

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO
LAGO DOS TIGRES, GOIÁS**

João Carlos Nabout

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira

Goiânia
2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO
LAGO DOS TIGRES, GOIÁS**

João Carlos Nabout

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Evolução do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira.

Goiânia

2006

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA DO LAGO DOS TIGRES, GOIÁS**

João Carlos Nabout

Orientadora: Ina de Souza Nogueira

Dissertação apresentada ao programa de Ecologia e Evolução do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em ecologia e evolução.

Banca Examinadora:

Dra. Ina de Souza Nogueira

Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar

Dr. Luis Maurício Bini

Ficha Catalográfica

João Carlos Nabout
Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, Goiás/ João Carlos Nabout – Goiânia: ICB/UFG. 2006

128 páginas
Dissertação de mestrado

1. Dinâmica fitoplanctônica; 2. Limnologia; 3. Vale bloqueado

Para os meus constantes e
mais queridos companheiros:

Janeit, Hedo e Ricardo.

AGRADECIMENTOS

Graças à colaboração, amizade e incentivo de inúmeras pessoas que esse trabalho pôde ser concretizado. Agradeço a todas as pessoas que de diversas formas compartilharam comigo os momentos de elaboração deste trabalho.

À Dra. Ina de Souza Nogueira, a quem tenho uma admiração pela sua conduta profissional, agradeço pela sua orientação e confiança e, por ter me dado a oportunidade de iniciar-me no estudo ecológico e taxonômico do fitoplâncton, em especial pela oportunidade de trabalhar com o fitoplâncton do lago dos Tigres.

À Secretaria de Ciência e Tecnologia de Goiás (SECTEC-GO) pelo financiamento do projeto.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos DTI (Proc. 507274/2004-0)

À Universidade Federal de Goiás e ao Programa de Ecologia e Evolução, por terem tornado esse trabalho possível.

À Dra. Vera L.M. Huszar que contribui para o delineamento amostral do projeto da dissertação.

A prefeitura de Britânia, na pessoa do Secretário Municipal do Meio Ambiente e ao Batalhão Ambiental de Britânia, pelo suporte nos trabalhos de campo.

À Agência Ambiental de Goiás pelo processamento das análises de nitrogênio e fósforo.

À CPRM na pessoa do Sr. Marcos Correntino e Pedro Sergio Ribeiro pela caracterização hidrológica do rio Água Limpa.

Ao Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos do Estado de Goiás SIMEGO/SECTEC na pessoa da Sra. Rosidalva por disponibilizar as informações meteorológicas do município de Britânia.

Ao professor Rogério Pereira Bastos, coordenador do programa de Ecologia e Evolução pela confiança e incentivo.

A todos os professores do programa de Ecologia e Evolução em especial aos professores Leandro Gonçalves de Oliveira, Luis Maurício Bini, José Alexandre e Adriano Melo, pelo auxílio, incentivo e confiança.

À Thannya, “pequena”, pela sua lealdade, retidão e inteligência. Por ter sido uma companheira para todas as horas, por ter me incentivado a persistir e por sempre me mostrar as flores do caminho.

Um agradecimento muito especial a todos os amigos do laboratório de Ficologia, que sempre estiveram dispostos a me socorrer e fazerem desse laboratório uma grande família: Ina, Juliano (B.S.Boy), Juliana (Juju), Weliton (Welaton), Fernanda (Uto), Wanessa (nessa), Lorena (Loren), Carol (Syrihiba III).

À Rubia Cristina pela ajuda na obtenção dos dados morfométricos, ao professor Edgardo Manuel Latrubesse (UFG-IESA/LABOGEF) e Roberto Morais pelo auxílio na compreensão da geomorfologia do lago.

Aos colegas da turma de mestrado de 2004. Em especial aos amigos Matheus, Míriam, Iona'í, Shirley, Thiago, Tatiana e Elisângela pelo auxílio e distração.

Aos professores e amigos que sempre incentivaram e me fortaleceram nessa caminhada: Mariana Telles, Flávia Melo, Maria do Socorro Rodrigues, Adélia Pereira Lago, Marilda Pasquali, Allan Vale Toledo e Leo Caetano.

À minha família e a família Nascimento, por terem tido paciência e por compartilharem momentos de conquistas e decepções. Por terem me proporcionado momentos inesquecíveis na Fazendinha da Vovó.

SUMÁRIO

| | Página |
|---|-----------|
| Resumo..... | 10 |
| Abstract..... | 12 |
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| 1.1 Objetivos e hipótese científica | 19 |
| 1.2 Área de estudo | 20 |
| 1.3 Referências bibliográficas..... | 24 |
| 2. CAPÍTULO 1: Características limnológicas e variação da densidade e diversidade da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, GO | |
| 2.1 Introdução..... | 32 |
| 2.2 Materiais e métodos..... | 33 |
| 2.3 Resultados e discussão | 35 |
| 2.3.1 Características fisiográficas e climáticas | 35 |
| 2.3.2 Características limnológicas | 37 |
| 2.3.3 Comunidade fitoplanctônica | 45 |
| 2.4 Conclusão | 50 |
| 2.5 Referências bibliográficas | 51 |
| 3. CAPÍTULO 2: Riqueza de espécies e diversidade beta da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, GO | |
| 3.1 Introdução | 56 |
| 3.2 Materiais e métodos | 57 |
| 3.3 Resultados e discussão | 59 |
| 3.4 Conclusão | 67 |
| 3.5 Referências bibliográficas | 68 |
| 4. CAPÍTULO 3: Dinâmica espaço-temporal de grupos funcionais fitoplanctônicos do lago dos Tigres, GO | |
| 4.1 Introdução | 71 |
| 4.2 Materiais e métodos | 72 |
| 4.3 Resultados e discussão..... | 73 |
| 4.3.1 Biovolume e grupos funcionais fitoplanctônicos | 73 |
| 4.3.2 Estrutura de tamanho do fitoplâncton | 82 |
| 4.4 Conclusão..... | 84 |
| 4.5 Referências bibliográficas | 84 |
| 5. Discussão geral..... | 88 |
| 6. Conclusões..... | 93 |
| 7. Referências bibliográficas..... | 95 |
| Apêndices | |

RESUMO

O lago dos Tigres, situado no município de Britânia, região Oeste do estado de Goiás, possui uma extensão de 24,5km, e perímetro de 60,83km, é originado pelo rio Água Limpa sendo afluente do Rio Vermelho (bacia Tocantins-Araguaia). Esse lago foi caracterizado como um vale bloqueado sendo formado através da obstrução de vales tributários e pela deposição de sedimentos durante a inundação a partir do curso principal. O objetivo geral desse trabalho foi analisar a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, considerando os aspectos espaciais e temporais e averiguando os fatores controladores da dinâmica do fitoplâncton. As amostragens foram realizadas entre os meses de junho a novembro de 2004, contemplando o período de seca e início de chuva. As amostras foram coletadas em 11 pontos de amostragem, inserindo regiões lótica e lêntica e, áreas preservadas, desmatadas e urbanizadas. O lago dos Tigres apresentou-se raso e pouco transparente e as características limnológicas tiveram diferenciação espacial e temporal demonstrado pela análise de componentes principais (ACP), sendo que nos períodos de seca os pontos amostrais obtiveram maiores concentrações de nutrientes (junho, julho e agosto) e saturação de oxigênio (setembro), enquanto que os períodos de início de chuva (outubro e novembro) apresentaram maiores valores de temperatura da água. No lago dos Tigres foram registradas 191 espécies fitoplanctônicas, distribuídas em 9 classes taxonômicas. Tanto a diversidade quanto a equidade da comunidade fitoplanctônica apresentaram-se elevada no lago dos Tigres durante o período amostral. O período de seca e início de chuva distinguiu-se também quanto à composição e abundância das espécies. Houve um predomínio de fitoflagelados (C- estrategistas), que no período da seca foram favorecidos pelo aumento de nutrientes. As regiões lóticas e lênticas do lago dos Tigres também apresentaram características limnológicas, abundância e diversidade fitoplanctônica diferenciadas. As regiões lóticas apresentaram na maior parte dos períodos amostrais maiores valores de condutividade elétrica e maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos e, registraram também as menores diversidades fitoplanctônicas. Quanto à riqueza de espécies, notou-se que esta foi elevada no lago dos Tigres e o uso de extrapoladores não paramétricos permitiu concluir que a amostragem efetuada no lago foi expressiva. A análise dos valores de beta diversidade dos períodos de amostragem permitiu observar que os meses de junho e agosto apresentaram comunidade fitoplanctônica mais distinta entre os pontos de amostragem enquanto que a análise de correspondência destendenciada (ACD) demonstrou que além de uma diferenciação espacial, a composição comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres apresentou-se temporalmente distinta, principalmente entre os períodos de seca e início de chuva. O teste de Mantel indicou um padrão de distribuição espacial, em que os pontos geograficamente próximos apresentaram uma comunidade fitoplanctônica similar. As espécies que contribuíram pelo menos 5% do biovolume total de cada unidade amostral foram representadas por 18 grupos funcionais. Durante o período de estudo houve um predomínio de grupos funcionais de fitoflagelados (**Y**, **W1**, **W2** e **Lo**) e de algumas diatomáceas e Zygnemaphyceae (**N**, **P** e **D**). Os grupos funcionais fitoplanctônicos responderam ao ritmo do regime hidrológico, diferenciando-se a cada período. Tanto os períodos de seca e início de chuva apresentaram dinâmicas distintas, isso foi indicado pela análise de correspondência canônica (ACC) o que sugeriu a importância do ciclo hidrológico sobre o fitoplâncton. Durante a baixa precipitação, tanto horizontalmente como verticalmente, notou-se a abundância dos grupos funcionais **Y**, **W1**, **W2** e **Lo** favorecidos pela maior concentração de nutrientes e elevada saturação de oxigênio. Enquanto que durante o período de início de chuva os grupos funcionais

predominantes foram **P**, **S1**, **S**, **T** e **N**, beneficiados pela ressuspensão de sedimento e elevada temperatura da água. O lago dos Tigres apresentou baixos valores de biovolume e nitrogênio total, caracterizando-o como oligotrófico, entretanto registrou elevados valores de fósforo total e grupos funcionais característicos de ambientes meso-eutróficos. Avaliando conjuntamente todas as características, o lago dos Tigres apresentou-se durante o período de estudo como oligo-mesotrófico.

ABSTRACT (Spatial and temporal variation of the phytoplankton community in Tigres Lake, Goiás)

Tigres Lake, located in Britânia Municipality, western Goiás state, Brazil, is 24.5 km in area with a perimeter of 60.83 km. The lake originated from the Água Limpa River flowing into the Vermelho River in the basin of the Tocantins-Araguaia. The lake formed in a blocked valley, through the obstruction of the Água Limpa River by deposition of sediments during flooding from the principal course, the Vermelho River. The aim of this study was to analyze the structure and dynamics of the phytoplankton community of Tigres Lake, considering the spatial and temporal aspects and assessing the factors controlling the phytoplankton dynamics in a short period. The samples were collected in June through November 2004, during the dry season (June to September) and the beginning of the rainy season (October and November). The samples were collected at 11 points, in the lotic and lentic zones, including preserved, deforested and urbanized areas. Tigres Lake is shallow, with warm water temperatures and low transparency. Principal component analysis (PCA) demonstrated spatial and temporal differentiation in limnological characteristics. In this lake, 191 phytoplankton species, members of 9 classes, were recorded. The composition and abundance of species were different (vertically and horizontally) between the dry season and the beginning of the rains. In the dry season, phytoflagellates (C-strategists) dominated, probably favored by an increase in nutrients. The lotic and lentic zones of Tigres Lake also showed limnological characteristics differentiated by abundance and diversity of phytoplankton. Species richness was high, and the use of a nonparametric estimator allowed the conclusion that the sampling was effective. Analysis of the beta diversity per sampling period indicated that in the months of June and August, the phytoplankton community differed more among the sampling points. A detrended correspondence analysis (DCA) demonstrated that the phytoplankton community composition changed over time, mainly between the dry season and the beginning of the rains, indicating the importance of the hydrologic cycle in phytoplankton community composition. The species which contributed over 5% of the total biovolume of each sampling unit represented 18 functional groups. During the study period, functional groups of phytoflagellates (**Y**, **W1**, **W2** and **Lo**) and of certain Bacillariophyceae and Zygnemaphyceae (**N**, **P** and **D**) predominated. The phytoplankton functional groups responded to the rhythm of the hydrologic regime, differing in each period. Also, the dry period and the beginning of the rains showed different dynamics, as indicated by canonical correspondence analysis (CCA). During the period of low precipitation (dry season), horizontally as well as vertically, the functional groups **Y**, **W1**, **W2** and **Lo** predominated, favored by increased nutrient concentration and high oxygen saturation. During the beginning of the rains, the **P**, **S1**, **S**, **T** and **N** functional groups predominated, favored by sediment resuspension and high water temperatures. In the dry season, the biovolume was characterized by nanoplanktonic species, suggesting that small size is a strategy to optimize the absorption of nutrients. During the beginning of the rains, the biovolume was characterized by microplanktonic species, SR-strategists, favored by sediment resuspension. Tigres Lake had low biovolume values and low total nitrogen, which would characterize it as oligotrophic; however, it also had high values of total phosphorus and functional groups characterized as meso-eutrophic. When all its characteristics were evaluated together, Tigres Lake, at least during the study period, could be characterized as oligo-mesotrophic.

1. Introdução geral

Os ecossistemas aquáticos podem ser governados por interferência recebida dos ecossistemas periféricos refletindo a atuação e a contribuição da bacia de drenagem (Margalef, 1983). Para Allan (1995), as características fisiográficas (morfologia, geologia, vegetação e ação antrópica) dos ecossistemas terrestres influenciam os ecossistemas aquáticos, sendo que o fitoplâncton fornece alterações importantes para compreender as alterações dos ambientes aquáticos.

Margalef (1983) considera o fitoplâncton um elemento ecológico de grande importância na caracterização e mesmo na definição da fisiologia ambiental dos sistemas aquáticos e o seu desenvolvimento é fortemente dependente de fatores ambientais abióticos e bióticos. A composição espectral do campo de luz subaquático, a concentração e a proporção de elementos físicos químicos são comumente reconhecidas como de grande influência sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton. Devido ao curto tempo de geração, as espécies fitoplanctônicas funcionam como apurado sensor das mudanças ambientais, servindo assim como poderosa ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais.

A distribuição espacial (padrões horizontais e verticais) da comunidade fitoplanctônica em lagos ocorre em função do aporte de rios e de afluentes e, da circulação da água dentro da própria bacia (Harris, 1986). Relacionam-se também com a interação entre direção e velocidade dos ventos e com a estabilidade térmica da coluna d'água (Reynolds, 1984). Na distribuição temporal, a comunidade fitoplanctônica sofre freqüentes e contínuas reorganizações na composição e abundância relativa das espécies, como resultado da interação entre diversos fatores físicos, químicos e biológicos (Reynolds, 1984; Sommer, 1989).

As espécies fitoplanctônicas desenvolveram mecanismos estratégicos, cada um dos quais inclui adaptações que permitem sobreviver em um determinado conjunto de condições ambientais. Reynolds (1988) divide o fitoplâncton em três principais estratégias: C-, R- e S-estrategista. As espécies C-estrategistas (competitivas) possuem um pequeno tamanho, alta razão superfície volume e desenvolvem-se em ambientes de baixa luminosidade e alta disponibilidade de nutrientes, já as R-estrategistas (ruderais) são unicelulares alongadas, coloniais ou filamentosas, são adaptadas às condições de

baixa luminosidade e baixas temperaturas, sendo aptas a explorarem ambientes turbulentos e as S-estrategistas (tolerantes ao estresse), são células grandes, colônias ou unicelulares, apresentam baixa razão superfície volume e aptas a explorarem ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes.

Atualmente, além das estratégias fitoplanctônicas, grupos funcionais fitoplanctônicos têm recebido bastante atenção. Os grupos funcionais fitoplanctônicos ou associações são grupos de espécies, em geral polifiléticos, que respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais (Reynolds, et al. 1997a; 2002). Os grupos funcionais têm objetivo de prever as distribuições e dinâmicas de populações fitoplanctônicas naturais. Atualmente são descritos 31 grupos funcionais diferentes (Reynolds et al. 2002).

A América do Sul possui grandes e inúmeras bacias hidrográficas, tanto em extensão como em importância econômica. Em regiões tropicais, cerca de 40% das lagoas existentes são de genealogia fluvial (Lewis, 2000). A dinâmica fluvial forma lagoas por diferentes processos (Kalff, 2002). Os ecossistemas de planície de inundação da América do Sul apresentam área de drenagem de 10.888.000 km² (Neiff, 1996). Grandes planícies de inundação tropicais diferenciam-se em termos de tipologia lacustre predominante (Junk & Furch, 1993). Na região amazônica há um predomínio de meandros abandonados (Junk & Furch, 1993), bastante freqüente também em planícies do sudeste brasileiro, como no rio Mogi-Guaçu (Camargo & Esteves, 1995).

Existe uma grande variedade de lagos fluviais, sendo que os mais comuns são formados por planície de inundação ou deltas dos rios (Kalff, 2002). Considerando a origem geomorfológica, o lago dos Tigres é caracterizado como um vale bloqueado. Esse tipo de lago ocorre devido a obstrução de vales tributários pela deposição de sedimentos durante a inundação a partir do curso principal (Kalff, 2002; Meadow et al. 2003). Recentemente esse tipo de lago tem atraído a atenção de vários autores e tem sido modelo para explicar a origem de lagoas na região amazônica, no rio Paraná e no rio Araguaia (Drago, 1976; Neller et al., 1992; Pinheiro, 2004). Os estudos de comunidade fitoplanctônica realizados para vales bloqueados provavelmente estão inseridos em estudos de lagoas de inundação, pois não existe referência explícita da geomorfologia dos lagos investigados. Possivelmente, estudos de comunidade fitoplanctônica podem ter sido realizados em vales bloqueados, mas que foram considerados como lagoas de inundação.

As bacias que apresentam estudo da comunidade fitoplanctônica nesse continente são: bacia do Prata (rio Paraná, rio Mogi-Guaçu, rio Gastona, rio da Prata, rio Paraguai), bacia Tocantins-Araguaia (rio Araguaia), bacia Amazônica (rio Trombetas, rio Solimões, rio Orinoco, rio Ichilo), bacia Leste (rio Doce) e bacia Nordeste (rio Turiaçu). Cerca de 73 trabalhos (artigos, dissertações, teses) foram realizados sobre comunidade fitoplanctônica entre 1969 e 2005 referentes às lagoas fluviais. Contudo, nenhuma das lagoas estudadas foi caracterizada como vale bloqueado, a maioria das lagoas são *oxbow*, várzea ou nem foram descritas.

A comunidade fitoplanctônica da **bacia do Prata** foi sistematicamente estudada na região do alto Paraná (estados do Mato Grosso do Sul e Paraná) do médio e baixo Paraná (Argentina), Rio da Prata (Argentina e Uruguai) do rio Mogi-Guaçu (São Paulo) e do rio Paraguai.

Para a região do alto Paraná, existe uma revisão sobre a biodiversidade (incluindo algas) das lagoas de inundação desse trecho do rio feito por Agostinho et al. (2000). Os sub-sistemas amostrados para o conhecimento da comunidade fitoplanctônica foram o rio alto rio Paraná (Oliveira et al., 1994; Train & Rodrigues, 1997; Zolocar de Domitrovic & Vallejos, 1982; Boneto, et al., 1983) o Canal Cortado (Train et al., 2000), o rio Baía na lagoa do Guaraná (Train & Rodrigues, 1997; Train & Rodrigues, 1998) rio Ivinheima e na lagoa dos Patos (Rodrigues, 1998; Train & Rodrigues, 1997). Houve também o trabalho de Train & Rodrigues (2004) que fez uma revisão e enfoca o efeito do pulso hidrológico sobre a dinâmica fitoplanctônica. De acordo com Agostinho et al. (2000) para essa região do rio Paraná já foram catalogadas 300 espécies fitoplanctônicas e de acordo com Train & Rodrigues (2004) Chlorophyceae é a classe com maior número de táxons, representada principalmente por Chlorococcales. Ainda segundo Train & Rodrigues (2004), a flutuação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica observada nesse trecho do rio Paraná é fortemente influenciada pelo regime hidrosedimentológico do rio, constituindo a principal força reguladora da comunidade fitoplanctônica, causando padrões diferentes entre os períodos de seca chuva.

Na região do médio rio Paraná, localizado na Argentina, os subsistemas amostrados foram o médio rio Paraná na lagoa Los Matadores, laguna Aeroclub e lago El Tigre (Garcia de Emiliani, 1980; 1981; 1985; 1986; 1990; 1993; 1997; Garcia de Emiliani & Manavella, 1983), enquanto que para a região do baixo Paraná, localizado também na Argentina, os subsistemas amostrados foram lago Montiel, laguna Grande e

diversos tributários do rio Paraná (Unrein, 2002; O'Farrell et. al. 1996; 1998; Izaguirre et al., 2001; 2004; Schiaffino, 1977, 1981; Zolocar de Domitrovic, 1990; 1992; 1993; 2003; Zolocar de Domitrovic et al., 1986; 1998 e Boneto et. al., 1982). A diversidade a região do médio Paraná apresentou um total de 119 (Garcia de Emiliani, 1993) e 203 táxons (Garcia de Emiliani, 1997) com o predomínio da classe Chlorophyceae, enquanto que no baixo Paraná foram registrados 305 táxons sendo que Bacillariophyceae apresentou maior número de espécies (Izaguirre et al. 2004). Tanto o médio quanto o baixo Paraná apresentaram diferentes classes dominantes em biovolume entre os períodos de águas altas e baixas. Ainda na Argentina há estudos ecológicos no rio da Prata (Gómez & Bauer, 1998), esse mesmo rio foi estudado no Uruguai (Leon & Yunes, 2001) e os autores ressaltam a primeira ocorrência de microcistinas no rio da Prata.

Na região do rio Paraguai os subsistemas amostrados foram: o rio Paraguai (lago Castelo), lago Albuquerque e Barão de Melgaço e 50 pontos ao longo do rio Paraguai, em diversos países da América do Sul (Espíndola et. al., 1996; Lima, 1996; Oliveira & Calheiros, 2000; Zolecar de Domitrovic, 2002).

Para a região do rio Mogi-Guaçu, três trabalhos relatam a comunidade fitoplanctônica. Dias (1991), realizando um trabalho com base do ciclo anual de amostragem do fitoplâncton na lagoa do Infernã (SP), esta lagoa está situada na Estação Ecológica do Jataí e na mesma foram encontrados 191 táxons com o predomínio da classe Zygnemaphyceae. Ainda no rio Mogi-Guaçu, o fitoplâncton do lago Diogo foi estudada abordando a variação espacial e temporal (Taniguchi, 1998; Taniguchi et al.2005). Nesse lago a comunidade fitoplanctônica apresentou-se distinta entre os períodos de seca e chuva, evidenciando a importância do regime hidrológico na abundância das espécies.

A comunidade fitoplanctônica da **bacia Araguaia-Tocantins** foi amostrada em 21 lagoas na região do médio rio Araguaia (Nabout et al., 2006). Dentre as lagoas estudadas no rio Araguaia, três apresentam a característica de vale bloqueado (Pinheiro, 2004). Muitas condições fazem a bacia Araguaia-Tocantins uma das mais importantes bacias da América do Sul. Os rios Araguaia-Tocantins são o 4º colocado em área de drenagem, com aproximadamente 800 km²; esta área de drenagem inclui duas das mais importantes e grandes áreas fitogeográficas da América do Sul: a floresta amazônica e o cerrado brasileiro. (Latrubesse & Steuvaux, 1999). O total de táxons encontrados para a região do médio rio Araguaia foi de 292, sendo Chlorophyceae a classe mais

representativa. As lagoas também apresentaram composição e abundância distintas entre os períodos de seca e chuva e o fitoplâncton foi caracterizado pela dominância de Cryptophyceae e Bacillariophyceae (Nabout et al., 2006).

A **bacia Amazônica** é uma das regiões tropicais, limnologicamente, mais bem estudadas do mundo (Sioli, 1984). Sendo assim os subsistemas pesquisados nessa região foram: rio Solimões (lago Castanho e lago Janauacá), rio Trombetas (lago Batata e lago Mussurá) e outros nas margens do rio Amazonas e seus tributários. O primeiro estudo de comunidade fitoplanctônica para essa bacia foi feito por Schmidt (Schmidt, 1969), realizado no lago Castanho, lago marginal ao rio Solimões, após esse trabalho alguns outros foram feitos em diversos tributários do rio Amazonas (Putz & Junk, 1997; Uherkovich, 1984; Schmidt 1969; 1970; 1973; 1982; Fisher & Parsley 1979; Ribeiro, 1978). Dentre os lagos amazônicos o que mais tem sido estudado por diversas áreas do conhecimento é o lago Batata (rio Trombetas). Nesse lago a comunidade fitoplanctônica vem sendo analisada por Huszar (1994; 1996a; 1996b, 2000), Huszar & Reynolds (1997), Melo & Huszar (2000), Melo et al. (2004) e Roland, (2000). Um total de 203 táxons já foi registrado para esse lago, com o predomínio da classe Chlorophyceae (Melo & Huszar, 2000). O lago Batata caracterizou por apresentar um plâncton predominante de desmídias, com biovolume e densidades elevadas. Um outro lago Amazônico em que a comunidade fitoplanctônica tem sido investigada é o Lago Camaleão (Ibañez, 1997; 1998). Alguns outros lagos Amazônicos situados na Venezuela e Bolívia, também foram pesquisados. Os trabalhos de Sanchez (1992), Sanchez & Vasques (1989) e Vasques & Sanchez (1984) foram realizados em lagoas marginais do rio Orinoco na Venezuela. Ainda um trabalho de Rejas et al. (2005) na planície de inundação do rio Ichilo na Bolívia.

Para a **bacia Leste**, os trabalhos de lagoas de inundação foram realizados principalmente para a região do rio Doce. Uma porção dos estudos referentes ao fitoplâncton nessa bacia estão associados à produtividade primária e problemas como eficiência fotossintética, taxa de assimilação e disponibilidade nutricional. Os trabalhos com atributos da comunidade fitoplanctônica limita-se aos trabalhos de Pontes (1980) e Hino et al. (1986), ambos no lago Dom Helvécio, Reynolds et al. (1983) na lagoa Carioca e Reynolds (1997b) que considerou aspectos gerais da distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica em diversas lagoas. Há ainda trabalhos de Huszar et al. (1990) realizado em 18 lagos, Matsumura-Tundisi & Tundisi (1995), Tundisi et al.,

(1997a, 1997b) e Taniguchi (2002) nos lagos Aníbal, Dom Helvécio e Carvão com Azeite.

Por fim, para a **bacia Nordeste**, um trabalho de Nogueira (2003) sobre a comunidade fitoplanctônica de três lagos de inundação do rio Turiaçu no estado do Maranhão. Para essa região existem alguns outros trabalhos que abordam avifauna, abundância e composição de zooplâncton e qualidade de água de lagoas de inundação. De acordo com Nogueira (2003) foram registrados para os lagos de inundação do rio Turiaçu 139 táxons, sendo que a classe predominante foi Chlorophyceae.

