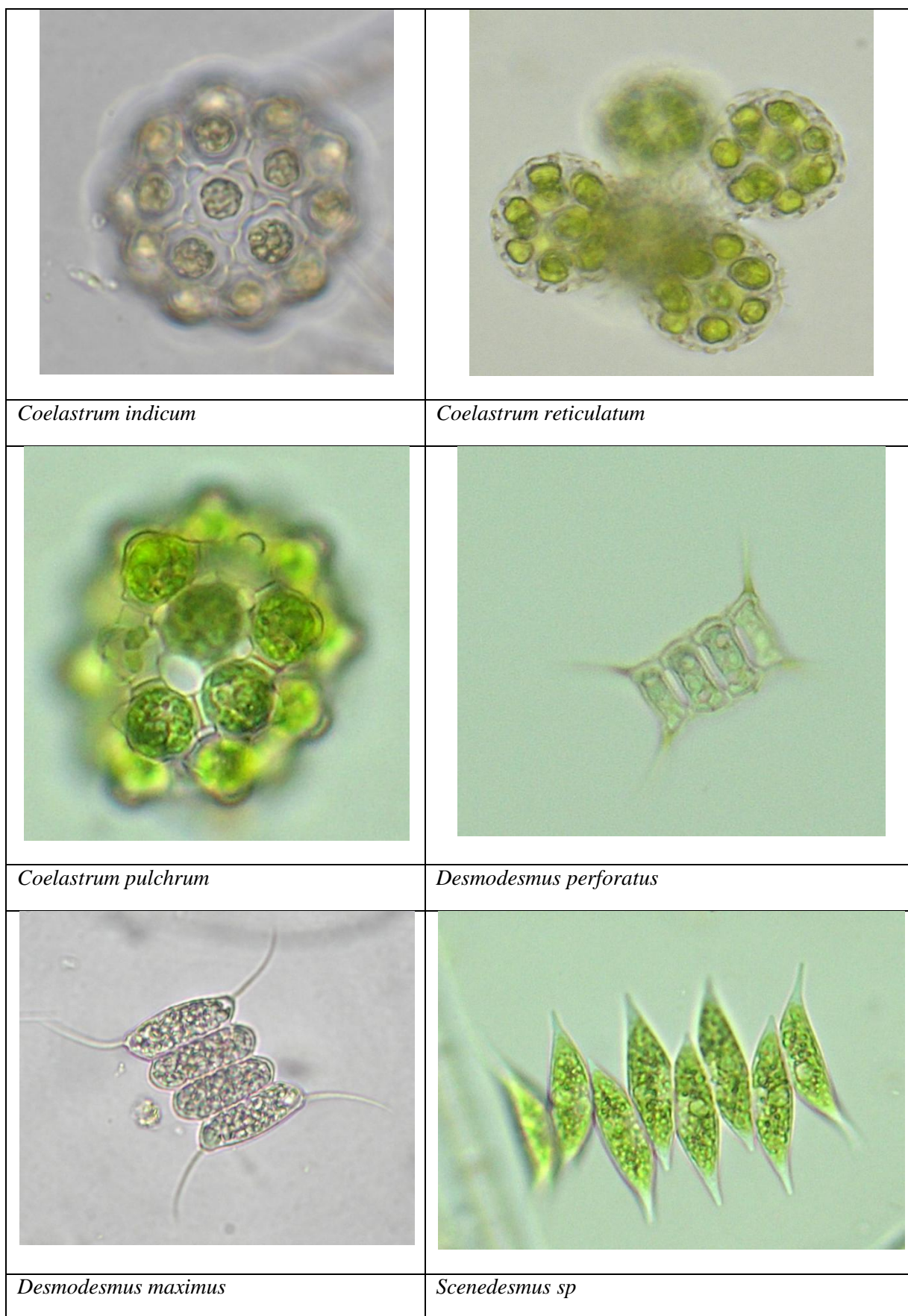


FIGURA 17: Espécies representantes de *Chlorophyceae*

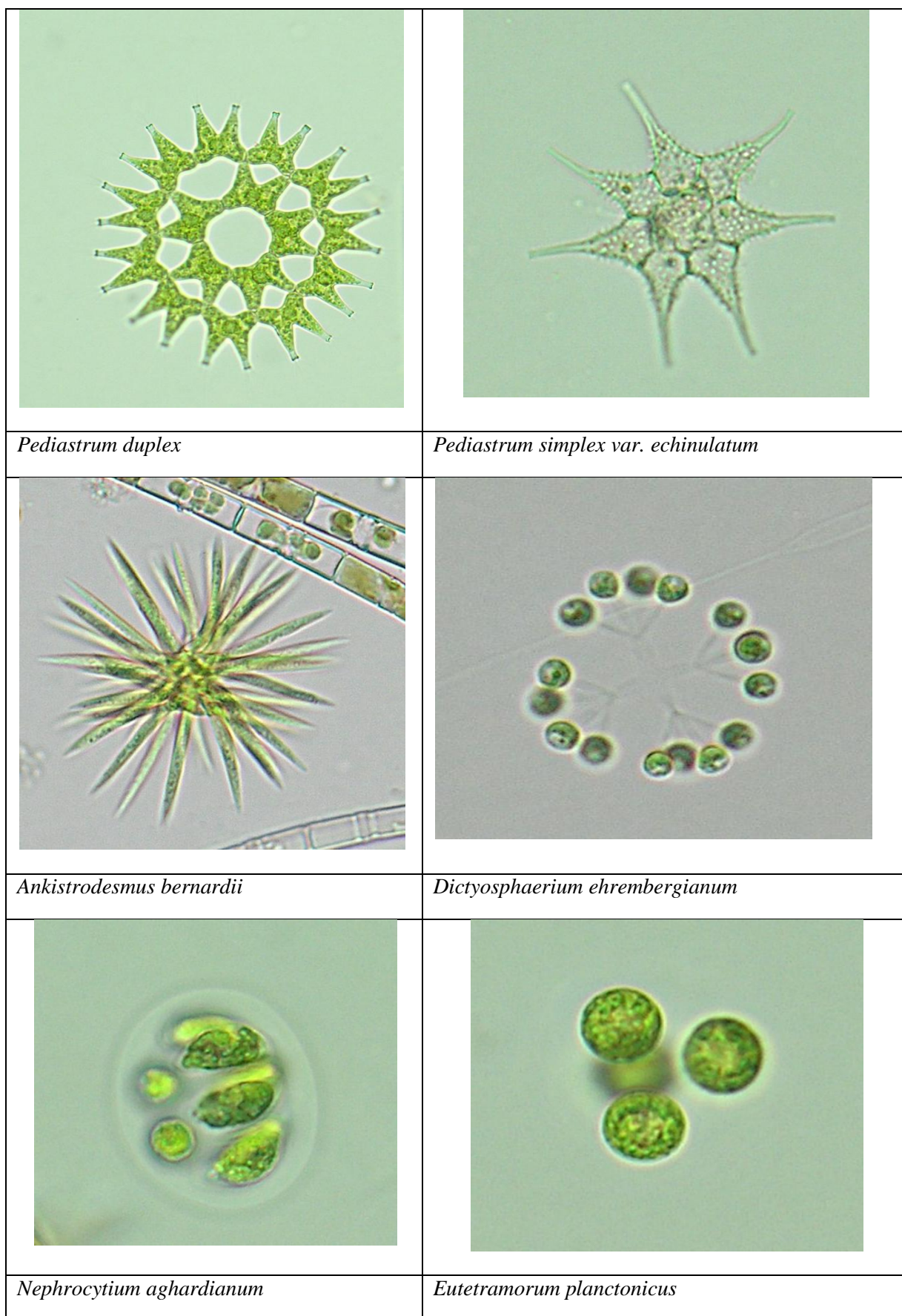


FIGURA 18: Espécies representantes de *Chlorophyceae*

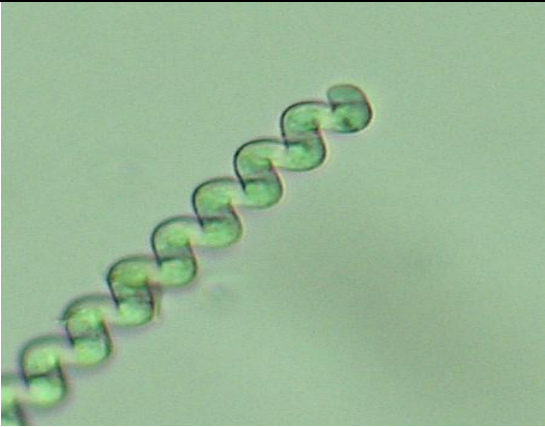
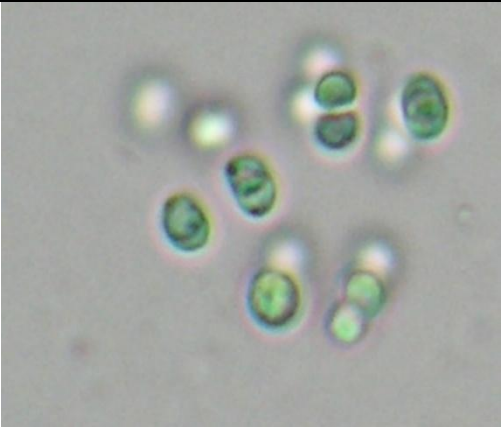
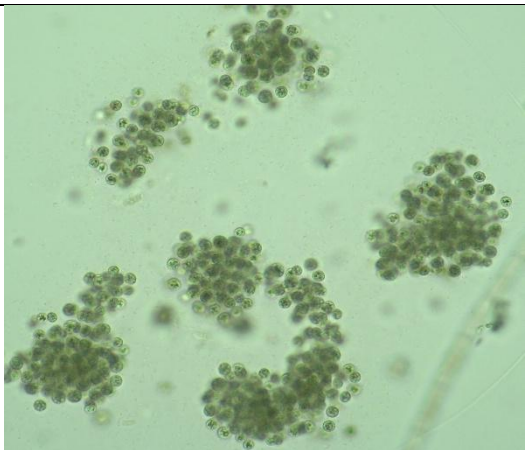

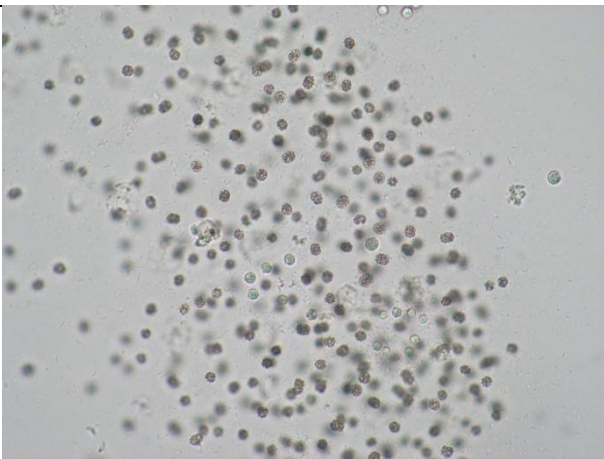

	
<p><i>Spirulina major</i></p>	<p><i>Chroococcus limneticus</i></p>
	
<p><i>Microcystis aeruginosa</i></p>	<p><i>Microcystis wesenbergii</i></p>
	
<p><i>Microcystis proctocystis</i></p>	<p><i>Planktothrix isothrix</i></p>

FIGURA 19: Espécies representantes de *Cyanobacteria*

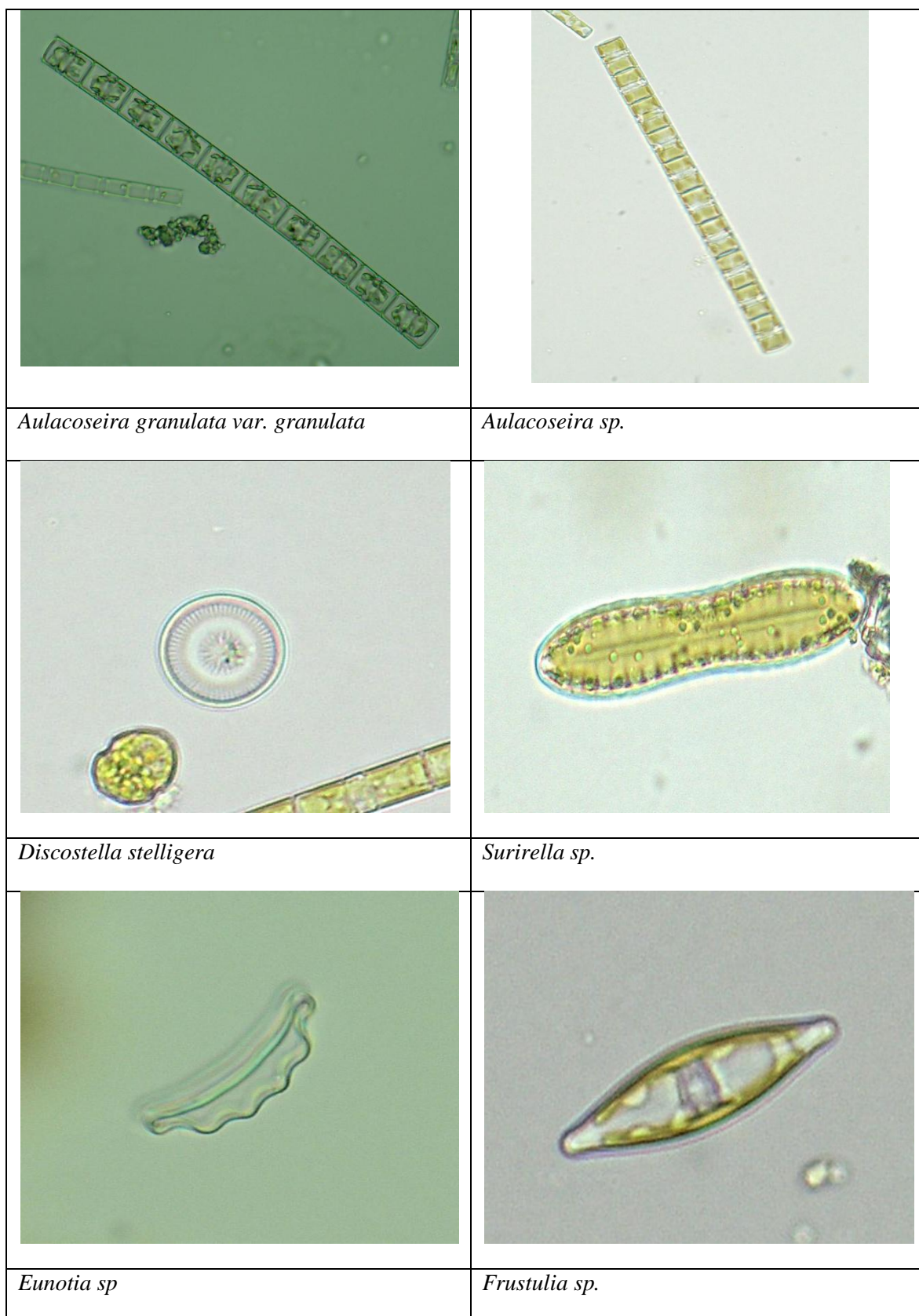


FIGURA 20: Espécies representantes de *Bacillariophyta*

6.3.2 Riqueza

O número de táxons registrados para a sub-bacia do Taquaruçu Grande e a área de influência no reservatório foi 277 táxons. Para Schaffer (1985) o número de espécies presentes em um dado ambiente pode refletir a heterogeneidade do mesmo.

A riqueza de espécies (FIG.21) variou de 15 táxons registrado no mês de julho de 2007 no córrego Mutum a 55 táxons na estação seca (outubro de 2007) no ponto amostral Jusante da Praia do Caju.

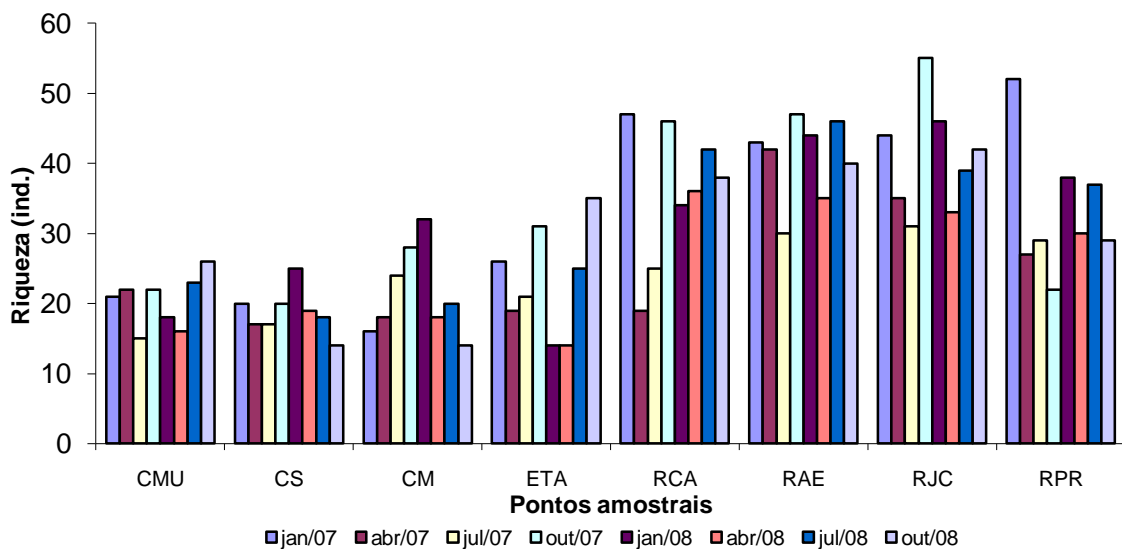


FIGURA 21 – Valores de riqueza (ind.) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais.

De maneira geral observou-se uma variação espacial da riqueza, com menor número de espécies nas microbacias em função das condições lóticis destes locais, e maior número de táxons nos pontos lênticos.

6.3.3 Densidade

A comunidade de algas é de grande relevância na diversidade biológica dos ecossistemas aquáticos continentais devido ao grande número de espécies e à alta proporção na biodiversidade total destes sistemas. Assim, qualquer mudança na composição em termos de espécies e/ou na biomassa pode afetar as taxas fotossintéticas, as taxas de utilização de nutrientes, as taxas de predação e, em consequência, influenciar até os componentes mais elevados da cadeia alimentar. O fitoplâncton apresenta uma dinâmica sazonal de acordo com

as condições físicas e químicas da água e as características biológicas das espécies componentes (Gomes, 2007).

A densidade da comunidade fitoplanctônica é representada pelo número de indivíduos presentes por volume, expressa em ind.mL^{-1} . De acordo com os valores apresentados na FIG.22 verificou-se uma marcante variação espacial da densidade. Os pontos sob a influência do Taquaruçu Grande no reservatório da UHE Lajeado apresentaram maiores valores de densidade que os encontrados nos pontos da sub-bacia. A menor densidade das algas planctônicas em rios (Carter-Lund e Lund, 1995; Lamparelli, 2004) do que em reservatórios seria decorrente do fluxo das águas e da taxa de exportação dos organismos não havendo tempo hábil para que estes se multipliquem repondo a biomassa perdida. Em regiões com menor velocidade a comunidade fitoplanctônica começa a se estabelecer dominada por algas de pequeno tamanho e maior velocidade de reprodução. Para Cunha *et al.* (2008) o fitoplâncton de ambientes lóticos tem recebido menos atenção em estudos limnológicos pelas características inerentes a esses sistemas como a turbulência, baixo tempo de residência da água e conseqüentemente o contínuo transporte a jusante, que levam a concluir em princípio, que dificilmente haveria resposta biológica significativa ao incremento de nutrientes e que, portanto a eutrofização nesses ambientes seria incomum.

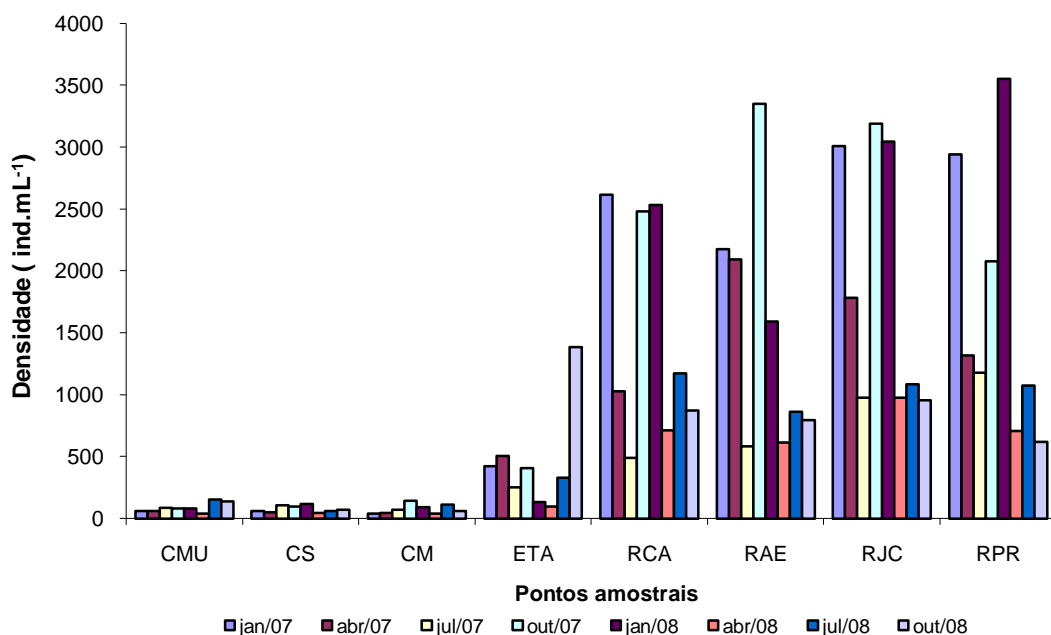


FIGURA 22 – Valores de densidade (ind.mL^{-1}) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais.

As densidades fitoplanctônicas do córrego Mutum oscilaram entre 39 ind.mL⁻¹ em abril de 2008 e 152 ind.mL⁻¹ em julho do mesmo ano. Percebe-se que neste corpo hídrico a sazonalidade interfere de forma dinâmica na densidade da comunidade fitoplanctônica, onde nos meses chuvosos janeiro e abril há um decréscimo na concentração de organismos, comportamento oposto ao da estação seca, onde ocorreram maiores valores de densidade. De acordo com Gomes (2007) a variação climática induz mudanças físicas e químicas no sistema, influenciando assim a distribuição da biota aquática. *Bacillariophyta* apresentou as maiores densidade em todos os períodos amostrais, com exceção de julho, onde ocorreu dominância das desmídias, representadas por *Micrasterias*, *Cosmarium* e *Closterium*. Sazonalmente, observou-se que *Zygnemaphyceae* começou a aparecer quantitativamente em abril (porém com baixas densidades), em julho dominou a comunidade e em outubro decaiu em densidade. Felisberto e Rodrigues (2005), em estudos na bacia do rio Paraná associam o predomínio de *Zygnemaphyceae* e *Chlorophyceae* aos menores valores na concentração de fósforo e turbidez; condições constatadas na microbacia do córrego Mutum. Observou-se também que, pelo fato deste córrego apresentar baixas profundidades no período de estiagem, a presença das desmídias pode estar sendo influenciada pelo perifíton. *Cyanobacteria* foi quantitativamente mais representativa no período chuvoso, coincidindo com as maiores concentrações de fósforo no corpo hídrico. Este nutriente é fator limitante ao crescimento de cianobactérias. De acordo com Matsuzaki *et al.* (2004) o fósforo é o maior nutriente controlador da ocorrência de florações de cianobactérias em muitas regiões do mundo.

O córrego Serrote apresentou baixas densidades em janeiro e abril de 2007 (59 e 49 ind.mL⁻¹ respectivamente), com acréscimo nos meses de julho e outubro de 2007 e janeiro de 2008 (109, 98 e 117 ind.mL⁻¹). Em abril de 2008, novamente a densidade apresentou baixos valores, provavelmente atribuídos às chuvas que foram tardias neste ano e que aumentaram gradativamente até outubro de 2008 (73 ind.mL⁻¹). *Bacillaryophyta* foi a maior contribuinte da densidade neste ponto, principalmente representadas por espécies de *Bacillariophyceae* e *Coscinodiscophyceae*. *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* também foram importantes contribuintes da densidade no córrego Serrote.

Foram detectadas baixas densidades fitoplanctônicas no córrego Machado no período chuvoso de 2007 (38 e 45 ind.mL⁻¹ respectivamente) com um leve acréscimo em julho, mas apresentando maiores concentrações de indivíduos em outubro de 2007 e janeiro de 2008 (144 e 90 ind.mL⁻¹). As altas densidades de janeiro de 2008 podem ter sido ocasionadas pela baixa precipitação pluviométrica. Este período é normalmente caracterizado por chuvas intensas, que ocorreram tardiamente neste ano (março e abril), o que passa a justificar os menores valores de densidade em abril (38 ind.mL⁻¹); resultados similares aos obtidos em janeiro de 2007; período também caracterizado por alta pluviometria. Para Lamparelli (2004) e Wetzel (2001) o uso e ocupação do solo tendem a aumentar a contribuição do material particulado para os rios, diminuindo a penetração de luz e reduzindo a produtividade primária.

Em julho de 2008 no período de estiagem o córrego Machado novamente apresentou densidades mais elevadas (111 ind.mL⁻¹) que nos períodos chuvosos. *Bacillariophyta* e *Cyanobacteria* foram as principais representantes quantitativas no período avaliado, destacando-se o aumento crescente das cianobactérias independentemente da sazonalidade (FIG.23).

Em janeiro de 2008 as densidades foram superiores ao mesmo período do ano anterior, provavelmente pelo fato de que o período chuvoso foi tardio neste ano, passando abril a caracterizar o ápice do período chuvoso.

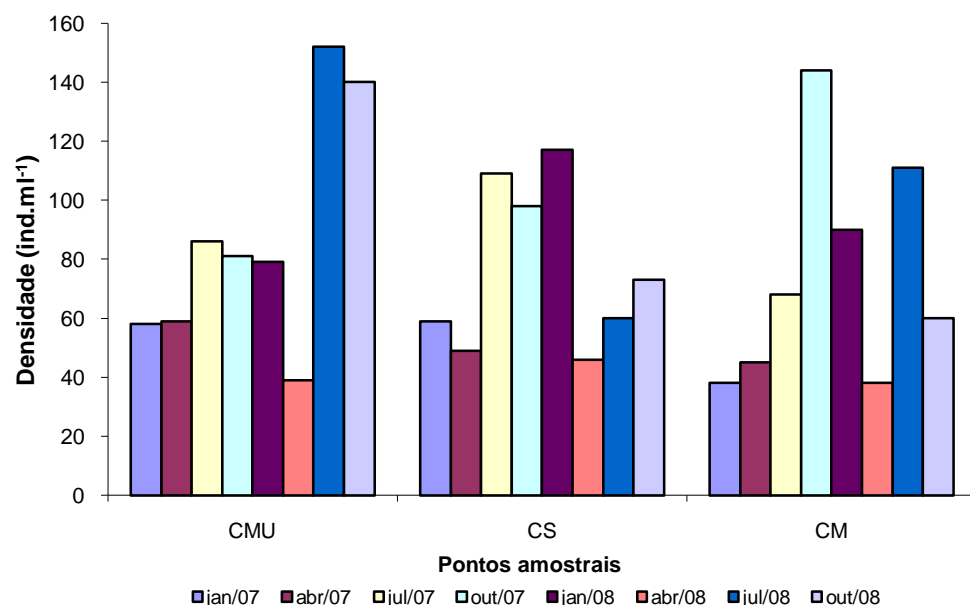


FIGURA 23 – Valores de densidade (ind.mL⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nas microbacias

Diversas pesquisas têm mostrado que o aporte de nutrientes ao ecossistema lótico pode ocasionar mudanças drásticas na biomassa, conduzindo à eutrofização (Dodds *et al.*, 1998; Dodds, 2006). Observou-se que ETA (ETA-06) se caracterizou como uma área de transição entre a sub-bacia e o reservatório, uma vez que neste local o Taquaruçu Grande perde sua vazão. Comparando-se a dinâmica temporal dos resultados de densidade de ETA, constatou-se que embora este sítio amostral apresentasse densidades menores que os encontrados nas microbacias, não apresentava o mesmo padrão de densidade que as estações amostrais do reservatório que foram superiores. Em 2007 os valores de densidade oscilaram de 251 a 505 ind.mL⁻¹, já em 2008 os menores valores foram em abril (98 ind.mL⁻¹) e os maiores em outubro (1384 ind.mL⁻¹) quando apresentou densidades semelhantes aos pontos localizados no reservatório.

Os dados obtidos em 2007 para os valores de densidade da estação amostral Aeroporto-RCA, situada a montante da área de influência do Taquaruçu Grande foram menores que os pontos a Jusante (RAE, RJC e RPR). Nas amostras de 2008, observou-se que os valores de densidade de RCA continuavam menores que RJC e RPR, porém, na Praia do Caju (RAE) a concentração de organismos foi menor que em RCA. Estes dados podem indicar que o ribeirão Taquaruçu Grande aporta inóculos para o reservatório. Os elevados valores de densidade registrados no compartimento lateral do reservatório a jusante do ribeirão Taquaruçu Grande evidenciam a importância da contribuição deste quanto ao aporte de inóculos para o fitoplâncton do corpo central do reservatório, como proposto por Kimmell *et al.* (1990). Nogueira (2000) também identificou a influência dos tributários inundados sobre a composição fitoplanctônica no corpo do reservatório de Rosana (rio Paranapanema).

Quando se avaliou as densidades de ETA, RCA, RAE, RJC e RPR, de forma geral, os pontos apresentaram maiores valores em outubro de 2007 e janeiro de 2008. A alta estabilidade da coluna de água e elevada disponibilidade de nutrientes no reservatório propiciaram um expressivo desenvolvimento do fitoplâncton. Já menor a concentração de ind.mL⁻¹ de fitoplâncton, se deu no mês de abril de 2008, indicando que a sazonalidade também interferiu na comunidade fitoplanctônica dos pontos na área de influência do reservatório. Este fato pode ser atribuído à sazonalidade, uma vez que nos meses de chuva há uma redução

da densidade pela diluição do número de indivíduos/mL por ocasião do menor tempo de retenção da água no reservatório devido às precipitações. Quanto à contribuição dos grupos fitoplanctônicos, *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* apresentaram maior contribuição aos valores de densidade nos ambientes amostrados no reservatório, resultados também encontrados por Morais *et al.* (2007). A disponibilidade de nutrientes e de radiação subsquática aliada ao maior tempo de retenção da água neste compartimento lateral do reservatório provavelmente explica o desenvolvimento expressivo da ficoflórula, que pode ser importante contribuinte de inóculos para o corpo central do reservatório.

6.3.4 Clorofila a

Juntamente com a determinação da densidade do fitoplâncton, um dos métodos mais adequados para a determinação do *standing stock* é a medida da clorofila-a, um dos principais elementos responsáveis pela fotossíntese. Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais freqüente a utilização da concentração de clorofila para expressar a biomassa fitoplactônica (Esteves, 1988). Para Goodin *et al.* (1993) em lagos e reservatórios, o monitoramento do teor de clorofila é particularmente importante uma vez que o nível de clorofila algal é um indicador de condições tróficas e um indicador indireto de fertilizantes, pesticidas e herbicidas.

A variação sazonal da clorofila a está vinculada, de acordo com Chai *et al.* (2006) a diversos fatores como maior atividade biológica nos meses de temperaturas mais elevadas, características hidráulicas (vazão do rio, velocidade da água), além das características da bacia hidrográfica em que se insere o sistema.

Os valores de clorofila a revelaram uma irregularidade das concentrações nos sítios amostrais. Percebe-se, porém, que na sub-bacia ocorreram concentrações significativas em janeiro de 2007 (12,70 mg.L⁻¹ em CMU; 20,50 mg.L⁻¹ em CS; 19,00 mg.L⁻¹ em CM e 21,15 mg.L⁻¹ em ETA) provavelmente influenciadas pela carga orgânica natural proveniente do escoamento superficial do sistema natural oriundo das chuvas.

Apesar de muitos estudos demonstrarem uma relação clara entre os dados de densidade e concentrações de clorofila *a*, os resultados mostram uma fraca relação entre eles nestes pontos. Excetuando janeiro de 2007, nos demais períodos, de maneira geral, as concentrações de clorofila *a* foram menores na sub-bacia que no reservatório. Estes resultados concordam com os descritos por Lamparelli (2004) que em estudos sobre corpos hídricos de São Paulo observou que as concentrações de clorofila *a* foram significativamente menores em rios que em reservatórios.

Analisando os dados temporalmente nos pontos amostrais do reservatório, a maior concentração de clorofila *a* ocorreu em RCA e RAE (8,80 mg.L⁻¹ e 25,00 mg.L⁻¹ respectivamente) em janeiro de 2007. Estes resultados foram similares aos observados na sub-bacia, enquanto que os menores valores ocorreram em julho do mesmo ano (2,30 mg.L⁻¹ e 1,20 mg.L⁻¹). Lamparelli (2004) salienta que o maior tempo de residência e conseqüentemente a maior transparência e estabilidade, parecem ser fatores cruciais que resultam maiores concentrações de clorofila *a* encontradas em reservatórios.