O conhecimento ficológico do estado de Goiás está contido em 28 trabalhos sendo grande parte de cunho taxonômico e outros com algumas considerações ecológicas (Nogueira et al., 2005; Felisberto & Rodrigues, 2004; Nabout et al., 2006). Dentre esses trabalhos para o estado de Goiás apenas seis referem-se à região do rio Araguaia, sendo eles: Braun (1883), Dias & Sophia (1994), Menezes et al. (1995), de cunho florístico, Nascimento-Bessa (1998) Nogueira et al. (2002) sobre florística e alguns aspectos ecológicos e Nabout et al. (2006) o único com enfoque na comunidade fitoplanctônica.

O estado de Goiás apresenta uma área de 340.117 km², abrangendo 3,99% de área do país e possui 246 municípios (Galinkin, 2002). Goiás é um estado rico em biodiversidade aquática devido a inúmeros recursos aquáticos e por estar relacionado com as três grandes bacias brasileiras: bacia Tocantins-Araguaia, do Prata e do São Francisco. A região em estudo está incluída dentro da classificação do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2005) em duas áreas de extremamente alta diversidade, CP 497 (vale do Araguaia e Pantanal Rio das Mortes - vegetação cerrado) e AM1 (interflúvio Araguaia-Mortes – vegetação amazônica). Além disso, o lago dos Tigres encontra-se no Bioma Cerrado, que é considerado um “hotspot” mundial de biodiversidade (Myers et al., 2000). Recentemente Agostinho et al., (2005) alertaram que a conservação de determinados trechos de rios principais e suas planícies de inundação bem como a manutenção da integridade hidrológica da região, são fundamentais para a preservação da biodiversidade de águas continentais do Brasil e a consequente manutenção de seus recursos aquáticos.

Goiás passou por uma ocupação antrópica desordenada gerando forte impacto em seus recursos hídricos. A abertura da vegetação florestada, provavelmente para instalação da população migrante, resultou inicialmente perda da vegetação. O município

de Britânia iniciou neste processo exploratório na década de 50 e hoje é um município agropecuário cuja boa parte da vegetação foi removida, e nota-se que em algumas partes a vegetação marginal do lago dos Tigres foi preservada, sendo observados fragmentos de mata ciliar e cerrado. Existe uma forte dependência econômica de Britânia com este ecossistema que até hoje não foi estudado.

A cidade de Britânia vem sendo indicada como uma das principais do estado em potencial turístico, principalmente pela presença do lago dos Tigres (SEPLAN, 2003). Têm-se observado que o lago vem sendo alvo de degradações ao longo do tempo. Dentre os principais impactos destacam-se, o desmatamento para a prática da agropecuária, ainda construção de pivôs. No período de águas baixas, a cidade torna-se uma opção para o lazer chegando a receber até 25 mil visitantes, que acampam nas margens do lago. A circulação de inúmeras embarcações aquáticas causam danos ambientais (desmatamento, lixo, óleo nas águas e etc.).

O estudo do fitoplâncton é um aspecto importante na compreensão da dinâmica dos ecossistemas. Uma vez que o lago dos Tigres é de contínuo uso pela comunidade local e seus visitantes, torna-se necessário fazer uma avaliação do fitoplâncton, averiguando a dinâmica entre os locais com elevado índice de visitação, usos agropecuários e aqueles mais preservados. Tudo isto para que possa se obter um diagnóstico deste ambiente e futuramente ser feito um planejamento do uso do lago como um patrimônio natural útil à população local, visitantes e ao próprio estado de Goiás.

1.1 Objetivos e hipóteses científica

O objetivo geral desse trabalho foi analisar a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, considerando os aspectos espaciais e temporais e suas relações com os fatores controladores da dinâmica do fitoplâncton em curto prazo.

Como esse trabalho foi desenvolvido por capítulos, os objetivos específicos para cada capítulo foram:

- (i) Averiguar as características limnológicas, climáticas e alguns atributos da comunidade fitoplanctônica (densidade e diversidade) do lago dos Tigres durante os períodos de seca e início de chuva, e observar o padrão espacial (horizontal e vertical) e temporal dessas características (capítulo 1);

- (ii) Comparar a riqueza de espécies entre os pontos amostrais (diversidade alfa); averiguar a riqueza de espécies estimada (diversidade gama) em cada período amostral; quantificar a substituição de espécies entre os pontos amostrais (diversidade beta) (capítulo 2);
- (iii) Reconhecer os padrões de distribuição temporal e espacial (horizontal e vertical) do biovolume, detectar os grupos funcionais fitoplanctônicos dominantes e descritivos do sistema e averiguar a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica (capítulo 3).

Os objetivos mencionados foram baseados nas seguintes hipóteses científicas:

- Esperam-se diferenças nas características físicas e químicas da água, bem como na composição e estrutura espacial da comunidade fitoplanctônica entre os pontos amostrais mais preservadas e os mais desmatados ou urbanizados e entre a fase lótica e lêntica.
- Espera-se que ocorra diferença na comunidade fitoplanctônica entre os períodos de estudo, principalmente entre os meses de seca e início de chuva, causada pelo ciclo hidrológico, temperatura e mudanças nas características físicas e químicas da água e sobretudo no mês de elevada visitação turística (julho) e os demais meses.

1.2 Área de estudo

O estado de Goiás caracteriza-se por um clima quente, variando de úmido à semi-árido, segundo classificação de Kopen enquadra-se no tipo AW, característico dos climas úmidos tropicais, com duas estações bem definidas: seca, no inverno, e úmida, no verão (Galinkin, 2002).

O lago dos Tigres originado pelo rio Água Limpa localiza-se na região Oeste do Estado de Goiás na Bacia Tocantins-Araguaia, sendo afluente do Rio Vermelho (figura 1 e figura 2). Possui uma extensão de 24,5 km, e o perímetro de 60,83 km. O lago dos Tigres ocupa uma grande extensão de água doce (Seplan, 2003), localiza-se no município de Britânia (315 km de Goiânia), no vale do Araguaia e, tem uma visitação turística bastante incrementada. Ele faz parte da bacia Tocantins-Araguaia sendo formado pelas águas do rio Água Limpa, recebendo dois afluentes: o córrego Arco Íris e Córrego Luanda.

A precipitação pluviométrica média anual dos últimos trinta anos situou-se ao redor de 1445 mm. O regime de chuvas é tropical com duas estações bem definidas,

com um período seco que vai de maio a setembro e outro, chuvoso, de outubro a abril (Galinkin 2002).

O lago dos Tigres se enquadra, provavelmente, no caso particular dos lagos que, segundo Bayer (2002) são formados por bloqueio de afluentes do vale por unidades mais recentes (no caso o rio Vermelho) através da deposição de sedimentos durante a inundação e até mesmo por um desnível topográfico. Esses lagos são denominados vale bloqueado. Esse tipo de lago apresenta morfologia alongada e margens irregulares (Drago, 1976). Os vales bloqueados apresentam característica que os diferem das demais lagoas de inundação, tais como origem por meio de um tributário do sistema principal, comportamento hidrodinâmico diferenciado, morfologia dendrítica, influência de tributários externos e menor grau de conectividade com o rio principal.

O lago recebe forte influência antrópica a partir de visitas públicas às margens formadas por praias, estas utilizadas para a prática de esportes. No período de temporada turística (julho), essas praias abrigam centenas de famílias. Segundo a Agência Goiânia de Turismo (Agetur; 2004), da população turística que frequenta Britânia 73,79% acomodam-se em acampamentos à beira do lago, utilizando-se de suas águas de diversas maneiras.

O lago dos Tigres foi amostrado em 11 pontos (tabela I), com a seguinte divisão: um ponto no rio Água Limpa (região lótica), oito pontos no lago (em diferentes regiões, contemplando áreas preservadas, impactada e área de grande visitação turística) e por fim dois pontos em região lótica no rio Vermelho (localizados na saída do lago).

Tabela I – Localização geográfica dos pontos amostrais no lago do Tigres.

| ESTAÇÃO | LOCALIDADE | LATITUDE | LONGITUDE |
|----------------|--|-----------------|------------------|
| 1 | Rio Água Limpa – Faz. Água Limpa | 15°18'58"S | 51°09'56" W |
| 2 | Baía Ilha das Perdidas | 15°17'57"S | 51°10'07" W |
| 3 | Faz. Santo Antônio | 15°16' 47"S | 51°09'44" W |
| 4 | Retiro da Faz. Santo Antônio | 15°16'17"S | 51°09'10" W |
| 5 | Foz do Córrego Arco-Íris | 15°15'46"S | 51°08'41" W |
| 6 | Balsa | 15°15'12"S | 51°08'33" W |
| 7 | Faz. Lagoa dos Tigres | 15°14'17"S | 51°08'59" W |
| 8 | Britânia - Cristo | 15°14'09"S | 51°09'27" W |
| 9 | Saída do Lago dos Tigres – Faz. Lagoa dos Tigres | 15°13'43" S | 51°09'14" W |
| 10 | Foz Rio Vermelho | 15°13'18" S | 51°10'06"W |
| 11 | Desvio Rio Vermelho | 15°11'47"S | 51°09'57" W |

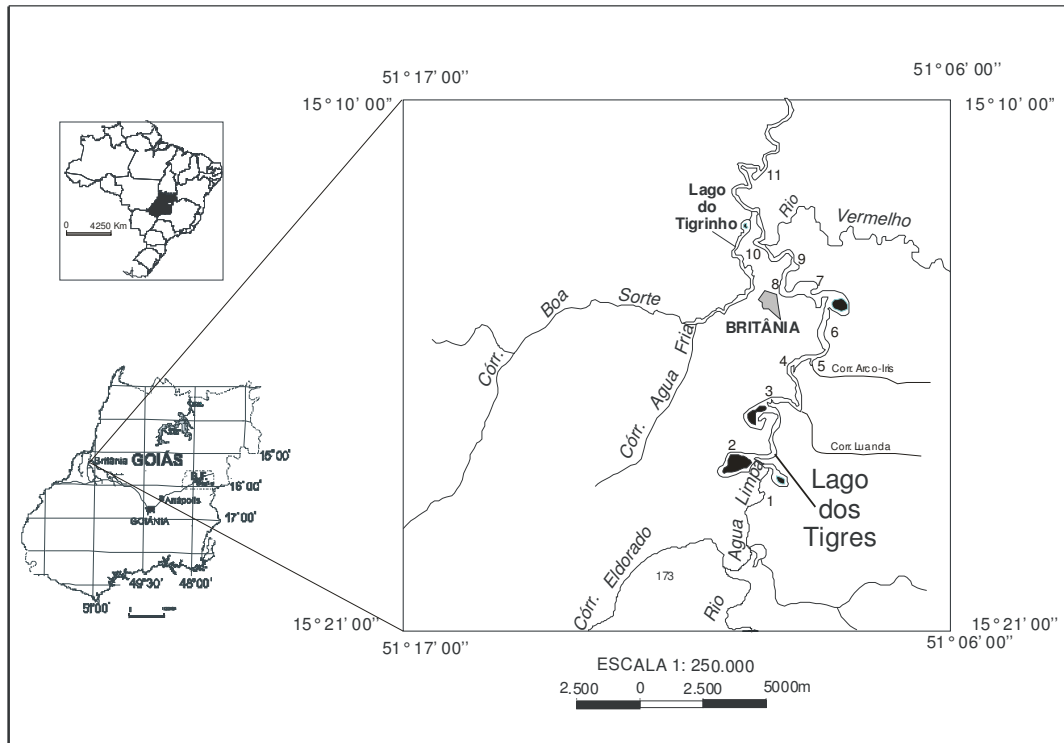


Figura 1 – Localização da área de estudo, indicando os pontos de amostragem.

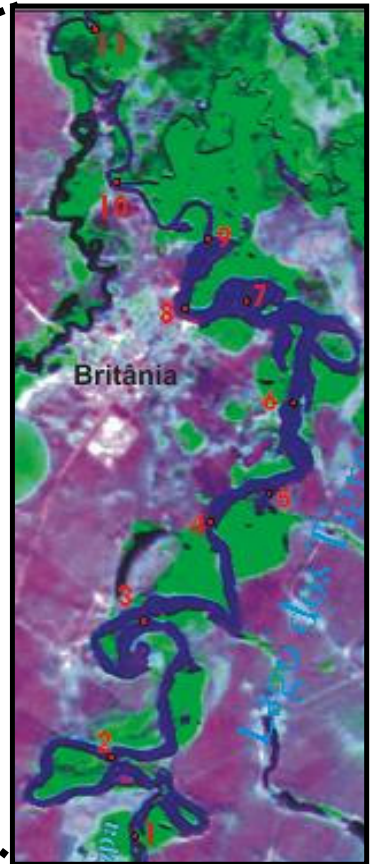
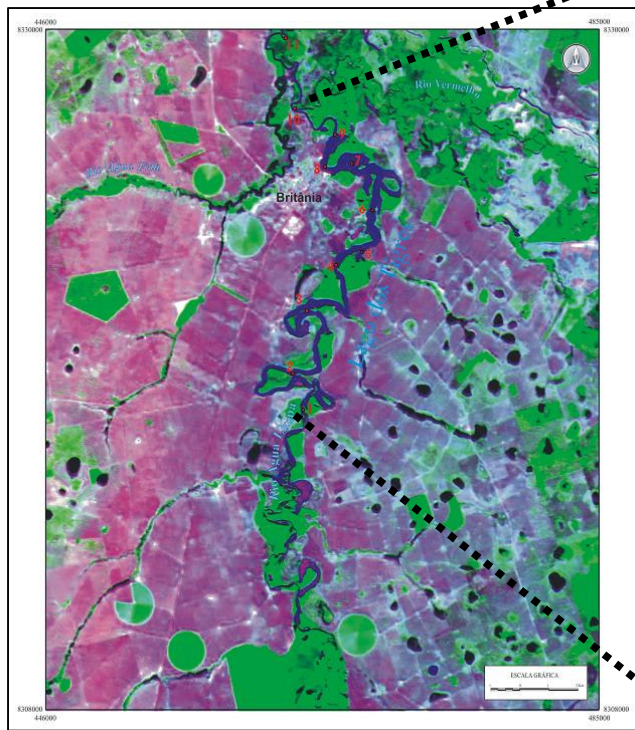


Figura 2 – Localização da área de estudo, indicando os pontos de amostragem.

1.3 Referências bibliográficas

AGETUR, 2004, Agência goiânia de Turismo- Órgão oficial de turismo do estado de Goiás Data de acesso:24/08/2004.

<http://www.agetur.go.gov.br/pesquisa/Caminho%20do%20Sol/Caminho%20do%20Sol.pdf>

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M, MINTE-VERA, C.V.; WINEMILLER., K.O. 2000. Biodiversity in the High Paraná River IN: GOPAL B., JUNK W.J. E DAVIS J.A.. *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 1: 89-118.

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C.. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19: 646-652.

ALLAN, J.D.1995. *Stream Ecology*. London: Chapman & Hall. 1st edition, 381p.

BAYER, M. *Diagnóstico dos processos de erosão / assoreamento na planície aluvial do rio Araguaia, entre Registro do Araguaia (GO) e Cocalinho (GO)*. 2002. Goiânia. 125p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás - Instituto de Estudos sócio-ambientais. Goiânia, 2002.

BONETO, A.A.; ZOLOCAR de DOMITROVIC, Y.; VALLEJOS, E.R. 1983. Fitoplancton y producción primaria del Alto Paraná. *Physis Sec. B* 41:81-93.

BONETO, A.A.; ZOLOCAR de DOMITROVIC, Y.; VALLEJOS, E.R. 1982. Contribución al conocimiento del fitoplancton Del Paraná Medio I. *Ecosur* 9:189-212.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. Ecorregiões aquáticas. PROBIO/Secretaria de Biodiversidade e Florestas/MMA. Brasília. cdrom

BRAUN, A. 1883. *Fragmente einer Monographie der Characeen*. Abhandlungen der Akademie der K. Preussischen Akademie. Berlin. n. 1, p. 1-211.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. 1995. Influence of the water level variation on fertilization of an oxbow lake of Rio Mogi-Guaçu, State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*. Dordrecht, 299: 185-193.

DIAS, I. C. A.; SOPHIA, M. G. 1994. Desmidiaceae, Oedogoniaceae e Zygnemaceae. In: CAMPOS, I. F. P.; RIZZO, J. A.; PEREIRA, H. D. *Flora dos Estados de Goiás e Tocantins - Criptógamos*, vol.3 (1). . Goiânia. ABEU/CEGRAF-UFG. 56 p.

DIAS, Jr. C. 1991, *Ciclo anual do fitoplâncton e algumas variáveis ambientais na Lagoa Infernã (SP)*. São Carlos, UFScar, 108p (DISSERTAÇÃO).

DRAGO, E.C. 1976 Origen y clasificación de ambientes leníticos en llanuras aluviales. *Revista Asociac. Cienci. Nat. Lit.* 7:123-137.

ESPÍNDOLA, E.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; MORENO, I.H. 1996. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Bras.*, 8:13-27.

- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. 2004. Periphytic desmids in Corumbá Reservoir, Goiás, Brazil: genus *Cosmarium* Corda. *Braz. J. Biol.* 64 (1): 141-150.
- FISHER Jr, T.R.; PARSLEY, P.E. 1979. Amazon Lakes: Water storage and nutrient stripping by algae. *Limnol. Oceanogr.*, 24(3): 547-553.
- GALINKIN 2002, *Geogoiás*, ed. Goiânia: Agência Ambiental de Goiás: Fundação CEBRAC: PNUMA:SEMARH, 272 p.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1980. Fitoplancton de una Laguna Del Valle Aluvial Del Paraná Medio ("Los Matadores"), Santa fé, Argentina; I Estructura e distribución en relación a factores ambientales. *Ecologia* , 4: 127-140.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del Valle aluvial del Rio Paraná: Tramo Goya-diamante. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 12: 112-125.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1985 Fitoplancton de los principales cauces y tributários del Valle aluvial del Rio Paraná: Tramo Goya-diamante. III. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 16 (1): 95-111.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1986 Fitoplancton de los principales cauces y tributários del Valle aluvial del Rio Paraná: Tramo Goya-diamante. IV. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 17 (1): 51-61.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1990 Phytoplankton ecology of the middle Paraná RIVER. *Acta Limnol. Bras.* 3:391-417.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a lake of the Paraná River floodplain , Argentina. *Hydrobiologia.* 264: 101-114.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1997. Effects of level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina) *Hydrobiologia.* 357: 1-15.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O; MANAVELLA, M.I.A., 1983. Fitoplancton de los principales causas y tributarios del valle aluvial del rio Paraná: Tramo Goya-diamante. III. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.* 14: 217-237.
- GÓMEZ, N.; BAUER, D.E. 1998. Phytoplankton from the Southern Coastal Fringe of the Rio de la Plata (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 380:1-8.
- HARRIS, G.P.1986. *Phytoplankton ecology: Structure, function, and fluctuation.* London: Chapman & Hall. 384p.
- HINO, K.; TUNDISI, J.G.; REYNOLDS, C.S. 1986. Vertical distribution of phytoplankton in stratified lake (Lago Dom Helvécio, Southeastern Brazil) with special reference to the metalimnion. *Japanese Journal of Limnology.* 47(3):239-246.
- HUSZAR, V. L. M. 1994. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais.* São Carlos, Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos. 328p.

- HUSZAR, V. L.M. 1996a. Planktonic algae, other than desmids, of three Amazonian systems (Lake Mussurá and Trombetas River) Pará, Brazil. *Amazoniana*, 14: 37-73
- HUSZAR, V. L.M. 1996b. Floristic composition and biogeographical aspects of the phytoplankton of an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil). *Acta Limnol. Bras*, 8: 127-136.
- HUSZAR, V. L.M.; REYNOLDS, C.S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346: 169-181.
- HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplâncton. In: BOZELLI, R. L., ESTEVES, F.A. & ROLAND, F. Eds. *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro. IB-UFRJ/SBL. p. 91-104.
- HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S.; ESTEVES, F.A. 1990. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira Biologia*, 50:585-598.
- IBAÑEZ, M.S.R. 1997. Phytoplankton biomass of a central Amazonian flood-plain lake *Verh. Internat. Verein Limnol*, Stuttgart, 26: 605-609
- IBAÑEZ, M.S.R. 1998. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian flood plain lake. *Hidrobiologia*, Dordrecht, 362: 79-83.
- IZAGUIRRE, I.; O'FARRELL, I.; TELL, G. 2001. Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water-water ecotone of the Lower Paraná Basin (Argentina). *Freshwater Biology* 46: 63-74
- IZAGUIRRE, I.; O'FARRELL, I.; UNREIN, F.; SINISTRO, R.; AFONSO, M.D.; TELL, G. 2004. Algal assemblages across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Parana River, South America). *Hydrobiologia*. 511:25-36
- JUNK, W.J.; FURCH, K.A. 1993. A general review of tropical South America floodplain. *Wetlands Ecology and Management*. 2(4):231-238.
- KALFF, J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice-Hall. 574p.
- LATRUBESSE, E. M.; STEUVAUX, J. C., 1999. The Araguaia 99 Field Conference.119, In: *Boletim Goiano de Geografia* v. 19(1) : Instituto de Estudos Sócio - Ambientais, UFG.19(1) : 165p.
- LEON, L. De; YUNES, J.S. 2001 First Report of a Microcystin-Containing Bloom of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. *Environmental Toxicology*, 16(1):110-112.
- LEWIS Jr., W.M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 5: 35-48.
- LIMA, D. 1996. *Estrutura das comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica do lago Recreio, Pantanal de Barão do Melgaço, MT*. São Carlos, PPG-ERN/UFSCar 209p (Dissertação de Mestrado).

- MARGALEF, R. 1983. *Ecologia*. Barcelona. Omega. 768p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T; TUNDISI, J.G. 1995. Limnology of warm monomitic lake at rio Doce Forest Park (Lake Dom Helvecio, MG, Eastern Brazil). In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T (eds.) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências/ Sociedade Brasileira de Limnologia. pp.245-256.
- MEADOW, S. R.; O'SULLIVAN, P. E.; REYNOLDS, C.S. 2003. *Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Publishing.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. 2000. Phytoplankton in Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*. 22 (1):63-76.
- MELO, S.; HUSZAR, V.L.M.; ROLAND, F.; ESTEVES. F.A.; BOZELLI, R. 2004. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata Lake and Mussura Lake, Para-Brasil) with different mixing regimes. *Amazoniana-Limnologia Et Oecologia Regionalis Systemae Fluminis Amazonas* 18 (1-2): 1-10.
- MENEZES, M.; NASCIMENTO, E.P.; FONSECA, C.G. 1995. Euglenophyceae. In: CAMPOS, I. P. F., RIZZO, J. A.; PEREIRA, H. D. (Coords.), *Flora dos Estados de Goiás e Tocantins*. Criptógamos. vol. 4, CEGRAF, UFG/ABEU, Goiânia, 77 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; da Fonseca, G. A. B.; Kents, J. 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853--858.
- NABOUT, J.C. NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, L.G., 2006, Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28(2): 181:193.
- NASCIMENTO-BESSA, M. R. R. N. 1998. Características físico-químicas, coliformes e comunidade fitoplanctônica. In: *Cumeira do Brasil. Mineiros*. Fundação EMAS/ABEAS/ MMARHAL/SEMARH. P. 82-94.
- NEIFF, J.J., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26(1):167-180.
- NELLER, R.J.; SALO, J.S.; RASANEN, M.E. 1992. On the formation of Blocked Valley Lakes by Channer vulsion in Upper Amazon Foreland Basins. *Zeitschrift Fur Geomorphologie* 36 (4): 401-41.
- NOGUEIRA, I.S.; NABOUT, J.C.; OLIVEIRA, J.E. 2005. Lista de algas do estado de Goiás. *Iheringia. Série Botânica* (prelo).
- NOGUEIRA, I.S.; SILVA, K.D.; NABOUT, J.C.; BESSA, MR.R.N. 2002. Cyanobacterias potencialmente tóxicas em diferentes mananciais do estado de Goiás – Brasil. In: VIEIRA, J.M.P., RODRIGUES, A.C. & SILVA, A.C.C. *Uso sustentável da água*. 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. APESB/ABES. 2002, Braga, Portugal. *Anais* p.14.

- NOGUEIRA, N.M.C. 2003. Estrutura da comunidade fitoplanctônica em cinco lagos marginais do rio Turiaçu (Maranhão, Brasil) e sua relação com o pulso de inundação. São Carlos, PPG-ERN, UFSCar, 122p (Tese de Doutorado).
- O'FARRELL, I.; IZAGUIRRE, I.; VINOCUR, A . 1996. Phytoplankton Ecology of the Lower Paraná River (Argentina). *Arch. fur. Hydrobiol. Suppl.* 115:75-89.
- O'FARRELL, I.; VINOCUR, A; LOMBARDO, R.J. 1998. Cross-channel and vertical variation in diversity and abundance of phytoplankton in the Lower Parana River, Argentina. *Arch. Fur Hydrobiol.* 15: 103-123.
- OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F., 2000, Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hidrobiologia*, 427: 101-112.
- OLIVEIRA, M.D.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. 1994. Levantamento preliminar do fitoplâncton de rede (Exceto Zygnemaphyceae) do rio Paraná no município de Porto Rico, Paraná, Brasil. *Revista UNIMAR*, Maringá 16 (Suplemento 3): 155-174.
- PINHEIRO, R.C.D. 2004. Lagoas de Inundação do médio Rio Araguaia, Goiás/Mato Grosso – Características limnológicas. Goiânia: ICB/UFG 107p. (Dissertação de Mestrado).
- PONTES, M.C.F. 1980. *Produção Primária, fitoplâncton e fatores ambientais no lago Dom Helvécio, Parque Florestal do Rio Doce – MG.* São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 293 p. Dissertação (Mestrado).
- PUTZ, R. & JUNK W.J., 1997. Phytoplankton and Periphyton. In: JUNK, W.J. (ed.) *The Central Amazons floodplain: Ecology of a Pulsing System.* Springer, Berlin, 207-222.
- REJAS, D.; MUYLAERT, K. & DE MEESTER, L. 2005. Phytoplankton–bacterioplankton interactions in a neotropical floodplain lake (Laguna Bufeos, Bolivia). *Hydrobiologia*, 543 (1): 91-99.
- REYNOLDS, C. S. 1988. Functional Morphology and adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C.D. (eds.) *Growth and Survival Strategies of Freshwater Phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge, p.388-433
- REYNOLDS, C. S. 1997a. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. *Excellence Ecology* 9:1-371.
- REYNOLDS, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton.* Cambridge: Cambridge University Press, 384p.
- REYNOLDS, C.S. 1997b. On the vertical distribution of phytoplankton in the middle rio Doce Vale lakes. In: TUNDISI, J.G. & SAIJO, Y. (eds.) *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil.* Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. pp. 227-241.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research.* 24, 417--428.

- REYNOLDS, C.S.; TUNDISI, J.G.; HINO, K. 1983. Observation on a metalimnetic *Lyngbya* population in stably stratified tropical lake (Lagoa Carioca, Eastern Brazil). *Archiv. fur. Hydrobiologie* 97(1):7-17.
- RIBEIRO, J.S.B. 1978. *Fatores ecológicos, produção primária e fitoplâncton em cinco lagos da Amazônia Central*. São Carlos, PPG-ERN/UFSCar. 143p. (Dissertação de Mestrado).
- RODRIGUES, L.C. 1998. *Estrutura da comunidade fitoplanctônica de uma lagoa marginal do rio Invinhema (lagoa dos Patos, planície de inundação do alto rio Paraná) em diferentes períodos do ciclo hidrológico*. Maringá, NUPELIA/UEM. 43p (Dissertação de Mestrado).
- ROLAND, F., 2000. Produção primária fitoplanctônica, *In: BONZELII, R.L. et al. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistemas amazônico*. Rio de Janeiro. UFRJ/SBL. Cap.8, p.105-117.
- SANCHES, L. & VASQUES, E.Z., 1989 Hydrochemistry and phytoplankton of a major blackwater river (Caroni) and a hidroelectric reservoir (Macagua) Venezuela. *Arch. fur Hydrobiol.*, Suppl., 33:303-313
- SANCHES, L. 1992. Étude du phytoplancton des lacs d'inondation des bas Orénoque: relations avec les facteurs du milieu. Toulouse , L'Unive. Paul Sabatier. 227 p. (Thèse de Doctorat).
- SCHIAFFINO, M. 1977. Fitoplancton del rio Paraná I. Sus variaciones en relación al ciclo hidrológico en causas secundarios de la llanura aluvial. *Physis*, ser.B., 36(92):115-125.
- SCHIAFFINO, M. 1981. Campaña limnológica "Keratella I" en el rio Paraná medio. XIII. Fitoplancton de ambientes lóticos. *Revta Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 12: 140-147.
- SCHMIDT, G.W. 1969. Vertical distribution of bacteria and algae in a tropical lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 54(5):791:797.
- SCHMIDT, G.W., 1970, Numbers of bacteria and algae and their interrelations in some Amazonian waters. *Amazoniana* 2:393-400.
- SCHMIDT, G.W., 1973. Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. II. The limnology of tropical flood-plain lake in central Amazonian (lago Castanho) *Amazoniana*. 4:139-203.
- SCHMIDT, G.W., 1982. Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. V. Some investigations on the phytoplankton and its primary productivity in the clear water of the lower rio Tapajós (Pará, Brazil). *Amazoniana* 7:335:348.
- SEPLAN. 2003. Represas e lagos para todos os gostos. Revistas – Turismo. Secretaria do Planejamento e Desenvolvimento. Governo de Goiás Data de Acesso:25/08/04. <http://www.seplan.go.gov.br/informes/revista/numero07/turismo4.asp>

- SIOLI, H., 1984, The Amazon and its main affluents: Hydrography morphology of the rivers course, and rivers types. In: SIOLI, H., (Ed.), *The Amazon: limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht, Dr. W. Junk., p. 127-165.
- SOMMER, U. 1989. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: SOMMER, U. (eds.). *Plankton Ecology: Succession in plankton Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 227-260
- TANIGUCHI, G.M. 1998. *Varição espacial e temporal de características limnológicas abióticas de comunidades de algas planctônicas e perifíticas no gradiente litorâneo-limnético de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu*. São Carlos, PPG-ERN, UFSCar, 155p. (Dissertação de Mestrado)
- TANIGUCHI, G.M. 2002. Estrutura, variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica em três lagos do Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais. São Carlos, PPG-ERN, UFSCar, 323p (Tese de Doutorado).
- TANIGUCHI, G.M; BICUDO, D.C.; SENNA, P.A.C. 2005. Gradiente Litorâneo-Limnético do Fitoplâncton e Ficoperifíton em uma Lagoa da Planície de Inundação do Rio Mogi-Guaçu. *Revista Brasileira de Botânica*. 28(1): 137-147.
- TRAIN, S.; OLIVEIRA, M.D.; QUEVEDO, M.T. 2000. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (canal cortado) do Alto rio Paraná (PR, Brasil), *Acta Scientiarum* 22 (2):389-395.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Hydrobiologia* 361:125-134.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C., 1997. Distribuição espaço temporal da comunidade fitoplanctônica. 105 – 115, In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S. (Eds.), *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, UEM-NUPELIA. 460p.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. 2004. Phytoplanktonic assemblages. In: S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. pp. 103-124. Backhuys, Leiden, Holanda.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. ; CALIJURI, M.C. ; HENRY, T. ; IBANEZ, M.S.R.; NAKAMOTO, N. 1997a. Limnological survey of lake Aníbal. In: TUNDISI, J.G. & SAIJO, Y. (eds.) *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. pp. 441-447.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. ; FUKUHARA, H. ; MITAMURA, O. GUILLÉN, S. M. ; HENRY, R. ; ROCHA, O; CALIJURI, M.C.; IBÁÑEZ, M.S.R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. & GOVONI, S. 1997b. Limnology of fifteen lakes. In: TUNDISI, J.G. & SAIJO, Y. (eds.) *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. pp. 441-447.

- UHERKOVICH, G., 1984. Phytoplankton. In: SIOLI, H. (ed.) *The Amazon; Limnology and Landscape Ecology of Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht: 295-310.
- UNREIN, F. 2002. Changes in phytoplankton community along a transversal section of the Lower Paraná floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 468:123-134
- VASQUES, E.Z. & SANCHES, L. 1984. Variación estacional del plankton en dos setores del rio Orinoco y una laguna del inundacion adjacente. *Mems Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 121:11-33.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 1990. Efecto de las fluctuaciones del nivel hidrométrico sobre el fitoplancton en tres lagunas isleñas en al área de confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. *ECOSUR*, 16(27): 1-23.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 1992. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 25(3): 177-188.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 1993. Fitoplancton de una laguna vegetada por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 3: 39-67.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 2002. Structure and variation of the Paraguai River phytoplankton periods of its hydrological cycle. *Hydrobiologia*. 472:177-196.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 2003. Effect of Fluctuations in Water Level on Phytoplankton Development in Three Lakes of the Paraná River Floodplain (Argentina). *Hydrobiologia*. 510: 175-193.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; ASSELBORN, V. M.; CASCO, S. L. 1998. Variações espaciais e temporais do fitoplâncton num lago subtropical da Argentina. *Revista Brasileira de Biologia*, 56 (3): 359-382
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y.; VALLEJOS, E. R. 1982. Fitoplancton del rio Alto Paraná. Variación espacial y distribución en relación a factores ambientales. *Ecosur* 9:1-28.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y.; VALLEJOS, E. R.; PIZARRO, H. N. 1986. Aspectos ecológicos de la ficoflora de ambientes acuáticos del Chaco Oriental (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 1: 92-111.

2. CAPÍTULO 1

Características limnológicas e variação da densidade e diversidade da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, GO

2.1 Introdução

As oscilações dos níveis hidrométricos influenciam diretamente na velocidade da água, na profundidade dos ambientes aquáticos e na área superficial. Essas alterações interferem na mudança das características limnológicas, balanço no processo de produção e respiração e padrões de ciclagem de nutrientes (Thomaz et al., 1997). Em um vale bloqueado, à medida que o nível do rio principal sobe a retenção da água no lago natural ocorre mais intensamente, aumentando o nível de água e promovendo as alterações abióticas e da comunidade fitoplanctônica.

O estudo da variabilidade temporal e espacial na estrutura e função da comunidade fitoplanctônica é de grande importância para o entendimento sobre a dinâmica de ecossistemas aquáticos (Huszar, 2000). As flutuações da densidade e da diversidade fitoplanctônica podem adquirir caráter preditivo sobre possíveis mudanças do meio onde vivem. Uma drástica redução da diversidade fitoplanctônica, por exemplo, pode ser causada por ações antrópicas, tais como a urbanização e erosão (Barbosa et al. 1993).

Em lagoas onde há uma elevada conexão com o rio principal o pulso de inundação é o principal fator que influencia na dinâmica de comunidades fitoplanctônicas (Junk et al., 1989; Junk & Da Silva, 1995). No entanto, em vales bloqueados, onde a conexão não aumenta no período de chuva, as variáveis limnológicas e os atributos da comunidade fitoplanctônica como a riqueza, diversidade, composição e abundância sofrem mudanças em resposta à duração e intensidade do ciclo hidrológico e não pela conexão do rio.

O objetivo desse capítulo foi averiguar as características limnológicas e alguns atributos da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, com base na riqueza específica, composição florística, densidade, dominância e abundância das espécies durante os períodos de seca e início de chuva. Averiguou-se também a influência de alternância dos períodos de seca e início de chuva sobre o fitoplâncton do sistema.

2.2 Materiais e métodos

O lago dos Tigres é um vale bloqueado localizado no município de Britânia (Goiás) originado pelo rio Água Limpa, recebe dois afluentes, o córrego Arco Íris e Córrego Luanda. Localiza-se na bacia Tocantins-Araguaia, sendo afluente do Rio Vermelho (figura 1, Introdução geral).

As amostras foram coletadas em 2004 durante o período de seca (junho, julho, agosto e setembro) e início de chuva (outubro e novembro). As amostragens foram de subsuperfície em todos os pontos. Foram coletadas amostras de 100mL destinadas ao estudo quantitativo do fitoplâncton. Estas foram acondicionadas em frascos escuros, fixados com solução de lugol-acético modificada (Vollenweider, 1974) e estocadas em ambiente escuro.

As características fisiográficas foram obtidas a partir de material cartográfico, sensoriamento remoto e ambiente computacional. Para a identificação, mapeamento e obtenção dos parâmetros morfométricos primários (área, comprimento, perímetro) foram utilizadas imagens *Cbers*, captadas no mês de junho de 2004 (período de seca). Utilizou-se o software Spring para o processamento e tratamento das imagens.

Foram mensuradas quatro variáveis morfométricas: área superficial (km^2), perímetro (km), comprimento (km) e desenvolvimento do perímetro, esse último foi obtido de forma indireta, pela medida do perímetro do lago (Sperling, 1999). Esse parâmetro consiste na razão entre o perímetro do lago e a circunferência de um círculo que possua a mesma área da lagoa: $Dp = \text{Perímetro} / (2\pi R)$.

A localização geográfica dos pontos de amostragem foi obtida pelo uso do equipamento GPS (modelo Garmin-38).

Os dados climáticos (temperatura atmosférica e precipitação) foram obtidos na estação meteorológica (PCDs) instalada na Fazenda Água Limpa no município de Britânia – GO, cedidos pela Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado de Goiás (SECTEC)/Simego.

A caracterização limnológica do lago dos Tigres foi baseada em informações físicas e químicas da água, aferidas na mesma profundidade daquelas das amostragens de algas em cada ponto de coleta. Aquelas amostras para as quais não foi possível a determinação *in loco* foram fixadas no momento da coleta e posteriormente transferidas para os laboratórios de Limnologia (UFG-ICB-DGB). As variáveis aferidas foram: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e saturação

de oxigênio, utilizando o multianalisador de água (HORIBA, modelo U-21). A transparência da água e a profundidade foram aferidas pelo disco de Secchi.

Também foram coletadas amostras de 500ml de água para a análise de nitrogênio e fósforo totais, fixadas em campo com 0,5ml de ácido sulfúrico absoluto. O procedimento de coleta e processamento laboratorial adotados para estas variáveis encontram-se descritos em Carmouze (1994), Mackereth et al. (1978) e Clesceri et al. (1992). As análises de nitrogênio e fósforo foram processadas no laboratório da Agência Ambiental de Goiás.

A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (Utermöhl, 1958) em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 de 450 aumentos, utilizando-se tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). O volume sedimentado por amostra foi de 10ml.

Foram contados organismos (células, cenóbios, colônias e filamentos) em campos aleatórios (Uhelinger, 1964) até atingir 100 do táxon mais abundante, de modo que o erro da contagem fosse inferior a 20%, com o coeficiente de confiança de 95% (Lund et al. 1958). Quando este procedimento não foi possível, foram contadas as algas de tantos campos aleatórios quantos foram necessários para estabilizar o número de espécies, isto é, até não serem mais adicionadas espécies por campo (área mínima de compensação).

A abundância e dominância das espécies foram consideradas segundo os critérios em Lobo & Leighton (1986) para os valores de densidade. A diversidade específica (H') foi calculada pelo Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963) e expressa em bits.ind.^{-1} . A equitatividade (J_s) foi obtida a partir da fórmula de Pielou (Pielou, 1966) e expressa em percentual. A diversidade e a equitatividade foram calculadas utilizando o programa Divers (Krebs, 1989).

A literatura consultada foi a mais recente e sempre que possível, atualizada. O sistema de classificação adotado para as classes taxonômicas foi o de Van Den Hoek et al. (1997).

A análise de variância (ANOVA fator único) foi utilizada para todas as variáveis abióticas, a fim de detectar se havia alguma diferença entre os períodos amostrais. As variáveis abióticas também foram sintetizadas pela realização de uma análise de componentes principais ACP (matriz de correlação). Previamente, a transformação logarítmica foi aplicada em todas as variáveis, excetuando-se o pH.

Os dados bióticos foram sintetizados pela análise de correspondência destendenciada (ACD - Hill & Gauch, 1980). Os dados de densidade foram previamente

transformados em logaritmos ($\log(\text{densidade}+1)$). Todos os cálculos foram realizados no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Características fisiográficas e climática

O lago dos Tigres é um lago do tipo vale bloqueado, formado devido à sedimentação que toma lugar quando uma corrente tributária desemboca em um vale aluvial. Esse tipo de lago apresenta morfologia alongada, margens irregulares e posicionamento perpendicular ao canal principal (Drago, 1976). O lago dos Tigres apresentou-se com uma grande área e comprido (tabela I)

Tabela I – Dados morfométricos e hidrológicos do lago dos Tigres e Rio Água Limpa durante o período de águas baixas (07/2004).

| VARIÁVEIS | VALORES |
|--|---------|
| LAGO DOS TIGRES | |
| Área (km ²) | 50 |
| Comprimento máximo (km) | 24,5 |
| Largura máxima (m) | 1100 |
| Largura mínima (m) | 17 |
| Perímetro (km) | 60,83 |
| Profundidade máxima (m) | 6 |
| Profundidade média (m) | 2,72 |
| Índice de desenvolvimento do perímetro (DP) | 2,4 |
| RIO ÁGUA LIMPA | |
| Vazão média (m ³ .s ⁻¹) | 21,3 |
| Velocidade média (m.s ⁻¹) | 0,308 |
| Profundidade média (m) | 1,82 |
| Largura entre as margens (m) | 30 |

A América do Sul possui grandes e inúmeras bacias hidrográficas tanto em extensão como em importância econômica. A dinâmica fluvial forma lagoas por distintos processos (Sperling, 1999; Allan, 1995), e há uma forte relação entre o processo de origem e aspectos morfológicos das lagoas (Hamilton & Lewis, 1990).

A morfologia sobre um aspecto hidrológico é o estudo das formas e dimensões dos corpos d'água e a morfometria é a medição dos elementos que constituem as formas (área, perímetro, comprimento e desenvolvimento do perímetro). Para Sperling (1999) tanto a morfologia, como a morfometria, influenciam nos aspectos físicos, químicos e biológicos dos corpos d'água.

A grande maioria dos estudos morfométricos no Brasil foi realizada em ambientes artificiais. Em um levantamento de estudos morfométricos no Brasil, Sperling (1999) analisou 654 ambientes lênticos (508 represas e 146 lagos naturais). Dessa forma, são raros os estudos morfométricos em lagos naturais. Recentemente, Pinheiro (2004) analisou aspectos morfométricos de 20 lagoas marginais do rio Araguaia nos anos de 2000 e 2001.

Os níveis de pluviosidade e temperatura atmosférica média registrados nos períodos de amostragem estão na figura 1. Os meses de junho, julho, agosto e setembro foram caracterizados como meses de seca, enquanto que os meses de outubro e novembro foram assinalados como meses de início de chuva. O estado de Goiás apresenta duas estações bem definidas, seca no inverno e úmida no verão. O município de Britânia localiza-se na região oeste, no qual, segundo Galinkin (2002), registram-se as maiores temperaturas do estado.

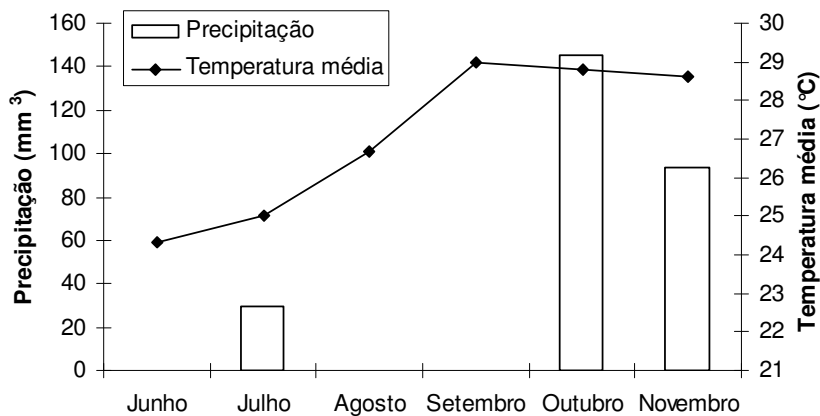


Figura 1 – Precipitação acumulada e temperatura atmosférica média nos períodos de amostragem.

Quanto à profundidade, o lago dos é um lago raso, sendo que a profundidade variou nas estações lênticas entre 0,9 metros (outubro – ponto 5) a 6m (junho – ponto 8) e nas lóticis entre 0,6m (outubro – ponto 10) a 3,7m (junho – ponto 11). Ao longo dos períodos de estudo, a profundidade diminuiu em decorrência do período de seca com forte evaporação, porém notou-se que isso ocorreu em todo lago (figura 2a). Segundo a ANOVA os períodos amostragem apresentaram-se significativamente distintos ($F = 3,96$; $p = 0,018862$).

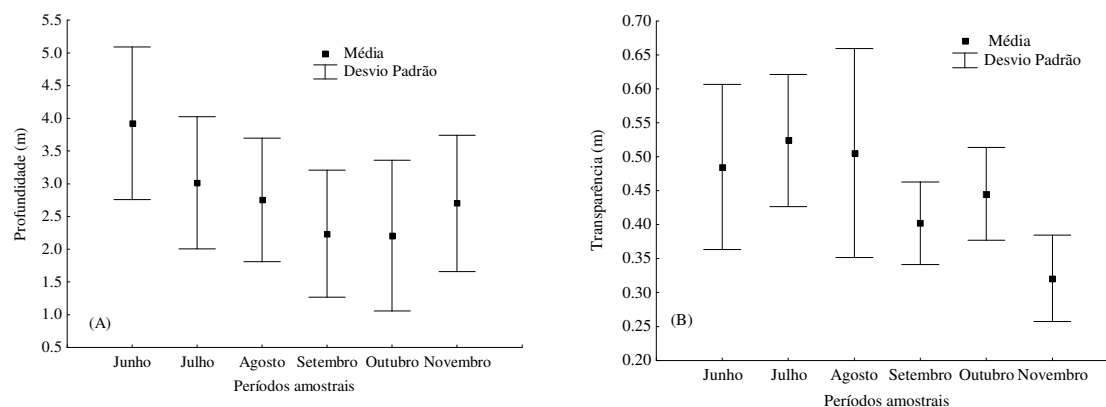


Figura 2 –Médias e desvio padrão das medidas de (A) profundidade e (B) transparência no lago dos Tigres durante os períodos de amostragem.

Alguns trabalhos em diferentes planícies tropicais, citam lagoas com profundidade semelhantes à averiguada no lago dos Tigres, como no alto Paraná (1,5-5,0m; Thomaz et al. 1997) e nas lagoas dos Araguaia (0,3-5,9m; Pinheiro, 2004), no entanto, estudos no médio Paraná reportam valores de profundidade inferiores ao lago dos Tigres (0,9-3,7 m: Garcia de Emiliani, 1980).

O sistema lago dos Tigres caracteriza-se por um ambiente de baixa transparência da água. Nas estações lênticas a transparência variou entre 0,31 metros (novembro – ponto 6) a 0,95m (agosto – ponto 3) enquanto que nas lólicas de 0,2m (novembro – ponto 10) a 0,65m (julho – ponto 1). Observou-se que a transparência entre o ponto 1 (região lólica) e os demais pontos do lago apresentou-se semelhante, no entanto, os pontos 10 e 11 (região lólica) apresentaram uma transparência menor do que nos demais pontos do lago.

Nos meses de seca a transparência foi maior, com exceção de setembro. Ao longo do lago, os pontos de amostragem apresentaram maior variação na transparência. Com o início da chuva notou-se, em geral, uma diminuição da transparência (figura 3B). A ANOVA indicou uma diferença significativa entre os valores de transparência nos períodos de amostragem ($F = 5,72$; $p = 2,38 \times 10^{-4}$).

2.3.2 Características limnológicas

Durante o período de estudo, a temperatura da água variou entre 22,81°C (agosto – ponto 1) e 35,24°C (novembro – ponto 5). O mês de novembro apresentou as maiores médias de temperatura (figura 3). As menores temperaturas ocorreram no ponto 1

(região lítica - durante todos os meses) enquanto que as maiores, foram registradas nos pontos 4, 5 e 8. A temperatura da água nos meses de amostragem foi significativamente distinta entre os períodos ($F = 28,19$; $p = 2,9 \times 10^{-14}$), de acordo com a ANOVA.

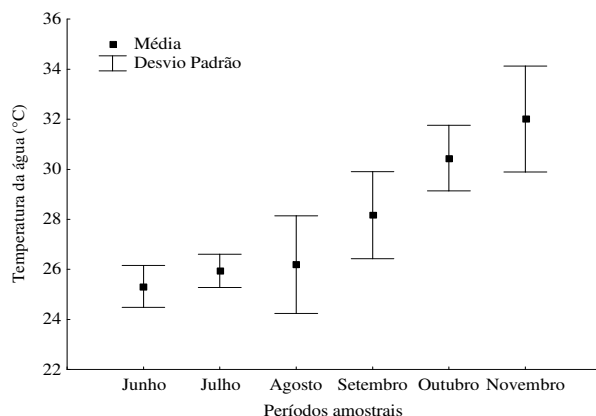


Figura 3 – Médias e desvio padrão da temperatura da água no lago dos Tigres durante os seis períodos amostragem.

Os valores de temperatura da água no lago dos Tigres apresentaram-se superiores aos das lagoas do alto rio Paraná (Thomaz et al. 1997) e do rio Paraguai (Zalocar de Domitrovic, 2002) e assemelharam-se aos encontrados nas lagoas do Pantanal mato-grossense (Nogueira et al. 2002) e do lago Camaleão na bacia amazônica (Ibañez, 1997).

Em escala regional, a temperatura da água é influenciada pela latitude e altitude (Esteves, 1998), no entanto, localmente, numerosos fatores podem influenciar a temperatura da água, tais como sombreamento, profundidade e condições hidrológicas. Essa variável ambiental é de grande importância na estruturação de comunidades aquáticas.

O pH registrado no lago dos Tigres apresentou uma marcante variação, sendo que nas estações lânticas variou entre 6,65 (setembro – ponto 4) a 8,49 (outubro – ponto 2) enquanto que nas líticas 5,93 (setembro – ponto 10) a 7,5 (agosto – ponto 11). Os meses de agosto, setembro e novembro apresentaram uma menor variação do pH entre os pontos de amostragem, enquanto que os meses junho, julho e outubro apresentaram maior variação (figura 4A). O pH dos períodos de amostragem apresentou-se significativamente distinto ($F = 4,73$; $p = 0,001$) segundo ANOVA. Os valores de pH encontrados nas lagoas do alto Paraná (5,1-9,5; Thomaz et al., 1997) e da Amazônia

(Lago Camaleão) (5,0-8,1; Ibañez, 1997) apresentaram-se semelhante aos valores registrados no lago dos Tigres.

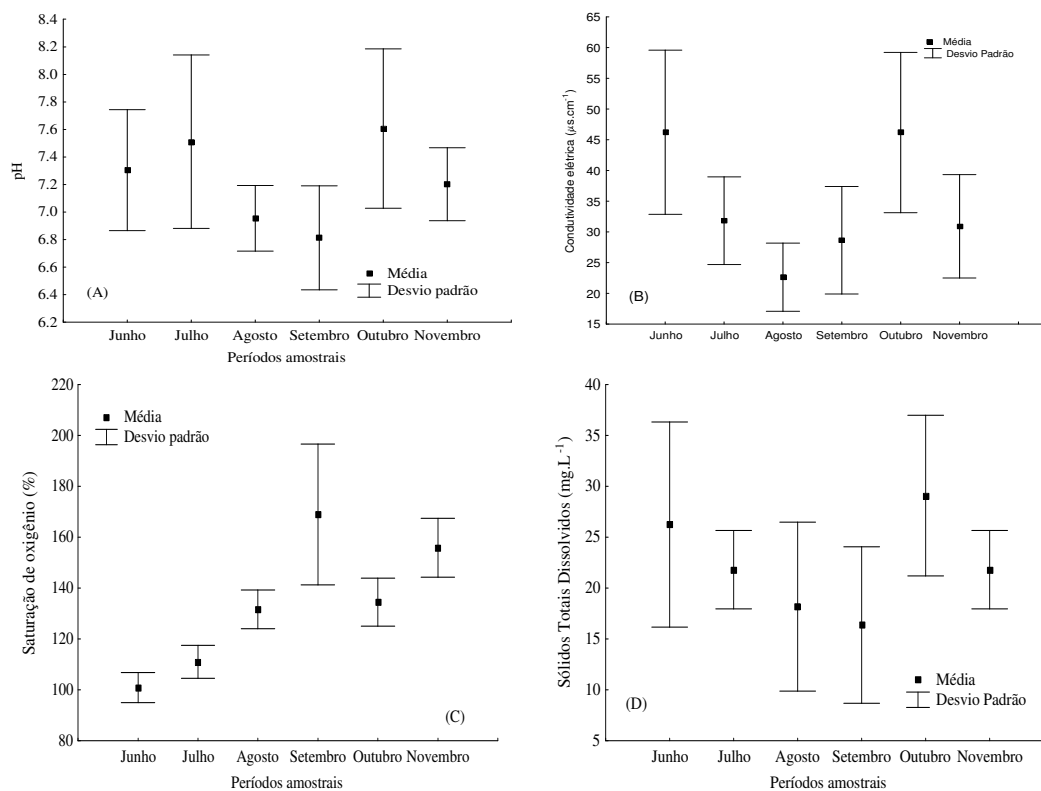


Figura 4 –Médias e desvio padrão das medidas de pH (A); condutividade elétrica (B); saturação de oxigênio (C) e sólidos totais dissolvidos (D), no lago dos Tigres durante os períodos de amostragem.

Os valores de condutividade elétrica registrados no lago dos Tigres variaram de $8\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (agosto – ponto 11) a $80\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (junho – ponto 11). Somente os meses junho e outubro apresentaram uma maior variação da condutividade elétrica, enquanto que o mês de agosto apresentou a menor variação da condutividade entre os pontos amostrais (figura 4B). A ANOVA indicou que há uma diferença significativa entre os períodos de amostragem ($F = 9,28$; $p = 1,64 \times 10^{-6}$). Especialmente, as regiões lóxicas (pontos 10 e 11, ambas no rio Vermelho) apresentaram, em média, condutividade um pouco maior que os demais pontos (lago), isso provavelmente, deve-se às diferenças geoquímicas entre as bacias de drenagem que ocorrem entre o lago e o rio Vermelho.