Porém, os sítios amostrais localizados a jusante do estuário do Taquaruçu no reservatório (RJC e RPR) apresentaram comportamentos diferentes de RCA e RAE, com os menores valores de clorofila *a* em janeiro de 2007 (2,00 mg.L⁻¹ para ambos pontos amostrais). Observou-se que em RJC, janeiro e abril de 2008 foram os meses com maiores concentrações de clorofila *a*: 17,01 mg.L⁻¹ e 12,12 mg.L⁻¹ respectivamente. Em RPR os valores mais elevados começaram a ocorrer em outubro de 2007 (37,20) e permaneceram altos até abril de 2008 (11,15 mg.L⁻¹ em janeiro e 10,36 mg.L⁻¹ em abril) (FIG.24). Estes resultados discordam dos encontrados por Mosca (2008) em estudo do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte, onde o autor observou que a clorofila *a* revelava uma relativa regularidade das concentrações ao longo do reservatório, condições não encontradas no reservatório da UHE Lajeado.

Para Moraes *et al.* (2008) as variações das concentrações de clorofila *a* em ecossistemas de água doce são frequentemente explicadas pelas concentrações de nutrientes e disponibilidade de luz. No presente estudo, as concentrações de fósforo não foram limitantes, considerando os elevados valores registrados ao longo do monitoramento. Assim, outros fatores devem explicar as

variações dessa importante variável (mecanismos descendentes ou de pastagem e, muito provavelmente, variações hidrológicas).

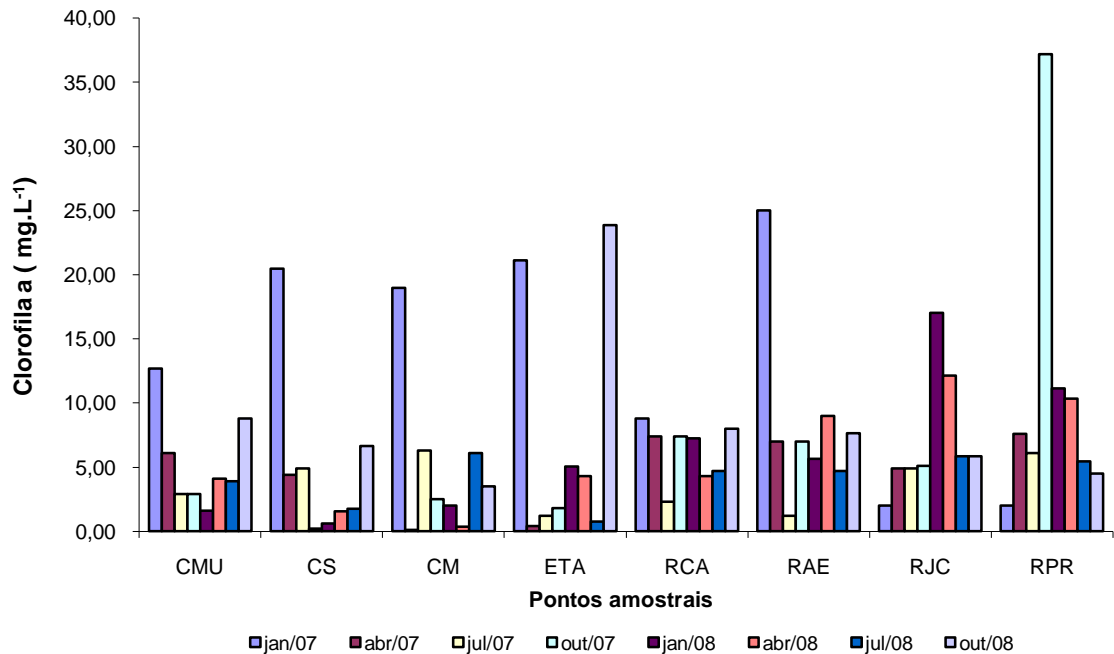


FIGURA 24 – Valores de clorofila a (mg.L⁻¹) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos diferentes pontos amostrados

6.3.5 Abundância relativa

A variabilidade temporal e espacial na estrutura e função da comunidade fitoplanctônica assume papel relevante em estudos sobre a dinâmica de ecossistemas aquáticos, sendo que suas flutuações podem adquirir caráter preditivo sobre as possíveis mudanças do meio onde vivem (Huszar, 2000). De acordo com Gomes (2007) o grau de heterogeneidade espacial é freqüentemente relacionado à variabilidade ambiental.

A abundância relativa demonstra percentualmente o quanto cada táxon é representativo dentro da amostra. As informações contidas na TAB.11 indicam que *Bacillariophyta* (*Bacillariophyceae*, *Coscinodiscophyceae* e *Fragillariophyceae*) seguida de *Cyanobacteria*, *Chlorophyceae* e *Zygnemaphyceae* foram os principais representantes da comunidade fitoplanctônica do córrego Mutum (CMU). *Zygnemaphyceae* foi importante nos meses de estiagem apresentando alta abundância relativa decorrente

principalmente da presença de *Micrasterias cf. rotata* (76,76% em julho de 2007 e 72,37% em julho de 2008). A abundância de *Zygnemaphyceae* pode ser justificada pelas profundidades reduzidas observadas na estiagem, que permitiram sua ocorrência por provável origem no perifíton. Van Den Hoek *et al.* (1997) ressaltaram que a maioria das espécies de desmídias é bentônica, associada à macrófitas aquáticas ou metafíton.

No período chuvoso, observou-se que *Cyanobacteria* apresentou maior representatividade de *Pseudoanabaenaceae* com abundância relativa de 24,5% e 10,17% em janeiro e abril de 2007 e 21,52% e 20,51% no mesmo período em 2008. O ortofosfato (principal forma de fosfato assimilada pelos organismos fitoplanctônicos) não foi fator limitante para o desenvolvimento da cyanoflórua, mas o aumento de sua abundância relativa no córrego Mutum pode ser relacionado ao nitrogênio, uma vez que este nutriente apresentou valores consideráveis nesta microbacia que tem majoritariamente uso agropastoril.

A presença constante de *Bacillariophyta* (*Cyclotella meneghiniana*, *Frustulia* sp, *Discostella stelligera*) no córrego Mutum pode ser atribuída às características hidrológicas do ambiente lótico (turbulência, alta taxa de mistura) que favorecem o desenvolvimento deste grupo.

O córrego Serrote (CS) registrou a presença de *Bacillaryophyta* (*Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Frustulia* sp, *Ulnaria ulna*) como principal representante da comunidade fitoplanctônica em todos os períodos avaliados. Nota-se, porém que *Cyanobacteria* também foi representativa em outubro de 2007 (29,59%) e janeiro de 2008 (27,37%). Para Krupek (2006) riachos de pequeno porte, freqüentemente, apresentam uma ampla variedade de condições que compõem uma grande diversidade de microhabitats que são utilizados por diferentes comunidades biológicas. Desta forma, ambientes lóticos parecem formar um mosaico de habitats altamente característicos, nos quais se esperam encontrar espécies tipicamente adaptadas a eles (Round, 1965). A presença contínua de um fluxo unidirecional no córrego Serrote aliado às características ecológicas das diatomáceas (que por seu tamanho e presença de carapaça silicosa tornam-se mais pesadas e capazes de se manter na coluna d'água) fez com que estes organismos se mantivessem ressuspensos na coluna d'água e apresentaram maior abundância relativa neste corpo hídrico.

Bacillariophyta através da maior abundância relativa de

Coscinodiscophyceae (*Cyclotella meneghinina* e *Aulacoseira granulata* var. *granulata*) foi a principal representante da ficoflórula no córrego Machado que também apresentou a contribuição de *Chlorophyceae*, *Cyanobacteria* e *Euglenophyceae*. *Cyanobacteria* (*Pseudoanabaenaceae*) apresentou maiores concentrações na estiagem principalmente em julho (56,66%) e outubro de 2008 (48,33%). *Euglenophyceae* (*Trachelomonas spp*) foi bastante representativa em janeiro de 2008 (17,78%) provavelmente relacionada ao período chuvoso, onde ocorreu maior concentração de matéria orgânica e turbidez mais elevada, características importantes para o desenvolvimento deste grupo. Giani *et al.* (1999), descrevem que o fato destes organismos poderem se movimentar é uma vantagem em ambientes túrbidos com relação à luz e permite, ainda, que estas algas possam utilizar nutrientes presentes em camadas mais profundas, podendo em seguida voltar para a região eufótica. Para Alves da Silva e Bridi (2004) *Euglenophyceae* é composta de algas com ampla distribuição ao redor do mundo, especialmente em ambientes continentais, e podem ocorrer principalmente em águas com elevados teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, características observadas no córrego Machado.

A partir de abril de 2008 até o final do período amostral ocorreu um acréscimo na abundância relativa de *Cyanobacteria* no córrego Machado (36,84; 57,66 e 48,33%). A ocorrência de solos expostos no local provavelmente favorece o escoamento superficial de nutrientes, assim como aporte de esgotos domésticos sem tratamento que podem influenciar na dinâmica da comunidade fitoplanctônica local. A presença constante de *Cyanobacteria*, representada por espécies potencialmente tóxicas com *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngyba limnetica*, tanto no período de águas altas como na estiagem, podem indicar o impacto proveniente do uso da terra nesta microbacia refletindo na comunidade biológica, uma vez que maior abundância de *Cyanobacteria* geralmente biondica processo de eutrofização do corpo hídrico, apesar de suas condições mesotróficas conforme indicado na FIG.14.

O sítio amostral ETA-06 se caracterizou por apresentar grande contribuição de *Bacillariophyta*, *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* durante o período deste estudo. *Chlorophyceae* apresentou maior abundância relativa em janeiro de 2007 (38,8%) e em outubro de 2008 (57,08%). Já *Bacillariophyta*, apesar contribuir em todos os períodos amostrais, foi mais significativa em sua

abundância em abril de 2007, (72,07%) pela presença de *Coscinodiscophyceae*; e, em julho de 2007 (60,93%) com grande contribuição de *Bacillariophyceae* (43,44%). *Cyanobacteria* apresentou abundância relativa oscilando entre 20,46% e 23,31% em todo o período amostral exceto em abril de 2007 (3,18%) e julho de 2007 (9,57%). Apesar de se encontrarem em densidades reduzidas (FIG.22) a ocorrência de *Cyanobacteria* (*Aphanocapsa* sp, *Cylindropermopsis raciborskii*, *Planktolyngbya limnetica*) neste local, ponto de captação de água para o consumo humano de Palmas (ETA-06), demanda a necessidade de monitoramento contínuo uma vez que estes organismos podem ser potencialmente tóxicos e causar danos à saúde pública. Para Moresco e Rodrigues (2006) quando em densas populações as cianobactérias provocam sabor e odor na água, o que dificulta a qualidade hídrica. Além disso, os problemas de qualidade de água provocados por florações tem causado impactos relacionados à saúde, já que algumas espécies são produtoras de toxinas e, assim fazem parte de uma das constantes preocupações das companhias de saneamento. De acordo com Azevedo (2000) as cianotoxinas podem afetar a saúde humana por seu efeito hepatotóxico, citotóxico e neurotóxico.

Ainda neste local, em abril de 2008, ápice do período chuvoso, ocorreu um acréscimo da abundância relativa de *Euglenophyceae* associado provavelmente ao carreamento de matéria orgânica ao sistema hídrico, condição ecológica para o desenvolvimento deste grupo.

TABELA 11: Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica período de janeiro de 2007 a outubro de 2008.

CMU	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	17,21	20,34	13,93	4,94	18,99	25,64	7,24	2,86
Chlorophyceae	13,08	28,81	0	22,22	24,05	10,26	1,32	2,86
Chrysophyceae	0	0	0	0	0	0	1,32	4,29
Chlamydoephyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coscinodiscophyceae	20,69	10,17	2,33	32,1	32,91	15,38	7,89	15,00
Cryptophyceae	0	0	0	0	0	0	0	1,46
Cyanophyceae	24,15	10,17	4,65	9,88	21,52	20,51	7,24	20,00
Dinophyceae	0	3,39	0	0	0	0	0	0
Euglenophyceae	6,9	10,17	0	2,47	2,53	10,26	1,32	0
Fragilariophyceae	10,35	6,78	0	2,47	0	0	1,32	0
Oedogoniophyceae	3,45	3,39	2,33	2,47	0	2,56	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Zygnemaphyceae	3,45	6,78	76,76	23,46	0	15,38	72,37	53,57
CS	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	27,12	12,24	36,68	6,12	16,24	43,48	40,00	8,22
Chlorophyceae	16,95	24,48	11,03	10,2	11,97	0	20,00	0
Chrysophyceae	0	0	0	2,04	1,71	0	0	0
Chlamydoephyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coscinodiscophyceae	16,95	30,64	28,43	45,92	30,77	34,78	15,00	21,92
Cryptophyceae	0	0	0	2,04	0	0	0	0
Cyanophyceae	13,56	16,32	15,6	29,59	27,35	8,70	5	8,22
Dinophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyceae	3,39	4,08	0	2,04	1,71	0	0	5,48
Fragilariophyceae	18,64	4,08	8,26	0	5,13	8,70	15,00	50,68
Oedogoniophyceae	0	4,08	0	0	5,13	4,35	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Zygnemaphyceae	3,39	4,08	0	2,04	0	0	5	0
CM	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	21,04	13,34	23,52	6,94	11,11	21,05	15,32	6,67
Chlorophyceae	10,56	22,22	17,64	8,33	11,11	15,79	13,51	13,33
Chrysophyceae	0	0	0	2,78	4,44	0	0	0
Chlamydoephyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Coscinodiscophyceae	36,84	46,68	22,06	47,22	25,56	21,05	2,70	15
Cryptophyceae	5,26	8,88	0	1,39	0	5,26	0	0
Cyanophyceae	5,26	8,88	19,14	18,75	23,33	36,84	57,66	48,33
Dinophyceae	5,26	0	0	0	2,22	0	2,70	0
Euglenophyceae	5,26	0	11,76	9,03	17,78	0	2,70	6,67
Fragilariophyceae	5,26	0	0	0	2,22	0	2,70	3,33
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	2,22	0	0	0
Xanthophyceae	5,26	0	0	0	0	0	0	0
Zygnemaphyceae	0	0	5,88	5,56	0	0	2,70	6,67
ETA	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	1,90	0	43,44	9,58	0	21,43	27,05	4,91
Chlorophyceae	38,8	15,43	15,52	28,99	24,06	14,29	8,51	57,08
Chrysophyceae	0	0	0	0	0	0	2,13	1,52
Chlamydoephyceae	1,90	0	0	0	0	0	0	0
Coscinodiscophyceae	20,30	72,07	15,52	28,5	28,57	21,43	18,54	3,47
Cryptophyceae	0	6,14	0	1,97	0	0	2,13	0
Cyanophyceae	20,46	3,18	9,57	21,13	23,31	21,43	22,8	23,05
Dinophyceae	1,90	0	3,19	1,97	0	7,14	0	0
Euglenophyceae	1,90	3,18	3,19	5,9	12,03	14,29	8,51	1,01
Fragilariophyceae	1,90	0	6,38	1,97	6,02	0	4,26	3,47
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	6,02	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0,51
Zygnemaphyceae	10,94	0	3,19	0	0	0	6,08	4,99

TABELA 11: Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica período de janeiro de 2007 a outubro de 2008.

	Continuação							
RCA	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	4,47	2,24	1,64	2,86	0,95	3,98	45,9	2,87
Chlorophyceae	10,81	16,54	19,29	15,24	10,62	20,25	28,46	45,12
Chrysophyceae	2,98	1,46	11,08	1,89	1,38	5,77	13,25	1,84
Chlamydomphyceae	0,38	0,78	3,08	1,25	0,47	0	0	0
Coscinodiscophyceae	51,32	69,92	45,79	48,97	27,88	58,37	0	30,08
Cryptophyceae	0	1,46	0	0	0	0,98	1,37	0,92
Cyanophyceae	25,15	5,26	11,08	23,74	55,37	4,78	1,37	5,74
Dinophyceae	0	0,78	1,64	0,32	1,9	1,97	4,87	2,87
Euglenophyceae	1,49	0	1,64	0	0	0,98	2,74	1,95
Fragilariophyceae	1,11	0,78	0	1,61	0,47	1,97	0	0,92
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0,98	0,68	0
Zygnemaphyceae	2,29	0,78	4,76	4,11	0,95	0	1,37	7,69
ERA	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	1,48	1,48	5,30	3,05	2,58	2,28	34,72	3,53
Chlorophyceae	10,24	28,08	34,60	9,56	19,85	18,05	34,49	37,15
Chrysophyceae	2,85	4,78	18,60	0,9	2,01	5,53	5,56	2,27
Chlamydomphyceae	0,36	0	1,38	0	0,5	0	0	2,39
Coscinodiscophyceae	57,10	46,04	25,31	33,8	18,91	47,48	0	31,49
Cryptophyceae	0	2,96	1,38	0	0	0	2,78	1,13
Cyanophyceae	22,70	9,22	5,33	47,46	48,12	15,45	6,48	9,32
Dinophyceae	0,36	4,06	1,38	1,52	1,51	1,14	4,75	0
Euglenophyceae	0,75	1,1	1,38	0,90	3,52	2,28	1,85	4,66
Fragilariophyceae	3,15	0,76	0	0,90	1,01	4,39	0	1,13
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0,93	0
Zygnemaphyceae	1,01	1,52	5,34	1,82	2,01	3,41	8,45	6,93
RJC	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	1,58	0,45	0	3,51	1,22	3,49	45,99	5,86
Chlorophyceae	11,33	29,66	22,18	15,49	12,36	21,74	35,46	31,41
Chrysophyceae	0,50	0,45	4,77	0,94	2,37	2,87	3,69	0,84
Chlamydomphyceae	0	0,84	0	0,31	0,39	0	0	0
Coscinodiscophyceae	54,45	57,24	60,22	28,46	51,69	51,59	0	27,96
Cryptophyceae	0	1,29	0	0	1,61	0,72	0,92	0
Cyanophyceae	27,22	4,85	7,09	45,30	25,21	13,23	6,46	28,90
Dinophyceae	0,27	2,19	0,82	0,31	2,37	0,72	0,92	0,84
Euglenophyceae	0,81	0,45	0	1,25	2	4,92	0	0
Fragilariophyceae	2,03	0	0,82	0,63	0,79	0	0	1,68
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0,31	0	0	0	1,68
Zygnemaphyceae	1,81	2,58	4,10	3,48	0	0,72	6,56	0,84
RPR	jan/07	abr/07	jul/07	out/07	jan/08	abr/08	jul/08	out/08
Bacillariophyceae	1,86	2,44	1,96	3,42	1,52	2,13	5,60	4,38
Chlorophyceae	13,89	14,03	9,88	7,33	9,11	17,73	25,44	36,30
Chrysophyceae	0	1,74	17,73	0	2,03	2,27	3,72	0
Chlamydomphyceae	0,27	0	0	0,48	1,01	1,13	0	0
Coscinodiscophyceae	57,17	68,38	61,75	56,89	66,23	61,28	42,69	43,27
Cryptophyceae	1,05	0,61	0	0	1,01	0	2,89	0
Cyanophyceae	20,72	6,44	5,36	30,92	13,55	7,67	5,6	7,29
Dinophyceae	0	2,28	0	0	1,01	1,13	2,79	1,46
Euglenophyceae	0,78	0	0,68	0	1,01	2,27	0,93	2,92
Fragilariophyceae	2,89	1,14	0,68	0,96	1,52	2,13	8,48	0
Oedogoniophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	0	0	1,13	0	0
Zygnemaphyceae	1,37	2,94	1,96	0	2	1,13	1,86	4,38

Na estação amostral RCA, situada a montante da área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório, diatomáceas foram as maiores contribuintes da abundância relativa da ficoflórula local. *Coscinodiscophyceae* (*A. granulata* var. *granulata*, *C. meneghiniana*) foi a classe mais representativa oscilando de 27,88 a 69,92%, com exceção de janeiro de 2008, onde *Cyanobacteria* (*C. raciborskii*, *P. limnetica*) apresentou sua maior abundância relativa (55,37%). Durante os outros períodos amostrais este grupo variou de 1,37% a 25,15%. *Chlorophyceae* (*Coelastrum reticulatum*, *Pediastrum tetras*, *Monoraphium arcuatum*, *Radiococcus planktonicus*) ocorreu significativamente (45,12%) em outubro de 2008, embora estivesse presente em todos os períodos, oscilando de 10,62% a 28,46%. A maior abundância de *Chlorophyceae* neste período pode ser atribuída à disponibilidade de nutrientes e alta transparência observada, características importantes para o desenvolvimento deste grupo (Nogueira, 1999).

No ponto acima citado, destacou-se a ocorrência de *Chrysophyceae*, principalmente representada pelo gênero *Dinobryon* em julho de 2007 e 2008 com 11,8% e 13,25%, respectivamente. Este grupo usualmente representa pequena parcela da comunidade fitoplânctonica e sua presença no período de estiagem pode estar associada às características físicas do reservatório. Para Nogueira e Matsumura-Tundisi (1996) a maior abundância de *Chrysophyceae* pode indicar a estabilidade física do ambiente, estratificação térmica da coluna d'água e poucos ventos e chuvas, visto que *Dynobryon* spp são organismos flagelados que por meio de movimentos na coluna d'água conseguem explorar melhor as condições diferenciais de luz e nutrientes ao longo de um gradiente vertical, condições observadas no reservatório da UHE Lajeado no período de estiagem.

Em RAE (aeroporto), ponto amostral localizado na região de influência direta da região estuarina do Taquaruçu Grande no reservatório, observou-se a abundância constante de diatomáceas, onde *Coscinodiscophyceae* (*A. granulata* var. *granulata*, *C. meneghiniana*) foi mais representativa oscilando de 18,91% a 57,10%, com exceção de abril de 2008, quando não ocorreu. Também foi observado um acréscimo considerável na abundância relativa de *Cyanobacteria* (*Plankthotrix isothrix*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica*) principalmente em outubro de 2007 (47,46%); e janeiro de 2008 (48,12%), resultados semelhantes aos encontrados em RCA (Praia do Caju) no mesmo período. Assim como em RCA, *Chrysophyceae* (*Dinobryon* spp) foi significativa

em julho de 2007 (18,60%), porém em julho de 2008 apresentou somente 5,56%, resultados menores aos encontrados ao ponto à montante no mesmo período.

Da mesma forma os sítios amostrais do reservatório, as diatomáceas foram mais significativas na abundância relativa de RJC (Jusante Praia do Caju). A principal contribuição adveio de *Coscinodiscophyceae* (*A. granulata* var. *granulata*, *C. meneghiniana*) que oscilou de 27,96% a 60,22%, exceto em julho de 2008 com *Bacillariophyceae* (*Fragillaria* sp e *Ulnaria ulna*) ocorrendo com 45,99%. *Cyanobacteria* (*P. isothrix*, *C. raciborskii* e *P. limnetica*) foi importante na abundância relativa de outubro de 2007 representando 45,30% da ficoflórula neste local. Nos demais períodos oscilou de 4,85% a 28,90%.

A abundância relativa de RPR foi principalmente caracterizada por *Coscinodiscophyceae* (*A. granulata* var. *granulata*, *C. meneghiniana*) que oscilou de 42,69% a 68,38%. *Cyanobacteria* (*C. raciborskii*) apresentou contribuição importante em janeiro de 2007 (20,72%) e em outubro de 2007 (30,92%). Assim como em RCA e RAE, esta estação amostral também apresentou valores mais elevados de abundância relativa de *Chrysophyceae* (*D. divergens*) em julho de 2007.

Em geral, nos ambientes amostrados *Bacillariophyta*, *Chlorophyceae* e *Cyanophyceae* foram responsáveis pelas maiores abundâncias relativas em todos os pontos amostrais durante o período avaliado. Estes grupos taxonômicos são freqüentemente registrados como os mais freqüentes e/ou abundantes em diversos ambientes dulcícolas (Silva *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005; Huszar *et al.*, 2000; Train e Rodrigues, 2004).

Bacillariophyta foi principalmente representada por *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* spp e *Discostella* spp, espécies que já participavam da comunidade fitoplanctônica do reservatório, conforme os resultados descritos por IIEGA (2004) no período de dezembro de 2002 a abril de 2003; e de Marques (2006). As diatomáceas são organismos bastante sensíveis às mudanças ambientais podendo apresentar uma forte flutuação temporal, e são compostas por táxons preferencialmente perifíticos. Seus representantes meroplanctônicos são abundantes no plâncton de rios e reservatórios brasileiros (Borges *et al.*, 2008a; Rodrigues *et al.*, 2005; Train *et al.*, 2005), especialmente naqueles que apresentam mistura vertical, dada a sua elevada taxa de sedimentação, cujas

frústulas são formadas por estruturas constituídas de sílica (Reynolds *et al.*, 2002).

Chlorophyceae, comum nos ambientes amostrais do reservatório, foi principalmente representada por espécies da ordem *Chlorococcales*. A constante presença deste grupo é descrita por Nogueira (1999) como a mais comum em ambientes tropicais, inclusive o brasileiro. Reynolds (1988) destacou que este grupo possui espécies mais aptas a adquirir nutrientes em condições de turbulência, e segundo Comas (1996), estas algas habitam preferencialmente águas mesotróficas e eutróficas, características ambientais presentes nos sítios amostrais avaliados.

Para Padisák (1997) o sucesso do grupo *Cyanobacteria* tem sido diretamente relacionado a vários fatores, dentre eles a sua capacidade de flutuação com regulação na coluna de água, tolerância a baixas intensidades luminosas, alta afinidade com fósforo e amônia, e resistência a herbivoria. Debert (2004) descreve que em condições naturais as cianobactérias convivem de forma equilibrada com os demais organismos presentes em lagos e reservatórios, não sendo comum à ocorrência da dominância de uma espécie sobre as demais. Porém, o aumento da carga de nutrientes no sistema pode resultar em um crescente aumento da dominância desses organismos com potencialidade de produção de toxinas. Assim, as cianobactérias passam a atuar como indicadoras de poluição juntamente com parâmetros físicos e químicos da água. Embora os sítios amostrais do reservatório apresentaram condições mesotróficas na maior parte do período deste estudo, as cianobactérias (*P. isotrix*, *C. raciborskii* e *P. limnetica*) registradas apresentam potencial toxigênico (Küiper-Goodman *et al.*, 1999) e são comumente encontradas em ambientes com elevado grau de trofia (Huszar *et al.*, 2000; Rodrigues *et al.*, 2005; Borges *et al.*, 2008a).

Zygnemaphyceae que inclui a ordem *Desmidiiales* foi mais abundante nas microbacias que na área de influência do ribeirão Taquaruçu Grande no reservatório. São algas de ambientes de água doce límpida, reconhecidas por possuir representantes sempre presentes em ambientes lóticos; constituindo ainda, um dos grupos taxonômicos, com maior riqueza nos ambientes aquáticos amazônicos (Melo *et al.*, 2005) características observadas nos locais avaliados deste estudo.

Observou-se também a presença menos significativa de outras classes como *Euglenophyceae*, *Cryptophyceae*, *Chrysophyceae* e *Dinophyceae* resultados similares aos de Marques (2006) para os pontos do reservatório da UHE Lajeado. Algumas destas classes com menores abundâncias relativas, como *Euglenophyceae* e *Chrysophyceae*, apresentaram maiores proporções dentro da comunidade fitoplanctônica em determinados períodos, fato que pode ser relacionados às suas características ecológicas: *Euglenophyceae* ocorreu no período chuvoso onde há um acréscimo de matéria orgânica e *Chrysophyceae* ocorreu essencialmente na estiagem onde as condições hidrodinâmicas do reservatório permitiram seu melhor desenvolvimento. A contribuição de *Euglenophyceae* à ficoflórula em alguns pontos, provavelmente ocorreu em função da elevada concentração de matéria orgânica, uma vez que este grupo de algas é favorecido em condições de elevada demanda bioquímica de oxigênio (Reynolds, 1997).

6.3.6 Abundância e Dominância

Espécie dominante, de acordo com Lobo e Leighton (1986), é aquela que apresenta densidades superiores a 50% da densidade total da amostra, e espécie abundante é aquela que cuja densidade foi superior a densidade média de cada amostra. Reynolds (2002) salienta que a comunidade fitoplanctônica é influenciada por processos em pequena escala, ou seja, os organismos se farão presentes sempre que as condições ambientais estiverem adequadas para aquelas espécies. De Leon e Chalar (2003) destacam que os melhores indicadores das mudanças nas condições ambientais de rios e arroios seriam as variações na abundância e composição do fitoplâncton.

Foram registrados 78 táxons abundantes e 2 dominantes distribuídos em 78 gêneros dos grupos taxonômicos *Bacillariophyta*, *Chlorophyceae*, *Cyanobacteria*, *Chrysophyceae*, *Cryptophyceae*, *Euglenophyceae*, *Zygnemaphyceae* e *Dinophyceae*. *Bacillariophyta* apresentou 25 espécies abundantes, principalmente da ordem *Centralles* que são comuns em ambientes lânticos, assim como *Chlorophyceae* que foi a segunda classe mais especiosa (17 espécies), seguida de *Cyanobacteria* (14 espécies).

A análise da frequência de ocorrência das espécies abundantes de cada classe, estão descritas na TAB. 12 que representa a ocorrência da espécie em 0 (nenhum período amostral) a 8 (todos os períodos amostrais) em todos os sítios amostrais.

TABELA 12: Análise da frequência de ocorrência das espécies abundantes no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

Táxons / Pontos amostrais	CMU	CS	CM	ETA	RCA	RAE	RJC	RPR
BACILLARIOPHYCEAE								
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr) Sim.	0	0	0	1	2	5	4	3
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var.	0	0	0	1	3	1	2	2
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	1	4	2	2	8	8	8	8
<i>Aulacoseira</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cocconeis</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	5	5	6	5	7	7	8	6
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk &	0	0	1	1	1	2	2	2
<i>Discostella stelligera</i> (Cl. & Grun.) Houk & Klee,	3	0	2	1	4	2	0	0
<i>Encyonema</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb.(Kütz)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Fragillaria</i> sp1	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Frustulia</i> sp1	4	3	1	2	0	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Navicula</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Surirella</i> sp. 1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Surirella</i> sp. 2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp.	1	4	0	0	1	0	1	1
<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round e Craw.	0	0	0	1	2	4	1	1
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Round & Craw.	0	0	0	0	1	0	0	0
Penales não identificada	0	0	1	0	0	0	0	0
CYANOBACTERIA								
<i>Aphanocapsa</i> sp1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cylindrocapsa raciborskii</i> (W.) Seen. e Sub.	0	4	3	3	5	4	5	5
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh. Ex Gomont)	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (Singh) Kom. e	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Geitlerinema</i> sp.	3	2	1	1	0	0	0	0
<i>Lemmermaniella</i> sp	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. ET	2	2	4	1	1	3	2	3
<i>Planktolyngbya</i> sp.	1	0	0	2	1	0	0	0
<i>Plankthotrix isothrix</i> Bory	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pseudoanabaena</i> cf. <i>catenata</i> Lautern.	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Pseudoanabaena</i> cf. <i>galeata</i> Böcher	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0
Pseudoanabaenace não identificada	1	1	1	0	0	0	1	0
CHLOROPHYCEAE								
<i>Chlorella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.	3	0	0	3	6	4	5	2
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Elakathotrix gelifacta</i> (Chod.) Hindak	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elakathotrix</i> sp1	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Kors.) Bourr.	0	0	0	0	1	0	1	0

TABELA 12: Análise da freqüência de ocorrência das espécies abundantes no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008

	Continuação							
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	2	0	1	2	2	2	1	1
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. – Legn.	0	1	0	0	2	3	2	0
<i>Monoraphidium dybowski</i> (Woloz.) Hind. & Kom.-	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	0	0	0	1	2	5	2	1
<i>Oocystis borgei</i> Snow	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pediastrum simplex</i> Mey. Var. <i>biwaense</i> Fukush.	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	0	0	0	0	1	2	0	1
<i>Pediastrum privum</i> Printz Heg.	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Radiococcus planctonicus</i> Lund.	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda	0	0	0	1	1	0	1	0
CHRYSOPHYCEAE								
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imh.	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.	0	0	0	0	2	1	1	1
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Mallomonas</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	0
CRYPTOPHYCEAE								
<i>Cryptomonas cf pirenoidifera</i> Gleitler	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Cryptomonas</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	0	0	2	0	0	0	0	0
ZYGNEMAPHYCEAE								
<i>Closterium</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium contractum</i> Kirch.	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritatum</i> (Lund.) Roy & Biss	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudoconatum</i> Nordst.	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmidium grevilii</i> Kutz. ex. De Bary	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i> (Greville) Ralfs	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum iversenii</i> Nyg.	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs var.	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs var.	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs var <i>tortum</i>	0	0	0	0	1	1	0	0
Desmidiales não identificada	1	0	0	0	0	0	0	0
DINOPHYCEAE								
<i>Peridinium</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp2	0	0	0	0	1	1	0	0

NOTAS: 0 =ausência em todos os pontos amostrais; 1 = presença em 1 período amostral; 2 = presença em 2 períodos amostrais; 3 = presença em 3 períodos amostrais; 4 = presença em 4 períodos amostrais; 5= presença em 5 períodos amostrais; 6= presença em 6 períodos amostrais; 7= presença em 7 períodos amostrais e 8=todos os períodos amostrais.

As espécies abundantes de CMU, CS e CM foram representadas por *Bacillaryophyta*, principalmente da ordem *Pennales* (6; 9 e 8 táxons respectivamente). Os gêneros *Eunotia*, *Frustulia*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Surirella* e *Ulnaria* foram consideradas abundantes nas microbacias. ESTEVES (1988) cita as *diatomáceas penales* como formas mais frequentes de ambientes fluviais. *Cyanobacteria* apresentou 6 espécies abundantes no córrego Mutum; 5 no Serrote e 6 espécies no córrego Machado.