Os valores de condutividade aferidos no lago dos Tigres foram semelhante aos de lagoas do médio rio Araguaia ($5\text{-}155\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; Pinheiro, 2004) e ao do alto Paraná ($16\text{-}55\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; Thomaz et al., 1997). Valores de condutividade elétrica maiores do que

os registrados nesse trabalho foram encontrados nas planícies da região amazônica e do Pantanal mato-grossense (Carvalho et al., 2001).

Para o lago dos Tigres a condutividade elétrica não teve alteração no início do período de chuva. Apesar disso, alguns trabalhos citam o comportamento sazonal da condutividade em lagoas de inundação (Carvalho et al., 2001), sendo que este comportamento sofre influência de diversos fatores, como pulso de inundação e chuvas.

Os valores de saturação de oxigênio encontrados no lago dos Tigres apresentaram uma alta variação entre os períodos amostrais. O mês de setembro apresentou grande variação entre os pontos de amostragem, enquanto que, os demais registraram uma pequena variação desses valores entre os pontos (figura 4C).

De modo geral, todos os pontos apresentaram elevados níveis de saturação de oxigênio chegando a supersaturação, com valores variando de 91% (junho – ponto 1) a 199% (setembro – ponto 2). Altos valores de supersaturação de oxigênio também foram reportados para o lago Batata na Amazônia (209%; Huszar, 1994). Desta forma, espacialmente, a saturação de oxigênio no lago dos Tigres não apresentou distinção entre os pontos de amostragem durante todo o período de estudo. No entanto, temporalmente, observou-se um aumento na saturação de oxigênio culminando no mês de setembro. A ANOVA revelou que houve uma diferença altamente significativa entre os períodos de amostragem ($F = 30,68$; $p = 5,28 \times 10^{-15}$), para essa variável.

Durante o período de baixos níveis pluviométricos, os processos de produtividade primária são favorecidos, aumentando a concentração de oxigênio nesses ambientes. No lago dos Tigres, os valores de biovolume aumentaram no decorrer do período da seca (ver capítulo 3, informação do biovolume para os períodos de amostragem), sendo que o biovolume médio e a saturação de oxigênio médio, dos períodos de amostragem, apresentaram-se positivamente correlacionados ($r = 0,83$; $p = 0,03$ e $n = 6$), isso sugere que o desenvolvimento do fitoplâncton nos períodos de seca seja responsável pelas maiores concentrações de saturação de oxigênio.

Os valores de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) são a soma dos teores de todos os constituintes minerais presentes na água. No lago dos Tigres, os STD variaram muito entre os períodos amostrais. Nos meses de julho e novembro foram registrados uma grande variação entre os pontos de amostragem (figura 4D). A ANOVA indicou uma diferença significativa entre os períodos amostrais ($F = 4,27$; $p = 0,0022$). Baixos valores de STD foram registrados em diversos pontos nos meses de agosto e setembro (10mg.L^{-1}), enquanto que, o maior valor de STD ocorreu no ponto 11 em junho

(50mg.L⁻¹). Os pontos lóticos (principalmente o ponto 11) apresentaram os maiores valores de STD durante o período de estudo.

Tantos os valores de nitrogênio total (NT) como os de fósforo total (PT) apresentaram grande variação entre os períodos amostrais (figura 5). Os maiores valores de nitrogênio foram registrados no mês de junho, o ponto 1 neste mês apresentou 340µg.L⁻¹. O menor valor de nitrogênio ocorreu no mês de setembro (100µg.L⁻¹). Os valores médios de nitrogênio reduziram no decorrer dos meses de seca (junho, julho, agosto e setembro), elevando-se no início de chuva (outubro e novembro). A maior concentração de fósforo ocorreu no mês de agosto (220µg.L⁻¹) e a menor no mês de outubro (5µg.L⁻¹). O fósforo apresentou uma maior variação no mês de agosto, enquanto que o mês de setembro apresentou a menor variação entre os pontos amostrais.

Em média, os valores de fósforo total encontrados no lago dos Tigres foram consideravelmente semelhantes durante os meses amostrados enquanto que, os de nitrogênio foram decaindo à medida que o ambiente ficava mais seco e mais raso (figura 5 G, H).

A concentração de NT no lago dos Tigres foi significativamente distinta entre os períodos amostrais ($F = 7,27$; $p = 2,5 \times 10^{-5}$), já as concentrações de PT não apresentaram diferença significativa entre os períodos de amostragem ($F = 0,42$; $p = 0,83$). No entanto, as concentrações de NT e PT foram, em média, maiores no período de seca. Diversos trabalhos comentam a elevação desses nutrientes a partir da decomposição de matéria orgânica (i.e. macrófitas e detritos) acumulada na várzea durante pulsos de inundação (Thomaz et al., 1997; Train & Rodrigues, 1998; Rodrigues et al., 2002), no entanto Junk et al. (1989), explicam que as concentrações de NT e PT em planícies de inundação tropical variam consideravelmente, sendo que essa variação está associada à dinâmica do regime hidrológico, o que provavelmente aconteceu no lago dos Tigres. Carvalho et al. (2001) afirmam que a relação entre regime hidrológico e concentração de nutrientes em planícies de inundação é controversa.

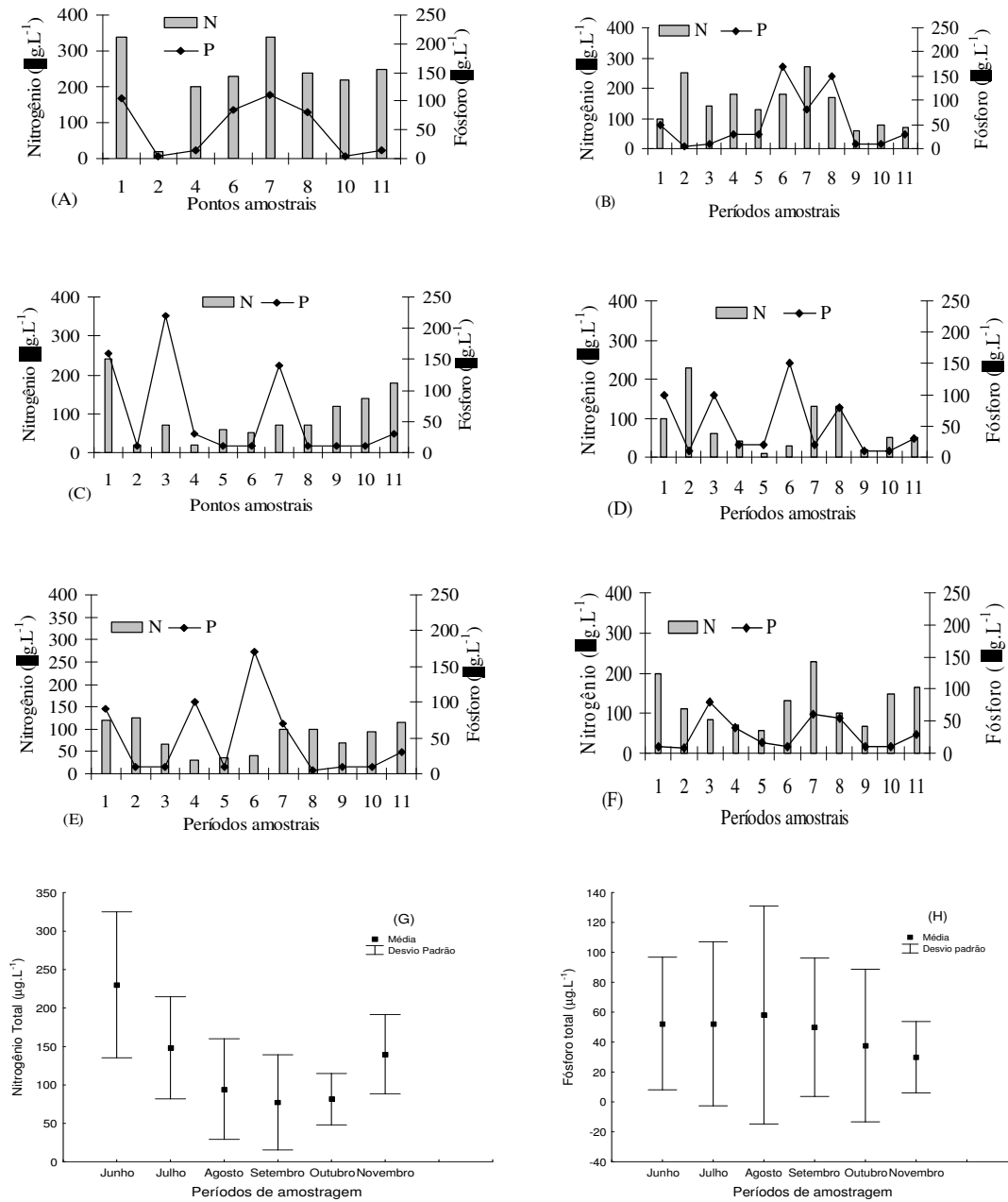


Figura 5 – Valores de nitrogênio total e fósforo total por ponto amostral durante os períodos de amostragem. Em (A) junho; (B) julho; (C) agosto; (D) setembro; (E) outubro; (F) novembro. Média e desvio padrão das medidas de nitrogênio (G) e fósforo (H).

Com o objetivo de sintetizar os dados das variáveis limnológicas obtidos no lago dos Tigres e verificar existência de diferença temporal entre os períodos amostrais foi realizada uma ordenação utilizando a análise de componentes principais (ACP) (figura 6).

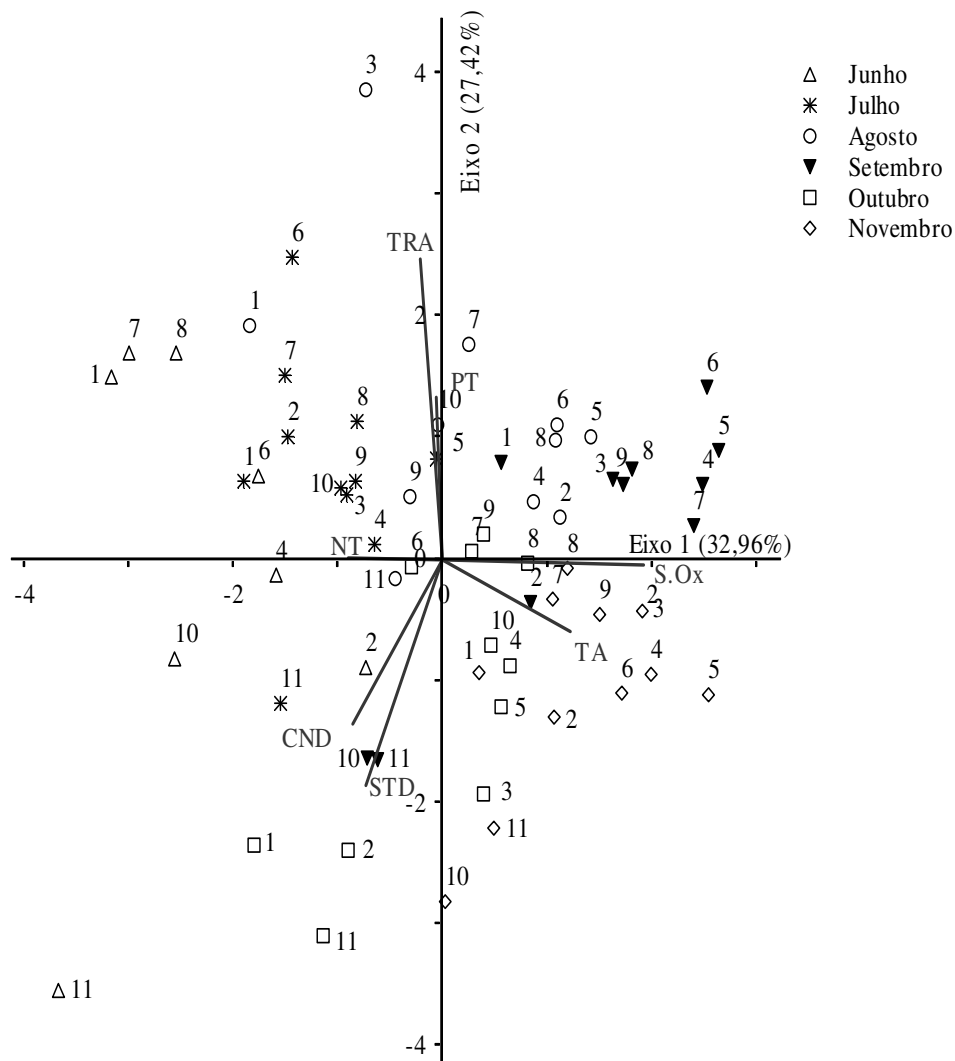


Figura 6 – Escores derivados da ACP aplicados aos dados ambientais. Os códigos são: CND-Condutividade elétrica; S.Ox.-Saturação de oxigênio; STD-Sólidos totais dissolvidos; NT-nitrogênio total; PT-fósforo total; TRA-Transparência; TA- Temperatura da água. Os números representam os pontos de amostragem.

Os dois primeiros componentes principais explicaram 60,39% da variabilidade total dos dados. As variáveis que se correlacionaram positivamente com o primeiro componente principal foram: temperatura da água da água e saturação de oxigênio, enquanto que as variáveis que se correlacionaram negativamente com o segundo componente foram: temperatura da água, condutividade elétrica, saturação de oxigênio e sólidos totais dissolvidos (Tabela II).

Tabela II – Correlação das variáveis limnológicas obtidas no lago dos Tigres com os dois primeiros componentes principais. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes.

| Variáveis | C.P.1 | C.P.2 |
|----------------------------|--------------|--------------|
| Condutividade elétrica | -0,38 | -0,42 |
| Temperatura da água | 0,45 | -0,27 |
| Saturação de oxigênio | 0,57 | -0,06 |
| Sólidos totais dissolvidos | -0,35 | -0,49 |
| Fósforo total | -0,10 | 0,41 |
| Nitrogênio total | -0,39 | 0,04 |
| Transparência | -0,18 | 0,56 |

A ACP demonstrou uma diferenciação temporal caracterizada pelo fato de que alguns períodos de amostragem foram limnologicamente distintos dos demais. O mês de junho apresentou-se limnologicamente semelhante ao mês de julho, pois ambos apresentaram elevada transparência da água e maiores concentrações de nitrogênio e fósforo total. Alguns pontos de amostragem do mês de agosto apresentaram-se limnologicamente semelhantes ao mês de julho devido à elevada transparência e semelhante profundidade, enquanto que outros pontos se assemelham ao mês de setembro por apresentarem elevados valores de saturação de oxigênio e reduzidos valores de condutividade e sólidos totais dissolvidos. Os meses de novembro e outubro apresentaram comportamento semelhante, provavelmente pela influência do início das chuvas que promoveram algumas alterações nos diferentes pontos de amostragem, ocasionando uma reduzida transparência e elevados valores de temperatura da água. Esses meses foram distintos dos demais.

Além de temporalmente, a ACP evidenciou a diferenciação espacial, demonstrada pela separação entre as estações lótica e lêntica do lago. Em diversos meses os pontos 10 e 11 apresentaram-se limnologicamente distintos dos demais pontos do mesmo mês. Os pontos 1 e 11 (outubro), 10 e 11 (junho, setembro), 10 (novembro) e 11 (julho), todos de estações lóticas, estão agrupados no terceiro quadrante e correlacionados com elevados valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

Em lagoas de inundação o pulso de inundação é o principal fator na diferenciação das características limnológicas entre os períodos de amostragem (Junk et al., 1989). Thomaz et al. (1997) e Ward & Tockner (2001) acrescentam que juntamente com o pulso de inundação a conectividade hidrológica atua na heterogeneidade ambiental e regulam processos limnológicos de lagoas de inundação. Entretanto, para o

lago dos Tigres, que é caracterizado com um vale bloqueado e portanto apresenta uma pequena diferenciação na conectividade do lago com o rio Vermelho durante o período de estudo, acredita-se que a heterogeneidade temporal ocorra por processos relacionados ao regime hidrológico e que não sofre influência da conectividade com rio principal.

2.3.3 Comunidade fitoplanctônica

Durante o período de estudo, a riqueza de espécies fitoplanctônicas do lago dos Tigres foi de 191 espécies, distribuídas em 9 classes taxonômicas. A classe com o maior número de táxons foi Chlorophyceae com 89 táxons, seguida de Baccillariophyceae e Euglenophyceae, com 32 e 24 táxons, respectivamente.

Os valores de densidade fitoplanctônica variaram consideravelmente, sendo que os meses de julho e setembro apresentaram as maiores densidades fitoplanctônicas. O lago dos Tigres apresentou valores de densidade total semelhante ao registrado no lago Batata (Melo & Huszar, 2000), e superiores ao encontrado no canal Cortado no alto rio Paraná (Train et al., 2000), a lago Montiel no baixo Paraná (Unrein, 2002) e inferiores a lagoas do baixo Paraná (Izaguirre et al., 2004) ao lago Camaleão na Amazônia, principalmente no período de águas baixas (Ibañez, 1998) e ao lago Castelo do rio Paraguai (Oliveira & Calheiros, 2000).

Em todos os meses, as classes Cryptophyceae e Chlorophyceae apresentaram as maiores contribuições relativas das densidades fitoplanctônica (figura 7). Na classe Cryptophyceae, as espécies *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas marsonii* foram as mais abundantes, já na Chlorophyceae, a espécie *Monoraphidium contortum* foi a mais abundante. Essa composição predominante de Cryptophyceae foi registrada também na zona pelágica da Laguna Grande no baixo Paraná (Izaguirre et al., 2004), nas lagoas marginais do rio Araguaia, principalmente no período de águas baixas do ano 2000 (Nabout et al., 2006), no canal Cortado no alto Paraná (Train et al., 2000) e no lago Castelo no rio Paraguai (Oliveira & Calheiros, 2000).

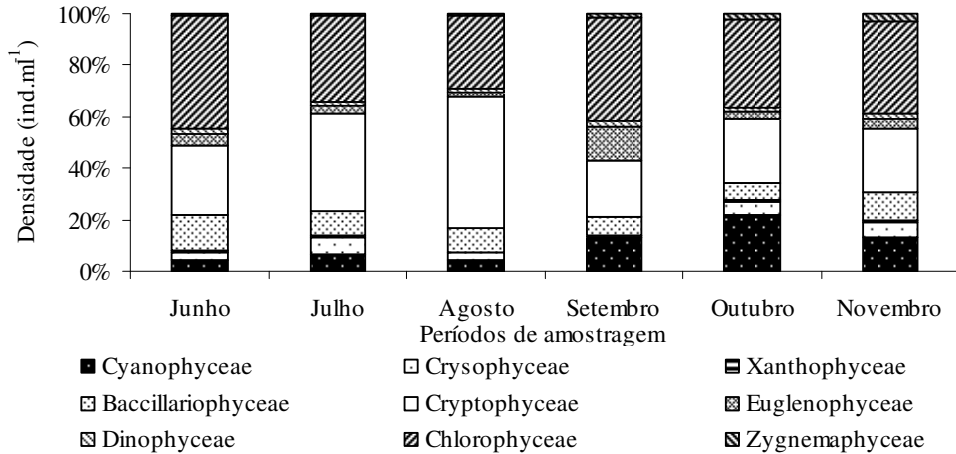


Figura 7 – Contribuição relativa das classes taxonômicas durante todo o período de amostragem.

As Cryptophyceae são organismos pequenos e encontrados em praticamente todos os ambientes aquáticos, principalmente em lagos tropicais, e independem de épocas do ano para formarem grandes populações e sim da mistura da coluna d'água pelo vento ou pelos períodos de precipitação, tendo maior adaptabilidade à mistura turbulenta da coluna d'água, e condições de baixa luminosidade (Klaveness, 1988; Sommer, 1981). Para Reynolds (1997) um ambiente ideal pra este grupo apresenta águas moderadamente enriquecidas (mesotrófica), sendo este adaptado a baixa insolação.

A variação espacial da densidade fitoplanctônica durante o período de estudo, ocorreu de forma semelhante nos pontos de amostragem. Em todos os meses o ponto 1 apresentou a menor densidade fitoplanctônica. Alguns pontos apresentaram elevada densidade, como o ponto 4 (*Euglena* sp3) no mês de setembro, e o ponto o 10 (*Aulacoseira granulata* var. *angustissima*) no mês de novembro. Temporalmente, a densidade fitoplanctônica foi semelhante em todos os meses, sendo que os maiores valores, em média, ocorreram no mês de setembro e o menor no mês de junho (figura 8).

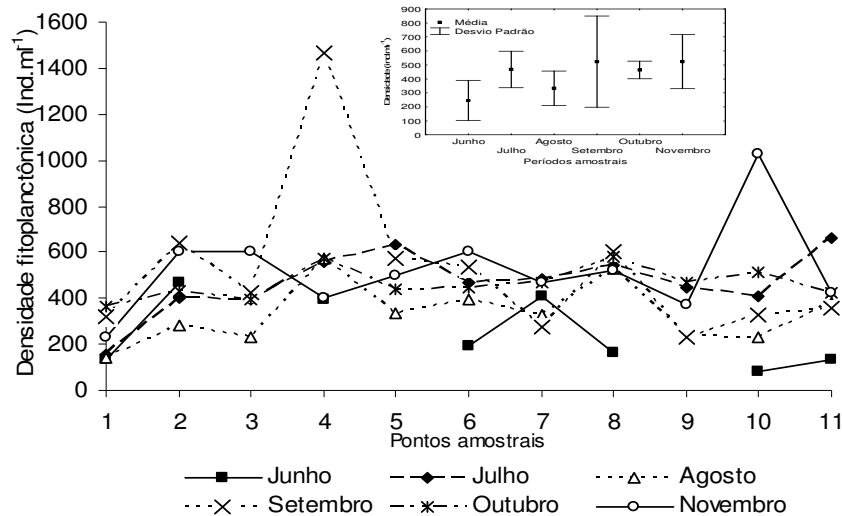


Figura 8 – Densidade por ponto amostral para cada período. A caixa acima contém a média e desvio padrão do biovolume por período de amostragem.

A análise de correspondência destendenciada (ACD) foi aplicada aos valores de densidade evidenciando os períodos de amostragem (figura 9). Os dois primeiros eixos da ACD explicaram 29% da variabilidade total dos dados. Os escores derivados da ACD revelaram que os meses de outubro e novembro (início de chuva) apresentam-se agrupados e, no entanto separados dos demais meses. Os pontos de amostragem nos meses de junho, julho, agosto e setembro, que são do período de seca, apresentam-se agrupados.

Entre os períodos de seca (junho, julho, agosto e setembro) e início de chuva (outubro e novembro) não há uma grande diferença na densidade fitoplancônica, no entanto, a ACD evidencia uma diferença na composição da comunidade fitoplancônica entre esses períodos, isto ocasionado, provavelmente, pelas alterações limnológicas promovidas pela precipitação. A mudança na composição e abundância relativa da comunidade fitoplancônica entre os períodos do ciclo hidrológico é reportada por diversos autores (Train & Rodrigues, 2004; Huszar, 2000; Nabout et al. 2006). As mudanças na abundância das espécies fitoplancônicas são consequências de intervenções externas (alogênicas) ou da atividade dos organismos que resultam nas mudanças progressivas da comunidade (autogênicas) (Reynolds, 1984). Dessa forma, essas mudanças, não são necessariamente determinadas pela sucessão, podendo resultar da interação entre os processos autogênicos e alogênicos.

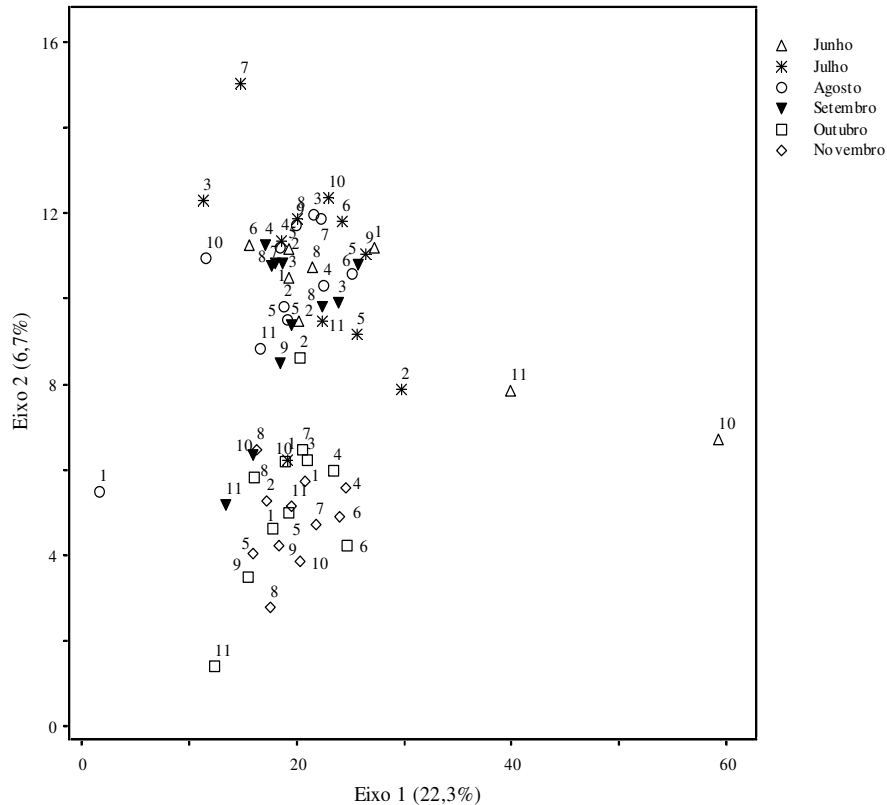


Figura 9 – Escores derivados da ACD aplicados aos dados de densidade fitoplanctônica do lago dos Tigres para os pontos de superfície durante os períodos de amostragem.

Os escores da ACD também evidenciaram uma diferenciação espacial entre as regiões lólicas (pontos 1, 10 e 11) e lânticas do lago (pontos 2 a 9), pois em cada período, as regiões lólicas estiveram separadas das lânticas do mesmo período. Na região lântica há um predomínio de diversas espécies em vários períodos, no entanto, sempre se observou a dominância de espécies de fitoflagelados (*Cryptomonas* spp., *Euglena* spp., *Crysococcus* spp.) e pequenas Chlorophyceae (*Monoraphidium contortum*), devido ao tamanho reduzido dessas espécies, elas são caracterizadas como C-estrategistas. Na região lótica as espécies dominantes são pertencentes à classe Bacillariophyceae (*Gomphonema parvulum*, *Navicula cincta*, *Cyclotella* sp1, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*), favorecidas pelo ao alto grau de turbulência ocasionado pelo fluxo da corrente da água e são tidas como C-R estrategistas.

A diversidade específica apresentou elevados valores durante os períodos de amostragem, sendo que os maiores foram registrados nos meses de julho, outubro e novembro (figura 10). No entanto, a diversidade registrada nos diferentes meses de amostragem foi significativamente distinta ($F = 16,37$; $p = 5,46 \times 10^{-10}$).

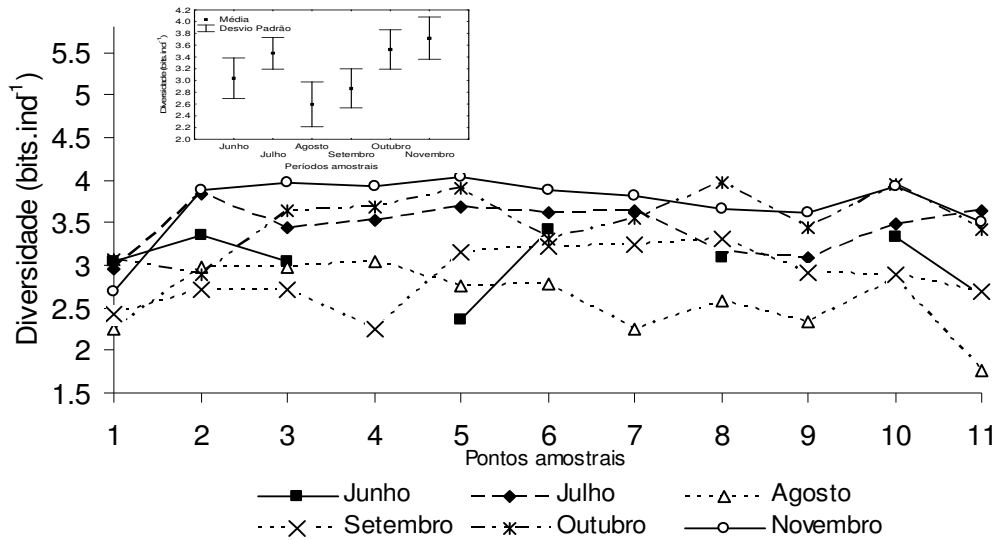


Figura 10 – Diversidade fitoplanctônica (bits.ind⁻¹) registrados no lago dos Tigres durante o período de amostragem. A caixa acima contém a média e o desvio padrão da diversidade por período amostral.

A diversidade no lago dos Tigres foi, em média igual a 3,2bit.ind⁻¹ e variou de 1,76 a 4,03bit.ind⁻¹, semelhantemente à diversidade do rio Baía (Train & Rodrigues, 1997), do canal Cortado (Train et al., 2000) e do lago El Tigre (Garcia de Emiliani, 1997), e inferior à diversidade registrada no lago Batata (Melo & Huszar, 2000) e no rio Paraná (Train & Rodrigues, 1998).

A alta diversidade da comunidade fitoplanctônica vem sendo discutida desde o “paradoxo do plâncton” de Hutchinson (1961), que já apontava a variabilidade ambiental como possível explicação da diversidade fitoplanctônica. Desde então, muitas hipóteses têm sido levantadas, como Padisák et al. (1993) baseados em Connel (1978), que desenvolveram a hipótese do distúrbio intermediário (IDH), no qual a diversidade será elevada em ambientes com perturbação intermediária.

O mês de julho foi um período de elevada visitação turística, provocando possivelmente, um distúrbio intermediário no ambiente, o que pode ter ocasionado a elevação da diversidade. Nos meses seguintes, (agosto e setembro) ocorreu uma diminuição da diversidade, indicando serem esses os meses de maior estresse ambiental (meses de seca avançada). Já nos meses de outubro e novembro ocorreu um aumento da diversidade, ocasionado possivelmente, pelo início das chuvas.

Espacialmente, a diversidade foi menor nas regiões lóxicas (principalmente no ponto 11) do que nas regiões lênticas em todos os períodos. Dessa forma, além de uma composição distinta, as regiões lóxicas apresentaram também uma menor diversidade,

possivelmente isso se deu pelo predomínio de poucas espécies. Em ambientes lóticos, o fluxo exerce uma força seletiva favorecendo um pequeno número de espécies.

A **equidade** apresentou elevados valores no lago dos Tigres durante o período de amostragem, variando de 52,18 (ponto 4 – setembro) a 94,26% (ponto 11 – junho), sendo que os maiores valores foram registrados nos meses de junho e julho (figura 11). A equidade registrada no lago dos Tigres apresentou-se semelhante à do lago Batata, na Amazônia (81-90%; Melo & Huszar, 2000) e superior à do lago El Tigre, no baixo Paraná (46-59%; Garcia de Emiliani, 1997) e do alto Paraná (39,9-87,2%; Train & Rodrigues, 1998).

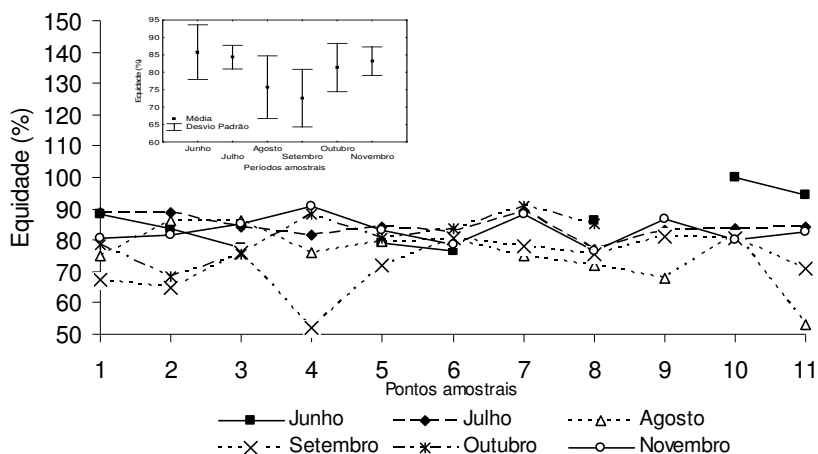


Figura 11 –Equidade (%) da comunidade fitoplanctônica no lago dos Tigres durante o período de amostragem. A caixa acima contém a média e o desvio padrão da equidade por período amostral.

Espacialmente a equidade manteve-se constante, contudo os menores valores desse atributo foram registrados nos pontos 4 (setembro) e 11 (agosto). No entanto de forma geral não houve diferença nos valores de equidade entre os pontos de amostragem.

2.4 Conclusão

O lago dos Tigres é um lago fluvial do tipo vale bloqueado, raso e pouco transparente. Tanto na distribuição vertical como na horizontal, as variáveis limnológicas apresentaram uma diferenciação temporal, sendo que no período de seca os pontos amostrais obtiveram maiores concentrações de nutrientes (junho, julho e agosto) e saturação de oxigênio (setembro), enquanto que os períodos de início de chuva (outubro e novembro) apresentaram maiores valores de temperatura da água.

Os períodos de seca e do início de chuva distinguiram-se (vertical e horizontalmente) quanto à composição e abundância das espécies fitoplanctônicas, havendo, em geral um predomínio de fitoflagelados C- estrategistas no período da seca, favorecidos pelo aumento de nutrientes.

A diferenciação temporal, verificada no presente estudo, demonstra a importância do regime hidrológico para as características limnológicas e para a comunidade fitoplanctônica. Dessa forma, as mudanças temporais na comunidade fitoplanctônicas no lago dos Tigres ocorreram pela interação dos processos autogênicos e alogênicos.

As regiões lólicas e lênticas do lago dos Tigres apresentaram características limnológicas, abundância e diversidade fitoplanctônica diferenciadas. As regiões lólicas na maior parte dos períodos amostrais se destacaram pelas maiores concentrações de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, registraram também as menores diversidades fitoplanctônicas. Na região lêntica, houve um predomínio de fitoflagelados, enquanto na região lólica algumas Baccilariophyceae apresentaram-se dominantes.

As regiões preservada (ponto 2), desmatada (ponto 4) e urbanizada (ponto 8) distinguiram-se espacialmente quanto às características limnológicas. O ponto 2 apresentou menores profundidades, enquanto que, os pontos 4 e 8 são mais semelhantes por serem mais profundos e em alguns períodos e o ponto 8 maiores valores de fósforo total foram detectados, indicando ser uma área mais impactada.

2.3 Referências bibliográficas

ALLAN, J.D.1995. *Stream Ecology*. London: Chapman & Hall. 1st edition, 381p.

BARBOSA, F.A.R.; RYLANDS, A.B.; OLIVEIRA, S.J. 1993. Drastic decrease in algal diversity caused by human impact on an urban lake in South-east Brazil. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 25:939-941

CARMOUZE, J. P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. 1^a ed. São Paulo. Editora Edgard Blucher Ltda/Editora FAPESP. ORSTOM/SBL.253p.

CARVALHO, P.; BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; OLIVEIRA, L.G.; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W.L.G. & DARWISCH, A.J. 2001. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, 23, 265-273.

- CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; TRUSSELL, R.R. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17 ed. Madrid. Ediciones Diaz de Santos S.A/American Public Health Association; American Water Works Association/Water Pollution Control Federation, 10 cap.
- DRAGO, E.C. 1976 Origen y clasificación de ambientes leníticos en llanuras aluviales. *Revista Associac. Cienci. Nat. Lit.* 7:123-137.
- ESTEVES, F.A., 1998, *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro, 602p.
- GALINKIN 2002, *Geoiás*, ed. Goiânia: Agência Ambiental de Goiás: Fundação CEBRAC: PNUMA:SEMARH, 272 p.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1980. Fitoplancton de una Laguna Del Valle Aluvial Del Paraná Medio (“Los Matadores”), Santa Fé, Argentina; I Estructura e distribución en relación a factores ambientales. *Ecologia* , 4: 127-140
- GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1997. Effects of level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina) *Hydrobiologia*. 357: 1-15.
- HAMILTON, S.K.; LEWIS Jr. W.M. 1990. Basing morphology in relation to chemical and ecological characteristic of lakes on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Arch. Hidrobiol.* 119 (4): 393-425.
- HILL, M.O.; GAUCH, H.G. 1980. Detrend correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- HUSZAR, V. L. M. 1994. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brazil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*. São Carlos, Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos. 328p
- HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplâncton In: BOZELLI, R. L., ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. Eds. *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro. IB-UFRJ/SBL. p. 91-104.
- HUTCHINSON, G.E., 1961. The paradox of the plankton. *Am. Nat.* 95:137-147.
- IBAÑEZ, M.S.R. 1997. Phytoplankton biomass of a central Amazonian flood-plain lake *Verh. Internat. Verein Limnol*, Stuttgart, 26: 605-609
- IBAÑEZ, M.S.R. 1998. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian flood plain lake. *Hydrobiologia*, Dordrecht, 362: 79-83.
- IZAGUIRRE, I.; O'FARRELL, I.; UNREIN, F.; SINISTRO, R.; AFONSO, M.D.; TELL, G. 2004. Algal assemblages across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Parana River, South America). *Hydrobiologia*. 511:25-36
- JUNK, W. J.; SILVA, C. J. 1995. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the Large Amazonian river floodplains. 195 - 227. In: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E.; MATSAMURA-TUNDISI, T. (Eds). *Limnology in Brasil*. Brazilian Academy of Science. Brazilian Limnological Society. 376p.

- JUNK, W.J.; BAILEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D. (ed.): Proc. Of the Internat. Large River Symp. *Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.
- KLAVENESS, D. 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: Sangren, C.D. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 103-133
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. University of British Columbia/Harper & Row, Publishers, New York, 654p.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. mar.* Valparaiso, 22:1--29.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C.; LECREN, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting, *Hydrobiologia*, 11:143-170.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, F.J. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Sci. Publ. n.36. Kendall. Titus Wilson & Sons Ltd. 117p.
- MARGALEF, R. 1983. *Ecologia*. Barcelona. Omega. 768p.
- McCUNE, B.; MEFFORD M.J. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data* Version 3.0. MjM Software, Glenden Beach, Oregon, USA.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. 2000. Phytoplankton in Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*. 22 (1):63-76
- NABOUT, J.C. NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, L.G., 2006, Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28(2): 181:193.
- NOGUEIRA, F.; SILVA, R.L.; SILVA, A.J.; SOUZA, M.D.; BACHEGA, I.2002. Seasonal and diel limnological differences in tropical floodplain lake (Pantanal of Mato Grosso, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 14 (3):17-25.
- OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F., 2000, Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hidrobiologia*, 427: 101-112
- PADISAK, J., REYNOLDS, C.S. & SOMMER, U. 1993. The intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology. Kluwer, Dordrecht. 199 p.
- PIELOU, J. 1966. The measurement of diversity in different types of Biological collections. *J. Theoret. Biol.*, 13:131--144.
- PINHEIRO, R.C.D. 2004. Lagoas de Inundação do médio Rio Araguaia, Goiás/Mato Grosso – Características limnológicas. Goiânia: ICB/UFG 107p. (Dissertação de Mestrado).

- REYNOLDS, C. S. 1997 *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Germany. 378 p
- REYNOLDS, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 384p.
- RODRIGUES, L.C.; TRAIN, S.; ROBERTO, M.C.; PAGIORO, T.A. 2002. Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 45(4): 499-513.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana, Illinois University Press. 177p.
- SOMMER, U. 1981. The role of random K selection in succession of phytoplankton in Lake Constance. *Acta Ecologica Gen.* 2, 327-343.
- SPERLING, E. Von 1999. *Morfologia de Lagos e Represas*, Belo Horizonte, UFM, 137p.
- THOMAZ, S.M., ROBERTO, M.C.; BINI, L.M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.) *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, UEM-NUPELIA, pp. 73--102.
- TRAIN, S.; OLIVEIRA, M.D.; QUEVEDO, M.T. 2000. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (canal cortado) do Alto rio Paraná (PR, Brasil), *Acta Scientiarum* 22 (2):389-395
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Hydrobiologia* 361:125-134
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C., 1997. Distribuição espaço temporal da comunidade fitoplanctônica. 105 – 115, In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.), *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, UEM-NUPELIA. 460p.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. 2004. Phytoplanktonic assemblages. In: S.M. THOMAZ, A.A. AGOSTINHO & N.S. HAHN (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. pp. 103-124. Backhuys, Leiden, Holanda.
- UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.*, 17(2):121-223.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplanktonmethodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9:1-38.
- VAN Den HOECK, C., Mann, D. G.; Jahns, H. M. 1997. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press. Cambridge, 627p.

VOLLENWEIDER, R.A. 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*. IBP. N° 12., 2nd, Blackwell Sci. Publ., Oxford, 213p.

WARD, J.V.; TOCKNER, K. 2001. Biodiversity: Towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*. 46: 807-819.

ZALOCAR de DOMITROVIC, Y.. 2002. Structure and variation of the Paraguai River phytoplankton periods of its hydrological cycle. *Hydrobiologia*. 472:177-196.

3. CAPÍTULO 2

Riqueza de espécies e diversidade beta da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, GO

3.1 Introdução

A diversidade biológica ou biodiversidade é toda a variabilidade dos organismos, desde diferenças nos ecossistemas até diferenças nas espécies que compõem um ecossistema e na composição genética dos membros de uma espécie (Wilson, 2002). O conhecimento da diversidade de ecossistemas aquáticos torna-se muito importante face à crescente destruição desses ecossistemas. Para Santos (2004), o desenvolvimento de programas de conservação e o uso sustentável de recursos biológicos são as únicas formas conhecida para desacelerar a perda da biodiversidade global.

Segundo Gaston (1996), o número de espécies amostradas em uma comunidade depende do “esforço amostral”. Sendo que, quanto mais exaustivo for o esforço amostral mais próximo o número de espécies amostradas estará do valor real de espécies da comunidade. Porém o esforço amostral depende fundamentalmente de auxílio financeiro, disponibilidade de tempo e acessos a diferentes ambientes. No entanto, as dificuldades para conhecer o número real de espécies são solucionadas com o auxílio de uma grande variedade de ferramentas estatísticas cada uma com diferentes princípios de funcionamento, permitindo estimar o número de espécies esperadas por meio de extrapolação (Lee & Chao, 1994).

A riqueza de espécie constitui a medida mais simples para quantificar e expressar a complexidade de táxons de uma região. A alfa (α) diversidade ou diversidade local é o número total de espécies em um habitat, gama (γ) diversidade ou diversidade regional é o número total de espécies observada em todos os habitat, e beta (β) diversidade é a substituição de espécies ao longo de um gradiente ambiental (Magurran, 2003).

As hipóteses científicas para esse trabalho são: espera-se uma semelhança na riqueza de espécies entre os meses de seca mas, estes distintos dos meses de início de chuva, espacialmente, esperam-se que os pontos de ambiente lótico apresentam menor

riqueza de espécies que os ambientes lênticos. Espera-se que a beta diversidade seja elevada, pois o lago apresenta considerável heterogeneidade ambiental.

Dessa forma, o objetivo desse capítulo foi comparar a riqueza de espécies entre os pontos amostrais (diversidade alfa); estimar para uma amostra de 8 pontos no mês de junho e 11 pontos amostrais nos demais meses a riqueza de espécies de toda a região inventariada (diversidade gama) para cada período amostral e também quantificar a substituição de espécies entre os pontos amostrais (diversidade beta).

3.2 Materiais e métodos

As amostras de fitoplâncton total foram coletadas no sistema lago dos Tigres (Britânia-GO; figura 1, Introdução geral) entre os meses de junho a novembro de 2004, correspondendo a um período de águas baixas (seca de junho a setembro e período de início de chuvas de outubro a novembro). As amostras de subsuperfície foram coletadas em 11 pontos de amostragem, sendo três em regiões lóticicas (pontos 1, 10 e 11) e oito em lênticas (pontos 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9). As amostras foram fixadas com lugol acético (Bicudo & Menezes, 2005) e as espécies que compõem a riqueza deste estudo foram aquelas identificadas durante a quantificação das amostras.

A caracterização limnológica do lago dos Tigres foi baseada em informações físicas e químicas da água. As variáveis aferidas foram: temperatura da água (TA), pH (PH), condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e saturação de oxigênio (SO) através do multianalisador de água (HORIBA, modelo U-21). A transparência da água (TRA) e a profundidade (PRO) foram aferidas pelo disco de Secchi.

Nos pontos de amostragem foram também coletadas amostras de 500ml de água para análise de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Estas foram fixadas em campo com 0,5ml de ácido sulfúrico absoluto. O procedimento de coleta e processamento laboratorial adotados para estas variáveis encontram-se descritos em Carmouze (1994), Mackereth et al. (1978) e Clesceri et al. (1992). As análises de nitrogênio e fósforo foram processadas no laboratório da Agência Ambientas de Goiás.

Os dados físicos e químicos foram analisados inicialmente por meio de estatística descritiva. Dessa forma a média foi utilizada como medida de tendência

central e o coeficiente de variação (CV) foi empregado como uma medida de heterogeneidade ambiental entre os pontos de amostragem.

A riqueza de espécies fitoplanctônicas na região inventariada foi estimada através de um índice extrapolador não paramétrico. Este índice é baseado em dados de incidência (ausência/presença) (Chazdon et al., 1998). Para o estimador, os pontos foram consideradas unidades amostrais. O estimador usado para o estudo foi o Sjack1 (Burnham & Overton 1978). Para os cálculos foi utilizado o programa EstimateS (Colwell, 1997). Para a elaboração da curva de acumulação de espécies utilizou-se o programa R versão 2.0.0 (Venables & Smith, 2004), e 1000 permutações foram realizadas.

O Índice de diversidade beta foi aplicado objetivando quantificar a renovação ou substituição de espécies entre os pontos amostrais. Estes índices medem como a composição de espécies se altera ao longo de gradientes ambientais (Whittaker, 1972). No presente estudo, os índices foram empregados para grupos de 8 pontos no mês de junho e 11 pontos amostrais nos demais meses (julho, agosto, setembro, outubro e novembro) ao longo do lago dos Tigres durante. O índice utilizado foi o $\beta-1$ (Harrison et al. 1992) e apresentado como $\beta-1 = \{[(S/\alpha_{\text{médio}}) - 1] / (N-1)\} * 100$. No qual, S é a diversidade regional (número de espécies do grupo de pontos amostrais de cada período), $\alpha_{\text{médio}}$ é diversidade alfa média (número médio de espécies) para o grupo de pontos amostrais de cada período, e N é número pontos amostrais do período.

A heterogeneidade ambiental do espaço amostral, foi usada para compreender os valores de beta diversidade e, foi calculado com a soma do coeficiente de variação de variáveis limnológicas (transparência, pH e sólidos totais dissolvidos). Uma análise de correlação de Pearson foi utilizada para testar o efeito da heterogeneidade ambiental na beta diversidade.

A análise de correspondência destendenciada (ACD - Hill & Gauch, 1980) foi também aplicada para avaliar a similaridade entre os pontos em diferentes períodos amostrais de acordo com a composição específica. A análise foi realizada no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997). O teste de Mantel (Mantel, 1967), baseado em 10.000 randomizações, foi usado objetivando averiguar uma correlação entre a matriz de dissimilaridade florística (1-Jaccard) e a matriz de distância geográfica.

3.3 Resultados e discussão

O lago dos Tigres apresentou-se durante o período de estudo raso e pouco transparente, sendo que o mês de junho a profundidade foi maior e os meses de julho águas foram mais transparentes. A análise do coeficiente de variação das variáveis limnológicas (tabela I) durante o período de estudo demonstrou que a maior variação da profundidade e do fósforo total ocorreram em outubro, da transparência e temperatura da água em agosto, do pH em julho, da condutividade elétrica em junho e da saturação de oxigênio, sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total em setembro.

Tabela I - Coeficiente de variação (CV) e média das variáveis abióticas no lago dos Tigres em todos os períodos de amostragem.

| Variável | | Junho | Julho | Agosto | Setembro | Outubro | Novembro |
|----------|---------------------------------|--------|--------|--------|----------|---------|----------|
| Pro | CV (%) | 31,31 | 35,31 | 36,04 | 45,70 | 54,94 | 40,66 |
| | Média (m) | 3,93 | 3,02 | 2,75 | 2,24 | 2,21 | 2,70 |
| Tranp | CV (%) | 26,35 | 19,55 | 32,05 | 15,93 | 16,13 | 20,89 |
| | Média (m) | 0,49 | 0,52 | 0,51 | 0,40 | 0,45 | 0,32 |
| T água | CV (%) | 3,47 | 2,69 | 7,84 | 6,52 | 4,52 | 6,95 |
| | Média (°C) | 25,32 | 25,94 | 26,19 | 28,17 | 30,45 | 32,01 |
| Cond | CV (%) | 30,44 | 23,60 | 25,83 | 32,17 | 29,74 | 28,66 |
| | Média ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) | 46,25 | 31,82 | 22,62 | 28,64 | 46,21 | 30,91 |
| S Ox | CV (%) | 6,14 | 6,18 | 6,06 | 17,24 | 7,38 | 7,82 |
| | Média (%) | 100,88 | 111,00 | 131,64 | 168,91 | 134,54 | 155,82 |
| STD | CV (%) | 40,41 | 18,54 | 48,06 | 49,44 | 28,57 | 18,54 |
| | Média (mg.L^{-1}) | 26,25 | 21,82 | 18,18 | 16,36 | 29,09 | 21,82 |
| NT | CV (%) | 43,42 | 47,22 | 72,72 | 100,72 | 43,11 | 38,78 |
| | Média (mg.L^{-1}) | 230 | 148,18 | 94,55 | 68,18 | 81,36 | 139,89 |
| PT | CV (%) | 88,76 | 110,34 | 131,75 | 97,57 | 142,41 | 84,10 |
| | Média (mg.L^{-1}) | 52,50 | 52,27 | 58,18 | 50,00 | 37,73 | 29,95 |
| pH | CV (%) | 6,32 | 8,82 | 3,62 | 5,85 | 8,02 | 3,87 |
| | Média | 7,30 | 7,51 | 6,95 | 6,81 | 7,61 | 7,20 |

Durante o período de estudo, o fitoplâncton do lago dos Tigres foi composto de 191 táxons, sendo que a classe que apresentou o maior número de táxons foi Chlorophyceae (72 táxons), seguido de Baccillariophyceae (28), Euglenophyceae (20), Zygnemaphyceae (16), Cyanophyceae (15), Cryptophyceae (14), Crysophyceae (11), Xanthophyceae (5) Dinophyceae (5) e 4 táxons não identificados. Os meses de julho,

outubro e novembro foram os que apresentaram o maior número de espécies, com 89, 88 e 92 táxons respectivamente.

A riqueza de espécies do lago dos Tigres apresentou-se em média superior a do lago Castelo no rio Paraguai (Oliveira & Calheiros, 2000), ao lago Canal Cortado no alto Rio Paraná (Train et al., 2000) e da várzea do Curuai (Nogueira, et al. submetido) e inferior à riqueza de espécies do Lago Camaleão (Ibañez, 1998) e de 18 lagoas do Baixo rio Doce (Huszar et al., 1990) do lago Batata (Melo & Huszar, 2000), e de três lagos marginais do baixo rio Paraná (Zalocar de Domitrovic, 2003).

A amostragem iniciou-se no período de seca e no mês de junho a riqueza específica foi de 57 táxons, sendo Chlorophyceae a classe com maior número de espécies (26 táxons), seguida de Baccillariophyceae (10 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (presente em todos os pontos amostrais com exceção do ponto amostral 7) e *Cryptomonas erosa* (exceto nos pontos 8, 10 e 11). O ponto amostral 7 foi o que teve o maior número de táxons (22 táxons) seguido do ponto 2 (16 táxons) (figura 1A).

Para o mês de julho foram registrados 89 táxons Chlorophyceae foi a classe com maior número de espécies (32 táxons), seguida de Baccillariophyceae (16 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (presente em todos os pontos amostrais) e *Cryptomonas marsonii* (exceto no ponto 3). Os pontos amostrais que registraram o maior número de táxons foi 5 e 6 (21 táxons cada) (figura 1B).

Em agosto a riqueza específica foi de 58 táxons, sendo Chlorophyceae a classe com maior número de espécies (23 táxons), seguida de Baccillariophyceae (9 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (amostrado em todos os pontos amostrais) e *Cryptomonas erosa* (exceto no ponto 1). O ponto amostral 4 teve o maior número de táxons (16 táxons) seguido do ponto 8 (12 táxons) (figura 2C).

No mês de setembro ocorreu 73 táxons Chlorophyceae apresentou o maior número de espécies (33 táxons), seguida de Baccillariophyceae (11 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (presente em todos os pontos amostrais) e *Cryptomonas erosa* (ausente apenas no ponto 4). Os pontos amostrais 5 e 8 foram os detentores do maior número de táxons (21 táxons cada) (figura 1D).