Zygnemaphyceae apresentou 5 espécies abundantes no córrego Mutum representadas principalmente pelos gêneros *Closterium*, *Cosmarium* e *Micrasterias*. Morais *et al.* (2008) acrescentam que apesar de serem consideradas meroplanctônicas, *Zygnemaphyceae* são comuns em áreas próximas de bancos de macrófitas emersas ou submersas. Além disso, são favorecidas em ambientes com alta transparência da água, característica observado no córrego Mutum no período de estiagem onde as desmídias foram abundantes e dominantes. Os demais grupos taxonômicos não foram significativos nestes ambientes amostrais.

Os dados obtidos em ETA indicaram resultados semelhantes os das microbacias, porém com uma diversidade maior de espécies, para *Bacillaryophyta* que apresentou 12 táxons (*Penalles* e *Centralles*) e *Cyanobacteria* (7 espécies). Também foi detectado 5 espécies abundantes da ordem *Chlorococcales* (*Chlorophyceae*) como *Coelastrum reticulatum*.

Em geral, os ambientes amostrados no reservatório seguiram o mesmo padrão de variação, com as espécies abundantes distribuídas principalmente em *Chlorophyceae*, *Bacillaryophyta* e *Cyanobacteria* (TAB.11). *Chlorophyceae* apresentou o maior número de espécies abundantes no reservatório (10 em RCA; 9 em RAE e RJC; e 8 em RPR). Para Lira *et al.* (2007) a predominância de *Chlorophyceae* está associada a baixos valores de pH, turbidez e transparência e valores mais altos de temperatura, condições encontradas no reservatório da UHE Lajeado.

Aulacoseira granulata var. *granulata*, *Cyclotella meneghiniana* e *Planktolyngbya limnetica* foram abundantes em todos os sítios amostrais lênticos. Constatou-se um padrão na abundância dos pontos do reservatório onde *Aulacoseira granulata* var. *granulata* apresentou densidades superiores às densidades médias encontradas, durante todo o período avaliado. Estes resultados são similares aos encontrados por Marques (2006), em estudo na área limnética do reservatório da UHE Lajeado. Esteves (1988) cita as *diatomáceas* centrais como formas mais freqüentes em ambientes lacustres (*Aulacoseira* e *Cyclotella*).

Cylindrospermopsis raciborskii e *Planktolyngbya limnetica* foram abundantes na maior parte do período amostral, principalmente no reservatório. *P. limnetica* também foi representativa nas microbacias enquanto que *C. raciborskii* somente não foi abundante no córrego Mutum. Padisák (1997), que

realizou um amplo levantamento dos estudos referentes à *C. raciborskii*, relata que esta espécie ocorre em diferentes tipos de ambientes (tropicais a temperados, oligotróficos a hipereutróficos, lagos rasos a profundos, reservatórios e rios) e o aumento de suas populações se dá em temperaturas acima de 25°C. *C. raciborskii* pode ser dominante ao longo do ano ou quase todo o ano em regiões tropicais.

Trindade *et al.* (2005) em um estudo no reservatório da UHE Serra da Mesa (GO) registraram que *Cylindropermopsis raciborskii* contribuiu com as maiores biomassas nos três períodos avaliados (início das chuvas, final das chuvas e no período seco). Marques (2006) observou *C. raciborskii* em todas as áreas limnéticas do reservatório da UHE Lajeado como espécie abundante e dominante do fitoplâncton.

Para Reynolds (1988) *C. raciborskii* é uma espécie r-estrategista, comum em ambientes limitados por luz e/ou nitrogênio, capaz de agüentar a instabilidade física da coluna d'água. Pelo fato das estações amostrais estarem em regiões litorâneas do reservatório, onde há menores vazões e influência direta do processo de urbanização de Palmas, pode-se atribuir a presença desta espécie às mesmas condições observadas por Train *et al.* (2005) que associaram as florações de *C. raciborskii* no reservatório do Iraí ao alto tempo de residência da água e intensa ação antrópica nas proximidades do reservatório.

C. raciborskii e *P. limnetica* contribuíram para os maiores biovolumes da lagoa das Graças, planície de inundação do rio Paraná em 2002 (Train *et al.* 2005). Morais *et al.* (2007, 2008 e 2009) observaram a ocorrência constante de *P. limnetica* no reservatório da UHE Lajeado, com maiores densidades na área de influência dos tributários mais próximos ao barramento. No monitoramento realizado pelo Instituto Internacional de Ecologia em 2003 a abundância de cianobactérias em relação aos outros grupos foi superior a 70% na área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório. Os autores sugerem que haja um monitoramento permante neste ponto, verificando a carga de nutrientes que aportam no reservatório e a subseqüente proliferação de cianobacterias (IIEGA, 2004).

Na maior parte do período deste estudo, em todos os locais avaliados, observou-se somente espécies abundantes em detrimento das dominantes. Para Nogueira (1999) no período em que não houve dominância de nenhuma espécie,

sendo encontradas só espécies abundantes, as condições ambientais possivelmente estariam propícias para o desenvolvimento de vários grupos algais.

Micrasterias cf. rotata destacou-se como espécie dominante em julho de 2007 e *Aulacoseira granulata* var. *granulata* em janeiro de 2008. Ambientes ricos em desmidiáceas não são muito numerosos atualmente e se localizam em águas pouco mineralizadas e, ao mesmo tempo ácidas e relativamente pobres em nutrientes essenciais tais como o fósforo (Margalef, 1998). De acordo com Gomes (2007) em estudo na Lagoa Bonita, Distrito Federal, a dominância de desmídias é explicada também por sua adaptação a baixos níveis de nutrientes e pela circulação, que pode manter espécies relativamente pesadas na coluna d'água. O córrego Mutum no período de dominância de *Micrasterias cf. rotata* apresentou condições de mesotrofia.

Além disso, as desmídias possuem como atributos ecológicos a forma de vida bentônica e ser um grupo dominante de produtores primários nos trópicos devido a sua amplitude ótima a temperaturas na faixa de 25 a 35°C (Coesel 1996). Para Gomes (2007), um número relativamente baixo de espécies de desmídias é verdadeiramente planctônico, as quais são caracterizadas pela presença de processos, espinhos ou células muito longas. A baixa profundidade do córrego Mutum no período de estiagem pode ter favorecido a presença de *Micrasterias cf. rotata* no plâncton, mas sua origem é provavelmente perifítica.

Aulacoseira granulata var. *granulata* apresentou-se dominante em julho de 2008 no reservatório em RPR, local considerado mestrofico, com episódio de eutrofia. Esta espécie é considerada meroplanctônica e favorecida em condições de mesotrofia e mistura da coluna de água (Reynolds *et al.*, 2002), sendo registrados como dominantes em outros reservatórios tropicais (Silva *et al.*, 2005; Borges *et al.*, 2008b) e em lagos de inundação do Alto rio Paraná (Train e Rodrigues, 2004; Rodrigues, 2007).

De Leon e Chalar (2003) observaram que as diatomáceas cêntricas do gênero *Aulacoseira* dominaram a comunidade fitoplanctônica do reservatório de Salto Grande na Argentina/Uruguai, por sua densidade e presença constante na maioria das amostras. Observaram também que este gênero se adapta às condições de constantes mudanças de intensidade luminosa e de turbulência e as consideram r-estrategistas, assim como Train e Rodrigues (1998) que além de considerar *A. granulata* como r-estrategista, observaram eventos de dominância

desta espécie no rio Baía, Paraná. Os resultados de Train e Rodrigues (1998) concordam com os de Raup e Melo (2005), em um lago de inundação do Parque Nacional do Jaú no Amazonas no qual descreveram *Aulacoseira granulata* e outras quatro espécies de *Bacillariophyta* (*Aulacoseira ambigua*, *Eunotia asterionelloides*, *Eunotia naegeli* e *Stenopterobia planctonica*) como espécies dominantes.

O predomínio de ambientes lênticos bem como a alta concentração de nutrientes e disponibilidade de radiação subaquática são condições que determinam o expressivo desenvolvimento fitoplanctônico no reservatório de Lajeado. (Morais *et al.*, 2008). Os baixos valores registrados nos ambientes lóticos provavelmente se devem a hidrodinâmica destes, caracterizada pelo alto fluxo, o que limita o desenvolvimento fitoplanctônico.

6.3.7 Índice de Equitabilidade

O índice de equitabilidade reflete o grau de organização da comunidade, e a variação percentual de seus componentes, e o distanciamento dessa comunidade de outra com espécies equitativamente representadas. Na interpretação deste índice, o valor mínimo é zero e o máximo é um, representa uma equitabilidade baixa e alta respectivamente.

A equitabilidade na sub-bacia pode ser considerada alta (na maioria das amostragens superior a 0,60); o que indicou uma elevada diversidade na comunidade fitoplanctônica. Nos pontos do reservatório a equitabilidade apresentou-se menor que nas microbacias (FIG.25) pela abundância de *Aulacoseira* spp., *Cyclotella meneghiniana* e *Discostella stelligera*, principais representantes das bacilariofíceas, que foram favorecidas pela vantagem competitiva que apresentam em ambientes túrbidos e misturados (Reynolds, 1994; Padišák *et al.*, 2006); e de *Chlorococcales* (*C. reticulatum*, *Monoraphium* spp., *Pediastrum* spp.).

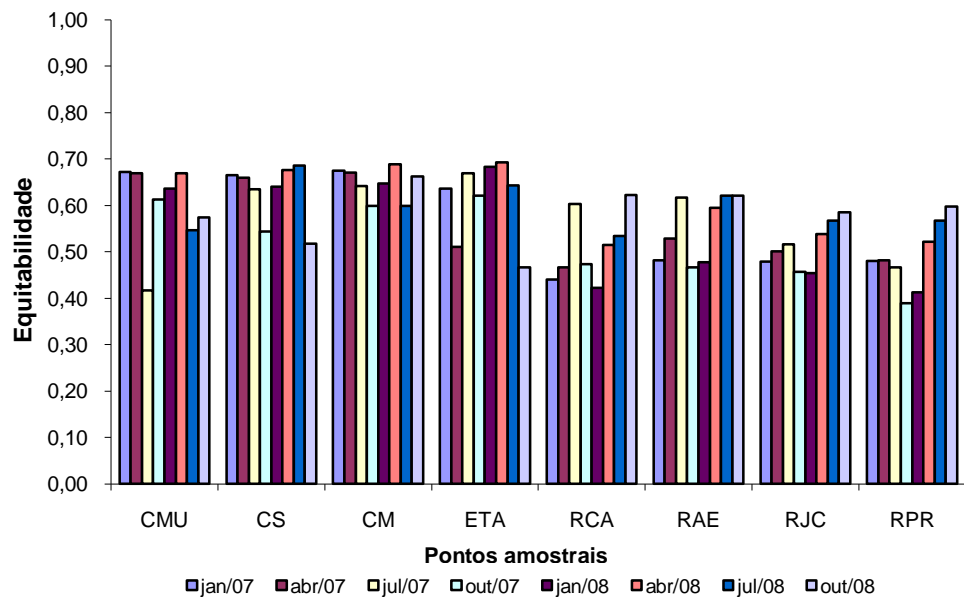


FIGURA 25 – Valores do Índice de Equitabilidade no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais.

Os menores valores de equitabilidade ocorreram no período de estiagem de 2007; no córrego Mutum (0,42 em julho de 2007) com dominância *Micrasterias cf. rotata* e na estação amostral Montante da Prata (0,39 em outubro), onde *Aulacoseira granulata* foi dominante sobre as demais espécies.

6.3.8 Índice de Shannon-Wiener

Um importante papel realizado por algas de água doce é manter o equilíbrio ecológico de um ecossistema, através da bioindicação de qualidade ambiental (Neto *et al.*, 2007). O estudo da composição taxonômica do fitoplâncton, do índice de diversidade na comunidade proporcionará informação básica sobre os gradientes horizontais referentes a eutrofização, poluição, e variações da estrutura da ficoflórula. Essas variações da composição do fitoplâncton, e as diversas associações que ocorrem no espaço e no tempo, constituem uma resposta rápida e preditiva às modificações nas condições ambientais (Morais *et al.*, 2007).

De acordo com Dias (2004), o conceito de diversidade envolve dois parâmetros: o de riqueza e abundância relativa. A diversidade específica foi estimada segundo o Índice de Shannon-Wiener que assume que os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma população, assumindo também que todas as

espécies estão representadas na amostra a partir dos dados de densidade específica. Este índice expressa a ação recíproca da riqueza e da equitatividade sobre a diversidade. Para Castro (2006) o índice de diversidade de Shannon-Wiener pode variar de 0 (apenas uma espécie presente) a 4,5 (com alta incerteza quanto a que espécie um organismo pertencerá, se as espécies tiverem distribuição homogênea). Na prática, esses valores ficam normalmente entre 0 e 3,5. Em geral, espera-se que ambientes impactados e menos estáveis tenham menores valores de diversidade.

Nas microbacias foram registrados valores relativamente altos de diversidade de espécie, sendo próximos de 3 bits.ind.^{-1} na maioria dos pontos monitorados, durante todo o período. Somente no córrego Mutum, em julho de 2007 ocorreu um decréscimo nos índices de diversidade ($1,63 \text{ bits.ind.}^{-1}$) em função da dominância de *Micrasterias cf. rotata*. Segundo Nogueira (1999), valores mais baixos de diversidade específica na represa Samambaia (GO), aconteceram devido à dominância de alguma espécie. Os maiores índices de diversidade na sub-bacia foram obtidos no córrego Machado devido provavelmente em decorrência da maior instabilidade da água no mesmo, não permitindo o desenvolvimento de uma única espécie. Nestes pontos a ocorrência de espécies raras certamente favoreceu a maior diversidade de espécies. De Leon e Chalar (2003) asseguram que as comunidades submetidas à frequentes distúrbios de média intensidade apresentaram alta diversidade. O regime lótico constitui um distúrbio freqüente para a comunidade provavelmente pelos pulsos provocados pelo aporte de nutrientes, materiais particulados e a turbulência gerada no sistema.

Nos pontos do reservatório também foram registrados valores relativamente altos de diversidade de espécies, sendo próximos de $2,5 \text{ bits.ind.}^{-1}$ durante o período amostrado, provavelmente, em função das condições hidrodinâmicas, que não permitiu dominância de espécies. Destaca-se que RAE (Praia do Caju), situado na antiga foz do ribeirão Taquaruçu Grande apresentou os maiores valores de diversidade de espécies (oscilou de $2,59$ a $3,30 \text{ bits.ind.}^{-1}$) em relação aos outros pontos do reservatório, assim com RJC ($2,51$ a $3,15 \text{ bits.ind.}^{-1}$) (FIG.26). Provavelmente os elevados valores em RAE e RJC podem ser atribuídos ao menor tempo de residência da água que restringe a dominância de espécies (Morais *et al.*, 2008).

Em função da abundância/dominância principalmente de *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, RCA e RPR não foram tão diversos. Menores valores de diversidade podem indicar alterações das condições ambientais com dominância de uma espécie sobre as outras como acontece quando há florações (intenso crescimento da biomassa algal).

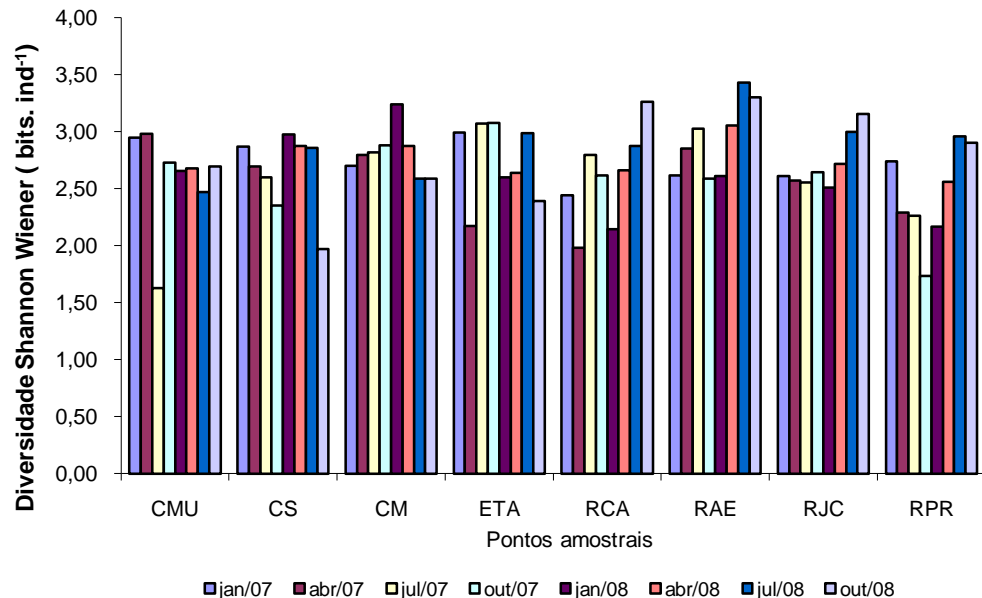


FIGURA 26 – Valores do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (bits.ind-1) no período de janeiro de 2007 a outubro de 2008 nos oito pontos amostrais.

Os valores dos índices de diversidade de Shannon e equitabilidade foram altos na maioria dos períodos amostrais, influenciados pela alta riqueza de espécies e ausência de dominância, com exceção de julho de 2007 e janeiro de 2008 quando ocorreu dominância de desmídias e diatomáceas, respectivamente. Observou-se que a alta riqueza influenciou os altos valores do índice de diversidade e equitabilidade, especialmente no reservatório, onde as condições hidrológicas restringiram a dominância de espécies na maior parte do período avaliado.

6.3.9 Análise Integrada das Variáveis Bióticas

Com o objetivo de detectar padrões nos dados biológicos da estrutura da comunidade fitoplanctônica foi aplicado um escalonamento não-métrico multidimensional (NMDS) para ordenar as unidades amostrais, utilizando a

medida de distância de Bray-Curtis (FIG.27). Os dados foram baseados nas densidades dos grupos taxonômicos *Chlorophyceae* (Chlo), *Zygnemaphyceae* (Zyg), *Bacillariophyta* (Bac), *Cyanobacteria* (Cya), *Oedogoniophyceae* (Oed), *Dinophyceae* (Dino), *Chlamydoephyceae* (Chla), *Chrysophyceae* (Chry), *Euglenophyceae* (Eug) e *Cryptophyceae* (Cryp). O estresse foi de 0,06 demonstrando uma ótima representação em um bidimensional.

Nos pontos avaliados, a análise multidimensional, evidenciou uma nítida separação entre as unidades amostrais da sub-bacia e o reservatório. Os pontos do reservatório da UHE Lajeado são mais semelhantes quanto à sua composição e densidade. Verificou-se ainda, uma separação de locais pela presença de *Baccilaryophyta*, com maior representatividade deste grupo nas microbacias e ETA-06 devido à maior diversidade de espécies nestes locais.

Nogueira (1990) afirma que organismos do grupo *Bacillariophyta* são característicos de ambientes turbulentos, rasos e com marcadas modificações climatológicas anuais, características encontradas nas microbacias do Taquaruçu Grande. Nos pontos localizados no reservatório da UHE Lajeado encontrou-se alto número de indivíduos do gênero *Aulacoseira*, cujo ciclo de vida está diretamente relacionado à motilidade da coluna limnética, pois seus filamentos apresentam elevada taxa de afundamento em relação à densidade (Costa *et al.*, 2009).

Oedogoniophyceae foi importante para a ordenação dos córregos Mutum e Serrote ocorrendo principalmente no período chuvoso. Este grupo é representativo exclusivamente da sub-bacia.

Os pontos localizados na área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório se diferenciaram da sub-bacia principalmente pela presença de grupos fitoplanctônicos que ocorreram em menores densidades e são característicos de ambientes lênticos como *Cryptophyceae*, *Xanthophyceae*, *Chrysophyceae*, *Dinophyceae* e *Chlamydoephycae*, que ocorreram em áreas próximas no espaço de ordenação do NMDS. Estes resultados evidenciam uma heterogenidade na composição fitoplanctônica principalmente nos pontos do reservatório da UHE Lajeado. Os pontos da sub-bacia do Taquaruçu Grande apresentaram menores densidades de alguns grupos fitoplanctônicos encontrados no reservatório, tornando a estrutura da comunidade totalmente distinta. Concordando com os resultados encontrados para a ficoflórula do

reservatório da UHE Lajeado, Costa *et al.* (2009) destacam que a comunidade fitoplanctônica encontrada nos seis reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte foi amplamente representada por espécies bem adaptadas a ambientes rasos tropicais eutrofizados, e os mesmos grupos de organismos ocorreram na época de estiagem. As classes *Euglenophyceae*, *Xanthophyceae*, *Chrysophyceae* e *Cryptophyceae* foram pobremente representadas em densidade, assim como observado nos pontos do reservatório da UHE Lajeado.

O córrego Mutum assemelhou-se mais com os pontos do reservatório porque durante alguns meses (seca) ocorreram elevadas densidades de *Micrasterias* e *Cosmarium* (*Zygnemaphyceae*), provavelmente por influência do perifíton. Os pontos lênticos apresentaram densidades constantes desse grupo em todas as amostragens. Os demais sítios amostrais apresentaram baixas densidades de *Zygnemaphyceae*, porém estas ocorreram constantemente ao longo do período amostral. Lira *et al.* (2007) afirmaram que a variação temporal do fitoplâncton em lagos tropicais é controlada, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes e radiação sub-aquática.

Embora *Zygnemaphyceae* e *Chlorophyceae* claramente ocupem áreas distintas no espaço de ordenação, foram importantes contribuintes de todas as estações amostrais. As baixas densidades de *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* nos córregos e ETA-06 ficaram evidenciadas na FIG. 27 por sua área próxima no espaço de ordenação indicando maiores níveis de similaridade entre os grupos. *Chlorophyceae*, *Cyanobacteria* e *Euglenophyceae* pouco contribuíram para a distinção dos pontos amostrados, embora suas densidades fossem menores nas microbacias do Taquaruçu Grande.

No reservatório da UHE Lajeado *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* apresentaram altos valores de riqueza, diversidade e densidade que permaneceram constantes no período amostral. Estes resultados concordam com os de Gemelgo (2008) em estudo nos reservatórios Billings e Guarapiranga onde a maior densidade fitoplanctônica em ambos os reservatórios foi representada por organismos de *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* nas estações seca e chuvosa. A autora atribui a presença destes grupos a fatores ambientais como os elevados valores de temperatura, pH e nutrientes que interferiram na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. De acordo com Tucci *et al.* (2006) clorófitas estão amplamente distribuídas nas águas continentais brasileiras. Obviamente, a

composição das espécies e suas densidades devem ser muito diferentes dependendo das condições ecológicas de cada sistema, mas a classe *Chlorophyceae* é quase sempre dominante em termos de número de táxons. Por outro lado, *Cyanobacteria*, é o grupo que, nas duas últimas décadas, forma florações no Lago das Garças e, portanto, atinge sempre altas densidades neste local. Na maioria dos reservatórios eutróficos tropicais e subtropicais, cianobactérias e diatomáceas são geralmente os dois grupos fitoplanctônicos predominantes (Tundisi *et al.* 2006). Portanto, é evidente que a estrutura e dinâmica do fitoplâncton são influenciadas por múltiplas variáveis ambientais, e que um conjunto de fatores pode atuar simultaneamente na seleção de grupos de espécies que compartilham necessidades ecológicas semelhantes (Costa *et al.*, 2009).

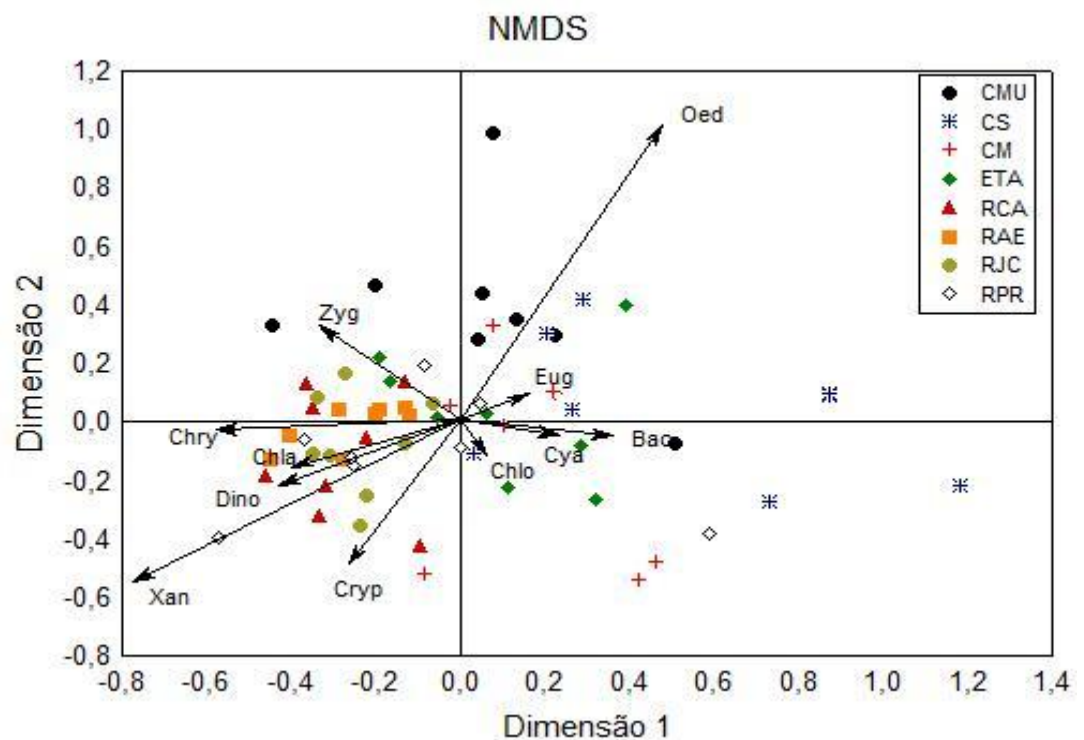


FIGURA 27 - Análise de ordenação da componente da comunidade fitoplanctônica por NMDS.

Com base nos resultados obtidos de composição, densidade e diversidade fitoplanctônica pode-se inferir que as microbacias do Serrote e Mutum quando comparadas ao reservatório, apesar de diferentes usos da terra, possuem características oligotróficas, ainda que o IET indique um ambiente mesotrófico. As características mesotróficas podem ser justificadas pelos altos índices de diversidade obtidos; à densidade e predominância de desmídias e; à menor

densidade e número de espécies de *Chlorococcales* (que habitam preferencialmente águas com maiores condições de trofia).

6.4 Metais e elementos-traço

Para Andrade (2005) a origem dos metais nos corpos hídricos provém de fontes difusas, podendo ser dividida em natural (background) e cultural (de origem humana). Os metais ocorrem naturalmente no meio ambiente através da desagregação das rochas. No entanto, a introdução destes elementos através das atividades antrópicas pode alterar enormemente os ciclos biogeoquímicos naturais dos mesmos em corpos hídricos. Com o objetivo de estabelecer valores atuais e orientadores para estudos posteriores foram avaliados na água bruta os seguintes elementos: Al, Ag, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Si, Sn, V e Zn. Os limites de quantificação para os metais e elementos-traço avaliados estão na TAB.13.

TABELA 13: Limites de quantificação dos metais e elementos-traço na água bruta

Variável	Limite de quantificação ($\mu\text{g.mL}^{-1}$)
Al	0,0010
Ag	0,0020
As	0,0010
B	0,0200
Ba	0,0100
Be	0,0020
Ca	0,0060
Cd	0,0001
Co	0,0100
Cr	0,0100
Cu	0,0200
Fe	0,0200
Hg	0,0008
K	0,0010
Li	0,0300
Mg	0,0060
Mn	0,0020
Mo	0,0100
Na	0,0020
Ni	0,0100
P	0,0200
Pb	0,0010
Sb	0,0010
Se	0,0010
Si	0,1000
Sn	0,0600
V	0,0300
Zn	0,0010

Fonte: (Cotrim, 2006)

Para avaliar a qualidade da água em relação aos metais, os resultados foram comparados com os da classe II da resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), embora esta resolução não contemple todos os elementos avaliados.

6.4.1 Caracterização de metais e elementos-traço na água bruta

As concentrações de muitos elementos-traço dissolvidos nas águas dos rios são influenciadas por vários fatores, dentre os quais se incluem a geologia da bacia de drenagem do rio; restrições químicas dentro do próprio sistema aquoso, principalmente pelo equilíbrio particulado-dissolvido, o qual pode envolver sólidos inorgânicos e orgânicos suspensos (incluindo a biota), e são influenciados por fatores tais como pH e as concentrações dos ligantes complexos; e os acréscimos de origem antropogênica (Guedes *et. al*, 2005). Para Santos *et al.* (2008) os metais presentes nos fluxos de água naturais de origem antropogênica são provenientes de descarga de águas de despejos de origem urbana, industrial e agropecuária.

Muitos desses elementos são essenciais a vida na Terra. Geralmente, as concentrações naturais estão na faixa de parte por milhão ou parte por bilhão e a natureza se encarrega de oferecer as quantidades necessárias para a manutenção saudável do ciclo vital. Outros metais não exercem nenhuma função conhecida no ciclo biológico. Em ambos os casos, a presença de concentrações crescentes de metais acima das naturais passa do meramente tolerável ao tóxico (Lemes, 2001).

Os dados apresentados a seguir representam informações sobre a sub-bacia do Taquaruçu Grande e sua área de influência no reservatório por um período de dois anos. Ba, Na, Si, K, Al, Mn, Zn, Li, Mg, Ca, Fe e Ag estiveram presentes em todos os pontos na maioria do período amostral. As FIG. 28 a 32 apresentam os resultados da distribuição dos metais e elementos-traço acima citados, avaliados nas amostras de água bruta. Como comparativo destaca-se no gráfico os limites preconizados pela resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005).

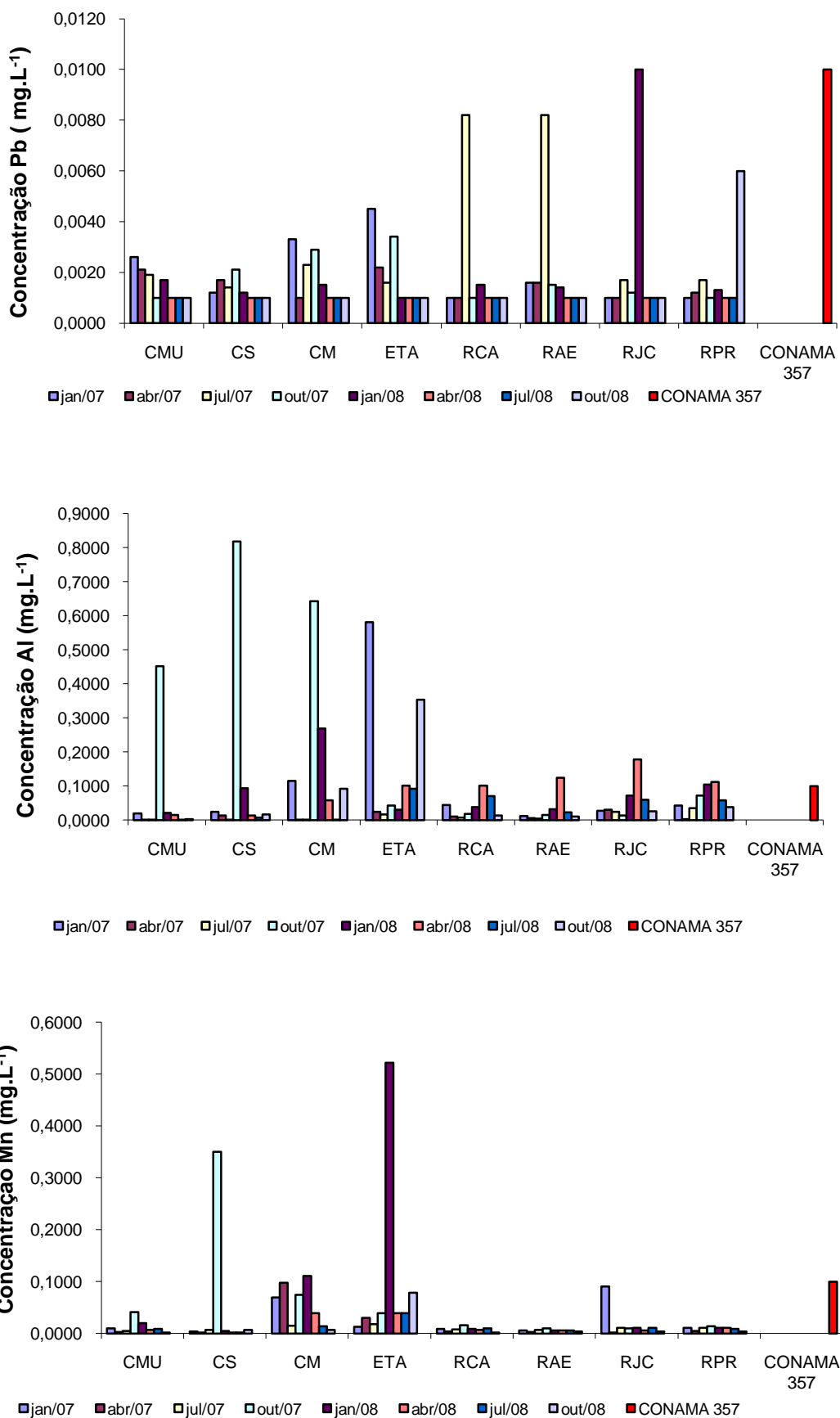


FIGURA 28 - Distribuição dos elementos chumbo, alumínio e manganês nas amostras de água bruta nos oito pontos amostrais

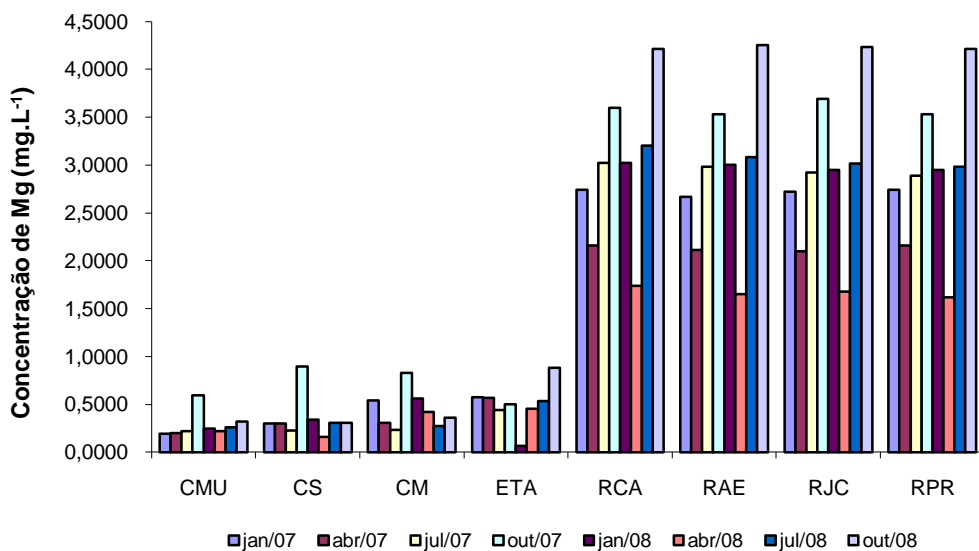
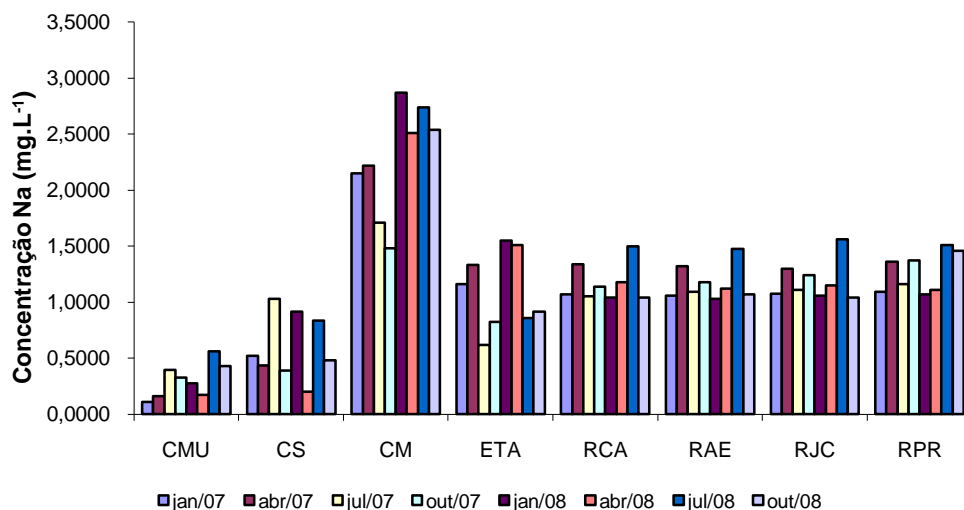
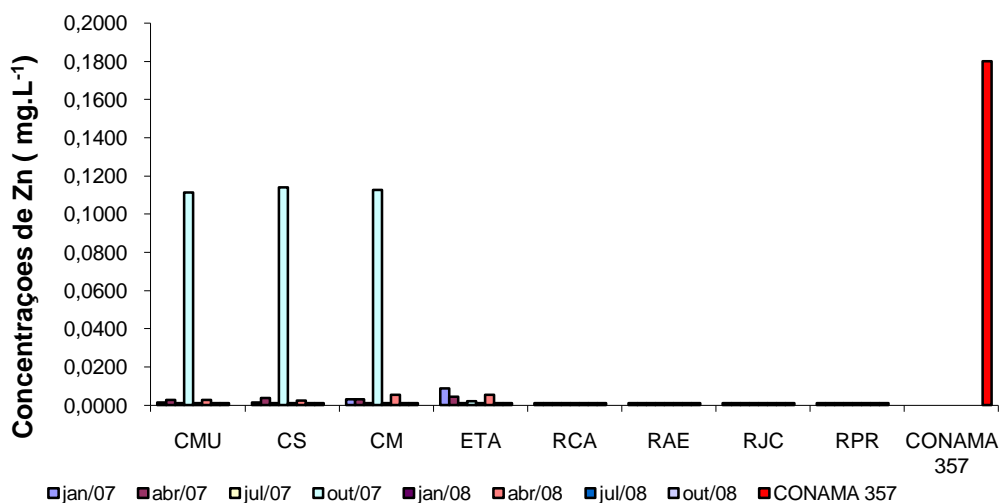


FIGURA 29 - Distribuição dos elementos zinco, sódio e magnésio nas amostras de água bruta nos oito pontos amostrais

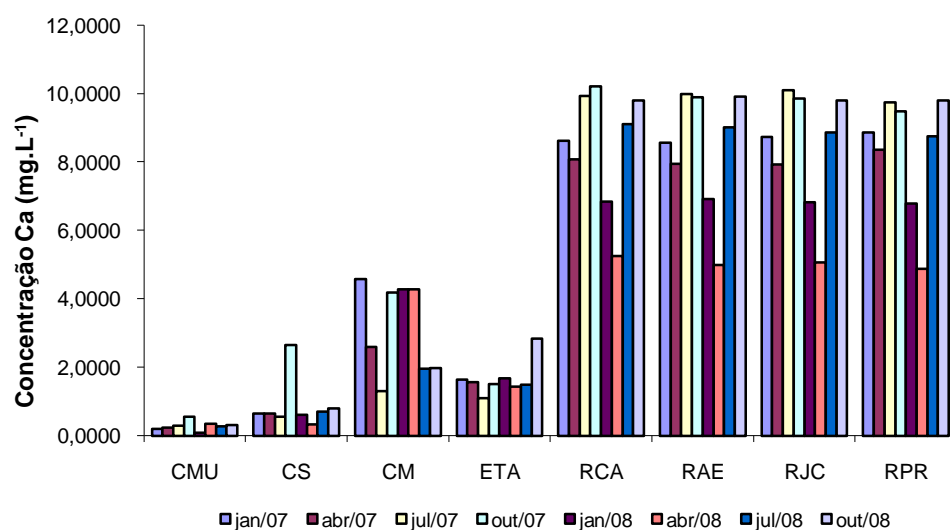
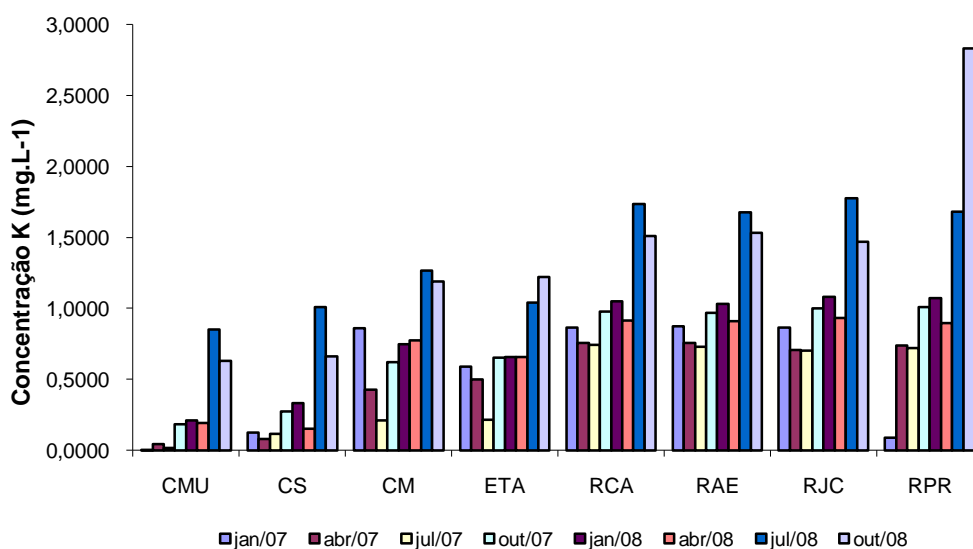
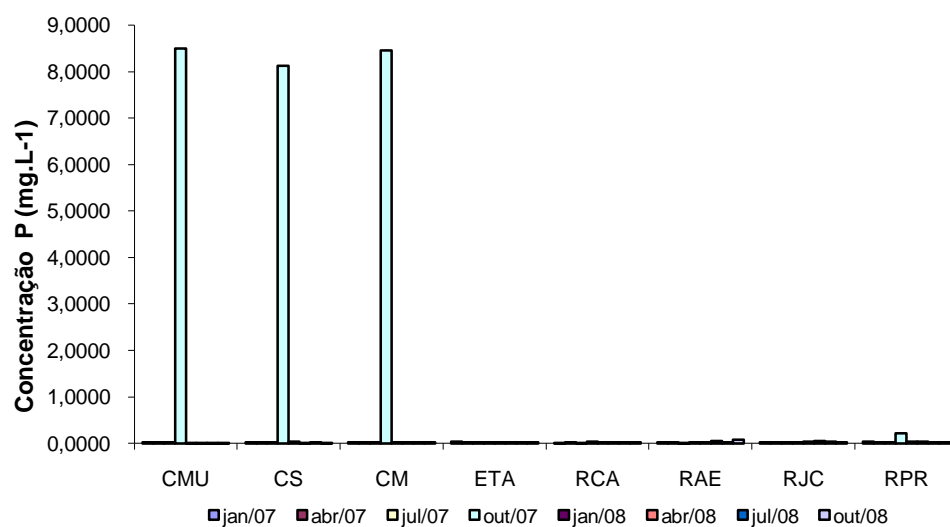


FIGURA 30 - Distribuição dos elementos fósforo, potássio e cálcio nas amostras de água bruta nos oito pontos amostrais

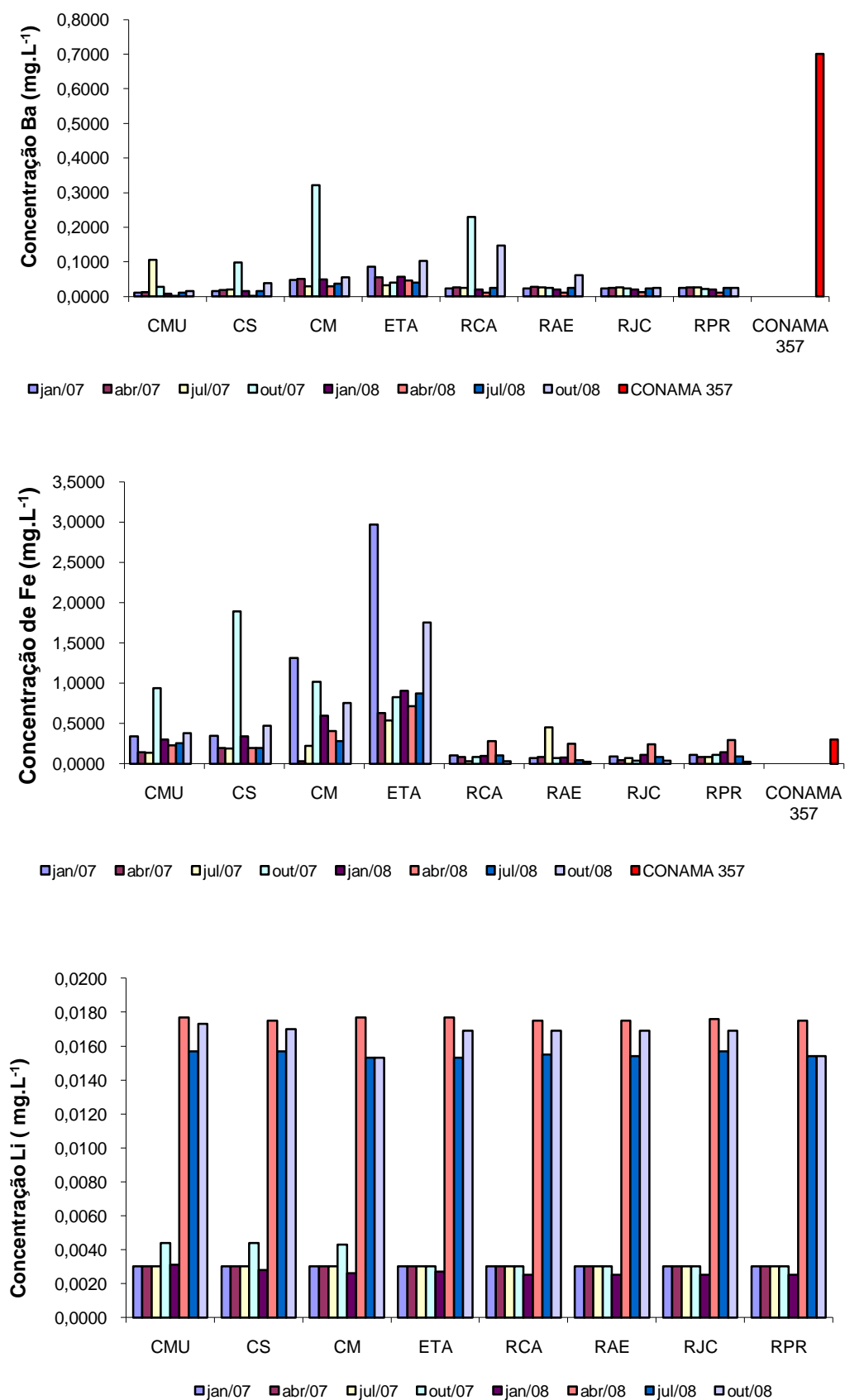


FIGURA 31 - Distribuição dos elementos bário, ferro e lítio nas amostras de água bruta nos oito pontos amostrais

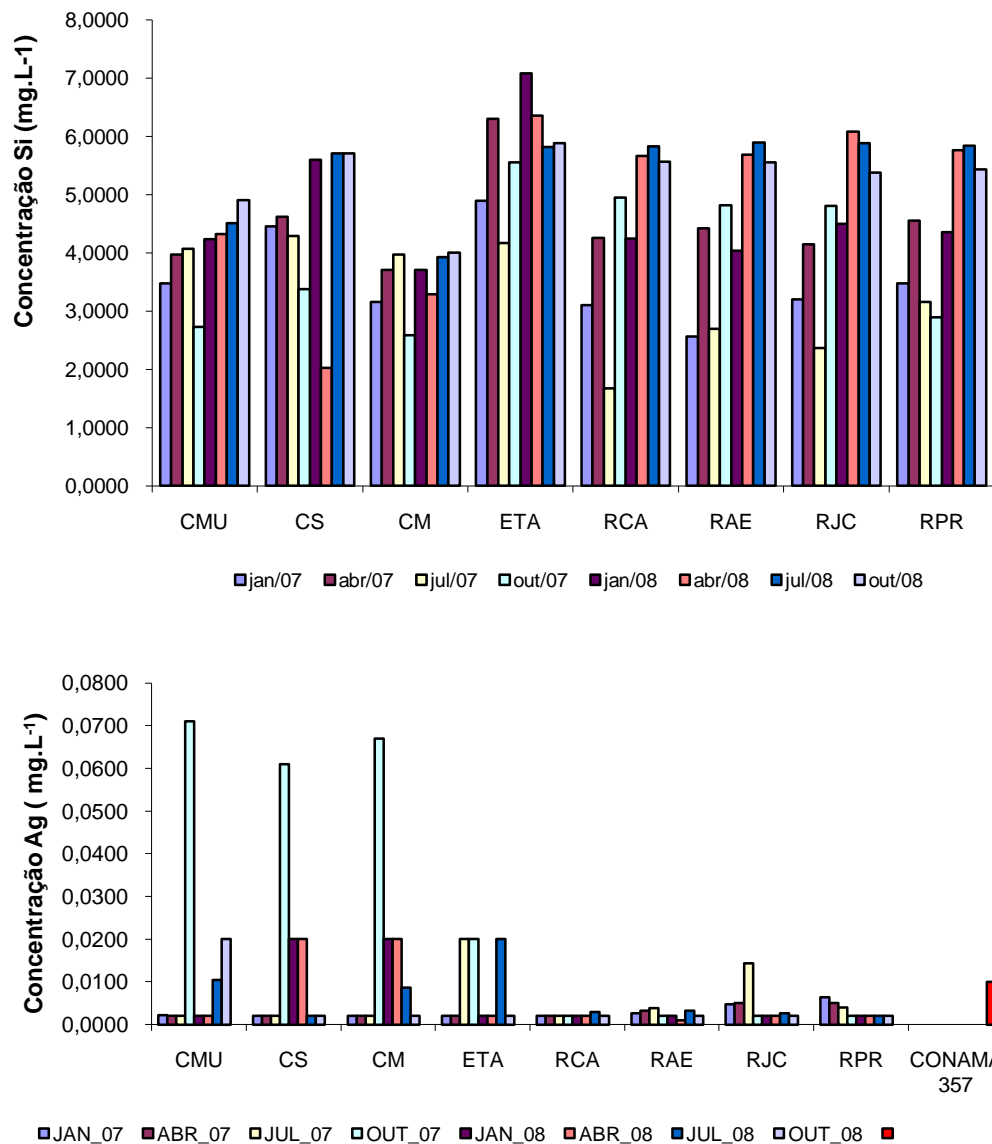


FIGURA 32 - Distribuição de silício e prata nas amostras de água bruta nos oito pontos amostrais

Na sub-bacia do Taquaruçu Grande as concentrações de Pb foram maiores na microbacia do córrego Machado e na ETA-06. No reservatório, RCA e RAE apresentaram maiores valores deste elemento em julho de 2007 (ambos com 0,082 mg.L⁻¹); RJC obteve maiores concentrações em janeiro de 2008 (0,010 mg.L⁻¹) e RPR em outubro do mesmo ano (0,060 mg.L⁻¹). De maneira geral, as concentrações deste elemento ocorreram em níveis naturais.

O Fe apresentou concentrações mais elevadas na sub-bacia que nos pontos do reservatório, principalmente no período da seca. 31,25 % das amostras

de Fe estiveram em desacordo com os limites propostos para águas de classe II da CONAMA 357.

Assim como o Fe, o Al também apresentou maiores medidas na sub-bacia do que no reservatório. As concentrações mais elevadas ocorreram na estação seca. Já o reservatório apresentou comportamento inverso, com maiores valores ocorrendo na chuva (abril/08). 20,3% das amostras de Al ultrapassaram o limite proposto para água de classe II da resolução CONAMA 357.

A tendência de apresentar maiores concentrações nas microbacias no período de estiagem também foi observada para Ag, que apresentou 20,3% das amostras em desacordo com o valor máximo permitido para água de classe II da resolução CONAMA 357.

O córrego Machado e ETA-06 foram as estações amostrais que apresentaram concentrações constantes de Mn ao longo do período amostral. Somente 4,65% das amostras apresentaram valores maiores que os estabelecidos pela CONAMA 357.

O Zn e o P apresentam concentrações significativas somente nas microbacias e em único período amostral (outubro/07), mesmo comportamento apresentado pelo Ba. Os valores obtidos para as concentrações de Zn nas microbacias não estiveram em desacordo com o máximo permitido pela CONAMA 357.

As medidas de Na foram contínuas no reservatório oscilando de 1,04 a 1,56 mg.L⁻¹, porém na sub-bacia, o córrego Machado apresentou maiores concentrações deste elemento em relação a todos os sítios amostrais; e o córrego Mutum as menores.

A área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório apresentou concentrações de Mg e Ca mais elevadas que na sub-bacia, comportamento inverso ao apresentado pelo Fe que obteve medidas mais elevadas na sub-bacia, principalmente no córrego Machado e ETA-06 onde 8,25% das amostras apresentaram valores maiores aos limites preconizados pela CONAMA 357 provavelmente associados aos aspectos geológicos regionais.

K e Si foram presentes em todos os sítios amostrais, durante todo o período deste estudo. Na estação amostral ETA-06 o Si apresentou maiores concentrações quando comparado com os demais pontos. O K ocorreu em concentrações maiores no reservatório que na sub-bacia, porém observou-se que

o córrego Machado e a ETA-06 apresentaram durante o período amostral concentrações similares e maiores que nos córregos Serrote e Mutum.

A ocorrência do Li, acima do limite de quantificação se deu em todos os sítios amostrais a partir de abril de 2008, com valores acima de $0,0031 \text{ mg.L}^{-1}$ permanecendo nesta tendência até o último período amostral (outubro 2008).

Avaliando-se os resultados verificou-se que na água bruta alguns elementos apresentaram valores abaixo do limite de quantificação da metodologia aplicada. Não foi observada para as amostras de água bruta, distribuição para os elementos Sn, Sb, Se e Hg.

Os elementos B, V, Cr, Ni, Cu, Mo, Be, P e As somente apresentaram medidas nas microbacias nas coletas de outubro de 2007, período de estiagem. Dentre estes elementos Cr, Cu, e Ni apresentaram concentrações acima do limite preconizado pela CONAMA 357 em 4,87% das amostras e Be em 1,56%.

O Co assim como os elementos acima citados, também ocorreu somente nas microbacias (CMU, CS e CM) e apresentou concentrações em desacordo com o limite proposto pela resolução CONAMA 357 em janeiro e outubro de 2007 em 6,25% das amostras. Observou-se, porém, que em janeiro de 2007 o Co ocorreu unicamente na microbacia do córrego Mutum.

O elemento Cd ocorreu em alguns sítios amostrais, no período da seca com concentrações um pouco acima dos limites de quantificação.

A área amostral apresentou, de forma geral, concentração de metais e elementos-traço em níveis naturais para águas de classe II, da CONAMA 357. A TAB.14 apresenta os elementos com valores superiores aos permitidos pela referida resolução.

TABELA 14: Amostras com valores de quantificação superiores ao permitido pelo CONAMA 357 (%)

Variável	% das amostras com valores superiores ao permitido pela resolução CONAMA 357
Al	20,3
Ag	20,3
Be	1,56
Co	6,25
Cr	4,87
Cu	4,87
Fe	31,25
Mn	4,65
Mo	6,25
Ni	4,87
Zn	4,87

O Fe, Al e Ag apresentaram o maior número de amostras em desacordo com a CONAMA 357. Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Para Barros (2009) o ferro é um dos constituintes essenciais do solo está associado aos fenômenos de erosão e lixiviação. O solo do cerrado possui naturalmente alta concentração de ferro principalmente na forma de óxido de ferro (hematita e goethita). Apesar de não se constituir em um elemento tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (CETESB, 2006).

Na Amazônia, Côrte *et al.* (2005), em estudos biogeoquímicos de metais no rio Corumbiara (RO) e seus tributários, observaram que as maiores concentrações encontradas foram de Fe e Mn proveniente da formação geológica. Para Moreira e Boaventura (2003) na ausência de poluição, os níveis de base, "background", da maior parte dos elementos são determinados pela litologia original e pelo efeito e magnitude do intemperismo. Segundo Ferreira *et al.* (2009) a elevada acidez e grande presença de Al e Fe em latossolos do cerrado favorecem a presença de manganês disponível, sendo que na microbacia do Córrego Machado a predominância é desse tipo de solo (Barros, 2009).

A presença constante de alumínio pode ser explicada por uma das características do solo do bioma cerrado, que possui elevado teor desse elemento presente (Barros, 2009), fato também atribuído a Ag.

Maia *et al.* (2006) em estudos sobre a distribuição de elementos-traço no lago Paranoá observaram que os elementos Sr, Fe, Al, Ba, V, Cr e Mg estão associados principalmente à geologia e são provenientes dos processos de erosão e/ou intemperismo.

Föorstner & Wittmann (1981) classificaram os metais "pesados" e elementos-traço como não-tóxicos, tóxicos ou muito tóxicos. Entretanto, segundo Leite (2002), somente o Sb, As, Be, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Ag, Ti e Zn estão incluídos na *Priority Pollutants List (Black List)* por agências de controle ambiental em todo o mundo, sendo reconhecidos como elementos potencialmente perigosos à saúde humana e à biota aquática. Nenhum destes elementos se apresentou em

concentrações preocupantes nos pontos amostrais.

6.4.2 Análise integrada dos metais e elementos-traço

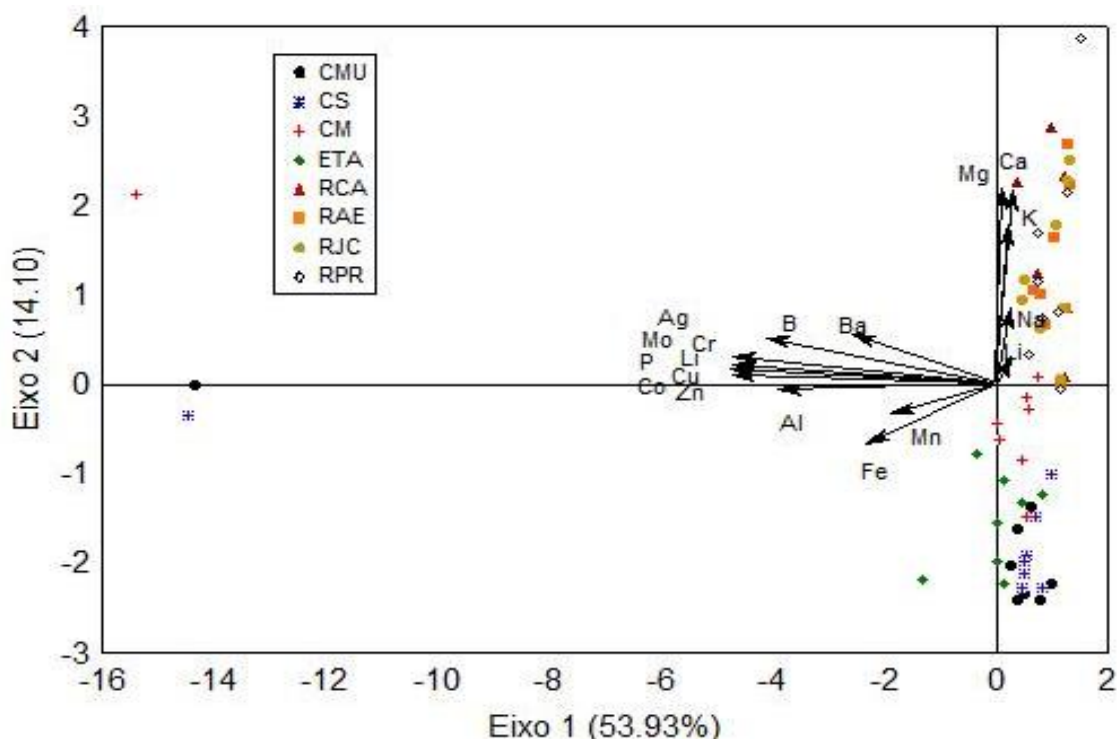
Os metais considerados na análise estatística foram: B, Al, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Mo, Li, Mg, P, Ca, Fe, Ba, Co, Na, Si, K e Ag. A TAB.15 apresenta um resumo da análise de componentes principais.

TABELA 15: Autovalores e percentual de explicação dos eixos da análise de componentes principais com os metais e elementos-traço na água bruta

	Auto valor da componente	Variabilidade explicada pelo componente (%)	Variabilidade total explicada (%)
Eixo 1	10,06	52,93	52,93
Eixo 2	2,68	14,10	67,03

A Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com os metais e elementos-traço revelou que os eixos 1 e 2, retidos segundo o critério de Broken-Stick, explicaram 67,03% da variabilidade dos dados com contribuições significativas dos elementos que apresentaram as mais altas correlações. O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (PCA 1) apresentou autovalor de 10,6 e explicou 52,93% da variabilidade. Os metais e elementos-traço que mais contribuiriam negativamente para a formação desse eixo foram B, Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, P, Co e Ag. O segundo eixo explicou 14,10% da variabilidade (TAB.15) (CCS, com autovalor de 2,68). Os elementos mais importantes para este eixo foram Mg, Ca, K e Na, os quais estiveram relacionados positivamente.

A FIG.33 mostra uma representação gráfica dos resultados destacando a variabilidade entre os pontos amostrados, bem como suas relações com os elementos-traço. A TAB.16 apresenta a correlação dos elementos-traço com os componentes principais retidos na análise.



=
FIGURA 33: Análise de componente principal dos metais e elementos-traço.

TABELA 16: Resultado das associações dos metais com os eixos

Metais e elementos-traço	Eixo 1	Eixo 2
B	-0.8579	0.21560
Al	-0.8297	-0.00357
Cr	-0.9871	0.09171
Mn	-0.3855	-0.16790
Ni	-0.9870	0.09394
Cu	-0.9765	0.10010
Zn	-0.9875	0.08187
Mo	-0.9879	0.09331
Li	0.1729	0.12070
Mg	0.2300	0.90320
P	-0.9869	0.09530
Ca	0.2183	0.90450
Fe	-0.5007	-0.35200
Ba	-0.5282	0.23230
Co	-0.9861	0.09358
Na	0.1458	0.34910
Si	0.3092	-0.01729
K	0.2610	0.77150
Ag	-0.9169	-0.03388

De acordo com as associações dos metais e elementos-traço com os eixos, pode-se observar que o eixo 1 caracterizou a variação entre os pontos amostrados (Kruskal-Wallis) diferindo os pontos das microbacias com o reservatório. As amostragens nos córregos no mês de outubro (seca) apresentaram elevadas concentrações de muitos dos elementos analisados como o B, Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, P, Co, e Ag, caracterizando uma elevada variabilidade dos escores no eixo 1, observada tanto na FIG. 33 quanto na FIG. 34.

Em estudo na água da lagoa Azul em Siderópolis, SC; Silvano (2003) observou que quando os dados foram ordenados, as unidades amostrais se agruparam negativamente pelo Ni, Mn e Zn; mesmo comportamento obtido para os pontos amostrais deste estudo. Ainda no estudo de Silvano (2003) as concentrações de Cr ficaram abaixo do limite detectável do método analítico, os maiores valores de Ni ocorreram na seca e a elevação da concentração de Mn pode ter ocorrido devido à baixa precipitação no período.

As concentrações mais elevadas de B, Al, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, P, Co, e Ag nos pontos amostrais da sub-bacia do Taquaruçu Grande, na estiagem, podem estar associadas à baixa profundidade dos córregos, que apresentaram água rasas neste período. Para Tonietto (2006) os metais estão originalmente distribuídos no ambiente em razão dos ciclos biogeoquímicos da matéria. O intemperismo dissolve rochas, podendo transportar metais para rios e lagos, solos adjacentes. Já Yabe e Oliveira (1998) discutem que se por um lado existe a incorporação de metais estranhos ao corpo d'água, provenientes da atividade antrópica, por outro a contribuição pode ser de elementos participantes dos ciclos hidroggeoquímicos. Os autores encontraram altas correlações entre os elementos Pb, Ni, Cr e Cu; Ca e Mn; e Ca e Mg, mostrando a interferência do intemperismo, devido às águas rasas no período de estiagem na bacia do ribeirão Cambé, Londrina, Paraná. Dos elementos salientados por Yabe e Oliveira (1998), somente foram significantes para a sub-bacia do Taquaruçu Grande os elementos Ni, Cr e Cu que apresentaram concentrações acima do limite de quantificação somente em outubro de 2007.

O eixo 2 também representou uma variação entre os locais analisados, com diferenciação significativa entre os córregos com os pontos do reservatório, fato relacionado às elevadas concentrações de Mg, Ca, K e Na no reservatório. Além disso, o eixo 2 também mostrou uma separação sazonal (Kruskal-Wallis).

Durante o período seco foram registrados os maiores valores de Mg, Ca, K e Na. A TAB. 17 apresenta os resultados do teste de Kruskal-Wallis com os escores dos eixos da PCA. Não foi possível utilizar ANOVA porque não atingiu o pressuposto de homocedasticidade.