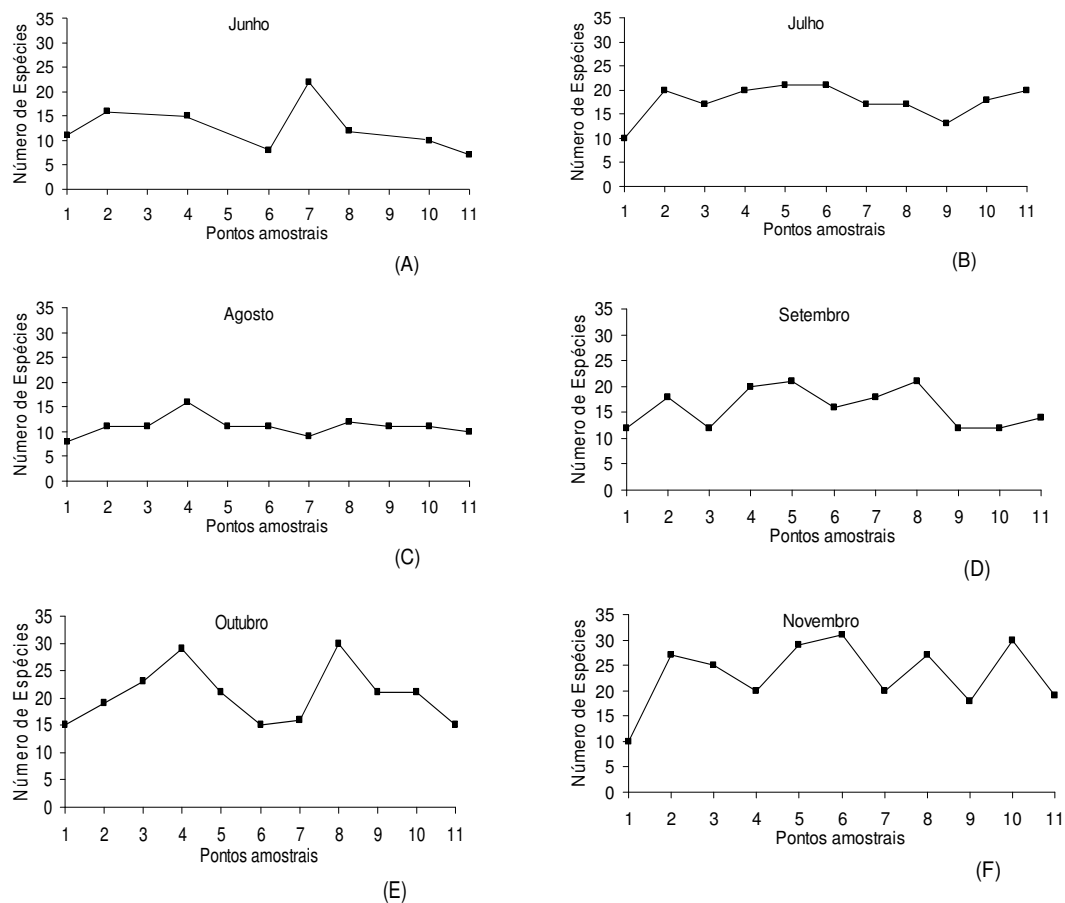


Figura 1 – Riqueza de espécies encontrada em cada ponto amostral durante todo o período de estudo. Em (A) junho, (B) julho, (C) agosto, (D) setembro, (E) outubro e (F) novembro.

Com início das chuvas o número de táxons aumentou sendo registrado em outubro 88 táxons. Chlorophyceae foi à classe com maior número de espécies (37 táxons), seguida de Cyanophyceae (11 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (ausente somente no ponto 6) e *Cryptomonas erosa* (não sendo registrado somente nos pontos 1 e 2) e *Cryptomonas marsonii* (exceto nos pontos 8 e 11). O ponto amostral 8 foi que registrou o maior número de táxons (30 táxons) seguido do ponto 4 (29 táxons) (figura 1E).

No mês de novembro ocorreram 92 táxons, sendo que Chlorophyceae foi à classe com maior número de espécies (38 táxons), seguida de Baccillariophyceae (13 táxons). A espécie mais freqüente foi *Monoraphidium contortum* (exceto nos pontos 7 e 8) e *Cryptomonas erosa* (exceto nos pontos 1 e 11). O ponto amostral 6 foi o apresentou o maior número de táxons (31 táxons) seguido do ponto 10 (30 táxons) (figura 1F).

Em função da dificuldade em se coletar todas as espécies em levantamentos, por melhor que estes tenham sido realizados, sugere-se que os dados de riqueza sejam sempre expressos com base em estimadores (Magurran, 2003). De modo geral, a contribuição relativa entre a riqueza observada e a riqueza esperada esteve acima de 63% e, a amostragem mais representativa ocorreu em outubro, mês cujo a riqueza observada correspondeu a 72% da riqueza estimada (Tabela II). Esta informação permite deduzir que houve uma amostragem expressiva no ambiente estudado. A curva de acumulação de espécies para cada período está demonstrada na figura 2.

Tabela II – Riqueza observada e riqueza estimada (Sjack1) e contribuição relativa da riqueza observada em relação à estimada da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres, ao longo dos seis meses de investigação.

| | Riqueza observada | Sjack1 | Contribuição relativa |
|----------|-------------------|--------|-----------------------|
| Junho | 57 | 87 | 65% |
| Julho | 89 | 131 | 67% |
| Agosto | 58 | 91 | 63% |
| Setembro | 73 | 106 | 68% |
| Outubro | 88 | 121 | 72% |
| Novembro | 92 | 131 | 70% |

O uso de estimadores de riqueza tem sido recentemente utilizado para o estudo de fitoplâncton (Nabout et al. submetido (a), Nabout et al. submetido (b), Nogueira et al. submetido). Outras áreas da limnologia têm utilizado esse recurso estatístico, tais como trabalhos com macrófitas aquáticas (Bini et al. 2001) e macroinvertebrados bentônicos (Melo & Froehlich 2001, Melo et al. 2003) para reforçar a expressividade da amostragem.

De acordo como o estimador Sjack1, o estudo no sistema lago dos Tigres propiciou o registro elevado de táxons, sendo que o número de espécies amostradas correspondeu cerca de 63% a 72% do esperado. Com o aumento do esforço amostral por diferentes processos de amostragem do fitoplâncton, este percentual tenderá a subir e se aproximar do estimado para o ambiente em estudo. Considera-se que um inventário de espécies todavia mais apurado para este ambiente venha complementar a riqueza específica atual.

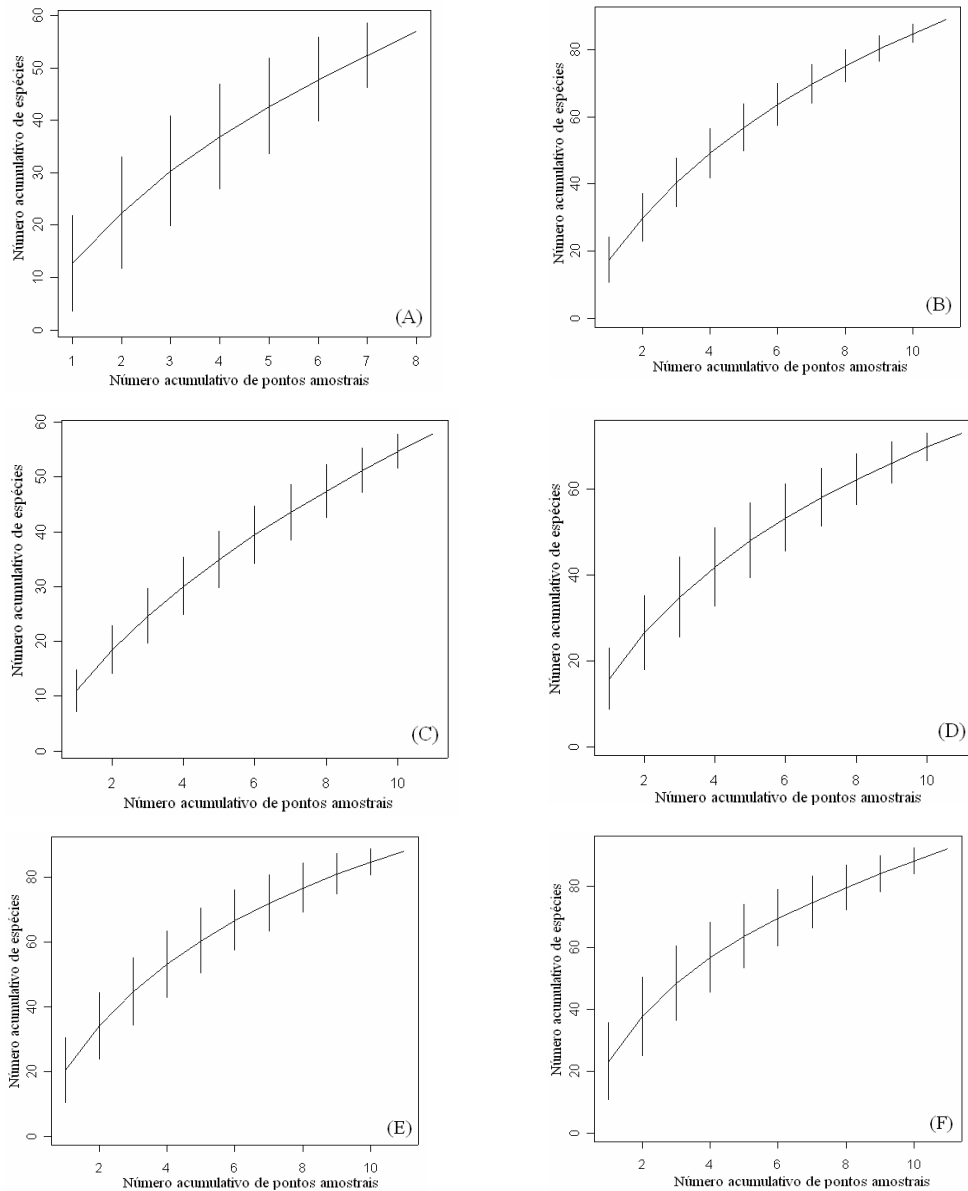


Figura 2 – Curvas de acumulação de espécies fitoplanctônicas para uma amostra aleatória de 11 pontos amostrais do lago dos Tigres. Em (A) mês de junho, (B) julho, (C) agosto, (D) setembro, (E) outubro e (F) novembro.

Estudos realizados na várzea do Curuaí, Amazônia (Nogueira, et al. submetido) utilizando o estimador de riqueza semelhante ao desse trabalho, detectou-se que 62 a 60% (para 2002 e 2003 respectivamente) da comunidade fitoplanctônica foi inventariada. Nas lagoas de várzea do rio Araguaia (Nabout, et al. submetido (b)) a riqueza encontrada esteve entre 62 e 73% da riqueza estimada. Dessa forma a proporção da riqueza encontrada no lago dos Tigres apresentou-se semelhante à de outros lagos de várzea.

O índice $\beta-1$ para a análise da beta diversidade varia de zero (pontos amostrais completamente similares) a 100 (pontos amostrais dissimilares), sendo que o $\beta-1$ no lago dos Tigres manteve-se elevada durante todos os períodos amostrais. No entanto, uma análise detalhada dos valores de beta diversidade sintetizada na tabela III permitiu inferir que os meses de junho e agosto apresentaram os maiores $\beta-1$, e o mês de novembro teve o menor valor de $\beta-1$.

Tabela III – Diversidade β ($\beta-1$) da comunidade fitoplanctônica em seis períodos amostrais no lago dos Tigres.

| | Junho | Julho | Agosto | Setembro | Outubro | Novembro |
|-----------|-------|-------|--------|----------|---------|----------|
| $\beta-1$ | 48,35 | 40,48 | 42,27 | 35,62 | 33,03 | 29,53 |

O lago dos Tigres apresentou um gradiente longitudinal heterogêneo, pois ao longo do lago encontram-se regiões mais preservadas (com presença de matas ciliares), regiões de foz de rios (dois rios deságuam no lago dos Tigres), regiões impactadas (com atividades agropecuárias) regiões com intensa visitação turística e região urbanizada. Dessa forma, durante a baixa precipitação a beta diversidade foi maior pois a comunidade fitoplanctônica foi mais influenciada por processos locais. Enquanto que durante o período de maior precipitação a beta diversidade foi menor pois a chuva exerceu um papel homogeneizador (Thomaz et al., 1997) diminuindo o coeficiente de variação das variáveis ambientais e aumentando a similaridade da comunidade fitoplanctônica entre os pontos.

A análise de correspondência destendenciada (ACD) demonstrou que os pontos amostrais dos meses de outubro e novembro apresentaram uma composição da comunidade fitoplanctônica distinta dos demais períodos amostrais (figura 3). Os dois primeiros eixos da ACD explicaram 34,8% (10,7% - eixo 1; 24,1% - eixo 2) da variabilidade total dos dados.

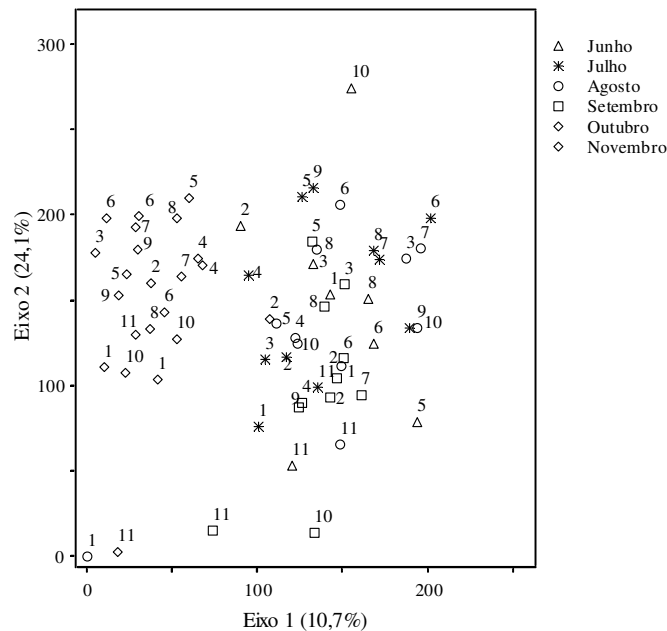


Figura 4 – Escores derivados da ACD aplicados a freqüência das espécies fitoplanctônicas no lago dos Tigres. Os pontos indicam os pontos amostrais durante o período de investigação.

Os meses de outubro e novembro a precipitação foi alta em relação aos outros meses de seca, dessa forma influenciando na mudança da composição fitoplanctônica. Assim, além da diferenciação espacial evidenciada pela beta diversidade, a ACD demonstrou a ocorrência de uma diferenciação temporal, que foi influenciada pelo ciclo hidrológico, caracterizando assim a importância desse ciclo na composição florística da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres. A influência marcante do ciclo hidrológico foi também reportada por Nabout et al. (submetido (b)), para lagoas de várzea de região próxima ao lago dos Tigres, caracterizada por uma diferenciação na composição do fitoplâncton entre os períodos de água altas e baixas dos anos de 2000 e 2001 nas lagoas marginais do rio Araguaia.

A partir da distribuição dos pontos na ACD nota-se que nos períodos de baixa precipitação os pontos apresentam-se mais dispersos indicando uma menor similaridade, enquanto que nos períodos de alta precipitação os pontos apresentam-se mais próximos entre si, indicando maior similaridade, dessa forma a ACD corrobora a beta diversidade.

O padrão de distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica foi verificado pelo teste de Mantel aplicado para todos os períodos de amostragem (figura 5). Verifica-

se uma correlação positiva significativa entre a distância geográfica e a dissimilaridade florística. Isso sugere que os pontos de amostragem geograficamente próximos apresentaram uma composição florística semelhante, mesmo com diferentes características geomorfológicas e diferentes níveis de impactos antrópicos. Fato similar a esse foi observado nas lagoas do rio Araguaia (Nabout, J.C. submetido (b)), em ambos os períodos de chuva e seca de 2000 e 2001. Segundo Legendre & Fortin (1989) indivíduos próximos no espaço estão mais sujeitos a serem influenciados pelos mesmos processos locais.

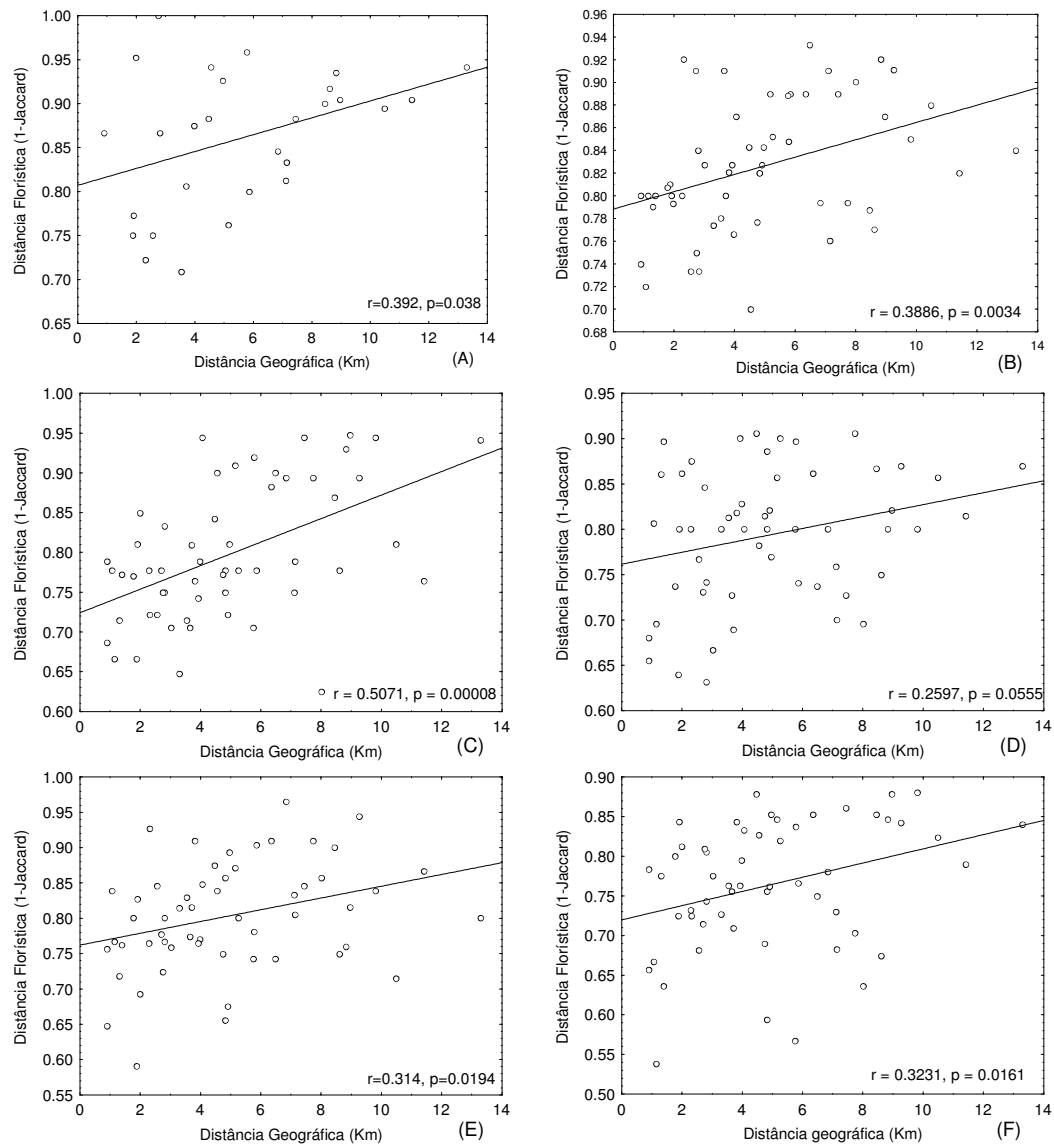


Figura 5 – Correlação entre a distância geográfica (Km) e a distância florística (1-Jaccard).

A biota de recursos hídricos do cerrado sofre severos impactos em decorrência das atividades agropecuárias e ampliação de fronteiras agrícolas. O sistema lago dos Tigres está inserido em uma região de atividades agropecuárias intensivas. Dentre os 16 tipos de impacto antrópico apresentado por Tundisi et al. (2002), no ambiente estudado foram registrados três: remoção de mata ciliar, deteriorização das margens e alterações na flutuação do nível da água (principalmente pela ação de pivores agrícolas no período de seca).

Os impactos reforçam a necessidade de ser feito um estudo mais aprofundado da biodiversidade no lago dos Tigres, pois este se encontra dentro de duas áreas de prioritária conservação, conforme o levantamento do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2005). As áreas foram consideradas de extremamente alta biodiversidade (CP-497 – Vale do Araguaia e Pantanal do Rio das Mortes; AM1 – Interflúvio Araguaia/Mortes).

A variabilidade ambiental e a substituição de espécies devem ser levadas em consideração para o delineamento de políticas conservacionistas (Tockner et al., 1999). Além disso, a riqueza de espécies e o conhecimento da beta diversidade são vitais para a seleção de áreas para a conservação (Bridgewater, 2004). Neste contexto, e com base em informações obtidas para o fitoplâncton no lago dos Tigres (já incluído em área de extremamente alta biodiversidade) o mesmo deve ser considerado como uma área prioritária em planos de conservação aquática para a ecoregião da bacia Tocantins-Araguaia.

3.4 Conclusão

De forma geral, a riqueza específica foi elevada no lago dos Tigres e os extrapoladores utilizados permitiram concluir que a amostragem no lago foi bem expressiva.

Foi registrado na superfície do lago dos Tigres um total de 191 táxons, desses 37% das espécies pertencem à classe Chlorophyceae. O mês de novembro apresentou a maior riqueza específica.

Os valores de beta diversidade dos períodos de amostragem demonstraram que a composição da comunidade fitoplanctônica durante o período de baixa precipitação foi influenciada possivelmente por processos locais (isolados) que provocaram a elevação da beta diversidade, enquanto que durante a elevada precipitação, os pontos de amostragem apresentaram uma composição florística mais similar ocasionando em uma redução beta diversidade.

A ACD demonstrou que além de uma diferenciação espacial, a comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres apresentou-se temporalmente distinta, principalmente entre os períodos de baixa e alta precipitação, caracterizando dessa forma a importância do ciclo hidrológico na composição da comunidade fitoplanctônica.

Os pontos de amostragem geograficamente próximos apresentaram composição da comunidade fitoplanctônica similar, conforme demonstrado pelo teste de Mantel.

3.5 Referências bibliográficas

BICUDO, C. E. MENEZES, M. (Org.) 2005. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições*. São Carlos. RiMA ed. 489p.

BINI, L.M., THOMAZ, S.M.; SOUZA, D.C. 2001. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná river floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 151(3):511-525.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. Áreas Prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira. PROBIO/Secretaria de Biodiversidade e Florestas/MMA. Brasília.cdrom

BRIDGWATER, S., RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2295-2318.

BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65:447-456

CARMOUZE, J. P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. 1ª ed. São Paulo. Editora Edgard Blucher Ltda/Editora FAPESP. ORSTOM/SBL.253p.

CHAZDON, R. L., COLWELL, R. K., DENSLOW, J. S.; GUARIGUATA, M. R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F; J.; COMISKEY, A. (eds.): *Forest biodiversity research, monitoring and modeling*. – The Parthenon Publishing Group, Washington, pp. 285-309.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; TRUSSELL, R.R. 1992. *Métodos normalizados para el analisis de aguas potables y residuales*. 17 ed. Madrid. Ediciones Diaz de Santos S.A/American Public Health Association; American Water Works Association/Water Pollution Control Federation, 10 cap.

COLWELL, R. K. 1997. Estimates 5: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. User Guide, 22p. Web site: viceroy.eeb.uconn.edu/estimates.

- GASTON, K.J. 1996. *Biodiversity. A biology of number of difference*. – Blackwell, Oxford, 396p.
- HARRINSON S.; ROSS S.J.; LAWTON J.H. 1992 Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal Animal Ecology*, 62, 151-158.
- HILL, M.O.; GAUCH, H.G. 1980. Detrend correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S.; ESTEVES, F.A. 1990. Estrutura das comunidades fitoplancônicas de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 50(3):585-598.
- IBAÑEZ, M.S.R.1998. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian flood plain lake. *Hidrobiol.*, 362: 79-83.
- LEGENDRE, P.; FORTIN, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- LEE, S.M.; CHAO, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* 50:88-97.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J., TALLING, F.J., 1978, Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association Sci. Publ. n.36. Kendall. Titus Wilson & Sons Ltd. 117p.
- MAGURRAN, A.F. 2003. *Measuring Biological diversity*. Blackwell Publ. 256pp.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27: 209 – 220.
- McCUNE, B.; MEFFORD M.J. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 3.0*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MELO, A. S.; FROEHLICH, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchments and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society* 20:1-16.
- MELO, A. S.; PEREIRA, R. A. S.; SANTOS, A. J.; SHEPHERD, G. J.; MACHADO, G.; MEDEIROS, H. F.; SAWAYA, R. J. 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to compare species richness? *Oikos* 101: 398-410.
- MELO, S.; HUSZAR, V.L. 2000, Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. *Journal Plankton Research*. 22(1):63-76.
- NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, J.E., SILVA, K.D. 2005. Riqueza de espécies e diversidade beta do fitoplâncton de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. (submetido (a)).

NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S. OLIVEIRA, L.G. 2005. Phytoplankton diversity (alpha, beta and gamma) of floodplain lakes of the Araguaia river (Brazil) in the rainy and dry seasons. (Submetido (b)).

NOGUEIRA, I.S.; NABOUT, J.C.; RODRIGUES, M.S.; MAURICE-BOURGOIN, L. 2005. Species Richness and Beta Diversity of Phytoplankton in Curuaí Várzea, Amazon Basin, Brazil (Submetido).

OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F., 2000, Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hidrobiologia*, 427: 101-112.

SANTOS, A.J. 2004. Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN Jr., L; RUDRAN, R. VALLADARES-PADUA, C. (Eds.) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Editora da Universidade Federal do Paraná. p. 19-90.

THOMAZ, S.M., ROBERTO, M.C.; BINI, L.M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. 73-102, In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S. (Eds.). *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.*, EDUEM, UEM-NUPELIA. 460p.

TOCKNER, K., SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C., KUM, G., WEIGAND, E., ZWEIMÜLLER, I.; WARD, J.V.1999. The Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regul. Riv. Res. Managem.* 15:245-258.

TRAIN, S.; OLIVEIRA, M.D.; QUEVEDO, M.T. 2000. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (canal cortado) do Alto rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum* 22 (2):389-395.

TUNDISI, J.G., TUNDISI, T. M. & ROCHA, O. 2002. O. Ecossistemas de Águas Interiores. In: REBOUÇAS, A. D., BRAGA, B. & TUNDISI, J. G.(Orgs.) *Águas Doces no Brasil*. 2ª Ed., São Paulo. Escrituras Editora. Pág. 153-194

VENABLES, W.M.; SMITH, D.N. 2004. R Development Core Team: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics Version 2.0.0.

WILSON, E.O. 2002. O Futuro da Vida: Um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana. Editora Campus, Rio de Janeiro, 241pp.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251; 1972.

ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 2003. Effect of Fluctuations in Water Level on Phytoplankton Development in Three Lakes of the Paraná River Floodplain (Argentina). *Hydrobiologia*. 510: 175-193

4. CAPÍTULO 3

Dinâmica espaço-temporal de grupos funcionais fitoplanctônicos do lago dos Tigres, GO

4.1 Introdução

O fitoplâncton muitas vezes é analisado como um único grupo ou por suas maiores divisões taxonômicas. Entretanto, os grandes grupos taxonômicos são compostos por espécies muito diversas em sua fisiologia. Isto faz com que grupos de espécies analisadas no formato de grupos funcionais evidenciem respostas fisiológicas, morfológicas e ecológicas similares às condições do ambiente. E por isto devam ser analisados para compreensão da dinâmica fitoplanctônica. Atualmente estes grupos funcionais estão recebendo bastante atenção (Reynolds et al., 2002).