TABELA 17: Resultados de Kruskal-Wallis com os escores dos eixos da PCA

		H	P
Eixo 1	Local	32.96	0.00003
	Estação	0.1516	0.69700
Eixo 2	Local	47.49	0.00000
	Estação	8.3338	0.00390

Legenda: H= Kruskal-Wallis, P= valor

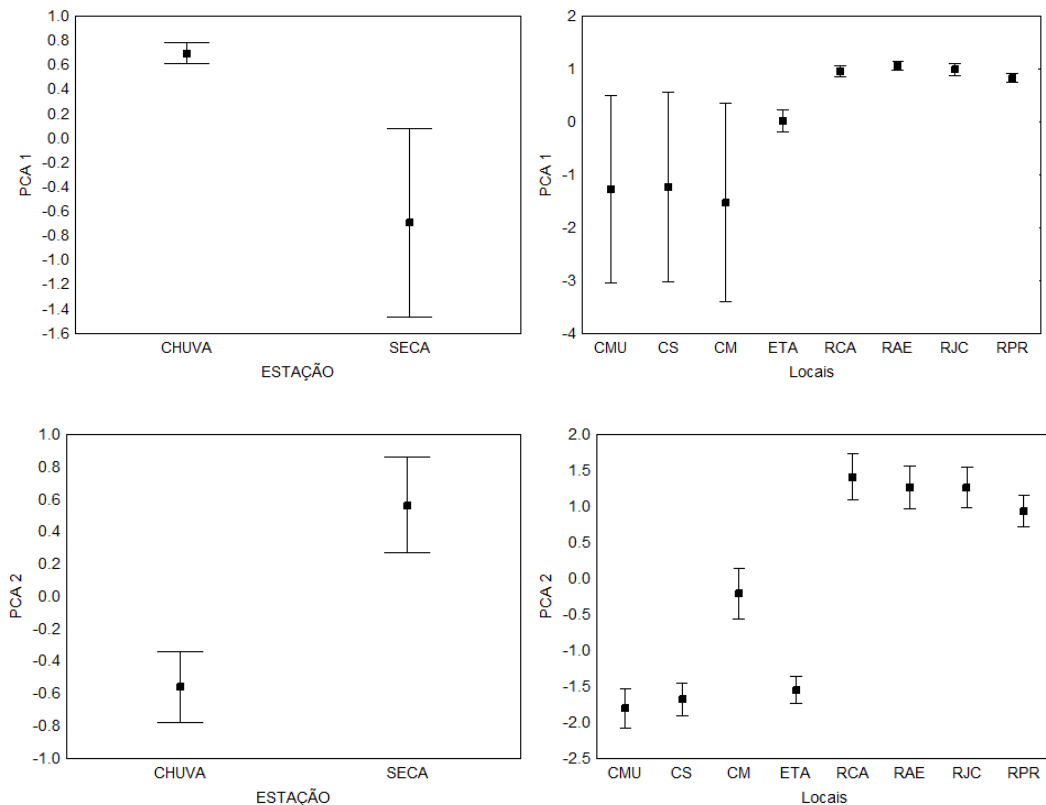


FIGURA 34 - Principais fontes de variação dos escores da PCA. Distribuição média (e erro padrão) dos escores quanto a variabilidade temporal: A – eixo1; C – Eixo 2. Distribuição média (e erro padrão) dos escores quanto variabilidade espacial: B – eixo1; D – Eixo 2.

Para Leite (2002) a presença de metais e outras substâncias inorgânicas em rios e reservatórios é atribuída aos processos naturais e as atividades humanas. A entrada de metais em lagos e reservatórios é o resultado de processos químicos e físicos como o intemperismo e o carreamento de solos e

rochas, sendo que esses processos resultam em valores iniciais de metais em águas naturais. As águas superficiais de determinadas áreas podem apresentar relativamente altas concentrações de elementos como resultado do contato de partículas de solo e rochas.

Santos *et al.* (2008) destacam que a circulação e distribuição das espécies químicas no sistema aquático são bem definidas, entretanto sua dinâmica é influenciada pelas variações climáticas. Em períodos de intensas chuvas ocorrem nítidas alterações nas concentrações das espécies químicas dissolvidas nas amostras das águas de rio e de reservatório. Contudo, observaram que imediatamente após o término das chuvas o sistema começa a absorver o impacto causado pelo aporte das espécies químicas durante a inundação. A presença de Mg, Ca, K e Na nos pontos do reservatório na estiagem pode ter sido influenciada pela sazonalidade e pelo hidrodinamismo diferenciado dos locais lânticos, uma vez que os rios desempenham a principal tarefa no transporte de substâncias em solução ou em associação com sólidos suspensos atuando como coletor de descarga de metais da bacia de drenagem (Jackson, 1991), e podem depositá-los nos reservatórios artificiais que funcionam como um ambiente coletor desses eventos.

6.5 Análise estatística integrada dos dados / Associações da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais

Os parâmetros utilizados para a análise estatística integrada dos dados foram os elementos selecionados nas PCAs (temperatura, condutividade elétrica, STD, nitrato, sólidos fixos, ortofosfato e pH). Dentre os metais e elementos-traço estão Al, Zn, Mg, Ca, Na, K, Fe e Ag. A partir destes dados foram realizadas correlações das dimensões da NMDS da comunidade fitoplanctônica com os parâmetros selecionados previamente nas PCAs.

Os elementos B, Cr, Ni, Cu, Mo, e P que foram significativos na PCA dos metais e elementos-traço foram excluídos desta análise em função de apresentarem registros nas microbacias somente nas coletas de outubro de 2007 (estiagem). Pelo fato do Fe apresentar valores acima dos propostos para água de classe II nas microbacias, foi incluído na análise.

A TAB.18 apresenta as correlações das variáveis limnológicas, metais e elementos-traço com as dimensões da NMDS.

TABELA 18: Correlações entre as variáveis limnológicas, metais e elementos-traço com as dimensões da NMDS

Variáveis limnológicas/ Metais e elementos-traço	NMDS 1	NMDS 2
Al	-0,06	0,06
Zn	0,02	0,10
Mg	-0,57	-0,27
Ca	-0,59	-0,32
Na	-0,10	-0,37
K	-0,41	-0,26
Fe	0,08	0,09
Ag	0,08	0,14
Nitrato	-0,16	-0,36
Ortofosfato	0,10	0,09
Temperatura da água	-0,57	-0,27
pH	0,02	-0,04
Cond	-0,50	-0,32
STD	-0,47	-0,27
Sólidos fixos	0,16	-0,29

Mg, Ca, Na, K, nitrato, temperatura da água, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos correlacionaram-se negativamente com a dimensão 1. Quando considerado a dimensão 2, também foram incluídas com variáveis importantes para a distribuição fitoplanctônica Na, K e sólidos fixos. Desta forma, foi possível destacar que a estrutura da comunidade fitoplanctônica está claramente diferenciada entre reservatório e os córregos, e apresenta uma forte associação com as variáveis limnológicas e elementos-traço (Figura 35).

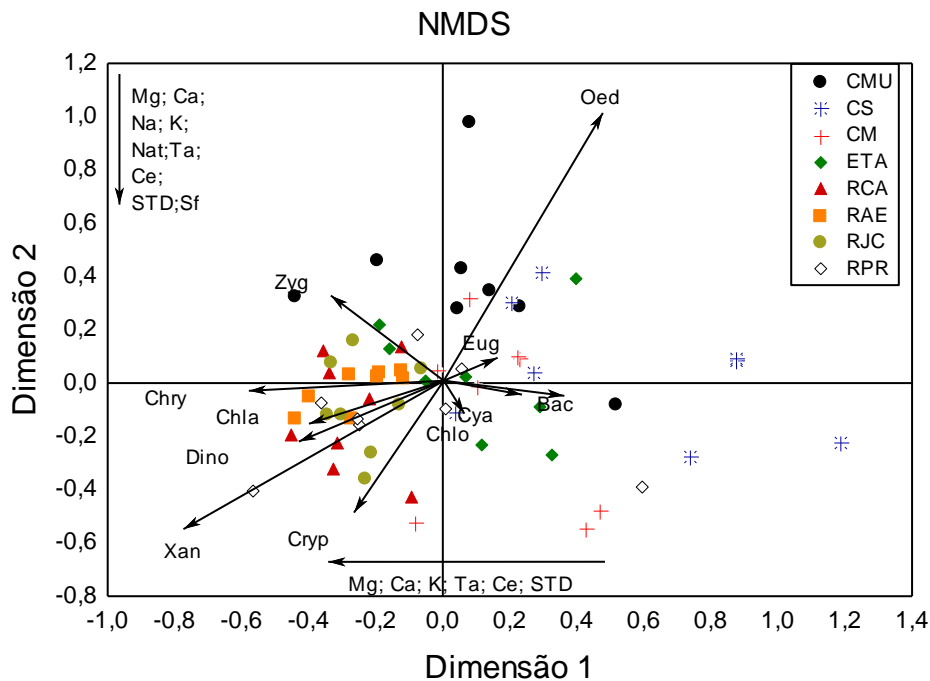


FIGURA 35: NMDS da comunidade fitoplanctônica e suas respectivas correlações significativas

Os grupos *Euglenophyceae*, *Bacillaryophyta* e *Oedogoniophyceae* foram mais representativos nas microbacias e ETA-06, onde foram registrados menores concentrações de Mg, Ca, Na, K, nitrato, temperatura da água, condutividade elétrica, STD e sólidos fixos quando comparados ao pontos do reservatório. Ao passo que Xantophyceae, Cryptophyceae, Crrysophyceae, Dinophyceae e Chlorophyceae foram mais importantes no reservatório, onde foram registrados maiores valores concentrações de Mg, Ca, Na, K, nitrato, temperatura da água, condutividade elétrica, STD e sólidos fixos.

Os grupos *Chlorophyceae* e *Cyanobacteria* foram representativos tanto no reservatório quanto nas microbacias.

Em geral, os ambientes amostrados no reservatório seguiram o mesmo padrão de variação, principalmente devido às espécies mais abundantes *Chlorophyceae*, *Bacillaryophyta* e *Cyanobacteria*, representado por uma distribuição menos dispersa na NMDS, o que configura uma maior homogeneidade espacial e temporal da flora fitoplanctônica no reservatório do que nos córregos.

Os resultados deste estudo mostraram que, dentre os grupos fitoplanctônicos significativos para a dimensão 1 da NMDS, *Euglenophyceae*, *Bacillaryophyta* e *Oedogoniophyceae* foram representativos das microbacias e ETA-06 em decorrência da maior diversidade de espécies nestes locais. Estes grupos podem ter sido influenciados pelas concentrações de Mg, Ca, Na, K, nitrato, temperatura da água, condutividade elétrica, STD e sólidos fixos que foram inferiores nestes locais quando comparados aos pontos do reservatório. Apesar de as maiores concentrações de Mg, Ca, K e Na ocorrerem nos pontos lênticos durante o período seco, nas microbacias foram registrados os maiores valores destes metais e elementos-traço. A baixa profundidade dos córregos no período de estiagem pode ter sido fundamental para os resultados obtidos, uma vez que a evaporação mais intensa nesse período associada às baixas vazões podem ter aumentado as concentrações de Mg, Ca, K e Na na microbacias.

De maneira geral, a temperatura da água, nitrato, condutividade elétrica, STD e sólidos fixos ocorreram em menores valores nas microbacias na estiagem. De acordo com Cogo (2005), quando há maior presença de material inorgânico e menor de material orgânico, a origem desse material pode estar associada à litologia na bacia de drenagem do rio, que apresenta pouca entrada de material orgânico de origem detrital.

A baixa temperatura pode ter influenciado os menores valores de condutividade elétrica, uma vez que estas variáveis limnológicas são diretamente proporcionais, ou seja, quando há elevação de temperatura ocorre elevação nos valores de condutividade elétrica.

A dinâmica da comunidade fitoplanctônica pode ter sido influenciada pela sazonalidade uma vez que, as condições de baixas profundidades e vazões mais reduzidas da estiagem provavelmente estimularam a influência do perítón. *Oedogoniophyceae* e *Bacillaryophyta* também são grupos perifíticos (Train e Rodrigues, 2004; Train *et al.*, 2005) que podem se desprender do sedimento de fundo e incorporar o plâncton. Para Buss e Nessimian (2003) os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações e a biota aquática reage a esses estímulos, sejam naturais, sejam antrópicos.

Chlorophyceae e *Cyanobacteria* foram importantes tanto no reservatório como nas microbacias e são grupos que tem suas densidades intensamente relacionadas à presença de nutrientes. Os corpos aquáticos pertencentes à sub-

bacia do Taquaruçu Grande puderam ser classificados de maneira geral, em média anual, como mesotróficos. O córrego Serrote, dentre as microbacias avaliadas, foi o que apresentou as melhores condições de trofia, se mostrou oligotrófico na maioria do período avaliado o que demonstra suas características prístinas.

Nas microbacias os menores valores de nitrato ocorreram nos córregos Serrote e Mutum. O fato de o córrego Machado apresentar maiores valores de nitrato, dentre as microbacias, pode indicar a interferência do mesmo nas concentrações de nutrientes na área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório e conseqüente maior densidade de cianobactérias toxigênicas (*Planktotrix isotrix*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis* spp) e *Chlorococcales*.

Os usos mais intensos do solo da sub-bacia na região do córrego Machado influenciaram na qualidade da água deste corpo hídrico. Por sua localização em área urbana, com solo exposto e impactado por ações antrópicas, esta microbacia apresentou resultados diferenciados das outras com maiores concentrações de turbidez, condutividade, matéria orgânica e nutrientes principalmente no período chuvoso e pode ter contribuído para o aumento de nutrientes e da densidade da comunidade fitoplanctônica no locais de sua influência no reservatório.

A heterogenidade da composição fitoplanctônica, principalmente nos pontos localizados na área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório da UHE Lajeado, evidenciou que as variáveis limnológicas (temperatura da água, condutividade elétrica e sólido totais dissolvidos) e metais e elementos-traço (Mg, Ca, K,) apresentaram associações principalmente com os grupos fitoplanctônicos que ocorreram em menores densidade como *Cryptophyceae*, *Xanthophyceae*, *Chrysophyceae*, *Dinophyceae* e *Chlamydomphycae* (dimensão 2) ou seja, existiu uma tendência de aumento das concentrações destes parâmetros nos pontos lânticos que pode ter influenciado o estabelecimento destes grupos no reservatório. Oedogoniophyceae e Zygnemaphyceae foram os grupos associados positivamente a estes parâmetros.

A presença de Mg, Ca, K e Na nos pontos do reservatório na estiagem pode ter sido influenciada pelo hidrodinamismo diferenciado dos locais lânticos (com maior tempo de retenção da água) uma vez que estes pontos podem estar atuando como coletor de descarga de metais da bacia de drenagem.

Na estiagem ocorreu uma elevação da densidade nos pontos lênticos, fato associado ao maior tempo de retenção da água e ao aumento de nutrientes no reservatório provavelmente oriundos do córrego Machado. A alta estabilidade da coluna de água e elevada disponibilidade de nutrientes e de radiação subaquática no reservatório propiciaram um expressivo desenvolvimento do fitoplâncton nesses pontos, que foram bastante semelhantes quanto à composição e densidade. Em decorrência do desenvolvimento significativo da ficoflórula, estes locais podem ser importantes contribuintes de inóculos para o corpo central do reservatório. Em geral os ambientes amostrados no reservatório seguiram o mesmo padrão de variação, com as espécies abundantes distribuídas principalmente em *Chlorophyceae*, *Bacillariophyta* e *Cyanobacteria*.

No reservatório os pontos se apresentaram mesotróficos de maneira geral, porém com condições de eutrofia no período de estiagem. Nitrato e sólidos fixos apresentaram maiores concentrações nos pontos do reservatório no período de estiagem. A análise da variação sazonal sugere que as condições de eutrofia tornam-se mais intensas com o avançar da estação seca e podem ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados e também pela influência das águas ricas em nitrato do córrego Machado. A maior concentração de sólidos fixos nos pontos lênticos, na estiagem, provavelmente está associada à baixa profundidade o que facilita a ressuspensão dos sedimentos pela ação dos ventos e do hidrodinamismo local.

7 CONCLUSÕES

A avaliação da qualidade da água utilizando variáveis físicas, químicas e biológicas, principalmente nutrientes e metais, é uma ferramenta importante para o conhecimento da distribuição dos mesmos na sub-bacia do Taquaruçu Grande, assim como servem de padrão de referência para balizar medidas e políticas públicas de preservação e melhoria da qualidade ambiental na área de estudo.

Os dados obtidos e a discussão sobre a qualidade da água do ribeirão Taquaruçu Grande ao reservatório da UHE Lajeado permitiram concluir que:

- A qualidade da água da sub-bacia do Taquaruçu Grande apresentou forte correlação com o uso da terra nas microbacias. A variação do uso do solo se relacionou como fator causal da caracterização dos nutrientes. Os córregos Serrote e Mutum apresentaram valores inferiores de nitrato e ortofosfato, quando comparados aos pontos lênticos, demonstrando que o córrego Mutum, se apresentou pouco impactado por atividades agropastoris e se assemelhou com o córrego Serrote que tem margens preservadas. Já o córrego Machado apresentou as maiores concentrações que nos demais usos do solo na sub-bacia do Taquaruçu Grande, provavelmente associadas à drenagem urbana e esgotos que transportam uma carga maior de nutrientes.
- As variações sazonais de alguns parâmetros limnológicos assim como metais e elementos-traço apresentaram relação com as características naturais, principalmente com os períodos chuvosos. As concentrações médias das variáveis limnológicas analisadas apresentaram-se dentro dos limites propostos pela CONAMA N°357, porém cabe observar que as maiores concentrações de nitrogênio total e ortofosfato não foram relacionadas com eventos naturais, tendo em vista que a estreita relação entre esses fatores aponta para o aporte de nutriente alóctone por vias difusas ou pontuais principalmente relacionadas ao córrego Machado que interferiu diretamente na qualidade da água dos pontos do reservatório.
- A característica de eutrofia no córrego Serrote na seca de 2008 pode indicar que os níveis mais elevados de fósforo são de origem natural na área preservada. Esta ocorrência, torna o fósforo um parâmetro inadequado para a caracterização da qualidade da água, se utilizado como parâmetro de

referência regional uma vez que faz parte das características geoquímicas do local e se normalmente se encontra em concentrações elevadas, ocorrendo às vezes acima dos os limites propostos pelo CONAMA 357 para águas de classe II.

- A qualidade da água da área de influência do Taquaruçu Grande no reservatório da UHE Lajeado se diferenciou do Taquaruçu Grande principalmente em relação aos valores de condutividade elétrica, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos, fosfato e pH que apresentaram maiores concentrações no pontos amostrais do reservatório. Estes parâmetros foram mais elevados no período chuvoso, fato atribuído ao aporte de material alóctone carregado pelas chuvas ao reservatório aumentando suas concentrações e interferindo na dinâmica da comunidade fitoplanctônica.
- Os metais Mg, Ca, Na e K foram importantes descritores da qualidade química das águas do reservatório e da sub-bacia e servem como parâmetros de referência para estes locais.
- A ficoflórula dos pontos lênticos se caracterizou por também apresentar espécies toxigênicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborski*, *Planktolyngbya limnetica* que podem ser inóculos para o corpo central do reservatório e alterar sua qualidade de água dependendo da concentração de nutrientes e sazonalidade.
- Do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos, se faz necessário o monitoramento hidrológico das microbacias, principalmente dos córregos Mutum e Serrote, pois podem atuar como águas de referência para a comparação com outras microbacias impactadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. Manejo e Monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Eds.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. EDUEM, p. 319-364. Maringá, 1997.
- Almeida, L. M. R.; Giani, A. Efeitos de duas fontes nitrogenadas (amônia e nitrato) no crescimento de duas espécies de clorofíceas: *Eutetramorus planctonicus* e *Oocystis lacustris*. **Anais da III Semana de Pós-Graduação da UFMG**. Belo Horizonte, 2002.
- Alves da Silva, S. M.; Bridi, F. C. Euglenophyta in the Jacuí Delta State Park, Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. 3. The genus *Strombomonas* Defl. **Acta Botanica Brasiliense**, v. 18, n. 3, p. 555-572. Brasília, 2004.
- Alves da Silva, S.M.; Juliano, A.B.; Ferraz, G. C. Euglenophyceae pigmentadas em lagoa ácida rasa, Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **IHERINGIA**, Sér. Bot., v. 63, n. 1, p. 15-36. Porto Alegre, 2008.
- Amorim, B. **Análise comparativa de processos de eutrofização da área em reservatórios do Estado do Ceará e sua relação com as características morfológicas, hidrológicas e climáticas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – área de concentração Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Fortaleza, 2001.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Superintendência de Recursos Hídricos. **A região hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia**. Brasília, 2006.
- Andrade, E. M.; Araújo, L. F.P.; Rosa, M. F.; Gomes, R. B.; Lobato, F. A. O. Assessment of the surface water quality in the upland of Acaraú watershed, Ceará, Brazil. **Ciência Rural**. V 37, n. 6, p 1791-1797. Santa Maria, 2007.
- ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). <http://www.aneel.gov.br/area.cfm?id_area=106 > Acesso em 12/08/2010.
- APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington APHA/WEF/AWWA, 2005.
- Ayres, F. M. **Diagnóstico da Qualidade da água do reservatório de Tanque Grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, no período compreendido de 1990 a 2005**. Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Análise Geoambiental da Universidade de Guarulhos. Guarulhos, 2007.
- Barbosa, F. A. R.; Padisak, J. ; Espindola, E. L. G. ; Borics, G.; Rocha, O. The cascading reservoir continuum concept. (CRCC) and its application to the river Tietê Basin, Sao Paulo state, Brazil. In: Tundisi, J.G.; Straskraba, M. (eds.).

Theoretical reservoir ecology and its applications. p. 425-437. Institute International of Ecology. São Carlos, 1999.

Barros, E. K. E. **Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificação do conflito de uso da terra na bacia do Ribeirão Taquarussu Grande, Palmas – TO.** Monografia. Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2007.

Barros, D. J. **Análise da ocorrência de metais em águas superficiais e produção de sedimentos na rede hidrográfica do ribeirão Taquaruçu Grande, Palmas-TO.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2009.

Bessa, G. F. **Análise temporal e especial de diversidade zooplanctônica do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2008.

Bianchini Jr., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. **Perspectivas na Limnologia do Brasil.** Pompêo, M. L. M. (Ed.) Editora União. São Luis, 1999.

Bicudo, C. E. M.; Carmo, C. F.; Bicudo, D. C.; Henry, R.; Pião, A. C. S.; Santos, C. M.; Lopes, M. R. M. Morfometria de três reservatórios do PEFI. *In:* Bicudo, D.C.; Forti, M.C.; Bicudo C.E.M. (eds.). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): Unidade de Conservação que resiste à urbanização de São Paulo.** Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 143-160. São Paulo, 2002.

Bicudo, C. E., Menezes, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil** (chave para identificação e descrições). Rima. São Carlos, 2005.

Bini, L. M. Análise multivariadas e Limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. *In:* Bicudo, D. C e Bicudo, C. E. M. **Amostragem em Limnologia.** Rima, São Carlos, 2007.

Bonatto, G.; Reis, D. F.; Bessa, G. F.; Marques, A. K.; Peixoto, R. H. B.; Moraes, P. B. Influência de uma draga autopropulsada de dragagem subaquática no reservatório da UHE Lajeado. **Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia.** Ilhéus, BA, 2005.

Bonatto, G. **Usos da terra e produção de sedimentos nas microbacias do Ribeirão Taquaruçu Grande, contribuinte do reservatório da UHE Lajeado, Tocantins.** Ante-Projeto de Pesquisa, apresentado a Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Geografia da UFRJ. Rio de Janeiro, 2004.

Bonatto, G. **Usos da terra e produção de sedimentos nas microbacias do Ribeirão Taquaruçu Grande, contribuinte do reservatório da UHE Lajeado, Tocantins.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2008.

Borges, P. A. F.; Train, S.; Rodrigues, L. C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, 607, 63-74. (2008a)

Botelho, R. G. M.; Silva, A. S. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: Vitte, A. C.; Guerra, A. J. T. (Orgs.). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. 280 p. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

Bovo-Scomparim, V. M., Borges, P. A. F.; Train, S.; Rodrigues, L. C. Xanthophyceae planctônicas da planície de inundação do Alto Rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 9-20. 2005.

Branco, C. W. C; Senna, P. A. C. Phytoplankton composition, community Structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). **Archieve Hydrobiology**, v. 81, p. 69-84, 1996.

Braga, E. A. S. **Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do açude Gavião, e sua contribuição para a eutrofização**. Dissertação do Curso de Pós-Graduação em engenharia Civil concentração Saneamento ambiental, da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2006.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos – Agência Nacional de Águas. **Plano Nacional de Recursos Hídricos** – documento base de referência, Brasília, 2003.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Resolução 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. Brasília, 2005.

Brito, E. R. **Educação ambiental para a conservação dos balneários do Distrito de Taquaruçú**. UNITINS. Palmas, 1998.

Buss, D. F.; Nessimian, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.19, n.2, p.465-73, 2003.

Canter-Lund, H.; Lund, J. W. G. **Freshwater algae: their microscopic world explored**. Bristol, GB, Biopress, 360 p. 1995.

Carmouze, J. P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Editora Edgard Blücher – FAPESP. 253 p. São Paulo, 1994.

Carvalho, A. R.; Schliter, F. H. M.; Tornisielo, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Quím. Nova.** Vol.23, n.5, p. 618-622. 2000.

CETESB - Companhia de Tecnologia Ambiental Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Relatório de águas interiores do estado de São Paulo. 2006.

CETESB – Companhia de Tecnologia Ambiental Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **IET - Índice de Estado Trófico.** São Paulo, 2006.

Chai, C.; Yu, Z.; Song, X.; Cao, X. The status and characteristics of eutrophication in the Yangtze river (Chiangjiang) estuary and the adjacent East China Sea. **Hydrobiologia.** V 563, p.313-328. 2006.

Coelho, G. **Considerações sobre o manejo hidrológico da Mata Atlântica.** Dissertação apresentada a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 101p. Rio de Janeiro, 2001.

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

Cogo, M. C. **O papel dos sedimentos em suspensão no metabolismo de rios de micro e mesoescala no Estado de Rondônia.** 2005. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistema) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2005.

Côrte, G. T.; Silveira, E. G.; Bastos, W. R. Caracterização Biogeoquímica de metais pesados no rio Corumbiara e seus principais afluentes- RO. 2005. Disponível em: <www.bogeoquimica.unir.br> Acesso em 29/10/2009.

Costa, B. D. F., Pessôa, M. N. C, Lima, A.E., Prado, M. D. C., Santos T. C., Antonello, M. M. B., Calado Neto, A. V., Antonello, A. Severi, W. Influência do ciclo hidrológico do reservatório de Sobradinho sobre a carga de fósforo total. **Rev. Bras. Engenharia de Pesca.** Vol 3 . n 03. 2008.

Costa, I. A. S.; Cunha, S. R. S.; Panosso, L.; Araujo, M. F. F.; Melo, J. L. S.; Sant'Anna, E. M. E. Dinâmica de cianobactérias em reservatório eutrófico do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, 13(2) p. 382-401. 2009.

Cotrim, M. E. B. **Avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape com Vistas ao abastecimento público.** Tese (Doutorado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2006.

Cruz Castro, H.; Fabrizi, N. L. P. Impactos Ambientais de Reservatórios e Perspectivas de Uso Múltiplo. **Revista Brasileira de Energia.** V. 4, n. 1, 1995.

Cunha, D. G. F.; Falco, P. B. de; Calijuri, M. do C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera- Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira do Iguape, SP, Brasil. **Ambi- Agua**.V. 3, n2. P 90-105. Taubaté, 2008.

De Leon, L.; Chalar, G. Abundancia y diversidad Del fitoplancton em El embalse de Salto Grande (Argentina e Uruguai). Ciclo estacional y distribución espacial. **Limnetica**. 22 (1-2): 103-113. 2003.

Debert, G. L. B. **Estudo de cianobactérias em reservatório com elevado grau de trofia. (reservatório de Salto Grande - Americana - SP)**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). EESC/USP, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

Dodds, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnology and Oceanography**. v. 51, p 671-680, 2006.

Dodds, W. K.; Jones, J. R.; Welch, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream type by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. **Water Research**. v. 32 p.1455-1462, 1998.

Donadio, N. M. M.; Galbiatti, J. A.; De Paula, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Rev. Eng. Agríc**. 25(1):115-125. Jaboticabal, 2005.

Engebio. **Monitoramento limnológico da área de influência da usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães - UHE Lajeado**. Relatório Técnico Anual. Palmas, 2006.

Espíndola E. L. G., Silva J. S. V., Marinelli C. E., Abdon M. M. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Editora Rima, 188p. São Carlos, 2000.

Esteves, F. A **Fundamentos de limnologia**. - Editora Interciência Ltda – FINEP. 574 p. Rio de Janeiro,1988.

Falótico, M. H. B. Aspectos da qualidade das águas da microbacia urbana do córrego Andresinho (município de Araras/ SP). **Climatologia e Estudos da Paisagem**. Vol.3 – n.1 p. 61. Rio Claro, 2008.

Faria, A. P. Influência da vegetação nos processos fluviais de bacias de 1 ordem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos/ ABRH**. V. 5, n. 3. Porto Alegre, 2000.

Felisberto, S. A.; Rodrigues, L. Comunidade de algas perfiticas em reservatórios de diferentes latitudes. **Biocenoses emreservatórios. Padrões espaciais e temporais**. 333p. Rima, São Carlos, 2005.

Fernicola, N. A. G. G.; Borhrer-Morel, M. B. C.; Bainy, A. C. D. **Ecotoxicologia**. In: **As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia**. Rima. São Carlos, 2004.

Figuera, D. R. **A efetividade do projeto de cidade ecológica de Palmas –TO pelos seus espaços verdes.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2005.

Furtado, C. M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco - AC, Brasil.** Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais - Universidade Federal do Acre. Rio Branco, 2005.

Galvão, L. M. Restabelecimento da integridade ecológica e eco-gestão nas bacias do São Francisco e Paranoá, DF. Disponível em: <www2.ucb.br:8080/portal/visualizaInformacoesProjeto.do?id=1383> Acesso em: 07/09/2008.

Gemelgo, M. C. P. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica dos reservatórios Billings e Guarapiranga, SP, Brasil.** Tese apresentada ao Instituto de Biomédicas da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

Giani, A.; Figueiredo, C. C.; Eterovick, P. C. Planktonic algae from Pampulha reservoir: Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. **Revista Brasileira de Botânica.** V. 22, n. 2, p. 107-116, 1999.

Gomes, P. P. **Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica da Lagoa Bonita, DF.** Dissertação apresentada Depto. de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

Guarda, S. D. M. **Expansão urbana do entorno do Lago do município de Palmas – TO (1990, 1993, 1999, 2002, 2005): monitoramento por dados de Sensoramento Remoto.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2006.

Guedes, J. A. Lima, R. F. S, Souza, L. C. Metais pesados em água do rio Jundiá - Macaíba/RN. **Revista de Geologia,** Vol. 18, nº 2, 131-142. 2005.

Guerra, A. J. T., Cunha, S. B. **Avaliação e Perícia Ambiental.** 2º ed. Bertrand Brasil. Rio de Janeiro, 2000.

Guilherme, L. R. G.; Marques, J. J. G. S. M.; Pierangeli, M. A. P.; Zuliani, D. Q.; Campos, M.L. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo.** n 4, p. 345-390, 2005.

Gunkel, G. Lange, U.; Walde, D.; Rosa, J. W. C. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the amazon region of Pará, Brazil. **Lakes and Reservoirs: Research and Management.** V.8. p 201-216. 2003.

Harper, D. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration.** 1 ed. 327p, Chapman & Hall. London, 1992.

Haygarth, P. M.; Sharpley, A. N. Terminology for phosphorus transfer. **J. Environ. Qual.**, 29:10-15. 2000.

Hermes, L. C.; Silva, J. C. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático.** 55p. EMBRAPA Informação Tecnológica. Brasília, 2004.

Higuti, J.; Zviejkovski, I. P.; Takahashi, M. A.; Dias, V. G. Chironomidae Indicadora de estado trofico em reservatórios. P.137-145. In: Rodrigues *et al.*(Eds.). **Biocenoses em Reservatórios-padrões espaciais e temporais.** Rima, São Carlos, 2005.

Huszar, V. L. M.; Giani, A. Amostragem da comunidade fitoplanctônica: reflexões e caminhos. In: Bicudo C. E. de M.; Bicudo, D. C. (Org.). **Amostragem em Limnologia.** p. 22-32. São Carlos, 2004.

Huszar, V. L. M. Fitoplâncton. 91-104 pp. *In:* Bozelli, R.L.; Esteves, F. A.; Roland, F. **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico.** Instituto de Biologia – SBL, 342 p. Rio de Janeiro, 2000.

Huszar, V. L. M.; Silva, L. H. S.; MArinho, M.; Domingos, P.; Sant'anna, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, 424, 67-77. 2000

Huszar, V. L. M.; Silva, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas.** Nº 2. Sociedade Brasileira de Limnologia. 22p. 1999.

IIE (Instituto Internacional de Ecologia). **Plano de Conservação e usos múltiplos do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães – UHE Lajeado-Tocantins.** São Carlos, 2002.

IIE (Instituto Internacional de Ecologia). **Plano de Conservação e usos múltiplos do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães – Lajeado-estado de Tocantins e seu entorno.** São Carlos, 2003.

IIEGA (Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental). **Relatório Técnico Final do PBA-09.** Análise global do Projeto de Monitoramento do Reservatório de Lajeado (TO), desde a fase rio até a fase lago, compreendendo o período de 1998 a 2003. São Carlos, 2004.

INSTITUTO DE NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Imagens de Satélite CBERS 2B.** Disponível em: www.inpe.br. Acessado em dezembro de 2007.

INVESTCO S/A. **Energia que vem das águas. Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães – Lajeado, TO.** Boletim de divulgação. Lajeado, 2001.

Jackson, S. Heavy metals and other inorganic toxic substances. In: **Guideline of Lake Management.** p 65-80, Ed. Matsui. Japan, 1991.

Janzen, J.G; Schulz, H. E.; Lamon, A. W. Measurements of dissolved oxygen concentration at water surface. **Eng. San. Ambient.** Vol 13, n 3, p. 278-283. 2008.

Kalff, J. **Limnology.** Prentice & Hall. New Jersey. 2002.

Kiruchi, R. M. **Impacto da Implantação da usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado) no rio Tocantins, com ênfase na comunidade bentônica.** Tese apresentada ao Instituto de ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 2005.

Kimmel, B. L., Lind, O. T.; Paulson Reservoir primary production. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Paine (eds), **Reservoir limnology: Ecological Perspectives.** John Wiley e Sons. 133-193. New York ,1990.

Küiper-Goodman, T. *et al.* Aspects. In: Chorus, I.; Bartram, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** E & FN Spon, p. 114-153. London, 1999.

König, R. Restello, R. M. Avaliação da qualidade ambiental de Riachos do município de Erechim, RS utilizando componentes abióticos e biológicos. **Vivências.** V.1, ano 2 n 3, Erechim, 2006.

Krupek, R. A. **Estudo das comunidades de macroalgas da bacia do rio das Pedras, Guarapuva, Paraná: Flora e dinâmica sazonal.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Botânica da Universidade Federal do Paraná-UFPR. Curitiba, 2006.

Legendre, P.; Legendre, L. Numerical ecology, Elsevier Science. 2nd Edition. Amsterdam, 1998.

Leins, V., Amaral, S. C. **Geologia Geral.** 9º ed. São Paulo, 1985.

Leite, M. A. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimentos do reservatório de Salto Grande, Americana- SP.** Tese apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

Leite, N. K. **A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia.** Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 44 f. Piracicaba, 2004.

Lemes, M. J. L. **Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimento da bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo.** Dissertação (Mestrado em ciência e Tecnologia Nuclear) apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2001.

Lima, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Integrated monitoring of hydrological indicators of sustainable management of forest plantations in Brazil. IUFRO Conference on

indicators for sustainable forest management. **Australia Natural Resources and Environment**. 1998.

Lira, G. A. S. T.; Bittencourt- Oliveira, M. C.; Moura, A. N. Caracterização ecológica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório de abastecimento do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biociências**. V. 5, Supl. 2, p 219-221. Porto Alegre, 2007.

Lobo, E.; Leighton, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios yesteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marinha**. V. 22, n. 1, p. 1-19, Valparaiso, 1986.

Lund, J. W. G. *et al.* The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, n. 11, p. 143-170, 1958.

Luzia, A. P. **Estrutura organizacional do fitoplancton nos sistemas lóticos e lênticos da Bacia do Tietê- Jacaré (UGRHI-Tietê- Jacaré) em relação á qualidade de água e estado trófico**. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2009.

Machado, V. Cai nível da Vazão do Ribeirão Taquaruçu. **Jornal do Tocantins de 30/07/2008**. Palmas, 2008.

Maia, P. D.; Boaventura, G. R.; Pires, A. C. B. Distribuição Espacial de Elementos-traço em Sedimentos do Lago Paranoá – DF, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**. 20(2)158-174, 2006.

Manly, B. J. F. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. 3 ed. Brookman. Porto Alegre, 2008.

Margalef, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega S/A, 1010 p. 1983.

Marques, A. K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins. TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2006.

Matsuzaki, M. *et al.* Phytoplankton community in a recreational fishing lake, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 38, n. 5, p. 679-686, 2004.

Mehner, T.; Benndorf, J. Eutrofication- a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply Research and Technology – Acqua**, London, v. 44, p.35-44. 1995.

Menezes, P. D. R. **A Oportunidade Da Água - Contingências, Riscos e Oportunidades na Lei Federal De Recursos Hídricos**. 2004.

Mesquita, P. F. **Diagnóstico de vulnerabilidade a erosão dos solos nas unidades de paisagem da microbacia hidrográfica do córrego São João - Porto Nacional**. Monografia de graduação do curso de Geografia da Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, 2006.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Relatório Parcial – Relatório Técnico 3 . Estudo regional da região hidrográfica do Tocantins-Araguaia. **Minuta do caderno regional**. Brasília, 2005.

MME- Ministério das Minas e Energia. **Termo de referência para o estudo: Avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos na bacia do rio Tocantins**. Brasília, 2005.

Monteiro Junior, A. J. **Caracterização Limnológica e Compartimentação do reservatório de ponte Nova, alto Tietê, SP – uma contribuição ao seu manejo**. Tese de doutorado, apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de ecologia. 96 páginas, 2006.

Morais, P. B., Marques, A. K.; Bonatto, G.; Bessa, G. F. Reis, D. F.; Bini, L. M. **Monitoramento Limnológico da área de influência da usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães- UHE Lajeado. Relatório Técnico Anual**. Palmas, 2007.

Morais, P. B., Marques, A. K.; Bonatto, G.; Bessa, G. F. Reis, D. F.; Bini, L. M. **Monitoramento Limnológico da área de influência da usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães- UHE Lajeado. Relatório Técnico Final – Ciclo 2006 a 2008**. Palmas, 2008.

Morais, P. B. Moraes, P. B., Marques, A. K.; Bonatto, G.; Bessa, G. F. Reis, D. F.; Bini, L. M. **Monitoramento Limnológico da área de influência da usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães- UHE Lajeado. Relatório Técnico entre julho de 2006 e abril de 2009**. Palmas, 2009.

Moreira, R. C. A.; Boaventura, G. R. Regional geochemical reference for the interpretation of the chemical elements concentrations in the sediment samples from Lago Paranoá watershed-DF **Quím. Nova**. vol. 26, no. 6. São Paulo, 2003.

Moresco, C.; Rodrigues, L. Cianobactérias perifíticas nos reservatórios de Segredo e Iraí, estado do Paraná, Brasil. **Acta Biol. Sci.** V. 28, n.4, p 335-345. 2006

Mosca, V. P. **Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e para a piscicultura intensiva em tanques-rede**. Dissertação do programa de Pós- graduação em Bioecologia aquática da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2008.

Muramaki, E. A. **Resposta das algas perifíticas da planície de inundação do Alto Paraná às alterações de temperatura w ao enriquecimento artificial de nutrientes**. Tese do programa de Pós- graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, PR, 2008.

Nabout, J. C.; Nogueira, I. S., Oliveira, L. G. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy e dry seasons. **Journal of Plankton Research**. Vol 28.n 02, 181-193. 2006.

Neto, Â. P.; Monteiro, E. M. G.; Diniz, I. S.; Furtado, E. F.; Gomes N. A. Identificação ambiental das microbacias do município de Boa Vista e sua relação com as algas perifíticas. **II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica**. João Pessoa, 2007.

Nogueira, I. S. **Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica da represa Samambaia, Goiás, Brasil**. 341 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Botânica) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Botânica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

Nogueira, M. G. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**. 431: 115-128. 2000.

Nogueira, M. G.; Matsumura-Tundisi, T. Limnologia de um sistema artificial raso (represa Monjolinho, São Carlos- SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**. Vol 8, 149-168. 1996.

Novo, E. M. L. M.; Braga, C. Z. F. **II Relatório do projeto sensoriamento remoto de sistemas aquáticos**. São José dos Campos/SP, INPE. 103 p. (INPE-5620-PRP/189), 1995.

Odum, E. P. **Ecologia**. Trad. R. I. Rios. 1. ed. Interamericana. Rio de Janeiro, 1983.

Oliveira, L. C.; Gomes, B. M.; Baumgartner, G.; Sebastien, N. Y. Variação espacial e temporal de fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Eng. Agrícola**. V.28, n4, p 770-78. Jaboticabal, 2008.

Oliveira, J. D.; Gomes, D. R. C. S.; Cardoso, M. M. C.; Valente, J.P.S; Padilha, P. M. **Avaliação das espécies metálicas Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Mn e Cr em amostras de sedimentos e material particulados em suspensão (MPS)**. 47º Congresso Brasileiro de Química. Disponível em <C:\Users\hp\Downloads\IPEN\Papers_ipen\papers-metals and trace elements\47º CBQ - AVALIAÇÃO DAS ESPÉCIES METÁLICAS.mht> acesso em 08/09/2008. Natal, 2007.

Padisák, J. *et al.* Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**. 553: 1-14. 2006.

Padisák, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol.**, v.4, p.563-593. 1997.

Palmas. **Diagnóstico do Plano diretor.** Disponível em http://www.palmas.to.gov.br/secretarias/sduh/dados/plano_diretor_diagnostico/1_aspectos_historicos.pdf >acesso em 12/08/2008.

Peixoto, R. H. P. B. **Efeitos da implantação do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães sobre a qualidade da água do Rio Tocantins.** Tese (Doutorado em Geografia do Instituto de Geociências da Universidade federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

Pereira, R. S. Identificação das fontes de poluição em sistemas hídricos. **ReRH-Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

Pereira, D. F. **Estudo da comunidade zooplanctônica em um reservatório recém construído (Reservatório do Lajeado), UHE Luis Eduardo Magalhães – TO.** Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. 114p. São Paulo, 2005.

Pielou, E. A. **Biogeography.** Willey-Interscience. 351 p. New York, 1979.

Pinheiro, A.; Deschamp, F. C. Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.** Vol.12, n.3, p. 318-325. 2008.

Pinto-Coelho, R. M., Giani, A. Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos da água do reservatório Paranoá, Brasília, DF. **Ciência e Cultura.** 37 (12). Belo Horizonte, 1985.

Pires, M. A. F; Cotrim, M. E. B.; Marques, M. N.; Morel, M. C. C. B.; Jardim, E.A.J.; Cintra Filho, O. A.; Flores, A.; Facincani, V.; Oliveira, M.O.O.; Ignácio, M.; Miziara, S. N; França, J. T. L; Pivelli, R.; Mancoso, P. Qualidade da água para consumo humano: uma oportunidade de avaliação da concepção e aplicabilidade da nova legislação – Portaria 1469/MS/ 00. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento.** Vol. 3, n2, 27-138. 2001.

Ranzani, G., **Solos e Aptidão Agrícola das Terras do Município de Palmas – Tocantins.** UNITINS. Palmas, 2002.

Raup, S.; Melo, S. Distribuição temporal de diatomáceas (Bacillariophyceae) planctônicas de um lago de inundação do Parque Nacional do Jaú (Amazonas, Brasil). **Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia.** Ilhéus, 2005.

Reynolds, C. S. **The Ecology of Phytoplankton.** Cambridge University Press. 2006.

Reynolds, C. S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. **Hydrobiologia,** 289, p.9-21. 1994.

Reynolds, C. S. The concept of ecological succession applied to the seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Limnology**, v. 23, p. 683-691, 1988.

Reynolds, C. S.; Descy, J. P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, 113, p.161-187. 1996.

Reis-Pereira, V. L. **A Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães – UHE Lajeado, Tocantins.** Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002(a).

Reis-Pereira, V. L. **Caracterização limnológica dos sistemas aquáticos da área e influência do aproveitamento hidroelétrico de Ipueiras - AHE Ipueiras-TO.** Relatório técnico, Palmas, 2002(b).

Reis, D. F. Relatório de atividades ao Programa CT-Hidro. **Pró-Lago: modelagem do estado trófico e sedimentológico de um reservatório artificial na Bacia Araguaia-Tocantins para seleção de indicadores e geração de base cartográfica utilizável em gestão territorial.** Palmas, 2006.

Rocha, R. R. A; Tomaz, S. M. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS- Brasil) **Acta Scientiarum. Biological Sciences** . V. 26. No 3, p.261-271. Maringá, 2004.

Rocha, R. R. A, Martin, E. S. Análise preliminar do estado ambiental do Córrego Água da Lavadeira, Rancharia - SP: Análise física e química da água. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**, V 2 – n.º 2 – ano 2. Três Lagoas, 2005.

Rodrigues, L. C. *et al.* Assembléias Fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In: **Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais** (Eds Rodrigues, L. et al.), pp. 57-72, RIMA, São Carlos. 2005.

Rosa, C. Microbacia urbana um estudo de caso na UFPB. **Geografia aplicada.** Julho, 2008.

Round, F. E. **The biology of the algae.** Edward Arnold (Publishers) Ltd. 269 p. London, 1965.

Round, F. E. The taxonomy of Chlorophyta, 2. **Britain Phycology Journal**, v. 6, n. 2, p. 235-264, 1971.

Sabará, M. G. **Comparação ecológica de rios de menor ordem drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de *Eucalyptus grandis* na região do médio rio Doce, MG.** Universidade Federal de São Carlos tese de doutoramento, 259 p. São Carlos, 1999.

SANEATINS – Companhia de Saneamento do estado do Tocantins. **Relatório do Monitoramento de Vazão do Ribeirão Taquaruçu Grande**, Palmas, 2006.

SANEATINS - Companhia de Saneamento do estado do Tocantins. **Diagnóstico socioeconômico e ambiental da Sub-bacia do ribeirão Taquaruçu Grande. Perspectivas para a tomada de decisões.** Palmas, 2007.

SANEATINS - Companhia de Saneamento do estado do Tocantins. Disponível em: < www.saneatins.com.br > . Acesso em 03/08/2008.

Sant'Anna, C. L.; Azevedo, M. T. P. Contribution to the Knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, n. 3-4, p. 359-385. Stuttgart 2000.

Sant'Anna, C. L, Azevedo, M. T.; Agujaro, L. F.; Carvalho, M. C.; Carvalho, L. R.; Souza, R. C. R. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias planctônicas de Águas Continentais Brasileiras.** Ed. Interciência. Rio de Janeiro, 2006.

Santos, A. C.; Martins, A. K. E. O uso do geoprocessamento para delimitar áreas de ocupação de solos urbanos. A microbacia do Córrego Machado, Palmas, TO, um estudo de caso. **Anais do X SBSR**, 2001.

Santos, F. L. **Cartografia Geotécnica Regional do Município de Palmas/TO: área oeste do Meridiano 48WGr.** 154f. Dissertação apresentada Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, 2000.

Santos, J. S.; Santos, M. L. P, Oliveira, E. Estudo da mobilização de metais e elementos-traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. **Quím. Nova** . Vol. 31, n. 5. 2008.

Sardinha, D. S.; Conceição, F.; Bonotto, D. M.; Salles, M. H. D.; Angelucci, V. A. Avaliação de balanço anual de cátions e ânions na bacia do Alto Sorocaba (SP). **Rev. Bras. Geociênc.**, v. 38, n. 4, dez. São Paulo, 2008.

Schaffer, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre. Ed. UFRGS, 532 p. 1985.

Shannon, C. E.; Weaver, W. **The mathematical theory of communication.** Urbana, Illinois University Press. 177 p. 1963.

Silva, C. A. *et al.* Phytoplankton assemblages in a subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia**, 537, 99-109. 2005.

Silva, C. A.; Train, S.; Rodrigues, L. C. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplantônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, 23 (2), 283-290. 2001.

Silva, I. X. **Uma proposta de Planejamento ambiental para a sub-bacia do córrego machado em Palmas- TO.** Dissertação (Mestrado) – Universidad de Las Palmas de Gran Canária – Florianópolis, 2004a.

Silva, C. D. F. **Aplicação do índice de estado trófico (IET) para a avaliação do grau de trofia do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, verificando a influência das ETEs de Palmas , TO.** Monografia de graduação do curso de engenharia ambiental da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2004b.

Silva, P. S. **Heterogeneidade espacial e qualidade das águas do reservatório Guarapiranga (São Paulo, SP, Brasil).** Dissertação do Instituto de Biociencias da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

Silva, A. P. S.; Dias, H. C. T.; Bastos, R. K, X. ; Silva, E. Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Rev. Árvore**, v. 33, n. 6. Viçosa, 2009.

Silvano, J. **Avaliação de metais na água, sedimentos e nos peixes da Lagoa Azul, formada por lavra de mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis, SC.** Dissertação apresentada ao programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

Simões, A. C. **Bacia hidrográfica do alto Tietê: pesquisas do Instituto de Pesca analisam complexidade do sistema.** 2007. Artigo em hipertexto. Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2007_3/Tiete/Index.htm acesso em 10/06/2009.

Sousa, E. R. **Noções Sobre a Qualidade da Água dos Recursos Hídricos e Ambientais.** Tese de Doutorado UNIP. Campinas, 2001.

Souza, E. G. **Métodos Morfométricos, Subsídios ao Planejamento Ambiental do Ribeirão Taquaruçu Grande em Palmas – TO.** UNITINS. Porto Nacional, 1998.

Souza, M. A. V. **Dinâmica da paisagem na sub-bacia do ribeirão Taquaruçu grande no município de Palmas.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2006.

Souza, W. **Comunidades Zooplanctônicas como bioindicadoras da qualidade da água de quatro reservatórios da região semi árida do Rio Grande do Norte.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2007.

Straskraba, M. Tundisi, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade de água de represas.** ILEC, IIE, v. 9, p. 258, 2000.

THEMAG – Engenharia e Consultoria Ltda. **UHE - Lajeado. Relatório de Impacto Ambiental sobre o meio Ambiente.** 1996.

THEMAG – Engenharia e Consultoria Ltda. **Atualização do zoneamento da faixa de proteção do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães (Lajeado).** Palmas, 2005.

Tocantins. Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. **Atlas do Tocantins: Subsídios ao Planejamento e Gestão Territorial**. SEPLAN-DZE, Palmas, 1999.

Tocantins. Secretaria Estadual do Planejamento e Meio Ambiente - SEPLAN. **Plano das bacias hidrográficas do entorno de Palmas - TO**. 2004.

Tocantins. Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. **Sub-Bacias Hidrográficas no Estado do Tocantins**. Disponível em: <http://www.seplan.to.gov.br/dma/crh/crh1_sub_bacias_to.htm> Acesso em 14/08/2006.

Tonietto, A. E, **Especiação química de cobre e zinco nas águas do reservatório de Iraí: efeitos da matéria orgânica e interação com microalgas**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Química da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

Train, S., Rodrigues, L. C. Phytoplanktonic Assemblages. In: **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation** (Eds Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S.), pp. 103-124. Backhuys, Leiden. 2004.

Train, S.; Rodrigues, L. C. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 361, p. 125-134, 1998.

Train, S; Jati, S; Rodrigues, A.C.; Pivato, B.M. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do rio Paraná. p. 73-85. In: Rodrigues *et al.*(Eds.). **Biocenoses em reservatórios. - padrões espaciais e temporais**. 333 p. Rima, São Carlos, 2005.

Trindade, T. N. et al. Dinâmica do Fitoplâncton no reservatório de Serra da Mesa (GO). **Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia**. Ilhéus, 2005.

Tucci, A.; Sant'Anna, C. L.; Gentil, R. C. Azevedo, M. T. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, Sp. Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, 32(2): 147-175, 2006.

Tundisi, J. E. M. **Indicadores da qualidade da bacia hidrográfica para a gestão integrada dos recursos hídricos. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do médio Tocantins (TO)**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2006.

Tundisi, J. G. **Água no Século 21: Enfrentando a escassez**. São Paulo: Rima, 2003.

Tundisi, J. G. Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas e Reservatórios – estudos de caso e perspectivas. In: Nogueira *et al.* **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. Rima, 2005a.

Tundisi, J. G. Recursos Hídricos. Seminários temáticos para 93ª Conferência Nacional de C, T & I. **Parcerias Estratégicas**. n 20. 2005b.

Tundisi, J. G., Matsumara-Tundisi, T., Calijuri, M. C. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: Straskraba, M., Tundisi, J. G. & Duncan, A. (eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht. pp. 25-55. 1993.

Tundisi, J. G.; Straskraba M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Brazilian academy of Science, International Institute of Ecology and Backhuys Publ. 592p. Sao Carlos, 1999.

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Abe d. S.; Rocha, O.; Starling, F. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. Pp. 203-240. In: A. da C. Rebouças; B. Braga & J.G. Tundisi (Org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed.: Escrituras Editora.703p. São Paulo, 2006.

UNITINS. **Plano de Manejo da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande-TO (S.O.S. Taquaruçu) – Relatório Técnico Final**. Palmas, 1999.

Uthermöhl, H. Zur Vervollkomninung der quantitativen. Phytoplankton – Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

Valério Filho, M., Gerenciamento de Bacias Hidrográficas com Aplicação de Técnicas de Geoprocessamento. In: TAUK, S. M. (Org). **Análise Ambiental: estratégias e ações**. 2º Ed. Editora da Universidade Estadual Paulista. p 329-344. São Paulo, 1995.

Van-De-Hoek, C.; Mann, D. G.; Janhs, H. J. A. **An Introduction to phycology**. Cambridge: University of Cambridge Press. 667 p. 1995.

Vanzela, S. L. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três barras no município de Marianópolis, SP**. Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia da UNESP. Concentração em Sistema de Produção. Ilha Solteira, 2004.

Von Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária. DESA/UFMG. 3 ed. V. 1. Belo Horizonte, 2005.

Wetzel, R. G. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands **Limnology**, v.1, n. 3, p. 3-9, 2000.

Wetzel, R. G. **Limnology- Lake and River Ecosystem**. 3rd edition. Academic Press. 1006 p. San Diego 2001.

Yabe, M. J. S.; Oliveira, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Quím. Nova**, v. 21, n. 5. São Paulo, 1998.

ZEE-RJ. **Projeto Zoneamento Ecológico-Econômico do estado do Rio de Janeiro. Termos e Noções.** Disponível em: <<http://zeerj.bemvindo.net/portal/?q=glossary>> acesso em 08/09/2008.

Zohari, T. Changes to the phytoplankton assemblage of Lake Kinneret after decades of a predictable, repetitive pattern. **Freshwater Biology**, n. 49, p. 1355-1371, 2004.

APENDICE A – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo.

CMU					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,52	2,16	1,95	0,88	7,47
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,94	2,23	1,40	0,25	7,0
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,49	0,25	0,40	0,20	0,80
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,014	0,029	0,004	0,0007	0,088
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,082	0,049	0,066	0,032	0,193
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,13	0,14	0,073	0,001	0,30
Temp. água(°C)	25,38	2,0	25,84	21,02	27,40
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,99	0,82	9,23	8,01	9,90
pH	6,81	0,69	6,71	5,85	7,88
Condutividade us/cm	7,40	1,81	7,45	4,0	10,0
Turbidez(NTU)	10,04	5,88	11,30	1,0	19,7
Transparência (m)	0,31	0,12	0,35	0,12	0,44
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	11,29	19,71	4,0	3,0	60,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3,74	3,20	2,65	1,0	10,70
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	1,64	0,76	1,65	0,60	2,52
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,09	2,90	0,90	0,30	8,90
Potencial redox(mV)	113,56	30,88	118,25	58,0	159,0
CS					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,03	0,82	1,86	0,99	3,40
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,34	1,09	1,16	0,10	3,27
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,51	0,29	0,50	0,06	1,0
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,013	0,021	0,005	0,003	0,066
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,12	0,068	0,096	0,015	0,20
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,11	0,095	0,082	0,024	0,28
Temp. água(°C)	23,41	2,55	23,71	19,44	27,80
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,70	1,34	8,55	6,90	10,80
pH	7,12	0,90	6,89	5,81	8,24
Condutividade us/cm	11,75	3,92	11,50	6,0	18,0
Turbidez(NTU)	13,63	13,27	9,55	2,0	45,0
Transparência (m)	0,31	0,095	0,33	0,14	0,43
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	6,98	2,51	7,0	4,0	10,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	6,30	5,68	3,35	1,80	16,80
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	3,82	3,77	2,40	0,40	9,70
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,50	2,10	1,82	0,90	7,10
Potencial redox(mV)	239,25	90,36	245,0	110,0	373,0

APENDICE A – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo.

(continuação)

CM					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,99	1,91	3,53	1,57	7,53
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,95	1,51	1,75	0,30	4,20
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,78	1,07	1,20	0,80	3,40
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,010	0,011	0,006	0,0016	0,0329
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,27	0,26	0,20	0,073	0,86
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,10	0,089	0,11	0,004	0,21
Temp. água(°C)	25,89	1,71	26,56	23,50	28,0
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,59	1,40	8,56	7,0	10,86
pH	6,80	0,93	7,07	4,94	7,95
Condutividade us/cm	41,99	18,35	41,0	16,0	73,0
Turbidez(NTU)	26,09	28,89	16,0	5,2	93,7
Transparência (m)	0,28	0,10	0,25	0,17	0,46
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	25,46	11,77	24,95	10,0	47,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	13,64	15,54	4,75	1,10	39,40
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	10,50	12,50	3,65	0,40	30,08
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	3,15	3,31	2,05	0,40	9,32
Potencial redox(mV)	98,94	19,42	105,50	62,0	121,0
ETA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,70	1,81	3,76	1,33	6,34
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,29	1,60	2,33	0,47	4,20
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,22	0,65	1,20	0,30	2,20
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,006	0,003	0,007	0,0020	0,011
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,18	0,084	0,17	0,050	0,337
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,123	0,115	0,068	0,020	0,336
Temp. água(°C)	26,21	2,15	25,90	22,83	29,60
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,13	1,91	8,71	4,50	10,58
pH	7,38	0,73	7,23	6,36	8,56
Condutividade us/cm	21,51	6,37	22,0	9,0	29,0
Turbidez(NTU)	34,69	29,30	21,0	7,0	90,6
Transparência (m)	0,94	0,43	0,80	0,45	1,90
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	13,23	4,30	14,0	6,0	18,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	16,21	16,54	9,0	2,67	51,90
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	12,27	15,51	5,04	1,70	45,40
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	3,96	4,69	2,24	0,82	14,70
Potencial redox(mV)	225,75	60,66	239,0	112,0	287,0

APENDICE A – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo.

(continuação)

RCA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,48	0,93	2,25	1,30	3,72
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,56	1,12	1,40	0,23	3,27
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,80	0,58	0,60	0,30	1,90
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0052	0,0051	0,0048	0,0001	0,0146
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,13	0,062	0,12	0,069	0,44
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,086	0,14	0,041	0,010	0,438
Temp. água(°C)	28,55	1,71	28,99	25,80	30,70
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,71	1,05	7,79	5,90	9,25
pH	6,74	0,81	6,88	5,41	7,61
Condutividade us/cm	67,90	17,96	64,50	41,0	92,5
Turbidez(NTU)	18,98	30,38	6,0	1,0	91,5
Transparência (m)	1,71	0,51	1,70	1,12	2,60
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	40,54	10,51	41,0	27,0	57,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	4,31	3,40	2,75	1,13	11,20
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	3,70	2,81	2,56	0,84	8,0
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,89	1,43	1,30	0,12	3,72
Potencial redox(mV)	266,62	36,23	268,0	207,0	324,0
ERA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,27	1,13	1,95	0,96	4,27
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,25	1,09	1,07	0,35	3,73
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,86	0,81	0,45	0,20	2,50
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,003	0,002	0,003	0,0004	0,0065
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,16	0,19	0,11	0,030	0,628
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,093	0,14	0,037	0,008	0,432
Temp. água(°C)	28,69	1,28	29,03	26,92	30,16
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,68	0,83	7,80	6,20	8,70
pH	6,96	0,69	7,10	5,92	7,73
Condutividade us/cm	65,08	15,69	63,80	39,0	86,0
Turbidez(NTU)	18,01	31,16	4,0	1,0	92,5
Transparência (m)	2,13	0,43	2,05	1,55	3,0
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	39,60	10,04	39,50	26,0	56,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3,50	3,26	2,10	0,56	9,30
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	2,0	2,02	1,08	0,40	5,60
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,50	1,25	1,0	0,16	3,70
Potencial redox(mV)	280,75	30,80	278,50	244,0	334,0

APENDICE A – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo.

(continuação)

RJC					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,80	1,33	2,44	1,63	5,80
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,71	1,42	1,63	0,47	4,90
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,93	0,55	0,75	0,40	1,70
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0035	0,0030	0,0027	0,0003	0,0085
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,15	0,11	0,096	0,048	0,40
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,092	0,14	0,045	0,027	0,433
Temp. água(°C)	28,75	1,31	28,56	27,24	30,66
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,71	1,16	7,64	5,80	9,36
pH	6,99	0,80	7,30	5,61	7,71
Condutividade us/cm	66,16	16,15	63,50	40,0	86,0
Turbidez(NTU)	23,77	29,81	10,40	3,0	89,6
Transparência (m)	1,19	0,38	1,0	0,95	2,10
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	40,0	9,88	41,0	26,0	56,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	6,58	3,71	5,47	1,60	12,80
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	2,98	1,94	2,79	0,30	6,20
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	3,61	3,80	1,93	1,0	12,50
Potencial redox(mV)	284,25	46,17	269,50	217,0	352,0
RPR					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,33	2,26	2,57	1,40	7,09
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,74	3,07	1,63	0,40	8,87
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,01	0,57	0,90	0,30	1,90
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,006	0,0049	0,006	0,0018	0,0167
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,11	0,039	0,10	0,079	0,206
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,09	0,12	0,053	0,010	0,382
Temp. água(°C)	28,47	1,25	28,34	26,83	30,24
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,99	1,12	7,86	6,31	9,61
pH	7,01	0,79	7,39	5,57	7,70
Condutividade us/cm	68,16	15,92	71,40	42,0	88,0
Turbidez(NTU)	22,64	31,38	11,0	1,0	94,7
Transparência (m)	1,19	0,34	1,10	0,75	1,80
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	40,88	9,43	40,10	27,0	57,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	11,79	15,49	5,82	1,40	48,40
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	7,10	11,98	2,75	0,60	36,10
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	4,51	5,31	1,58	0,12	13,20
Potencial redox(mV)	278,13	24,63	280,0	236,0	309,0

APÊNDICE B – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “CHUVA”.

CMU					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	1,73	0,83	1,62	0,97	2,73
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,14	0,84	1,17	0,35	1,87
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,53	0,28	0,55	0,20	0,80
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,002	0,0013	0,0017	0,0007	0,0039
Amônia(mg.L ⁻¹)	0,069	0,030	0,073	0,032	0,097
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,11	0,13	0,073	0,003	0,30
Temp. água(°C)	25,91	0,63	25,84	25,37	26,60
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	9,28	9,57	0,82	8,07	9,90
pH	6,68	0,89	6,48	5,85	7,88
Condutividade us/cm	8,0	1,41	7,50	7,0	10,0
Turbidez(NTU)	13,15	4,66	11,95	9,0	19,7
Transparência (m)	0,36	0,059	0,36	0,30	0,44
Sólidos totais dissolvidos	18,50	27,68	5,0	4,0	60,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	2,54	2,06	1,85	1,0	5,48
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	1,35	0,87	1,15	0,60	2,52
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,16	1,23	0,70	0,30	2,96
Potencial redox(mV)	106,50	34,20	118,0	58,0	132,0
CS					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	1,72	0,66	1,72	0,99	2,44
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,02	0,73	0,93	0,35	1,87
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,55	0,17	0,50	0,40	0,80
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,005	0,006	0,004	0,0003	0,0135
Amônia(mg.L ⁻¹)	0,14	0,058	0,15	0,078	0,20
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,085	0,043	0,082	0,038	0,14
Temp. água(°C)	24,11	0,69	23,95	23,47	25,10
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	9,34	1,51	9,53	7,51	10,80
pH	7,06	1,17	7,16	5,81	8,10
Condutividade us/cm	14,50	3,10	14,50	11,0	18,0
Turbidez(NTU)	18,20	18,04	10,40	7,0	45,0
Transparência (m)	0,38	0,045	0,38	0,32	0,43
Sólidos totais dissolvidos	9,0	1,41	9,50	7,0	10,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	6,63	4,77	5,10	2,90	13,44
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	4,63	3,38	3,50	2,0	9,52
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,03	1,41	1,65	0,90	3,92
Potencial redox(mV)	182,0	79,15	168,5	110,0	281,0

APÊNDICE B – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

CM					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	4,05	2,64	3,54	1,57	7,53
Nitrogênio total orgânico(mg.L- Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,60	1,52	1,17	0,35	3,73
Nitrito(mg.L ⁻¹)	2,02	1,37	1,95	0,80	3,40
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,014	0,015	0,011	0,0020	0,0329
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,41	0,33	0,35	0,073	0,086
Temp.água(°C)	0,10	0,083	0,11	0,010	0,175
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	27,20	0,60	27,12	26,55	28,0
pH	8,82	1,07	8,93	7,43	7,95
Condutividade us/cm	6,59	1,28	6,73	4,94	7,95
Turbidez(NTU)	51,0	15,98	48,0	35,0	73,0
Transparência (m)	38,62	38,37	25,40	10,0	93,7
Sólidos totais dissolvidos	0,35	0,089	0,35	0,24	0,46
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	33,0	10,10	31,0	23,0	47,0
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	17,53	16,88	14,0	2,70	39,40
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	14,10	12,94	12,05	2,20	30,08
Potencial redox(mV)	3,43	4,09	1,95	0,50	9,32
	106,0	17,15	110,50	82,0	121,0
ETA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,79	1,45	2,54	1,34	4,76
Nitrogênio total orgânico(mg.L- Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,45	1,02	1,50	0,47	2,33
Nitrito(mg.L ⁻¹)	1,15	0,90	1,05	0,30	2,20
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,005	0,003	0,005	0,0020	0,0081
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,19	0,03	0,19	0,165	0,217
Temp.água(°C)	0,11	0,15	0,042	0,020	0,34
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	26,17	0,89	25,90	25,49	27,40
pH	8,68	1,73	8,86	6,42	10,58
Condutividade us/cm	7,15	0,65	7,19	6,36	7,88
Turbidez(NTU)	26,25	2,50	26,50	23,0	29,0
Transparência (m)	55,37	28,61	54,95	21,0	90,6
Sólidos totais dissolvidos	0,78	0,27	0,78	0,45	1,10
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	16,75	1,26	17,0	15,0	18,0
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	13,12	10,33	9,0	6,32	28,17
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	11,34	9,88	7,32	4,88	25,83
Potencial redox(mV)	1,81	0,52	1,80	1,30	2,34
	193,25	71,17	188,50	112,0	284,0

APÊNDICE B – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

RCA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	1,98	0,32	1,98	1,63	2,34
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,04	0,73	1,03	0,23	1,87
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,80	0,45	0,70	0,40	1,40
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,004	0,003	0,004	0,0003	0,0073
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,14	0,089	0,12	0,069	0,26
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,027	0,017	0,026	0,010	0,047
Temp. água(°C)	29,57	0,89	29,52	28,54	30,70
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,05	0,47	8,13	7,44	8,50
pH	6,54	0,84	6,73	5,41	7,28
Condutividade us/cm	68,12	17,46	64,50	51,0	92,5
Turbidez(NTU)	31,65	41,14	15,90	3,3	91,5
Transparência (m)	1,39	0,35	1,27	1,12	1,90
Sólidos totais dissolvidos	42,25	8,22	41,50	33,0	53,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	4,21	2,43	4,43	1,60	6,40
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	2,44	1,76	2,02	0,84	4,90
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,77	1,33	1,30	0,76	3,72
Potencial redox(mV)	256,0	260,0	41,16	207,0	297,0
ERA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	1,95	0,52	1,95	1,38	2,53
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	0,90	0,57	0,93	0,35	1,40
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,83	0,61	0,75	0,20	1,60
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,003	0,0025	0,0026	0,0004	0,0065
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,22	0,28	0,11	0,030	0,628
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,048	0,058	0,025	0,008	0,134
Temp. água(°C)	29,54	0,64	29,62	28,76	30,16
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,99	0,42	7,95	7,54	8,53
pH	6,67	0,60	6,70	5,92	7,35
Condutividade us/cm	63,80	12,38	62,60	50,0	80,0
Turbidez(NTU)	30,90	42,22	14,55	2,0	92,5
Transparência (m)	1,91	0,30	1,95	1,55	2,20
Sólidos totais dissolvidos	41,0	7,79	40,50	32,0	51,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3,52	3,03	2,25	1,60	7,96
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	2,06	1,88	1,38	0,70	4,80
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,43	1,17	0,95	0,64	3,16
Potencial redox(mV)	282,0	37,66	273,50	247,0	334,0

APÊNDICE B – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

RJC					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,41	0,21	2,44	2,13	2,64
Nitrogênio total orgânico(mg.L- Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,26	0,72	1,35	0,47	1,87
Nitrito(mg.L ⁻¹)	1,0	0,70	0,95	0,40	1,70
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,003	0,0026	0,0027	0,0005	0,0069
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,13	0,043	0,13	0,078	0,171
Temp.água(°C)	0,049	0,011	0,046	0,040	0,064
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	29,35	1,10	29,36	28,01	30,66
pH	8,22	0,91	8,12	7,27	9,36
Condutividade us/cm	6,81	0,81	7,11	5,61	7,39
Turbidez(NTU)	64,0	11,04	63,50	51,0	78,0
Transparência (m)	40,35	36,24	34,0	3,8	89,6
Sólidos totais dissolvidos	0,99	0,025	1,0	0,95	1,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	41,25	6,95	41,0	33,0	50,0
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	4,58	2,73	4,25	1,60	8,20
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,57	1,43	2,71	0,70	4,16
Potencial redox(mV)	2,03	1,36	1,54	1,0	4,04
	275,25	53,13	269,50	217,0	345,0
RPR					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,26	0,73	2,37	1,40	2,87
Nitrogênio total orgânico(mg.L- Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,17	0,60	1,17	0,49	1,87
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,95	0,54	0,85	0,40	1,70
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,005	0,0030	0,0044	0,0022	0,0089
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,13	0,052	0,10	0,098	0,206
Temp.água(°C)	0,054	0,035	0,056	0,010	0,096
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	29,22	1,04	29,26	28,12	30,24
pH	8,22	0,93	8,16	7,20	9,35
Condutividade us/cm	6,86	0,88	7,20	5,57	7,45
Turbidez(NTU)	64,50	11,85	64,50	50,0	79,0
Transparência (m)	37,27	41,18	25,50	3,40	94,7
Sólidos totais dissolvidos	0,99	0,18	1,0	0,75	1,20
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	41,25	7,36	41,50	32,0	50,0
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	7,06	3,95	5,82	3,90	12,68
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	4,65	2,40	4,55	2,0	7,48
Potencial redox(mV)	2,06	2,19	1,45	0,12	5,20
	278,50	22,96	274,50	256,0	309,0

APÊNDICE C- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “SECA”.