Dessa forma a análise de grupos funcionais do fitoplâncton tem descrito melhor a dinâmica da comunidade do que grupos taxonômicos (Reynolds, 1997; Huszar & Caraco 1998, Kruk et al. 2002; Reynolds et al., 2002). Os grupos funcionais foram inicialmente estudados em ambientes temperados, no entanto tem-se mostrado adequado para ambientes tropicais (Huszar & Reynolds 1997, Melo & Huszar, 2000; Marinho & Huszar, 2002; Nabout et al., 2006). Weithoff (2003) informou que algas com diferentes estratégias ecológicas podem estar bem adaptadas a condições ambientais similares. Este mesmo autor apresentou a diversidade funcional como outra opção para compreensão da dinâmica fitoplanctônica. Assim, a diversidade funcional será alta quando espécies com características funcionais amplamente diferentes estiverem presentes na mesma comunidade.

O estudo da variabilidade espacial e temporal na estrutura e função da comunidade fitoplanctônica é de grande importância para a compreensão da dinâmica de ecossistemas aquáticos, sendo que suas flutuações podem adquirir caráter preditivo sobre possíveis mudanças do meio onde vivem (Huszar, 2000).

A distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica em lagos ocorre em função do aporte de rios e de afluentes e, da circulação da água dentro da própria bacia (Harris, 1986). Relacionam, também com a interação entre direção e velocidade dos ventos, e com a estabilidade térmica da coluna d'água. (Reynolds, 1984). Na distribuição temporal, a comunidade fitoplanctônica passa por frequentes e contínuas

reorganizações na composição e abundância relativa das espécies, como resultado da interação entre diversos fatores físicos, químicos e biológicos (Reynolds, 1984; Sommer, 1989).

O objetivo desse trabalho foi reconhecer os padrões de distribuição temporal e espacial do biovolume do fitoplâncton, detectar os grupos funcionais fitoplanctônicos dominantes e descritivo do sistema e averiguar a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica do sistema lago dos Tigres durante o período de seca e início de chuva de 2004.

4.2 Materiais e métodos

A área de estudo (descrição e disposição dos pontos de amostragem) está descrita na introdução geral (página 20). As amostras foram coletadas em período de seca (junho, julho, agosto e setembro), início de chuva (outubro e novembro). Estas amostragens foram de subsuperfície em todos os pontos. Foram coletadas amostras de 100mL destinadas ao estudo quantitativo, acondicionadas em frascos escuros, fixados com solução de lugol-acético modificada (Vollenweider, 1974) e estocadas no escuro.

O biovolume das algas foi estimado conforme sugerido em Edler (1979) e Hillebrand et al. (1999). O cálculo do biovolume de cada táxon foi feito mediante a multiplicação das densidades de cada táxon pelo volume médio de 20 a 30 organismos da espécie, de acordo com o tamanho da população analisada.

Os grupos funcionais fitoplanctônicos foram determinados a partir de espécies que representaram mais de 5% de biovolume de pelo menos uma unidade de amostragem (Kruk et al. 2002). Os grupos funcionais foram definidos de acordo com Reynolds (1997) e Reynolds et al. (2002).

A análise da estrutura de tamanho do fitoplâncton do lago dos Tigres foi realizada a partir do volume celular e da variação da maior dimensão linear axial (MDLA). De acordo com a MDLA, pôde-se dividir a comunidade fitoplanctônica em cinco classes de tamanho: classe I (<10 µm), classe II (10 a 20 µm), classe III (20 a 50 µm), classe IV (50 a 200 µm) e classe V (acima de 200µm). Estas classes foram distribuídas para o estudo da comunidade de acordo com a proposta de Sieburth et al. (1978) como nanoplanctônicas (classe I e II), microplanctônicas (classe III e IV) e mesoplanctônicas (classe V). De acordo o biovolume o fitoplâncton foi classificado em quatro categorias: classe I (<100µm³), classe II (100 a 1000µm³), classe III (1000 a

10000 μm^3) e classe IV(10000 a 100000 μm^3). A dissimilaridade florística entre os meses foi medida pelo índice de Bray-Curtis. Os dados de grupos funcionais e a matriz obtida serviram para a geração do dendrograma, utilizando-se a dissimilaridade de Bray-Curtis e o método de ligação UPGMA (*Unweight Pair-Group Method Average*) (Sneath & Sokal, 1973). O Coeficiente de correlação cofenético (r), foi calculado para avaliar a representação da matriz de similaridade e do dendrograma.

As relações entre os dados abióticos e os dados de biovolume foram feitas a partir da análise de correspondência canônica (ACC; Ter Braak, 1986). A ACC é uma técnica de ordenação direta que seleciona as combinações das variáveis ambientais que maximizam a dispersão dos escores das espécies (Jongman et al., 1995). Deste modo, a variação dos grupos funcionais foi diretamente analisada em função dos dados abióticos. A hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes (biótica e abiótica) foi testada através de procedimentos de Monte Carlo. Para tanto, as linhas da matriz de dados ambientais foram alocadas de modo aleatório e a ACC foi calculada novamente. O procedimento como um todo foi repetido 1000 vezes. Os dados de biovolume e os dados ambientais foram previamente transformados ($\text{Log}(n+1)$). Todos os cálculos foram realizados no programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1997).

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Biovolume e grupos funcionais fitoplanctônicos

Padrões horizontais distintos ocorreram no lago dos Tigres durante os seis períodos de amostragem, principalmente entre os períodos de baixa e início de precipitação.

Durante os períodos de amostragem, o biovolume das algas do lago dos Tigres foi baixo (figura 1), sendo que esses valores flutuaram de 0,035 $\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$ (ponto 1 – novembro) a 1,64 $\text{mm}^3.\text{l}^{-1}$ (ponto 4 – setembro). O biovolume total, assim como as densidades fitoplanctônicas, tenderam a atingir maiores valores a partir de setembro.

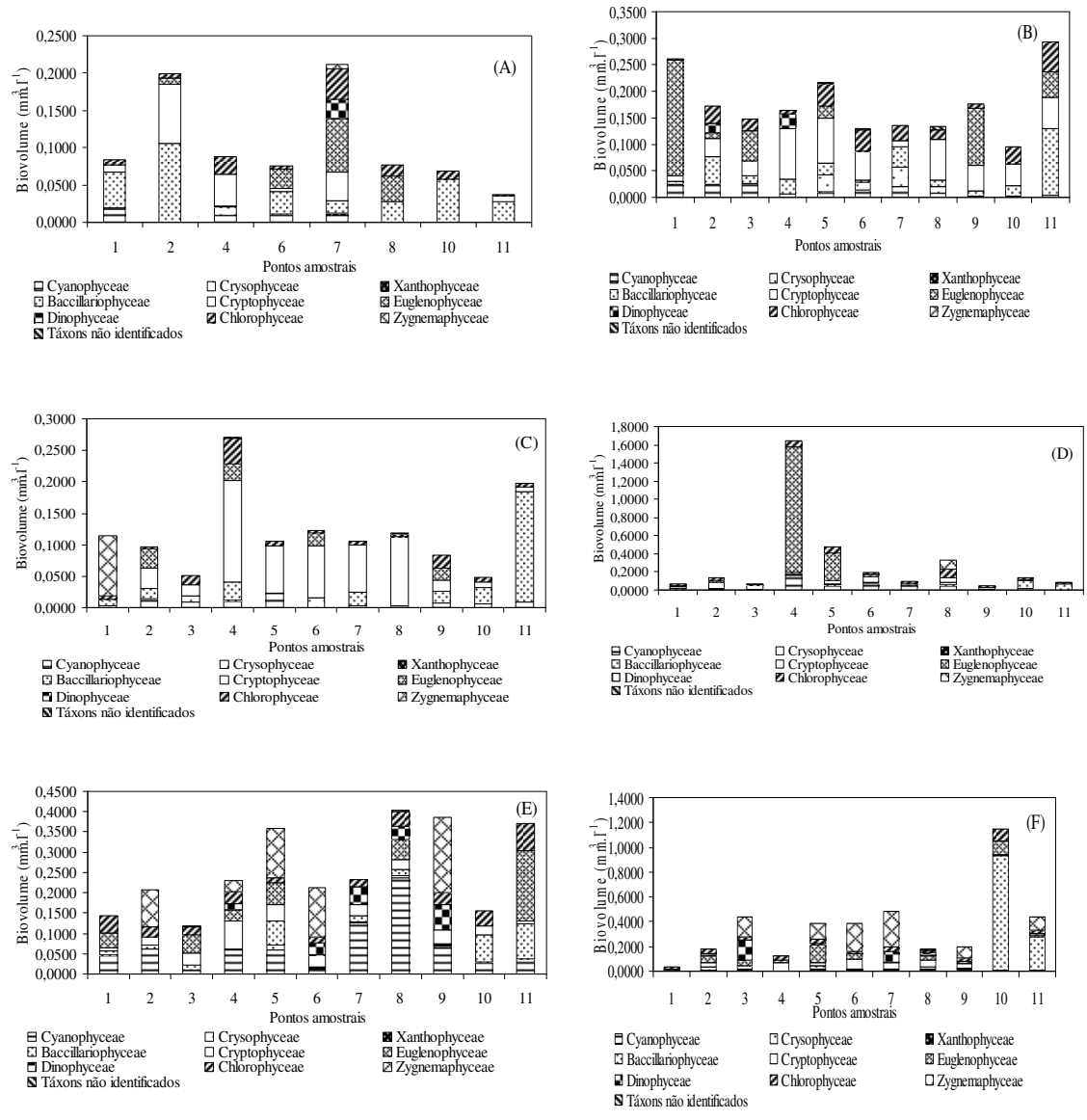


Figura 1 – Biovolume fitoplantônico ($\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) no lago dos Tigres durante todo período de amostragem por ponto amostral. Em (A) junho, (B) julho, (C) agosto, (D) setembro, (E) outubro e (F) novembro.

Durante o período de estudo, os valores de biovolume, em média, foram inferiores a $0,4 \text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$, de modo que o sistema lago dos Tigres é um ambiente oligotrófico, quando comparado com os valores de biovolume sugeridos por Reynolds (1984) para caracterização de níveis de trofia. Os maiores valores de biovolume fitoplantônico foram registrado no ponto 4 no mês de setembro (figura 1D; *Euglena* sp3) e no ponto 10 em novembro (figura 1F; *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*).

No entanto, de forma geral, o biovolume fitoplanctônico aumentou ao longo do perfil horizontal, com os menores valores no ponto 1.

O lago dos Tigres apresentou diferentes graus de impacto ao longo do período investigado. Apesar disso os pontos 2 (região preservada), ponto 4 (dessedentação de animais e acesso público ao lazer) e 8 (área urbana e acesso público ao lazer), apresentaram valores médios de biovolume próximos entre si. Entretanto, os pontos de amostragens na região lótica (1, 10 e 11) foram diferenciados, em média em relação ao biovolume, bem como na composição do fitoplâncton do biovolume destes ambientes. O ponto 1 apresentou valores mais baixos de biovolume do que o 10 e o 11 (figura 2B), provavelmente devido ao volume de água de cada um destes ambientes em função da hierarquia fluvial. O ponto 1 é localizado na 3ª ordem do rio Água Limpa, enquanto que os pontos 10 e 11 correspondem à foz de rios.

De modo geral, as lagoas de inundação apresentaram freqüentes e contínuas reorganizações na abundância do biovolume das espécies fitoplanctônicas, as quais resultaram da interação de diversos fatores físicos, químicos e biológicos. O pulso de inundação tem sido apontado como um importante fator regulador destas variáveis (Thomaz et al., 1997; Train & Rodrigues, 1997; Melo & Huszar, 2000; Oliveira & Calheiros, 2000). No entanto nos lagos do tipo vale bloqueado o regime de precipitação e o conseqüente aumento da coluna d'água pode vir a ser um fator importante. O sistema lago dos Tigres apresentou alterações nos valores e na composição do biovolume no período de início das chuvas conforme se pode observar na figura 1.

Devido às diferenças limnológicas em cada período de amostragem os grupos funcionais foram relativamente heterogêneos em cada mês. As espécies que contribuíram pelo menos com 5% do biovolume total de cada unidade amostral foram representadas por 18 grupos funcionais durante todo o período de estudo. No entanto, de forma geral, o predomínio foi de grupos funcionais de fitoflagelados (**Y**, **W1**, **W2** e **Lo**) e de algumas diatomáceas e Zygnemaphyceae (**N**, **P** e **D**) (figura 2).

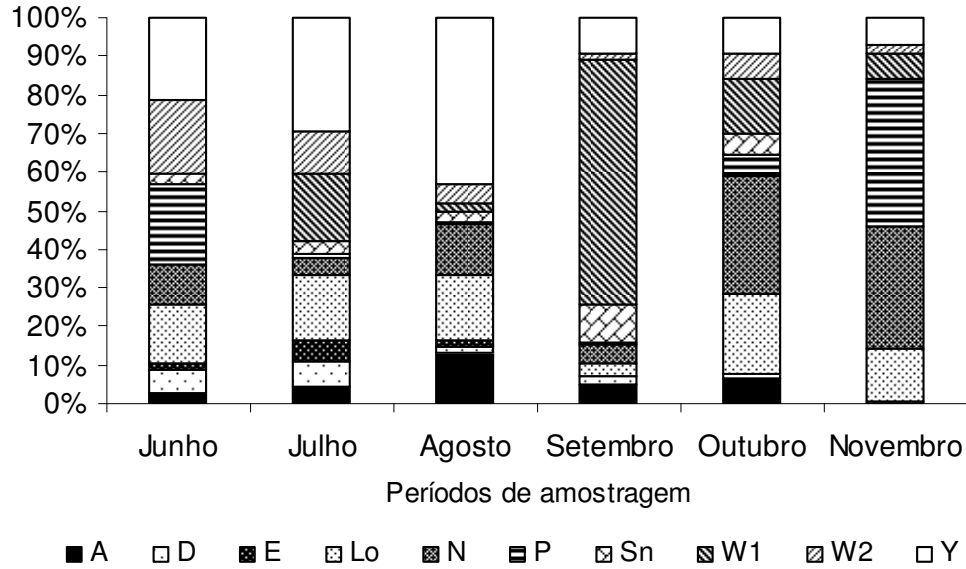


Figura 2 – Contribuição relativa (%) dos principais grupos funcionais do fitoplâncton do lago dos Tigres durante o período de amostragem de 2004.

A tabela I contém os grupos funcionais encontrados durante o estudo para cada ponto de amostragem. Durante o mês de junho, nos pontos de amostragens em região lótica (1, 10 e 11) os grupos **P** e **D** foram dominantes, enquanto que os fitoflagelados apresentaram dominantes nos demais pontos que se encontraram na região lêntica (grupos funcionais **Y**, **W2** e **Lo**). No mês de julho e agosto o grupo funcional **Y** foi abundante em quase todos os pontos amostrais do lago dos Tigres. Nesses meses *Cyclotella* sp1 (grupo funcional **A**) foi abundante no ponto 11 (região lótica) representando 23% e 79% do biovolume total nesse ponto durante os meses de julho e agosto, respectivamente.

Durante o mês de setembro no ponto 1 o grupo funcional **D** (*Cocconeis placentula*) apresentou-se com 35% do biovolume total desse ponto. Já nos pontos 10 e 11 *Cyclotella* sp1 foi abundante com 53% e 62% do biovolume total. Nos demais pontos os flagelados sempre estiveram presentes com elevados biovolume, sendo que no ponto 4 o grupo funcional **W1** (*Euglena* sp3) apresentou-se dominante com 83% do biovolume total.

Tabela I – Contribuição relativa (%) para o biovolume total dos principais grupos funcionais do fitoplâncton dos lago dos Tigres (negrito) para da cada ponto durante todo o período de investigação.

| Junho | | Setembro | |
|---------------|---|-----------------|--|
| 1 | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> - P (49%) | 1 | <i>Cocconeis placentula</i> - D (31%) |
| 2 | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> - P (47%) e <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>C. marsonii</i> e <i>C. obovata</i> - Y (35%) | 2 | Cryptos - Y (46%) |
| 3 | N.C. | 3 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (39%) e Cryptos - Y (37%) |
| 4 | Cryptos - Y (47%) | 4 | <i>Euglena</i> sp3 W1 (82%) |
| 5 | N.C | 5 | <i>Euglena</i> sp1 - W1 (51%) |
| 6 | <i>Tabelaria</i> sp1 - N (36%) e <i>Trachelomonas volvocina</i> - W2 (34%) | 6 | <i>Oscillatoria</i> sp2 - S (23%) e <i>Cryptos</i> - Y (21%) |
| 7 | <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> - W2 (27%) <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (17%) | 7 | <i>Oscillatoria</i> sp2 - S (44%) |
| 8 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (30%) e <i>Trachelomonas volvocina</i> - W2 (30%) | 8 | <i>Haplotaenium minutum</i> - N (30%) <i>Desmatractum</i> - G (16%) e <i>Cryptos</i> - Y (12%) |
| 9 | N.C. | 9 | <i>C. erosa</i> - Y (23%) |
| 10 | <i>Aulacoseira granulata</i> - P (67%) | 10 | <i>Cyclotella</i> sp1 - A (49%) |
| 11 | <i>Gomphonema purvulum</i> - D (44%) | 11 | <i>Cyclotella</i> sp1 - A (59%) |
| Julho | | Outubro | |
| 1 | <i>Euglena acus</i> - W1 (66%) | 1 | <i>Pseudanabena catenata</i> sp1 - S1 (24%) <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (22%) |
| 2 | Cryptos- Y (20%) e <i>Pseudanabaena catenata</i> - S1 (13%) | 2 | <i>Haplotaenium minutum</i> - N (36%) e <i>Pseudanabaena catenata</i> - S1 (25%) |
| 3 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (38%) | 3 | Cryptos - Y (25%) e <i>Trachelomonas</i> sp2 - W2 (21%) |
| 4 | Cryptos - Y (58%) | 4 | Cryptos - Y (29%) e <i>Oscillatoria</i> sp2 - S (25%) |
| 5 | Cryptos - Y (39%) | 5 | <i>Cosmarium</i> sp5 - N (20%) e <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> - P (16%) |
| 6 | Cryptos - Y (41%) | 6 | <i>Cosmarium tenue</i> - N (45%) |
| 7 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (26%) | 7 | <i>Pseudanabena catenata</i> - S1 (53%) |
| 8 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (38%) e Cryptos - Y (32%) | 8 | <i>Pseudanabena catenata</i> - S1 (57%) |
| 9 | <i>Lepocincles ovum</i> - W1 (60%) | 9 | <i>Cosmarium tenue</i> e <i>C. obtusatum</i> - N (47%) |
| 10 | Cryptos - Y (42%) | 10 | <i>Cyclotella</i> sp1 - A (24%) e <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (23%) |
| 11 | <i>Cyclotella</i> sp1 - A (23%) e Cryptos - Y (19%) | 11 | <i>Euglena acus</i> - W1 (49%) <i>Cyclotella</i> - A (15%) |
| Agosto | | Novembro | |
| 1 | <i>Cosmarium tenue</i> - N (83%) | 1 | <i>Cryptomonas marsonii</i> - Y (27%) e <i>Ulnaria ulna</i> - D (19%) |
| 2 | Cryptos - Y (33%) e <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> - W2 (31%) | 2 | <i>Trachelomonas</i> sp4 e <i>Strombomonas verrucosa</i> - W2 (21%) e Cryptos - Y (18%) |
| 3 | Cryptos - Y (35%) | 3 | <i>Peridinium wisconsinensis</i> - Lo (30%) e Cryptos - Y (15%) |
| 4 | Cryptos - Y (59%) | 4 | Cryptos - Y (53%) |
| 5 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (55%) | 5 | <i>Euglena acus</i> - W1 (28%) |
| 6 | Cryptos - Y (66%) | 6 | <i>Cosmarium tenue</i> <i>Haplotaenium minutum</i> - N (45%) e Cryptos - Y (18%) |
| 7 | Cryptos - Y (70%) | 7 | <i>Haplotaenium minutum</i> - N (59%) |
| 8 | Cryptos - Y (65%) | 8 | Cryptos - Y (19%) e <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (18%) |
| 9 | <i>Tabelaria</i> sp1 - N (21%) e Cryptos - Y (17%) | 9 | <i>Haplotaenium minutum</i> - N (44%) e Cryptos - Y (15%) |
| 10 | <i>Peridinium umbonatum</i> - Lo (47%) | 10 | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> - P (74%) |
| 11 | <i>Cyclotella</i> sp1 - A (77%) | 11 | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> - P (48%) |

Obs.: N.C. – Amostra não coletada; Cryptos – Todas as espécies do gênero *Cryptomonas* que ocorreram no respectivo ponto amostral.

Durante os meses de outubro e novembro, com o início das chuvas, observou-se uma mudança nos grupos funcionais dominantes. No mês de outubro algumas cianobactérias contribuíram com elevados valores de biovolume, sendo que o grupo **S1** caracterizou-se como dominante nos pontos 1, 7 e 8 com 25%, 54% e 57% do biovolume total. No mês de novembro, o grupo funcional **N** (*Haplotaenium minutum*) apresentou-se dominante nos pontos 7 e 9. Nesse mesmo mês o grupo funcional **P** (*Aulacoseira granulata* var. *angustissima*) foi dominante na região lótica do sistema (pontos 10 e 11) com 75% e 48% do biovolume total, respectivamente (Tabela I).

A análise de similaridade com base nos dados de grupos funcionais (figura 3) evidenciou nos meses julho e agosto a presença de uma comunidade fitoplanctônica formada por grupos funcionais semelhantes. Nesses dois meses houve o predomínio do grupo funcional **Y** e **Lo** (figura 2 e tabela I). Entretanto, os meses de outubro e novembro se distinguiram dos demais meses, devido à presença de grupos funcionais **N**, **D** e **S1**. O mês de setembro apresentou uma comunidade fitoplanctônica mais distinta dos demais meses, provavelmente por apresentar elevados biovolumes e, um predomínio do grupo funcional **W1**.

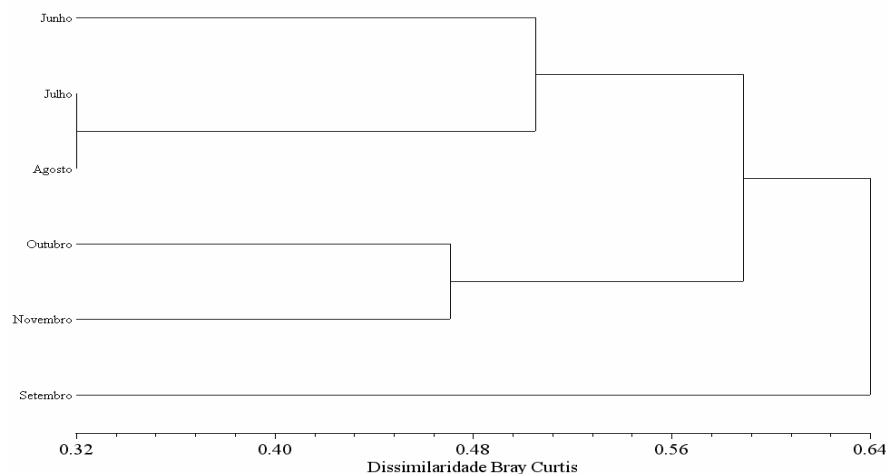


Figura 3 – Dendrograma do coeficiente de dissimilaridade, obtido com base nos grupos funcionais fitoplanctônicos do lago dos Tigres com mais de 5% do biovolume total de cada ponto amostral. ($r=0,78$).

Os dois primeiros eixos da análise de correlação canônica (ACC – figura 4) explicaram apenas 20,5% (12,1% eixo 1; 8,3% eixo 2) da variabilidade total dos dados, em função de muito “ruído” ou variância remanescente não explicada. Apesar disso, a significância das relações espécies-ambientes não foram prejudicadas, pois a ACC

produziu significativas ($p < 0,05$) correlações espécies-ambientes nos três eixos indicados pelo teste de Monte Carlo (Tabela II).

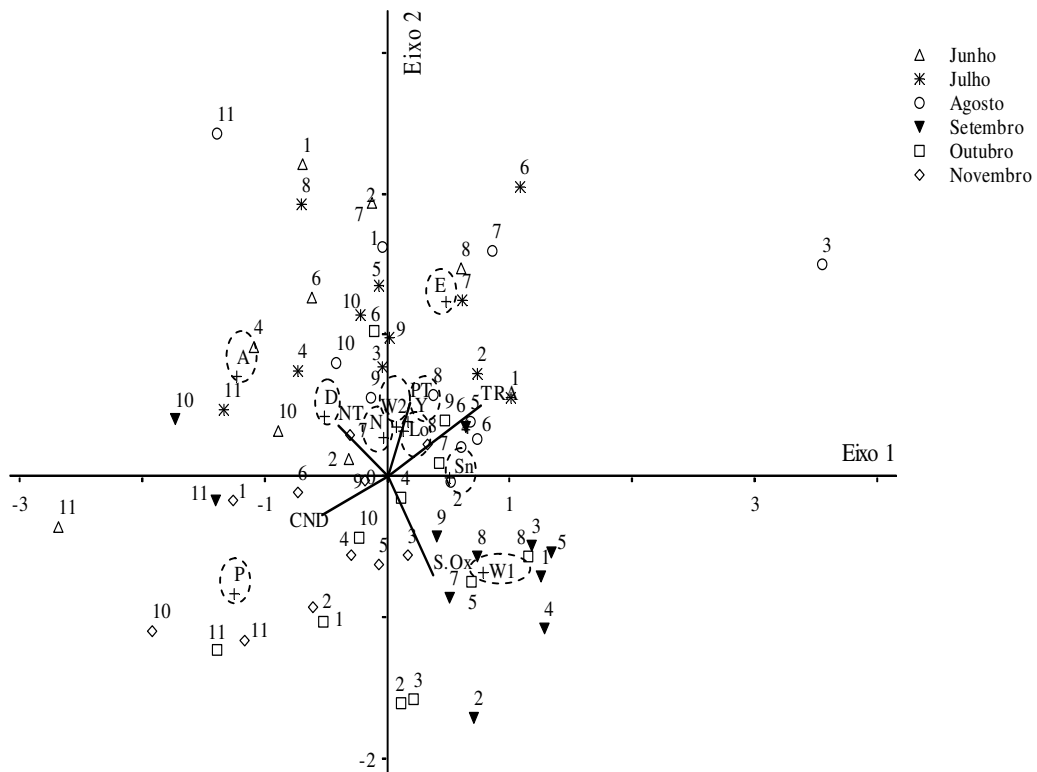


Figura 4 – Escores derivados da ACC aplicados aos dados de distribuição horizontal dos grupos funcionais fitoplanctônicos e dados ambientais do lago dos Tigres. Os pontos representam as unidades de amostragem, as letras os grupos funcionais de acordo com Reynolds et al. (2002), os códigos das variáveis ambientais: CND – Condutividade elétrica; SOX- Saturação de oxigênio; TRA – Transparência da água; NT- Nitrogênio total e PT- Fósforo total.