CMU					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,31	2,92	2,43	0,89	7,47
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,75	3,03	1,87	0,26	7,0
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,45	0,25	0,40	0,20	0,80
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,026	0,041	0,0064	0,0054	0,088
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,096	0,065	0,066	0,058	0,193
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,16	0,14	0,001	0,288
Temp. água(°C)	24,84	2,87	25,48	21,02	27,40
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,71	0,83	8,53	8,01	9,77
pH	6,96	0,51	6,85	6,48	7,64
Condutividade us/cm	6,81	2,17	7,12	4,0	9,0
Turbidez(NTU)	6,93	5,75	7,35	1,0	12,0
Transparência (m)	0,26	0,16	0,24	0,12	0,42
Sólidos totais dissolvidos	4,07	1,34	3,64	3,0	6,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	4,95	3,97	3,60	1,90	10,70
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	1,93	0,62	2,10	1,10	2,40
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	3,02	3,98	1,40	0,40	8,90
Potencial redox(mV)	120,63	30,37	118,25	87,0	159,0
CS					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,34	0,93	2,23	1,51	3,41
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,66	1,41	1,63	0,10	3,27
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,47	0,40	0,40	0,06	1,0
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,020	0,031	0,0066	0,0014	0,066
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,088	0,074	0,074	0,015	0,191
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,13	0,13	0,024	0,283
Temp. água(°C)	22,70	3,66	21,77	19,44	27,80
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,05	0,88	8,17	6,90	9,0
pH	7,19	0,71	6,89	6,74	8,24
Condutividade us/cm	9,0	2,47	9,0	6,0	12,0
Turbidez(NTU)	8,52	4,83	9,50	2,0	13,1
Transparência (m)	0,24	0,086	0,24	0,14	0,35
Sólidos totais dissolvidos	4,96	1,38	4,42	4,0	7,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	5,97	2,64	7,23	1,80	16,80
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	3,01	4,47	0,97	0,40	9,70
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,96	2,78	1,82	1,10	7,10
Potencial redox(mV)	296,50	63,63	290,0	233,0	373,0

APÊNDICE C- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “SECA”.

(Continuação)

CM					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,94	1,25	3,53	2,96	5,73
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,29	1,64	2,33	0,30	4,20
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,53	0,81	1,20	1,0	2,70
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,006	0,0036	0,0063	0,0016	0,0102
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,14	0,090	0,11	0,073	0,273
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,098	0,11	0,088	0,004	0,213
Temp. água(°C)	24,57	1,36	24,11	23,50	26,56
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	8,36	1,80	7,79	7,0	10,86
pH	7,01	0,48	7,07	6,38	7,53
Condutividade us/cm	32,98	17,72	29,70	16,0	56,5
Turbidez(NTU)	13,55	7,43	13,5	5,2	22,0
Transparência (m)	0,21	0,037	0,20	0,17	0,26
Sólidos totais dissolvidos	17,91	8,32	17,36	10,0	26,90
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	9,76	15,47	2,52	1,10	32,90
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	6,90	12,76	0,57	0,40	26,04
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,87	2,93	2,10	0,40	6,88
Potencial redox(mV)	91,88	21,28	98,25	62,0	109,0
ETA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	4,56	1,86	4,97	1,97	6,35
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	3,12	1,74	3,87	0,55	4,2
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,30	0,38	1,20	1,0	1,80
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0081	0,0020	0,0074	0,0067	0,110
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,16	0,12	0,13	0,050	0,337
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,089	0,12	0,050	0,54
Temp. água(°C)	26,26	3,17	26,30	22,83	29,60
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,57	2,18	8,23	4,50	9,32
pH	7,61	0,83	7,54	6,78	8,56
Condutividade us/cm	16,76	5,31	18,53	9,0	21,0
Turbidez(NTU)	14,0	6,58	14,0	7,0	21,0
Transparência (m)	1,10	0,54	0,88	0,75	1,90
Sólidos totais dissolvidos	9,71	2,91	9,92	6,0	13,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	19,29	22,50	11,30	2,67	51,90
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	13,21	21,48	2,87	1,70	45,40
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	6,11	6,22	4,46	0,82	14,70
Potencial redox(mV)	258,25	26,54	261,0	224,0	287,0

APÊNDICE C- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “SECA”.

(Continuação)

RCA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,98	1,12	3,44	1,30	3,72
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,09	1,30	2,24	0,60	3,27
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,80	0,76	0,50	0,30	1,30
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0062	0,0051	0,0068	0,0001	0,0146
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,12	0,032	0,12	0,091	0,155
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,20	0,050	0,036	0,438
Temp. água(°C)	27,52	1,80	27,14	25,80	30,01
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,37	1,44	7,17	5,90	9,25
pH	6,94	0,84	7,14	5,87	7,61
Condutividade us/cm	67,67	21,16	70,85	41,0	88,0
Turbidez(NTU)	6,30	5,65	5,0	1,0	14,2
Transparência (m)	2,02	0,46	2,0	1,50	2,60
Sólidos totais dissolvidos	38,82	13,51	35,65	27,0	57,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	4,41	4,58	2,65	1,13	11,20
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	4,95	3,33	5,14	1,50	8,0
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	2,00	1,72	2,10	0,12	3,70
Potencial redox(mV)	277,25	32,68	268,0	249,0	324,0
ERA					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	2,58	1,57	2,54	0,96	4,27
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	1,59	1,46	1,07	0,30	2,50
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,90	1,06	0,40	0,30	2,50
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0031	0,0019	0,0026	0,0014	0,0057
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,11	0,045	0,11	0,058	0,15
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,20	0,046	0,027	0,432
Temp. água(°C)	27,84	1,23	27,44	26,92	29,60
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,38	1,09	7,31	6,20	8,70
pH	7,26	0,72	7,56	6,18	7,73
Condutividade us/cm	66,35	20,42	70,20	39,0	86,0
Turbidez(NTU)	5,12	6,30	2,50	1,0	14,5
Transparência (m)	2,35	0,47	2,20	2,0	3,0
Sólidos totais dissolvidos	38,20	13,0	35,40	26,0	56,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3,49	3,96	2,05	0,56	9,30
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	1,95	2,46	0,90	0,40	5,60
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	1,57	1,51	1,20	0,16	3,70
Potencial redox(mV)	279,50	28,12	281,5	244,0	311,0

APÊNDICE C- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis limnológicas do estudo, no período da “SECA”.

(Continuação)

RJC					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	3,19	1,91	2,66	1,63	5,80
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	2,17	1,91	1,63	0,50	4,90
Nitrato(mg.L ⁻¹)	0,85	0,75	0,46	0,40	1,50
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0038	0,0037	0,0033	0,0003	0,0085
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,16	0,16	0,093	0,048	0,40
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,14	0,20	0,041	0,027	0,433
Temp. água(°C)	28,16	1,37	27,60	27,24	30,20
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,21	1,27	7,12	5,80	8,80
pH	7,19	0,85	7,56	5,93	7,71
Condutividade us/cm	68,32	21,79	73,65	40,0	86,0
Turbidez(NTU)	7,20	5,22	5,50	3,0	14,8
Transparência (m)	1,39	0,48	1,23	1,0	2,10
Sólidos totais dissolvidos	38,75	13,25	36,50	26,0	56,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	8,59	8,35	3,74	4,84	12,80
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	3,40	2,51	3,54	0,30	6,20
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	5,19	5,01	3,28	1,70	12,50
Potencial redox(mV)					
RPR					
Variáveis	Média	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Nitrogênio total(mg.L ⁻¹)	4,40	2,88	4,47	1,57	7,10
Nitrogênio total orgânico(mg.L ⁻¹)	4,31	3,88	3,98	0,40	8,87
Nitrato(mg.L ⁻¹)	1,07	0,66	1,05	0,30	1,90
Nitrito(mg.L ⁻¹)	0,0080	0,0064	0,0068	0,0018	0,167
Amonia(mg.L ⁻¹)	0,099	0,017	0,100	0,079	0,116
Fosfato(mg.L ⁻¹)	0,13	0,17	0,052	0,043	0,382
Temp. água(°C)	27,72	1,03	27,49	26,83	29,10
Oxigênio dissolvido(mg.L ⁻¹)	7,78	1,39	7,59	6,31	9,61
pH	7,17	0,78	7,47	6,02	7,70
Condutividade us/cm	71,83	20,38	78,65	42,0	88,0
Turbidez(NTU)	8,0	5,48	8,50	1,0	14,0
Transparência (m)	1,39	0,36	1,38	1,0	1,80
Sólidos totais dissolvidos	40,50	12,37	39,0	27,0	57,0
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	16,53	22,0	8,16	1,40	48,40
Sólidos fixos (mg.L ⁻¹)	9,56	17,69	0,78	0,60	36,10
Matéria orgânica(mg.L ⁻¹)	6,97	6,70	6,93	0,80	13,20
Potencial redox(mV)	277,75	29,80	285,50	236,0	304,0

APÊNDICE D – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica.

CMU					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	86,75	39,76	80,0	39,0	152,0
Riqueza (ind)	20,38	3,74	21,5	15,0	26,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,60	0,43	2,69	1,63	2,98
Equitabilidade	0,5992	0,0873	0,6244	0,4165	0,6714
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,38	3,71	4,01	1,6	12,7
Abund. relativa <i>Bacillariophyta</i> (%)	33,57	14,62	38,40	16,26	51,90
Abund. relativa <i>Chlorophyceae</i> (%)	12,84	11,05	12,03	0,0	28,21
Abund. relativa <i>Crysophyceae</i> (%)	0,70	1,52	0,0	0,0	4,29
Abund. relativa <i>Chlamydoephyceae</i> (%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa <i>Cryptophyceae</i> (%)	0,18	0,52	0,0	0,0	1,46
Abund. relativa <i>Cyanobacteria</i> (%)	14,76	7,54	15,08	4,65	24,15
Abund. relativa <i>Dinophyceae</i> (%)	0,42	1,20	0,0	0,0	3,39
Abund. relativa <i>Euglephyceae</i> (%)	4,21	4,29	2,5	0,0	10,26
Abund. relativa <i>Oedogoniophyceae</i> (%)	1,77	1,52	2,40	0,0	3,45
Abund. relativa <i>Xantophyceae</i> (%)	----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa <i>Zygnemaphyceae</i> (%)	31,47	31,44	19,42	0,0	76,76
CS					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	76,38	27,87	66,50	46,0	117,0
Riqueza (ind)	18,63	3,20	18,0	14,0	25,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,64	0,34	2,78	1,97	2,97
Equitabilidade	0,6276	0,0627	0,650	0,5170	0,6852
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,07	6,63	3,08	0,20	20,5
Abund. relativa <i>Bacillariophyta</i> (%)	65,62	14,58	66,35	46,96	86,96
Abund. relativa <i>Chlorophyceae</i> (%)	9,33	8,94	10,62	0,0	24,48
Abund. relativa <i>Crysophyceae</i> (%)	0,47	0,87	0,0	0,0	2,04
Abund. relativa <i>Chlamydoephyceae</i> (%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa <i>Cryptophyceae</i> (%)	0,26	0,72	0,0	0,0	2,04
Abund. relativa <i>Cyanobacteria</i> (%)	15,95	8,40	14,58	8,22	29,60
Abund. relativa <i>Dinophyceae</i> (%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa <i>Euglephyceae</i> (%)	2,77	2,19	2,71	0,0	5,48
Abund. relativa <i>Oedogoniophyceae</i> (%)	1,15	2,15	0,0	0,0	5,13
Abund. relativa <i>Xantophyceae</i> (%)	----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa <i>Zygnemaphyceae</i> (%)	1,89	1,73	0,0	0,0	4,08

APÊNDICE D – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica.

(Continuação)

CM					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	74,25	38,15	64,0	38,0	144,0
Riqueza (ind)	21,0	5,98	19,0	15,0	32,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,81	0,21	2,81	2,58	3,23
Equitabilidade	0,6478	0,0335	0,6547	0,5984	0,6886
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	4,99	6,11	3,01	0,10	19,0
Abund relativa Bacillariophyta(%)	43,70	15,40	43,84	20,72	63,14
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	14,06	4,42	13,42	8,33	22,22
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,90	1,72	0,0	0,0	4,44
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	2,60	3,42	0,69	0,0	8,88
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	27,27	18,65	21,23	5,26	57,66
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,27	1,96	0,0	0,0	5,26
Abund. relativa Euglephyceae(%)	6,65	6,11	5,97	0,0	17,78
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	0,28	0,78	0,0	0,0	2,22
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,66	1,86	0,0	0,0	5,26
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	2,60	3,0	1,35	0,0	6,67
ETA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	440,88	406,39	368,0	98,0	1384,0
Riqueza (ind)	23,50	7,54	24,50	14,0	35,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,74	0,34	2,81	2,17	3,07
Equitabilidade	0,6153	0,0825	0,6396	0,4668	0,6931
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	7,32	9,54	3,05	0,40	23,9
Abund relativa Bacillariophyta(%)	42,69	19,98	41,86	11,85	72,07
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	25,33	16,05	19,79	8,51	57,08
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,46	0,86	0,0	0,0	2,13
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,24	0,67	0,0	0,0	1,90
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,28	2,17	0,0	0,0	6,14
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	18,11	7,51	21,28	3,18	23,31
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,77	2,49	0,95	0,0	7,14
Abund. relativa Euglephyceae(%)	6,25	4,90	4,54	1,01	14,29
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	0,75	2,12	0,0	0,0	6,02
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,063	0,18	0,0	0,0	0,51
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	3,15	4,0	1,59	0,0	10,94

APÊNDICE D – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica.

(Continuação)

RCA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1486,75	898,11	1098,50	487,0	2615,0
Riqueza (ind)	35,88	9,82	37,0	19,0	47,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,60	0,41	2,64	1,98	3,26
Equitabilidade	0,5091	0,0732	0,4940	0,4218	0,6218
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	6,27	2,23	7,32	2,3	8,8
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	50,51	14,64	50,43	29,30	72,94
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	20,79	11,37	17,92	10,62	45,12
Abund. relativa Crysophyceae(%)	4,95	4,70	2,43	1,38	13,25
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,74	1,04	0,43	0,0	3,08
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,59	0,66	0,46	0,0	1,46
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	16,56	18,03	8,41	1,37	55,37
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,79	1,56	1,77	0,0	4,87
Abund. relativa Euglephyceae(%)	1,1	1,03	1,24	0,0	2,74
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,21	0,39	0,0	0,0	0,98
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	2,62	2,70	1,83	0,0	7,69
RAE					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1507,88	982,53	1228,0	581,0	3346,0
Riqueza (ind)	40,88	5,77	42,50	30,0	47,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,93	0,32	2,93	2,59	3,43
Equitabilidade	0,5509	0,0694	0,5618	0,4659	0,6209
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	8,40	7,10	7,0	1,2	25,0
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	40,74	12,98	36,95	22,50	61,73
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	24,0	11,10	23,97	9,56	37,15
Abund. relativa Crysophyceae(%)	5,31	5,64	3,81	0,90	18,60
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,58	0,87	0,18	0,0	2,39
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,03	1,26	0,57	0,0	2,96
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	20,51	17,72	12,39	5,33	48,12
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,84	1,69	1,44	0,0	4,75
Abund. relativa Euglephyceae(%)	2,06	1,39	1,62	0,75	4,66
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,12	0,33	0,0	0,0	0,93
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	3,81	2,78	2,71	1,01	8,45

APÊNDICE D – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica.

(Continuação)

RJC					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1875,63	1033,64	1431,50	955,0	3190,0
Riqueza (ind)	40,63	7,87	40,50	31,0	55,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,72	0,23	2,63	2,51	3,15
Equitabilidade	0,5121	0,0487	0,5084	0,4541	0,5848
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	7,22	4,87	5,48	2,0	17,0
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	49,96	10,79	54,39	32,60	61,04
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	22,44	9,05	21,96	11,33	35,46
Abund. relativa Crysophyceae(%)	2,05	1,63	1,66	0,45	4,77
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,19	0,31	0,0	0,0	0,84
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,57	0,66	0,36	0,0	1,61
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	19,78	14,26	19,22	4,85	45,30
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,05	0,79	0,83	0,27	2,37
Abund. relativa Euglephyceae(%)	1,18	1,67	0,63	0,0	4,92
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,25	0,59	0,0	0,0	1,68
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	2,51	2,16	2,19	0,0	6,56
RPR					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1682,38	1074,60	1247,50	617,0	3551,0
Riqueza (ind)	33,0	9,26	29,50	22,0	52,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,45	0,42	2,42	1,73	2,96
Equitabilidade	0,4895	0,0711	0,4812	0,3888	0,5976
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	10,55	11,17	6,85	2,0	37,2
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	56,37	17,31	61,60	17,73	71,96
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	14,78	10,99	11,88	2,27	36,30
Abund. relativa Crysophyceae(%)	3,29	5,97	1,43	0,0	17,73
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,22	0,36	0,0	0,0	1,01
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,65	2,61	0,81	0,0	7,66
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	11,37	9,92	6,87	1,13	30,92
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,23	1,15	1,23	0,0	2,80
Abund. relativa Euglephyceae(%)	0,79	0,96	0,73	0,0	2,92
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,14	0,40	0,0	0,0	1,13
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	1,96	1,29	1,91	0,0	4,38

APÊNDICE E - Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “CHUVA”.

CMU					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	58,75	16,34	58,50	39,0	79,0
Riqueza (ind)	19,25	2,75	19,5	16,0	22,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,82	0,17	2,81	2,65	2,98
Equitabilidade	0,66	0,016	0,67	0,64	0,67
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	6,13	4,75	5,10	1,60	12,70
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	44,62	6,65	44,63	37,29	51,90
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	19,08	8,44	18,93	10,26	28,21
Abund. relativa Crysophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	19,09	6,14	21,01	10,17	24,15
Abund. relativa Dinophyceae(%)	0,85	1,70	0,0	0,0	3,39
Abund. relativa Euglephyceae(%)	7,47	3,64	8,53	2,53	10,26
Abund. relativa Oodogoniophyceae(%)	2,35	1,62	2,97	0,0	3,45
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	6,40	6,59	5,11	0,0	15,38
CS					
Variáveis	Média aritmética	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	67,75	33,30	54,0	46,0	117,0
Riqueza (ind)	20,0	3,56	19,0	17,0	25,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,85	0,12	2,87	2,70	2,97
Equitabilidade	0,66	0,014	0,66	0,64	0,68
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	6,76	9,29	2,98	0,59	20,50
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	62,19	17,76	57,42	46,96	86,96
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	13,35	10,28	14,46	0,0	24,48
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,43	0,86	0,0	0,0	1,71
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	16,48	7,90	14,94	8,70	27,35
Abund. relativa Dinophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Euglephyceae(%)	2,30	1,83	2,55	0,0	4,08
Abund. relativa Oodogoniophyceae(%)	2,30	2,69	2,04	0,0	5,13
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	1,87	2,17	1,70	0,0	4,08

APÊNDICE E - Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

CM					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	52,75	25,05	41,50	38,0	90,0
Riqueza (ind)	21,0	7,39	18,0	16,0	32,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,90	0,24	2,83	2,70	3,24
Equitabilidade	0,67	0,016	0,67	0,65	0,69
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,37	9,12	1,19	0,10	19,0
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	51,04	12,31	51,06	38,89	63,14
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	14,92	5,40	13,45	10,56	22,22
Abund. relativa Crysophyceae(%)	1,11	2,22	0,0	0,0	4,44
Abund. relativa Chlamydoephyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	4,85	3,65	5,26	0,0	8,88
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	18,58	14,46	16,10	5,26	36,84
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,87	2,49	1,11	0,0	5,26
Abund. relativa Euglephyceae(%)	5,76	8,39	2,63	0,0	17,78
Abund. relativa Oedogoniophyceae	0,56	1,11	0,0	0,0	2,22
Abund. relativa Xantophyceae (%)	1,31	2,63	0,0	0,0	5,26
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
ETA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	289,0	203,82	276,50	98,0	505,0
Riqueza (ind)	18,25	5,68	16,50	14,0	26,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,60	0,34	2,62	2,17	2,99
Equitabilidade	0,63	0,083	0,66	0,51	0,69
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	7,73	9,18	4,69	0,40	21,15
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	43,40	20,59	38,72	24,10	72,07
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	23,14	11,31	19,75	14,29	38,80
Abund. relativa Crysophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,48	0,95	0,0	0,0	1,90
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,53	3,07	0,0	0,0	6,14
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	17,09	9,35	20,94	3,18	23,31
Abund. relativa Dinophyceae(%)	2,26	3,37	0,95	0,0	7,14
Abund. relativa Euglephyceae(%)	7,85	6,22	7,60	1,90	14,29
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	1,50	3,01	0,0	0,0	6,02
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	2,74	5,47	0,0	0,0	10,94

APÊNDICE E - Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

RCA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1721,25	993,09	1779,50	711,0	2615,0
Riqueza (ind)	34,0	11,52	35,0	19,0	47,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,31	0,30	2,29	1,98	2,66
Equitabilidade	0,46	0,040	0,45	0,42	0,51
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	6,94	1,89	7,32	4,30	8,80
Abund relativa Bacillariophyta(%)	55,86	18,88	60,61	29,30	72,94
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	14,56	4,69	13,67	10,62	20,25
Abund. relativa Crysophyceae(%)	2,90	2,05	2,22	1,38	5,77
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,41	0,32	0,43	0,0	0,78
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,61	0,73	0,49	0,0	1,46
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	22,64	23,79	15,20	4,78	55,37
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,16	0,95	1,34	0,0	1,97
Abund. relativa Euglephyceae(%)	0,62	0,74	0,49	0,0	1,49
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,24	0,49	0,0	0,0	0,98
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	0,77	1,08	0,39	0,0	2,29
ERA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1619,50	717,81	1843,0	615,0	2177,0
Riqueza (ind)	41,0	4,08	42,50	35,0	44,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,78	0,21	2,73	2,61	3,05
Equitabilidade	0,53	0,054	0,51	0,48	0,60
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	11,67	8,99	8,0	5,67	25,0
Abund relativa Bacillariophyta(%)	46,67	17,02	51,21	22,50	61,73
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	19,06	7,32	18,95	10,24	28,08
Abund. relativa Crysophyceae(%)	3,79	1,64	3,81	2,01	5,53
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,22	0,25	0,18	0,0	0,50
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,74	1,48	0,0	0,0	2,96
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	23,87	17,07	19,08	9,22	48,12
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,77	1,60	1,33	0,36	4,06
Abund. relativa Euglephyceae(%)	1,91	1,26	1,69	0,75	3,52
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	1,99	1,03	1,77	1,01	3,41

APÊNDICE E - Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

RJC					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	2201,0	1006,20	2393,0	975,0	3043,0
Riqueza (ind)	39,50	6,45	39,50	33,0	46,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,60	0,09	2,59	2,51	2,72
Equitabilidade	0,49	0,036	0,49	0,45	0,54
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	9,0	6,82	8,51	2,0	17,01
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	56,13	2,09	56,39	53,70	58,06
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	18,77	8,64	17,05	11,33	29,66
Abund. relativa Crysophyceae(%)	1,55	1,26	1,44	0,45	2,87
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,31	0,40	0,20	0,0	0,84
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,90	0,71	1,0	0,0	1,61
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	17,63	10,52	19,22	4,85	27,22
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,39	1,05	1,46	0,27	2,37
Abund. relativa Euglephyceae(%)	2,04	2,03	1,41	0,45	4,92
Abund. relativa Oedogoniophyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	1,28	1,14	1,27	0,0	2,58
RPR					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	2129,25	1337,53	2130,50	705,0	3551,0
Riqueza (ind)	36,75	11,18	34,0	27,0	52,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,44	0,26	2,42	2,17	2,74
Equitabilidade	0,47	0,045	0,48	0,41	0,52
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	7,78	4,14	8,98	2,0	11,15
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	55,22	25,35	65,60	17,73	71,96
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	9,82	5,53	11,50	2,27	14,04
Abund. relativa Crysophyceae(%)	1,23	0,90	1,44	0,0	2,03
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,32	0,48	0,14	0,0	1,01
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	2,58	3,39	1,03	0,61	7,66
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	10,46	8,52	9,99	1,13	20,72
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,39	1,10	1,64	0,0	2,28
Abund. relativa Euglephyceae(%)	0,45	0,53	0,39	0,0	1,01
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,28	0,57	0,0	0,0	1,13
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	1,86	0,81	1,69	1,13	2,94

APÊNDICE F- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “SECA”.

CMU					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	114,75	36,47	113,0	81,0	152,0
Riqueza (ind)	21,5	4,66	22,50	15,0	26,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,38	0,52	2,58	1,63	2,73
Equitabilidade	0,54	0,084	0,56	0,42	0,61
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	4,62	2,82	3,41	2,90	8,80
Abund relativa Bacillariophyta(%)	22,52	11,35	17,16	16,26	39,51
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	6,60	10,48	2,09	0,0	22,22
Abund. relativa Crysophyceae(%)	1,40	2,02	0,66	0,0	4,29
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,37	0,73	0,0	0,0	1,46
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	10,44	6,72	8,56	4,65	20,0
Abund. relativa Dinophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Euglephyceae(%)	0,95	1,19	0,66	0,0	2,47
Abund. relativa Oedogoniophyceae	1,20	1,39	1,16	0,0	2,47
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	56,54	24,24	62,97	23,46	76,76
CS					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	85,0	22,47	85,50	60,0	109,0
Riqueza (ind)	17,25	2,50	17,50	14,0	20,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,44	0,38	2,47	1,97	2,86
Equitabilidade	0,60	0,078	0,59	0,52	0,69
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	3,38	2,93	3,33	0,20	6,65
Abund relativa Bacillariophyta(%)	69,06	12,21	71,69	52,04	80,82
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	5,31	6,14	5,10	0,0	11,03
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,51	1,02	0,0	0,0	2,04
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,51	1,02	0,0	0,0	2,04
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	15,41	10,08	11,91	8,22	29,60
Abund. relativa Dinophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Euglephyceae(%)	3,25	2,71	3,76	0,0	5,48
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	0,51	1,02	0,0	0,0	2,04

APÊNDICE F- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “SECA”.

(Continuação)

CM					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	95,75	39,19	89,50	60,0	144,0
Riqueza (ind)	21,0	5,35	20,50	15,0	28,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,72	0,16	2,70	2,59	2,88
Equitabilidade	0,63	0,031	0,62	0,60	0,66
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	4,60	1,89	4,81	2,50	6,30
Abund relativa Bacillariophyta(%)	36,36	16,08	35,29	20,72	54,16
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	13,20	3,81	13,42	8,33	17,64
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,70	1,39	0,0	0,0	2,78
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,35	0,70	0,0	0,0	1,39
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	35,97	20,02	33,74	18,75	57,66
Abund. relativa Dinophyceae(%)	0,68	1,35	0,0	0,0	2,70
Abund. relativa Euglephyceae(%)	7,54	3,84	7,85	2,70	11,76
Abund. relativa Oedogoniophyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	5,20	1,73	5,72	2,70	6,67
ETA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	592,75	531,33	368,0	251,0	1384,0
Riqueza (ind)	28,75	5,19	28,0	24,0	35,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,88	0,33	3,03	2,39	3,08
Equitabilidade	0,60	0,090	0,63	0,47	0,67
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	6,91	11,31	1,50	0,78	23,86
Abund relativa Bacillariophyta(%)	41,98	22,49	45,35	11,85	65,35
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	27,53	21,46	22,26	8,51	57,08
Abund. relativa Crysophyceae(%)	0,91	1,08	0,76	0,0	2,13
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,02	1,19	0,99	0,0	2,13
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	19,14	6,44	21,97	9,57	23,05
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,29	1,57	0,99	0,0	3,19
Abund. relativa Euglephyceae(%)	4,65	3,26	4,55	1,01	8,51
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,13	0,26	0,0	0,0	0,51
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	3,57	2,66	4,09	0,0	6,08

APÊNDICE F- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “SECA”.

(Continuação)

RCA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1252,25	865,55	1020,50	487,0	2481,0
Riqueza (ind)	37,75	9,11	40,0	25,0	46,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,89	0,27	2,84	2,62	3,26
Equitabilidade	0,56	0,068	0,57	0,47	0,62
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,60	2,63	6,04	2,30	8,02
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	45,16	8,20	46,66	33,87	53,44
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	27,02	13,27	23,88	15,24	45,12
Abund. relativa Crysophyceae(%)	7,01	6,01	6,49	1,84	13,25
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	1,08	1,46	0,63	0,0	3,08
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,57	0,69	0,46	0,0	1,37
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	10,48	9,69	8,41	1,37	23,74
Abund. relativa Dinophyceae(%)	2,43	1,93	2,26	0,32	4,87
Abund. relativa Euglephyceae(%)	1,58	1,15	1,80	0,0	2,74
Abund. relativa Oedogoniophyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,17	0,34	0,0	0,0	0,68
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	4,48	2,59	4,43	1,37	7,69
ERA					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1396,25	1305,39	829,0	581,0	3346,0
Riqueza (ind)	40,75	7,81	43,0	30,0	47,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	3,09	0,37	3,16	2,59	3,43
Equitabilidade	0,58	0,076	0,62	0,47	0,62
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,13	2,91	5,85	1,20	7,63
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	34,81	3,06	35,43	30,61	37,75
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	28,95	12,98	34,54	9,56	37,15
Abund. relativa Crysophyceae(%)	6,83	8,08	3,92	0,90	18,60
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,94	1,16	0,69	0,0	2,39
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	1,32	1,14	1,25	0,0	2,78
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	17,14	20,28	7,90	5,33	47,46
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,91	2,01	1,45	0,0	4,75
Abund. relativa Euglephyceae(%)	2,20	1,69	1,62	0,90	4,66
Abund. relativa Oedogoniophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,23	0,47	0,0	0,0	0,93
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	5,63	2,84	6,14	1,82	8,45

APÊNDICE F- Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos, por estação amostral, segundo variáveis da comunidade fitoplanctônica, no período da “SECA”.

(Continuação)

RJC					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1550,25	1094,63	1028,0	955,0	3190,0
Riqueza (ind)	41,75	9,98	40,50	31,0	55,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,84	0,28	2,82	2,55	3,15
Equitabilidade	0,53	0,057	0,54	0,46	0,58
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	5,44	0,51	5,49	4,90	5,87
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	43,78	12,86	40,75	32,60	61,04
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	26,11	8,99	26,75	15,49	35,46
Abund. relativa Crysophyceae(%)	2,56	1,98	2,32	0,84	4,77
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,08	0,16	0,0	0,0	0,31
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,23	0,46	0,0	0,0	0,92
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	21,94	18,75	17,99	6,46	45,30
Abund. relativa Dinophyceae(%)	0,72	0,28	0,83	0,31	0,92
Abund. relativa Euglephyceae(%)	0,31	0,63	0,0	0,0	1,25
Abund. relativa Oodogoniophyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	0,50	0,80	0,16	0,0	1,68
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	3,75	2,35	3,79	0,84	6,56
RPR					
Variáveis	Média aritmética	Desvio	Mediana	Mínimo	Máximo
Densidade (ind.mL)	1235,50	610,72	1124,50	617,0	2076,0
Riqueza (ind)	29,25	6,13	29,0	22,0	37,0
Diversidade (bits.ind. ⁻¹)	2,46	0,58	2,58	1,73	2,96
Equitabilidade	0,51	0,095	0,52	0,39	0,60
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	13,32	15,93	5,79	4,50	37,20
Abund. relativa Bacillariophyta(%)	57,51	7,29	59,01	47,65	64,39
Abund. relativa Chlorophyceae(%)	19,74	13,64	17,66	7,32	36,30
Abund. relativa Crysophyceae(%)	5,37	8,43	1,87	0,0	17,73
Abund. relativa Chlamydoephyceae(%)	0,12	0,24	0,0	0,0	0,48
Abund. relativa Cryptophyceae(%)	0,72	1,44	0,0	0,0	2,89
Abund. relativa Cyanobacteria(%)	12,29	12,45	6,44	5,36	30,92
Abund. relativa Dinophyceae(%)	1,06	1,35	0,73	0,0	2,80
Abund. relativa Euglephyceae(%)	1,13	1,25	0,81	0,0	2,92
Abund. relativa Oodogoniophyceae	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Xantophyceae(%)	-----	-----	-----	-----	-----
Abund. relativa Zygnemaphyceae(%)	2,05	1,80	1,91	0,0	4,38

APÊNDICE G – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por estação amostral.

Variável	CMU					CS				
	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim
B	0,0222	0,020	0,0200	0,004	0,0700	0,0198	0,021	0,0200	0,002	0,0685
Al	0,0646	0,157	0,0094	0,001	0,4530	0,1237	0,282	0,0157	0,001	0,8180
V	0,0329	0,008	0,0300	0,030	0,0536	0,0326	0,007	0,0030	0,030	0,0510
Cr	0,0307	0,058	0,0100	0,010	0,1760	0,0296	0,055	0,0100	0,010	0,1673
Mn	0,0118	0,012	0,0077	0,002	0,0407	0,0471	0,122	0,0039	0,001	0,3503
Ni	0,0346	0,069	0,0100	0,010	0,2070	0,0321	0,066	0,0100	0,0	0,1970
Cu	0,0237	0,010	0,0200	0,020	0,0498	0,0226	0,007	0,0200	0,020	0,0410
Zn	0,0153	0,038	0,0013	0,001	0,1115	0,0157	0,039	0,0012	0,001	0,1140
Mo	0,0702	0,170	0,0100	0,010	0,4920	0,0706	0,155	0,0200	0,010	0,4550
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600
Li	0,0084	0,007	0,0600	0,060	0,0600	0,0083	0,007	0,0037	0,002	0,0175
Be	0,0022	0,004	0,0020	0,002	0,0034	0,0022	0,000	0,0020	0,002	0,0035
Mg	0,2809	0,133	0,2305	0,192	0,5950	0,3530	0,224	0,3010	0,162	0,8920
P	1,0697	2,998	0,0110	0,002	8,4900	1,0305	2,864	0,0200	0,002	8,1200
Ca	0,2890	0,135	0,2770	0,087	0,5600	0,8676	0,733	0,6520	0,321	2,6500
Fe	0,3403	0,257	0,2770	0,136	0,9400	0,4781	0,579	0,2685	0,192	1,8900
Ba	0,0240	0,034	0,0115	0,001	0,1060	0,0284	0,030	0,1785	0,001	0,0989
Co	0,0873	0,222	0,0100	0,001	0,6380	0,0800	0,197	0,0100	0,010	0,5700
Na	0,3041	0,154	0,3000	0,109	0,5630	0,6008	0,290	0,5025	0,201	1,0300
Si	4,0250	0,667	4,1500	2,730	4,9000	4,4712	1,285	4,5350	2,020	5,7100
K	0,2781	0,299	0,1888	0,160	0,8500	0,3443	0,329	0,2145	0,078	1,0110
Ag	0,0139	0,023	0,0021	0,002	0,0710	0,0138	0,020	0,0020	0,002	0,0610
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0002	0,0002	0,000	0,0001	0,000	0,0008
Pb	0,0015	0,000	0,0013	0,001	0,0026	0,0013	0,000	0,0012	0,001	0,0021
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0021	0,003	0,0010	0,001	0,0100
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008
As	0,0011	0,000	0,0010	0,001	0,0020	0,0012	0,000	0,0010	0,001	0,0030
Sr	0,0077	0,004	0,0100	0,001	0,0100	0,0086	0,005	0,0111	0,001	0,0114

APÊNDICE G – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por estação amostral.

(Continuação)

Variável	CM					ETA				
	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim
B	0,0224	0,021	0,0200	0,004	0,0717	0,0160	0,007	0,0200	0,004	0,0200
Al	0,1476	0,021	0,0200	0,004	0,0717	0,1554	0,204	0,0677	0,016	0,5810
V	0,0331	0,008	0,0300	0,030	0,0550	0,0300	0,0	0,0300	0,030	0,0300
Cr	0,0306	0,058	0,0100	0,010	0,1754	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Mn	0,0534	0,040	0,0542	0,006	0,1110	0,0971	0,172	0,0389	0,124	0,5220
Ni	0,0345	0,069	0,0100	0,010	0,2063	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Cu	0,0236	0,010	0,0200	0,020	0,0490	0,0200	0,0	0,0200	0,020	0,0200
Zn	0,0160	0,039	0,0020	0,001	0,1128	0,0031	0,002	0,0015	0,001	0,0089
Mo	0,0738	0,168	0,0150	0,010	0,4910	0,0150	0,005	0,0150	0,010	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600
Li	0,0080	0,006	0,0036	0,002	0,0177	0,0080	0,007	0,0030	0,002	0,0177
Be	0,0043	0,006	0,0020	0,002	0,0200	0,0087	0,009	0,0020	0,002	0,0200
Mg	0,4407	0,196	0,3880	0,234	0,8270	0,5014	0,223	0,5170	0,065	0,8810
P	1,0775	2,983	0,0200	0,020	8,4600	0,0213	0,003	0,0200	0,020	0,0310
Ca	3,1412	1,317	3,3900	1,300	4,5700	1,6523	0,507	1,5350	1,090	2,8290
Fe	0,5785	0,430	0,5015	0,034	1,3100	1,1496	0,824	0,8470	0,535	0,1030
Ba	0,0776	0,099	0,0485	0,028	0,3220	0,0573	0,050	0,0247	0,032	0,1030
Co	0,0858	0,214	0,0100	0,010	0,6170	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Na	2,2775	0,487	2,3650	1,480	2,8700	1,0962	0,343	1,0390	0,619	1,5500
Si	3,5425	0,497	3,7050	2,580	4,0000	5,7537	0,904	5,8450	4,170	7,0800
K	0,7626	0,355	0,7615	0,212	1,2680	0,6916	0,311	0,6540	0,215	1,2200
Ag	0,0154	0,022	0,0053	0,002	0,0670	0,0087	0,009	0,0020	0,002	0,0200
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0002	0,0001	0,000	0,0001	0,000	0,0005
Pb	0,0017	0,000	0,0012	0,001	0,0033	0,0019	0,001	0,0013	0,001	0,0045
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008
As	0,0012	0,000	0,0010	0,001	0,0030	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Sr	0,0215	0,006	0,0235	0,012	0,0270	0,0243	0,005	0,0242	0,017	0,0310

APÊNDICE G – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por estação amostral.

(Continuação)

Variável	RCA					ERA				
	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim
B	0,0160	0,007	0,0200	0,004	0,0200	0,0160	0,007	0,0200	0,004	0,0200
Al	0,0382	0,033	0,0280	0,008	0,1020	0,0284	0,040	0,0135	0,004	0,1250
V	0,0300	0,0	0,0300	0,030	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,030	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Mn	0,0078	0,004	0,0082	0,002	0,0158	0,0058	0,002	0,0060	0,002	0,0098
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,020	0,0200	0,2000	0,0	0,0200	0,020	0,0200
Zn	0,0015	0,000	0,0010	0,001	0,0031	0,0019	0,001	0,0013	0,001	0,0061
Mo	0,0138	0,007	0,0150	0,001	0,0200	0,0150	0,005	0,0150	0,010	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600
Li	0,0080	0,007	0,0030	0,002	0,0175	0,0080	0,007	0,0030	0,002	0,0175
Be	0,0042	0,006	0,0020	0,002	0,0200	0,0020	0,0	0,0020	0,002	0,0020
Mg	2,9612	0,775	3,0200	1,740	4,2100	2,9087	0,802	2,9900	1,650	4,2500
P	0,0206	0,006	0,0200	0,010	0,0350	0,0321	0,020	0,0251	0,011	0,0720
Ca	8,4750	1,712	8,8600	5,240	10,200	8,4000	1,752	8,7800	4,980	9,9900
Fe	0,1009	0,078	0,0912	0,029	0,2800	0,1334	0,144	0,7385	0,028	0,4500
Ba	0,0633	0,080	0,0244	0,010	0,2300	0,0274	0,014	0,0245	0,011	0,0612
Co	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Na	1,1700	0,167	1,1050	1,040	1,5000	1,1677	0,154	1,1050	1,030	1,4750
Si	4,4087	1,437	4,6050	1,670	5,8300	4,4550	1,294	4,6150	2,560	5,8900
K	1,0685	0,361	0,9455	0,741	1,7330	1,0596	0,351	0,9395	0,729	1,6760
Ag	0,0021	0,000	0,0020	0,002	0,0029	0,0025	0,000	0,0023	0,001	0,0039
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0001
Pb	0,0019	0,002	0,0010	0,001	0,0082	0,0021	0,002	0,0014	0,001	0,0082
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008	0,0009	0,000	0,0008	0,000	0,0080
As	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0008	0,000	0,0010	0,0	0,0010
Sr	0,0333	0,004	0,0335	0,028	0,0382	0,1319	0,168	0,0384	0,031	0,3260

APÊNDICE G – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por estação amostral.

(Continuação)

Variável	RJC					RPR				
	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Media	Mínim	Máxim
B	0,0160	0,020	0,0074	0,004	0,0200	0,0160	0,007	0,0200	0,004	0,0200
Al	0,0537	0,053	0,0286	0,013	0,1780	0,0582	0,036	0,0501	0,002	0,1120
V	0,0300	0,0	0,0300	0,030	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,030	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Mn	0,0181	0,029	0,0100	0,002	0,0910	0,0094	0,003	0,0107	0,003	0,0140
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,010	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,020	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,020	0,0200
Zn	0,0029	0,004	0,0012	0,001	0,0140	0,0019	0,000	0,0018	0,001	0,0032
Mo	0,0150	0,005	0,0150	0,010	0,0200	0,0150	0,005	0,0150	0,010	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,060	0,0600
Li	0,080	0,007	0,0030	0,002	0,0176	0,078	0,006	0,0030	0,002	0,0175
Be	0,0020	0,0	0,0020	0,002	0,0020	0,0020	0,0	0,0020	0,002	0,0020
Mg	2,9128	0,807	2,9350	1,680	4,2300	2,8850	0,786	2,9200	1,620	4,2100
P	0,2838	0,012	0,0238	0,020	0,0549	0,0485	0,066	0,0247	0,020	0,2130
Ca	8,3912	1,735	8,7850	5,070	10,100	8,328	1,697	8,8000	4,880	9,8000
Fe	0,0907	0,004	0,0237	0,012	0,0260	0,1181	0,078	0,1010	0,238	0,2930
Ba	0,0224	0,004	0,0237	0,012	0,0260	0,0227	0,005	0,0250	0,010	0,0270
Co	0,0101	0,000	0,0100	0,010	0,0110	0,0103	0,000	0,0100	0,010	0,0124
Na	1,1922	0,173	1,1300	1,040	1,5600	1,2662	0,178	1,2600	1,070	1,5100
Si	4,5412	1,289	4,6500	2,360	6,0800	4,4312	1,176	4,4500	2,890	5,8400
K	1,0657	0,376	0,9660	0,701	1,7750	1,1293	0,816	0,9540	0,088	2,8300
Ag	0,0043	0,004	0,0023	0,002	0,0143	0,0031	0,001	0,0020	0,002	0,0064
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,000	0,0001
Pb	0,0022	0,003	0,0010	0,001	0,0100	0,0017	0,001	0,0011	0,001	0,0060
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,000	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,001	0,0010	0,010	0,0	0,010	0,001	0,0010
Sr	0,1111	0,152	0,0374	0,029	0,3400	0,0345	0,005	0,0346	0,028	0,0400
Ti	0,0032	0,001	0,0040	0,001	0,0040	0,0122	0,018	0,0040	0,001	0,0400

APÊNDICE H – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “CHUVA”.

Variáveis	CMU					CS				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200	0,0075	0,0083	0,0040	0,0020	0,0200
Al	0,0146	0,0094	0,0177	0,0010	0,0220	0,0366	0,0386	0,0195	0,0132	0,0941
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0096	0,0072	0,0082	0,0027	0,0196	0,0027	0,0014	0,0025	0,0014	0,0044
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0020	0,0008	0,0021	0,0010	0,0028	0,0022	0,0013	0,0020	0,0010	0,0039
Mo	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0067	0,0073	0,0030	0,0030	0,0177	0,0065	0,0072	0,0030	0,0028	0,0175
Be	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Mg	0,2135	0,0221	0,2095	0,1920	0,2430	0,2742	0,0771	0,2985	0,1620	0,3380
P	0,0110	0,0103	0,0110	0,0020	0,0200	0,0205	0,0156	0,0200	0,0020	0,0402
Ca	0,2212	0,1092	0,2230	0,0871	0,3520	0,5580	0,1594	0,6285	0,3210	0,6540
Fe	0,2537	0,0877	0,2660	0,1410	0,3420	0,2685	0,0849	0,2675	0,1940	0,3450
Ba	0,0079	0,0050	0,0091	0,0010	0,0126	0,0132	0,0082	0,0163	0,0010	0,0193
Co	0,0077	0,0045	0,0100	0,0010	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	0,1798	0,0683	0,1687	0,1090	0,2730	0,5175	0,2964	0,4780	0,2010	0,9130
Si	3,9975	0,3816	4,1000	3,4700	4,3200	4,1725	1,5218	4,5350	2,0200	5,6000
K	0,1365	0,0800	0,1450	0,0440	0,2120	0,1727	0,1112	0,1400	0,0780	0,3330
Ag	0,0020	0,0001	0,0020	0,0020	0,0022	0,0110	0,0103	0,0110	0,0020	0,0200
Cd	0,0001	0,0005	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0003	0,0001	0,0001	0,0008
Pb	0,0018	0,0006	0,0019	0,0010	0,0026	0,0013	0,0002	0,0012	0,0010	0,0017
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0032	0,0045	0,0010	0,0010	0,0100
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,0055	0,0063	0,0055	0,0010	0,0100	0,0061	0,0072	0,0061	0,0010	0,0112

APÊNDICE H – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

Variáveis	CM					ETA				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200
Al	0,1107	0,1153	0,0864	0,0010	0,2690	0,1847	0,2665	0,0664	0,0248	0,5810
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0793	0,0318	0,0835	0,0394	0,1110	0,1510	0,2475	0,0348	0,0124	0,5220
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0031	0,0018	0,0030	0,0010	0,0054	0,0049	0,0032	0,0049	0,0010	0,0089
Mo	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0065	0,0074	0,0030	0,0026	0,0177	0,0066	0,0074	0,0030	0,0027	0,0177
Be	0,0065	0,0090	0,0020	0,0020	0,0200	0,0110	0,0103	0,0110	0,0020	0,0200
Mg	0,4580	0,1188	0,4805	0,3080	0,5630	0,4147	0,2387	0,5105	0,0659	0,5720
P	0,0211	0,0013	0,0211	0,0200	0,0223	0,0227	0,0055	0,0200	0,0200	0,0310
Ca	3,9300	4,2750	0,8975	2,6000	4,5700	1,5775	0,1040	1,5950	1,4400	1,6800
Fe	0,5867	0,5354	0,5015	0,0340	1,3100	1,3045	1,1164	0,8095	0,6290	2,9700
Ba	0,0442	0,0104	0,0485	0,0288	0,0512	0,0608	0,0174	0,0558	0,0457	0,0860
Co	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	2,4375	0,3277	2,3650	2,1500	2,8700	1,3875	0,1793	1,4200	1,1600	1,5500
Si	3,4650	0,2821	3,4950	3,1600	3,7100	6,1550	0,9156	6,3250	4,8900	7,0800
K	0,7030	0,1896	0,7615	0,4280	0,8610	0,6007	0,0738	0,6230	0,5000	0,6570
Ag	0,0110	0,0103	0,0110	0,0020	0,0200	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,0017	0,0010	0,0012	0,0010	0,0033	0,0022	0,0016	0,0016	0,0010	0,0045
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,0263	0,0009	0,0263	0,0256	0,0270	0,0242	0,0014	0,0242	0,0232	0,0252

APÊNDICE H – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

Variáveis	RCA					RAE				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200
Al	0,0487	0,0385	0,0414	0,0103	0,1020	0,0437	0,0552	0,0219	0,0062	0,1250
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0067	0,0024	0,0075	0,0034	0,0086	0,0051	0,0017	0,0060	0,0026	0,0061
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0015	0,0010	0,0010	0,0010	0,0031	0,0025	0,0024	0,0014	0,0010	0,0061
Mo	0,0127	0,0091	0,0150	0,0010	0,0200	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0065	0,0073	0,0030	0,0025	0,0175	0,0065	0,0073	0,0030	0,0025	0,0175
Be	0,0065	0,0090	0,0020	0,0020	0,0200	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Mg	2,4150	0,5751	2,4500	1,7400	3,0200	2,3575	0,5978	2,3900	1,6500	3,0000
P	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0309	0,0167	0,0241	0,0200	0,0557
Ca	7,1925	1,4981	7,4600	5,2400	8,6100	7,1025	1,5685	7,4350	4,9800	8,5600
Fe	0,1411	0,0929	0,1003	0,0837	0,2800	0,1199	0,0855	0,0798	0,0720	0,2480
Ba	0,0201	0,0067	0,0216	0,0107	0,0264	0,0208	0,0066	0,0222	0,0118	0,0273
Co	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	1,1575	0,1357	1,1250	1,0400	1,3400	1,1325	0,1304	1,0900	1,0300	1,3200
Si	4,3150	1,0478	4,2500	3,1000	5,6600	4,1725	1,2850	4,2250	2,5600	5,6800
K	0,8970	0,1215	0,8905	0,7570	1,0500	0,8935	0,1120	0,8930	0,7580	1,0300
Ag	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020	0,0022	0,0009	0,0023	0,0010	0,0032
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,0011	0,0002	0,0010	0,0010	0,0015	0,0014	0,0002	0,0015	0,0010	0,0016
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,0295	0,0020	0,0295	0,0281	0,0310	0,1787	0,2082	0,1787	0,0315	0,3260

APÊNDICE H – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “CHUVA”.

(Continuação)

Variáveis	RJC					RPR				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200	0,0120	0,0092	0,0120	0,0040	0,0200
Al	0,0767	0,0704	0,0508	0,0273	0,1780	0,0654	0,0524	0,0736	0,0024	0,1120
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0274	0,0425	0,0083	0,0020	0,0910	0,0092	0,0030	0,0107	0,0047	0,0109
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0043	0,0064	0,0012	0,0010	0,0140	0,0022	0,0010	0,0023	0,0010	0,0032
Mo	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0065	0,0074	0,0030	0,0025	0,0176	0,0065	0,0073	0,0030	0,0025	0,0175
Be	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Mg	2,3625	0,5795	2,4100	1,6800	2,9500	2,3675	0,5999	2,4500	1,6200	2,9500
P	0,0318	0,0164	0,0261	0,0200	0,0549	0,0289	0,0068	0,0295	0,0200	0,0366
Ca	7,1325	1,5802	7,3700	5,0700	8,7200	7,2175	1,7883	7,5700	4,8800	8,8500
Fe	0,1222	0,0841	0,1019	0,0440	0,2410	0,1580	0,0928	0,1265	0,0860	0,2930
Ba	0,0203	0,0059	0,0220	0,0120	0,0253	0,0205	0,0071	0,0223	0,0107	0,2930
Co	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0106	0,0012	0,0100	0,0100	0,0124
Na	1,1470	0,1091	1,1140	1,0600	1,3000	1,1575	0,1359	1,1000	1,0700	1,3600
Si	4,4800	1,1992	4,3200	3,2000	6,0800	4,5325	0,9432	4,4500	3,4700	5,7600
K	0,8945	0,1555	0,8965	0,7050	1,0800	0,6991	0,4287	0,8190	0,0886	1,0700
Ag	0,0034	0,0017	0,0034	0,0020	0,0051	0,0038	0,0022	0,0035	0,0020	0,0064
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,0032	0,0045	0,0010	0,0010	0,0100	0,0011	0,0001	0,0011	0,0010	0,0013
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,1848	0,2194	0,1848	0,0296	0,3400	0,0302	0,0019	0,0302	0,0288	0,0316

APÊNDICE I – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “SECA”.

Variáveis	CMU					CS				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0325	0,0250	0,0200	0,0200	0,0700	0,0321	0,0242	0,0200	0,0200	0,0685
Al	0,1147	0,2255	0,0025	0,0010	0,4530	0,2108	0,4048	0,0121	0,0010	0,8180
V	0,0359	0,0118	0,0300	0,0300	0,0300	0,0352	0,0105	0,0300	0,0300	0,0510
Cr	0,05150	0,0830	0,0100	0,0100	0,1760	0,0493	0,0786	0,0100	0,0100	0,1673
Mn	0,0139	0,0180	0,0066	0,0020	0,0407	0,0915	0,1725	0,0069	0,0020	0,3503
Ni	0,0592	0,0985	0,0100	0,0100	0,2070	0,0542	0,0952	0,0100	0,0	0,1970
Cu	0,0274	0,0149	0,0200	0,0200	0,0498	0,0252	0,0105	0,0200	0,0200	0,0410
Zn	0,0286	0,0552	0,0010	0,0010	0,1115	0,0292	0,0565	0,0010	0,0010	0,1140
Mo	0,1305	0,2410	0,0100	0,0100	0,4920	0,1262	0,2192	0,0200	0,0100	0,4550
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0101	0,0074	0,0100	0,0030	0,0173	0,0100	0,0073	0,0100	0,0030	0,0170
Be	0,0023	0,0007	0,0020	0,0020	0,0034	0,0023	0,0007	0,0020	0,0020	0,0035
Mg	0,3482	0,1695	0,2900	0,2180	0,5950	0,4317	0,3088	0,3035	0,2280	0,8920
P	2,1285	4,2410	0,0110	0,0020	8,4900	2,0405	4,0530	0,0200	0,0020	8,1200
Ca	0,3567	0,1367	0,2995	0,2680	0,5600	1,1772	0,9867	0,7505	0,5580	2,6500
Fe	0,4270	0,3559	0,3160	0,1360	0,9400	0,6877	0,8119	0,3345	0,1920	1,8900
Ba	0,0400	0,0445	0,0218	0,0105	0,1060	0,0435	0,0382	0,0300	0,0153	0,0989
Co	0,1670	0,3140	0,0100	0,0100	0,6380	0,1500	0,2800	0,0100	0,0100	0,5700
Na	0,4282	0,0990	0,4115	0,3270	0,5630	0,6842	0,3004	0,6595	0,3880	1,0300
Si	4,0525	0,9446	4,2900	2,7300	4,9000	4,7700	1,1417	4,9950	3,3800	5,7100
K	0,4197	0,3862	0,4063	0,0160	0,8500	0,5160	0,4024	0,4695	0,1140	1,0110
Ag	0,0258	0,0309	0,0152	0,0020	0,0710	0,0167	0,0295	0,0020	0,0020	0,0610
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0003	0,0001	0,0001	0,0008
Pb	0,0012	0,0004	0,0010	0,0010	0,0019	0,0013	0,0005	0,0012	0,0010	0,0021
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0012	0,0005	0,0010	0,0010	0,0020	0,0015	0,0010	0,0010	0,0010	0,0030
Sr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0112	0,0002	0,0112	0,0110	0,0114

APÊNDICE I – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “SECA”.

(Continuação)

Variáveis	CM					ETA				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0329	0,0258	0,0200	0,0200	0,0717	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Al	0,1845	0,3086	0,0470	0,0010	0,6430	0,1261	0,1545	0,0677	0,0162	0,3530
V	0,0362	0,0125	0,0300	0,0300	0,0550	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0513	0,0827	0,0100	0,0100	0,1754	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0275	0,0316	0,0146	0,0064	0,0746	0,0433	0,0253	0,0389	0,0174	0,0782
Ni	0,0590	0,0981	0,0100	0,0100	0,2063	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0272	0,0145	0,0200	0,0200	0,0490	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0289	0,0559	0,0010	0,0010	0,1128	0,0012	0,0005	0,0010	0,0010	0,0021
Mo	0,1327	0,2388	0,0150	0,0100	0,4910	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0094	0,0067	0,0098	0,0030	0,0153	0,0095	0,0075	0,0091	0,0030	0,0169
Be	0,0022	0,0005	0,0020	0,0020	0,0031	0,0065	0,0090	0,0020	0,0020	0,0200
Mg	0,4235	0,2739	0,3165	0,2340	0,8270	0,5882	0,1991	0,5170	0,4380	0,8810
P	2,1300	4,2200	0,0200	0,0200	8,4600	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Ca	2,3525	1,2580	1,9650	1,3000	4,1800	1,7272	0,7590	1,4950	1,0900	2,8290
Fe	0,5702	0,3823	0,5190	0,2230	1,0200	0,9947	0,5248	0,8470	0,5350	1,7500
Ba	0,1110	0,1410	0,0461	0,0298	0,3220	0,0538	0,0329	0,0401	0,0322	0,1030
Co	0,1617	0,3035	0,0100	0,0100	0,6170	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	2,1175	0,6160	2,1250	1,4800	2,7400	0,8050	0,1299	0,8415	0,6190	0,9180
Si	3,6200	0,6939	3,9500	2,5800	4,0000	5,3525	0,8010	5,6800	4,1700	5,8800
K	0,8222	0,4992	0,9045	0,2120	1,2680	0,7825	0,4463	0,8475	0,2150	1,2200
Ag	0,0199	0,0315	0,0053	0,0020	0,0670	0,0155	0,0090	0,0200	0,0020	0,0200
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	0,0001	0,0005
Pb	0,0018	0,0009	0,0016	0,0010	0,0029	0,0017	0,0011	0,0013	0,0010	0,0034
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0015	0,0010	0,0010	0,0010	0,0030	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,0167	0,0066	0,0167	0,0120	0,0214	0,0244	0,0092	0,0244	0,0179	0,0310

APÊNDICE I – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço(mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “SECA”.

(Continuação)

Variáveis	RCA					RAE				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Al	0,0276	0,0287	0,0161	0,0080	0,0703	0,0131	0,0076	0,0127	0,0045	0,0227
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0088	0,0055	0,0086	0,0022	0,0158	0,0064	0,0026	0,0063	0,0034	0,0098
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0014	0,0008	0,0010	0,0010	0,0028	0,0014	0,0007	0,0011	0,0010	0,0200
Mo	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0096	0,0076	0,0092	0,0030	0,0169	0,0095	0,0076	0,0092	0,0030	0,0169
Be	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Mg	3,5075	0,5273	3,4000	3,0200	4,2100	3,4600	0,5784	3,3050	2,9800	4,2500
P	0,0212	0,0103	0,0200	0,0100	0,0350	0,0333	0,0266	0,0251	0,0110	0,0720
Ca	9,7575	0,4630	9,8600	9,1100	10,200	9,6975	0,4670	9,9000	9,0000	9,9900
Fe	0,0608	0,0364	0,0561	0,0290	0,1020	0,1470	0,2026	0,0550	0,0282	0,4500
Ba	0,1066	0,1006	0,0861	0,0242	0,2300	0,0340	0,0181	0,0253	0,0243	0,0612
Co	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	1,1825	0,2163	1,0950	1,0400	1,5000	1,2030	0,1877	1,1350	1,0670	1,4750
Si	4,5025	1,9238	5,2550	1,6700	5,8300	4,7375	1,4312	5,1800	2,7000	5,8900
K	1,2400	0,4599	1,2430	0,7410	1,7330	1,2257	0,4503	1,2490	0,7290	1,6760
Ag	0,0022	0,0004	0,0020	0,0020	0,0029	0,0028	0,0009	0,0026	0,0020	0,0039
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,0028	0,0036	0,0010	0,0010	0,0082	0,0029	0,0035	0,0012	0,0010	0,0082
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0007	0,0005	0,0010	0,0	0,0010
Sr	0,0371	0,0015	0,0371	0,0360	0,0382	0,0384	0,0	0,0384	0,0384	0,0384

APÊNDICE I – Médias aritméticas, desvios padrões, medianas, valores mínimos e valores máximos de metais e elementos-traço (mg.L⁻¹), por ponto amostral, no período da “SECA”.

(Continuação)

Variáveis	RJC					RPR				
	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim	Média	Desvi	Median	Mínim	Máxim
B	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Al	0,0307	0,0203	0,0248	0,0131	0,0600	0,0510	0,0175	0,0480	0,0355	0,0725
V	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300	0,0300	0,0	0,0300	0,0300	0,0300
Cr	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Mn	0,0088	0,0033	0,0100	0,0039	0,0112	0,0095	0,0043	0,0102	0,0038	0,0140
Ni	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Cu	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200	0,0200	0,0	0,0200	0,0200	0,0200
Zn	0,0015	0,0006	0,0014	0,0010	0,0024	0,0016	0,0004	0,0018	0,0010	0,0020
Mo	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200	0,0150	0,0057	0,0150	0,0100	0,0200
Sn	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600	0,0600	0,0	0,0600	0,0600	0,0600
Li	0,0096	0,0076	0,0093	0,0030	0,0169	0,0092	0,0071	0,0092	0,0030	0,0154
Be	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020	0,0	0,0020	0,0020	0,0020
Mg	3,4632	0,6156	3,3515	2,9200	4,2300	3,4025	0,6081	3,2550	2,8900	4,2100
P	0,0249	0,0060	0,0238	0,0200	0,0323	0,0682	0,0965	0,0200	0,0200	0,2130
Ca	9,6500	0,5492	9,825	8,8500	10,100	9,4400	0,4800	9,6050	8,7500	9,8000
Fe	0,0592	0,0240	0,0569	0,0370	0,0860	0,0782	0,0382	0,0880	0,0238	0,1130
Ba	0,0245	0,0011	0,0243	0,0235	0,0260	0,0249	0,0017	0,0255	0,0224	0,0262
Co	0,0102	0,0005	0,0100	0,0100	0,0110	0,0100	0,0	0,0100	0,0100	0,0100
Na	1,2375	0,2304	1,1750	1,0400	1,5600	1,3750	0,1545	1,4150	1,1600	1,5100
Si	4,6025	1,5587	5,0850	2,3600	5,8800	4,3300	1,5201	4,2950	2,8900	5,8400
K	1,2370	0,4782	1,2360	0,7010	1,7750	1,5595	0,9375	1,3445	0,7190	2,8300
Ag	0,0052	0,0060	0,0023	0,0020	0,0143	0,0025	0,0009	0,0020	0,0020	0,0040
Cd	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0	0,0001	0,0001	0,0001
Pb	0,0012	0,0003	0,0011	0,0010	0,0017	0,0024	0,0024	0,0013	0,0010	0,0060
Sb	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Se	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Hg	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0	0,0008	0,0008	0,0008
As	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0	0,0010	0,0010	0,0010
Sr	0,0374	0,0006	0,0374	0,0370	0,0379	0,0388	0,0016	0,0388	0,0377	0,0400