Tabela II – Resultado do teste de Monte Carlo aplicado aos dados de distribuição horizontal indicando a Correlação Canônica observada (Corr. sp-Amb), correlação canônica média obtida com os dados aleatórios (=média), o valor mínimo da correlação canônica obtido com os dados aleatórios (=Mínimo); o valor máximo da correlação canônica obtido com os dados aleatórios (=Máximo); e o nível de significância (=p).

| Eixos | Corr. sp-Amb | Média | Mínimo | Máximo | p |
|-------|--------------|-------|--------|--------|-------|
| 1 | 0,798 | 0,615 | 0,355 | 0,854 | 0,012 |
| 2 | 0,662 | 0,467 | 0,243 | 0,710 | 0,007 |
| 3 | 0,495 | 0,370 | 0,179 | 0,685 | 0,032 |

As variáveis ambientais correlacionadas positivamente com o primeiro eixo foram a transparência e saturação de oxigênio, enquanto que as variáveis ambientais correlacionadas negativamente com o segundo eixo foram saturação de oxigênio, condutividade elétrica e transparência da água. A ordenação de grupos funcionais pela

ACC sugere que em grande parte dos pontos de amostragem dos meses de junho, julho e agosto os grupos, **Y**, **W2**, **Lo** e **N** estiveram correlacionadas com ténues valores de nutrientes. Notou-se também que esses grupos funcionais (ou pelo menos um deles) sempre estiveram abundantes em algum ponto de amostragem.

Cryptophyceae (grupo funcional **Y**) foi a classe que teve um biovolume representativo nos meses de junho, julho e agosto (meses de seca). Esses organismos pequenos são encontrados em praticamente todos os ambientes aquáticos, principalmente em lagos tropicais e de acordo com Klaveness (1988) e Sommer (1981) por serem favorecidos pela mistura da coluna d'água pelo vento, tendo maior adaptabilidade à mistura turbulenta da coluna d'água e condições de baixa luminosidade. Segundo Reynolds et al. (2002) um ambiente ideal para este grupo é o de águas moderadamente enriquecidas, sendo estes organismos adaptados à baixa insolação. Para o lago dos Tigres a ACC (figura 4) demonstrou que esse grupo esteve correlacionado a pontos amostrais que apresentaram elevados valores de nutrientes (fósforo) e ambientes com menor transparência. Dentre as Cryptophyceae, as espécies *Cryptomonas erosa*, *C. marsonii* e *C. obovata* apresentaram os maiores biovolumes. Essas mesmas espécies foram caracterizadas por Orlík (1994) como C-estrategistas, com alta razão superfície/volume, facilitando assim a rápida absorção de nutrientes e crescimento rápido. As Cryptophyceae também foram abundantes no lago Castelo no rio Paraguai (Oliveira & Calheiros, 2000), em lagoas do Alto rio Paraná, durante o período de seca (Train & Rodrigues, 2004) e nas lagoas marginais do médio rio Araguaia, principalmente durante o período de águas baixas (Nabout, et al. 2006) no qual as características encontradas nas lagoas assemelharam-se aos pontos amostrais do lago dos Tigres nos meses de junho, julho e agosto. Nas lagoas do Araguaia além do predomínio de Cryptophyceae, os valores de biovolume também tenderam ao oligotrófico como o observado neste estudo.

Os grupos funcionais **W2** (Euglenophyceae - *Trachelomonas* e *Strombomonas*), **Lo** (Dinophyceae – *Peridinium umbonatum* e *P. wisconsinense*) também foram abundantes nos meses de junho, julho e agosto, sendo que todos esses grupos foram citados por Reynolds et al.(2002) como adaptados a águas moderadamente enriquecidas. A ACC demonstrou que esses grupos funcionais apresentaram-se correlacionados com ambientes de maior concentração de nutrientes. A classe Dinophyceae (*Peridinium wisconsinense*) também foi abundante no período de águas baixas do lago El Tigre, no médio rio Paraná (Garcia de Emiliani, 1993). O grupo funcional **W2** (e outras

Euglenophyceae pertencentes ao grupo **W1**) ocorreram abundantemente também no período de águas baixas nas lagoas do rio Araguaia (Nabout et al. 2006).

Ainda nos meses de junho, julho e agosto, as Bacillariophyceae compuseram os grupos funcionais identificados como **A** (*Cyclotella* sp1) e **D** (*Gomphonema parvulum* e *Cocconeis placentula*). Segundo Sommer (1988) as Bacillariophyceae necessitam de turbulência, baixos requerimentos de luz e tendem a crescer em ambientes eutróficos. Ambos os grupos de diatomáceas estiveram segundo a ACC (figura 4), correlacionados com locais cujos valores de nitrogênio total foram mais elevados que outras regiões do sistema estudado, além de menor transparência da água. Essas espécies ocorreram principalmente no ponto 1 (rio Água Limpa), 10 e 11 (ambos os pontos do Rio Vermelho), como foram pontos de região lótica estes apresentaram uma alta turbulência e provavelmente disponibilidade de sílica, pois o sedimento era arenoso ou areno-argiloso. No entanto, os grupos funcionais, **A**, **P**, **Lo**, **Y**, **W1** e **S1** (desses apenas os dois primeiros são Bacillariophyceae) apresentaram dominantes em todos os pontos de rio (ponto 1, 10 e 11) em pelo menos um período de amostragem.

A análise de similaridade (figura 3) demonstrou que o início da precipitação provocou uma diferenciação na composição de grupos funcionais fitoplanctônicos. Segundo a análise de componente principal (ACP - capítulo 1: figura 6), os meses de outubro e novembro apresentaram elevadas temperaturas da água e menores transparências. Uma análise detalhada dos grupos funcionais encontrados nesses meses permitiu observar que foi característico o predomínio e o surgimento de diferentes grupos de fitoflagelados e diatomáceas.

Durante os meses de outubro e novembro os grupos **S1** (Oscillatoriales), **N** (*Zygnemaphyceae* unicelular) foram abundantes em alguns pontos amostrais. De acordo com Reynolds et al. (2002) estes grupos seriam encontrados em ambientes túrbidos e mesotróficos. As Cyanophyceae foram citadas como aptas a viverem em ambientes com elevada temperatura (Shapiro, 1990) e alta turbulência (Ganf, 1983), já as *Zygnemaphyceae* foram referidas na literatura como bem adaptadas a ambientes com escassez de luz e elevada turbulência (Happey-Wood, 1988). Os grupos **S1** e **N** são SR-estrategistas, tendo habilidade para minimizar a heбивoria (Ollrik, 1994), devido principalmente a seu tamanho e/ou formato de células.

A análise de similaridade (figura 3) e a ACC (figura 4) demonstraram que o mês de setembro apresentou-se distinto de todos os outros meses. A ACC evidenciou que os pontos amostrais nesse mês apresentaram-se correlacionados com elevados valores de

saturação de oxigênio e a dominância do grupo funcional **W1** (Euglenophyceae). Nas lagoas marginais do rio Araguaia os grupos funcional **W1** apresentou-se co-dominante ao grupo **P** durante o período de águas altas (Nabout et al. 2006). Segundo Reynolds et al. (2002) este grupo funcional seria encontrado em ambientes rasos, com vegetação ou outro aporte de matéria orgânica e com alta demanda de oxigênio dissolvido disponível.

4.3.2 Estrutura de tamanho

Com o auxílio da medida de maior dimensão linear (MDLA) calculou-se o tamanho das espécies que compõem a comunidade (Tabela I – apêndice). Para todos os meses houve um predomínio das espécies nanoplanctônicas (figura 5). O estudo das classes de tamanho tem sido importante, devido à grande influência que o tamanho dos organismos desempenha na dinâmica das redes tróficas e na interpretação dos processos de herbivoria (Lane & Goldmen, 1984).

De acordos com Sieburth et al. (1978), as classes I e II são das formas nanoplanctônicas e as classes III e IV são microplanctônicas. No lago dos Tigres, durante todo o período de estudo, a maioria dos táxons foram de formas nanoplanctônicas, tais como *Chroococcus minor*, *Desmodesmus comunis*, *Cryptomonas erosa*, *Monoraphidium contortum*. Esse fato também é observado em outras lagoas de inundação, como as da Amazônia (Huszar, 1994), do rio Paraná (Train & Rodrigues, 1997) e rio Araguaia (Nabout et al., 2006).

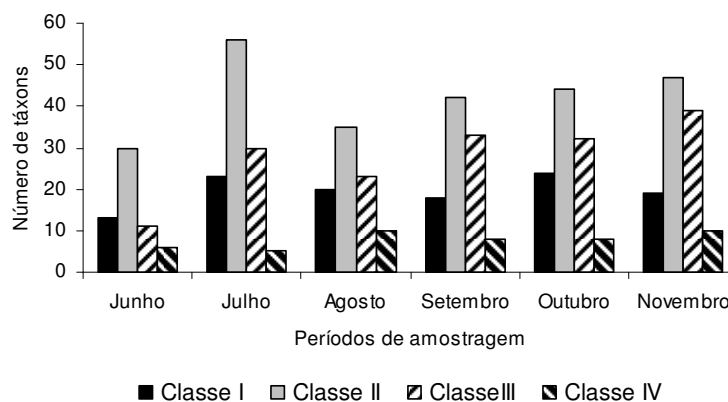


Figura 5 – Estrutura de tamanho das espécies estudadas durante o período de amostragem

Nos meses de junho, julho, agosto e setembro, os organismos de 10-20µm pertencentes a classe II (nanoplanctônica) tiveram a maior contribuição para o

biovolume. Se forem reunidas as informações da classe I, que também é de nanoplâncton, a comunidade fitoplanctônica do sistema Lago dos Tigres foi composta pelo nanoplâncton. Segundo Reynolds (1997), esses organismos podem proliferar rapidamente em um sistema, apresentam uma alta produtividade e maior eficiência na utilização dos nutrientes. Devido à essas características essas espécies são tidas como C-estrategistas (Ollrik, 1994; Huszar & Caraco, 1998). O predomínio de espécies nanoplânctônicos nos períodos de estiagem é bem reportado por Zalocar de Domitrovic (2003) em três lagoas do rio Paraná, por Nabout et. al, (2006) nas lagoas do rio Araguaia e por Train & Rodrigues (2004) no alto rio Paraná.

Os valores de biovolume fitoplanctônicos do sistema lago dos Tigres (figura 6), indicaram que no período de seca os organismos com melhor resposta às condições ambientais foram aqueles com biovolume entre 100 a 1000 μm^3 . Já no início das chuvas (outubro e novembro) observou-se um aumento na representatividade das classes III e IV, indicando, com isto que a comunidade foi melhor representada por aquelas algas entre 1.000-100.000 μm^3). Essas classes foram representadas basicamente por diatomáceas filamentosas, Cyanophyceae filamentosas e Zygnemaphyceae. Esses organismos maiores são tidos como R-estrategistas (Ollrik, 1994). Nos meses de outubro e novembro, observaram-se elevadas temperaturas da água e aumento da precipitação favorecendo assim esse tipo de estratégia (Reynolds, 1994).

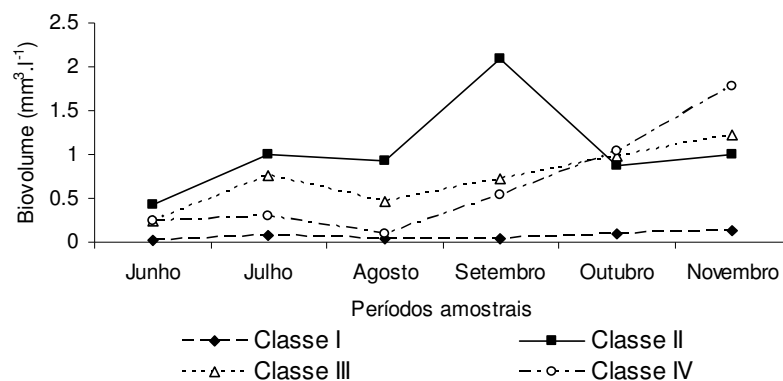


Figura 6 – Contribuição da classe de tamanho para o biovolume dos períodos amostrais.

4.4 Conclusão

O biovolume fitoplanctônico respondeu ao ritmo do regime climatológico, diferenciando-se a cada período. Tanto os períodos de baixa e elevada precipitação apresentaram dinâmicas distintas, conforme indicado pela ACC o que evidencia a importância do ciclo climatológico sobre a dinâmica do fitoplâncton.

Durante o período de baixa precipitação, tanto na distribuição horizontal como na vertical do fitoplâncton, notou-se o predomínio dos grupos funcionais **Y**, **W1**, **W2** e **Lo** favorecidos pela maior concentração de nutrientes e elevada saturação de oxigênio. Já durante o período de início de chuva os grupos funcionais abundantes foram **P**, **S1**, **S**, **T** e **N**, beneficiados pela precipitação e elevada temperatura da água.

As regiões lólicas e lênticas do lago dos Tigres apresentaram características limnológicas distintas no que diz respeito ao biovolume. Na região lólica houve um predomínio de grupos funcionais **P**, **A** e **D** representados por Baccilariophyceae.

O fitoplâncton do lago dos Tigres foi caracterizado por organismos nanoplanctônicos. Durante o período de baixa precipitação o biovolume dos períodos de amostragem foi caracterizado por espécies nanoplanctônica (classe I e II), tidas como C-estrategistas, indicando que o pequeno tamanho seja uma estratégia para otimizar a absorção dos nutrientes e adequado ao sistema lago dos Tigres. No entanto durante o período de início de chuva o biovolume foi caracterizado por espécies microplanctônicas (classe III e classe IV) tidas como SR-estrategistas.

4.5 Referências bibliográficas

EDLER, L. (eds.).1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea, phytoplankton and Chlorophyll. 38pp. (UNESCO), Working Group 11, Baltic Marine Biologist).

GANF, G.G. 1983. An ecological relationship between *Aphanizomenon* and *Daphnia pulex*. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* Vol. 34, no. 5, pp. 755-773.

GARCIA DE EMILIANI, M.O, 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a lake of the Paraná River floodplain , Argentina. *Hydrobiologia*. 264: 101-114.

HAPPEY-WOOD, C.M. 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. *Growth and survival strategies of freshwater Phytoplanktonic*. Cambridge University. Press, Cambridge, pp. 175-226.

HARRIS, G.P. 1986. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. London: Chapman & Hall. 384p.

- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C.D., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35, 403–424.
- HUSZAR, V. L. M. 1994. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*. São Carlos, Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos. 328p.
- HUSZAR, V. L.M.; CARACO, N. F. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology* 40:679-696.
- HUSZAR, V. L.M.; REYNOLDS, C.S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346: 169-181
- HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplâncton. In: BOZELLI, R. L., ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds). *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro. IB-UFRJ/SBL. p. 91-104
- JONGMAN, R. H. G.; Ter BRAAK C. J. F.; Van TONGEREN O. F. R.. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- KLAVENESS, D. 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: SANGREN, C.D. (eds.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 103-133.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C.S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*. 24:901-912.
- LANE, J.L. GOLDMAN, C.R. 1984. Size-fractionation of natural phytoplankton communities in nutrient bioassay studies. *Hydrobiologia*, 118:.219-223.
- MARINHO, M. M; HUSZAR, V.L.M. 2002. Nitrogen availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brasil). *Archiv. Fur. Hydrobiologie*. 153:443-468.
- McCUNE, B.; MEFFORD M.J. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data* Version 3.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MELO, S.; HUSZAR, V.L.M. 2000. Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. *J. Plankton Res.*. 22: 63-76.
- NABOUT, J.C. NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, L.G., 2006, Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28(2): 181:193.

- OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F., 2000, Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hidrobiologia*, 427: 101-112
- OLRIK, K. (eds). 1994. *Phytoplankton Ecology. Determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea*. Ministry of Enviroment. Denmark.
- REYNOLDS, C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Combridge: Cambridge University Press, 384p.
- REYNOLDS, C. S. 1994. The role of fluid motion in the dynamics of phytoplankton in Lakes and Rivers. In: GILLER, P.S., HILLDREW, A.G.; RAFAELLI, D.J. (eds) *Aquatic ecology: Scale, Pattern and process*. Blackwell Scientific Publishrs, Oxford, p.649
- REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Germany. 378 p
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 24: 417-428.
- SHAPIRO, J. 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 24:38-54.
- SIEBURTH, J. McN., SMETACEK, V.; LENZ, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1256-1263.
- SNEATH, P.H.; SOKAL, R.R. 1973. *Numerical Taxonomy: The Principles and Practice of Numerical Classification*. W. H. Freeman and Co., San Francisco, 573p.
- SOMMER, U. 1981. The role of rand K selection in succession of phytoplankton in Lake Constance. *Acta Ecologica Gen.* 2, 327--343.
- SOMMER, U. 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: SANDGREEN, C.D.(Eds.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Camb. Cambridge Univ. Press. p. 227-260.
- SOMMER, U. 1989. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: SOMMER, U. (eds.). *Plankton Ecology: Succession in plankton Communities*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 227-260
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67:1167-1179.
- THOMAZ, S.M., ROBERTO, M.C.; BINI, L.M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.) *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná*.

Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, UEM-NUPELIA, pp. 73--102.

TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C., 1997. Distribuição espaço temporal da comunidade fútoplanctônica. 105 – 115, *In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S. (Eds.), A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, UEM-NUPELIA. 460p.

TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. 2004. Phytoplanktonic assemblages. In: S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. pp. 103-124. Backhuys, Leiden, Holanda.

VOLLENWEIDER, R.A. (ed) 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*. IBP. N° 12., 2nd, Blackwell Sci. Publ., Oxford.

WEITHOFF, G. 2003. The concepts of “plant functional types” and “functional diversity” in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology?. *Freshwater Biology*. 48: 1669-1675.

ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. 2003. Effect of Fluctuations in Water Level on Phytoplankton Development in Three Lakes of the Paraná River Floodplain (Argentina). *Hydrobiologia*. 510: 175-193.

5. Discussão geral

O lago dos Tigres foi caracterizado como um lago do tipo vale bloqueado. Esse tipo de lago é formado pela obstrução de vales tributários decorrentes da deposição de sedimentos durante a inundação, a partir do curso principal (Kalff, 2002). Esta característica do lago dos Tigres torna-o com uma dinâmica distinta de outros tipos de lagos fluviais. Nas lagoas de inundação, a frequência, amplitude e previsibilidade dos pulsos de inundação determinam a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Junk, et al 1989). Diversos estudos têm demonstrado a influência do pulso de inundação sobre a comunidade fitoplanctônica (Train & Rodrigues, 2004; Melo & Huszar, 2000; Taniguchi et al.2005).

Uma diferença importante entre os vales bloqueados e lagoas de inundação é a conectividade hidrológica. A conectividade tem forte implicação para dinâmica e a biodiversidade, pois a conectividade se refere ao intercâmbio de energia e matéria (organismos) entre os ambientes do rio e planície de inundação (Bini et al. 2003). Em estudos geomorfológicos de lagoas marginais do Rio Araguaia, Pinheiro (2004) demonstrou que os vales bloqueados apresentam o menor grau de conectividade com o rio. O lago dos Tigres apresentou-se sempre conectado ao rio Vermelho, porém as águas deste ambiente não penetraram no lago dos Tigres, pois durante todo o período de estudo a comunidade fitoplanctônica dos pontos do rio Vermelho (pontos 10 e 11) foram distintas do último ponto do lago dos Tigres (ponto 9), evidenciando a pouca influência da conectividade desse rio com o lago.

Apesar da peculiaridade do lago dos Tigres, a variação temporal da comunidade fitoplanctônica esteve associada principalmente ao regime hidrológico, ocasionando diferença na comunidade entre os períodos de seca (baixa precipitação) e os de início de chuva. Temporalmente, a comunidade fitoplanctônica sofre contínuas e frequentes reorganizações na composição e abundância das espécies (Huszar, 2000). De acordo com Reynolds (1993, 1997) as mudanças temporais na composição das associações fitoplanctônicas não são determinadas pela sucessão, alcançando um clímax ecológico. Devido à periodicidade mensal das amostragens no lago dos Tigres a demonstração de um padrão sucessional tornou-se inviável.

No lago dos Tigres observou-se uma gradual modificação da comunidade fitoplanctônica em resposta às modificações limnológicas. Nos meses de junho e julho, a comunidade fitoplanctônica apresentou menores densidades fitoplanctônicas, menores

biovolume, maior diversidade específica e maior diversidade beta. Já nos meses de agosto e setembro (meses de seca mais avançada), os valores de biovolume e densidade aumentaram, a diversidade shannon diminuiu (indicando que poucas espécies dominaram o ambiente). Nos meses de outubro e novembro (início de chuva) a comunidade apresentou valores de biovolume e densidades semelhantes aos meses de agosto e setembro, no entanto a composição desses meses foi distinta.

Apesar dos meses junho, julho, agosto e setembro terem biovolume, densidade e diversidade distintos, estes apresentaram composição e estratégias semelhantes. Os pontos amostrais nesses meses apresentaram maiores valores de concentração de nutrientes, maiores transparência da água (junho, julho e agosto). A comunidade fitoplanctônica esteve composta predominantemente de fitoflagelados, nanoplanctônicos, C-estrategistas. Os meses de seca, no entanto, apresentaram uma diferença quanto aos grupos funcionais descritores, pois os meses de junho, julho e agosto foram bastante semelhantes e houve um predomínio de grupos funcionais **Y** e **Lo** (na região lêntica), enquanto que o mês de setembro os grupos funcionais predominantes foram **W1**, **S**, **N** e **G** ressaltando uma distinção entre os períodos de seca.

Os meses de início de chuva (outubro e novembro) foram semelhantes entre si e distintos dos períodos de seca. Nos meses de chuva os pontos amostrais apresentaram maiores valores de temperatura da água e menores transparências, sendo que os maiores valores de biovolume foram devido a espécies microplanctônicas, tidas como SR-estrategistas e, pertencentes aos grupos funcionais **N**, **P**, **S1**.

Os grupos funcionais foram melhor explicados pelas variações ambientais do que grupos fitoplanctônicos relacionados a partir de espécies ou classes taxonômicas. Os grupos funcionais com maior contribuição para o biovolume fitoplanctônico do lago dos Tigres, durante o estudo da variabilidade temporal foram característicos de ambientes rasos e oligo-mesotróficos (**Y**, **W1**, **W2**, **Lo**, **N**, **P**, **D** e **S**).

De forma geral, as variáveis limnológicas e atributos da comunidade fitoplanctônica, como a diversidade, composição e abundância responderam às mudanças do ciclo hidrológico, sendo que a comunidade apresentou uma mudança gradual em respostas às alterações limnológicas.

Além de uma diferenciação temporal da comunidade fitoplanctônica, notou-se também uma distinção espacial. A distribuição espacial (padrões horizontais e verticais), da comunidade fitoplanctônica de acordo com Harris (1986) ocorre em função do aporte de rios e de afluentes, e da circulação da água dentro da própria bacia e

estão relacionados também com a interação entre direção e velocidade dos ventos e com a estabilidade térmica da coluna d'água (Reynolds, 1984).

O padrão espacial é um ponto determinante em várias teorias ecológicas, pois de acordo com Legendre & Fotin (1989) indivíduos próximos no espaço estão mais sujeitos a serem influenciados pelos mesmos processos locais. Um fator importante de ser considerado é a autocorrelação espacial, segundo a qual amostras localizadas próximas umas das outras têm uma maior tendência a serem similares (Dale, 1999).

No lago dos Tigres, as amostragens foram realizadas em regiões lólicas e lênticas, sendo que a região lólica foi no rio Água Limpa (entrada do lago) e no rio Vermelho (nas duas fozes), enquanto que na região lêntica a amostragem foram realizadas em pontos mais preservados e outros mais impactados (próximo a cidade, dessedentação de animais e etc.) ainda, no lago dos Tigres desembocam dois córregos (Córrego Arco-Íris e Luanda). Dessa forma, as amostragens foram realizadas em um ambiente com considerável heterogeneidade ambiental.

As regiões lólicas e lênticas apresentaram considerável distinção, tanto limnológica quanto biologicamente. As estações lólicas segundo a ACP (capítulo 1; figura 6) e ACD (capítulo 1; figura 9) em todos os meses foram distintas em seus respectivos meses, caracterizando assim uma composição fitoplanctônica distinta e menores valores de diversidade, riqueza, densidade e biovolume fitoplanctônico (principalmente os pontos 1 e 11) do que os pontos da região lêntica. Segundo Descy (1993) os rios (ambientes lólicos) diferem dos lagos (ambientes lênticos) principalmente por apresentarem curto tempo de residência da água, elevada turbulência durante todo o ano, perfil vertical da coluna d'água normalmente mesclado, alto aporte de nutrientes da bacia de drenagem e do sedimento, além de elevadas concentrações de material em suspensão.

Na região lólica a classe Bacillariophyceae foi marcante em alguns meses, sendo que os grupos funcionais característicos foram **P**, **D** e **A**, contudo, alguns flagelados do grupo funcional **Y**, **W1** e **Lo** e Zygnemaphyceae do grupo **N** foram também marcantes nessa região. De acordo com Rojo et al. (1994) as diatomáceas e desmídias são grupos predominantes no fitoplâncton de rios tropicais, conforme registrado no lago dos Tigres. Já na região lêntica os grupos funcionais característicos foram os fitoflagelados (**Y**, **W1**, **W2** e **Lo**) e algumas cianobactérias (**S1**) e Zygnemaphyceae (**N**).

A beta diversidade indicou que os meses de seca (junho a setembro) apresentaram uma comunidade fitoplanctônica mais distinta espacialmente do que os meses de chuva e, o teste de Mantel indicou que os pontos amostrais geograficamente mais próximos apresentaram uma comunidade fitoplanctônica mais similar, como indicado por Dale (1999) que mencionou sobre a tendência de pontos próximos serem similares. Observando essa estruturação espacial da comunidade fitoplanctônica no lago dos Tigres notou-se que os pontos 1 e 2, apesar de terem características hidrológicas diferentes (lótico e lântico respectivamente), apresentaram uma composição fitoplanctônica similar, devido à proximidade geográfica estando sujeita aos mesmos processos locais.

Analisando a dinâmica temporal e espacial das variáveis limnológicas e da comunidade fitoplanctônica é possível fazer inferências sobre o nível trófico do lago dos Tigres. Os níveis de trofia de ambientes aquáticos vêm sendo avaliados utilizando-se de diferentes variáveis. Schäfer (1985) classificou sistemas eutróficos e oligotróficos de acordo com o teor de oxigênio (elevados níveis caracterizariam eutrofia), já Vollenweider (1968) utilizou para avaliar o estado trófico dos ambientes as concentrações de nutrientes e averiguação da produção primária. Enquanto que OECD (1982) classifica o nível trófico dos ambientes com base na concentração de nutrientes, clorofila a, transparência da água e produção primária.

Segundo Huszar et al.(1998) a existência de um gradiente trófico é factual, no entanto a delimitação de cada nível não é sempre clara, sendo os níveis intermediários mais difíceis de se identificar. Os modelos de ambientes temperados não são condizentes com a dinâmica de lagos tropicais (Esteves, 1998).

Em ambientes tropicais rasos a disponibilidade de nutrientes, nem sempre pode ser considerada um bom indicador de nível trófico,. Alguns atributos utilizados para caracterização de trofia de lagos temperados quando adaptados a lagos tropicais estes seriam considerados eutróficos (Huszar et al., 1998).

No lago dos Tigres, tomando como base os valores de nutrientes, observou-se que as concentrações de fósforo total foram elevadas tanto na seca quanto na chuva. Os valores de fósforo total registrados caracterizaram o lago dos Tigres como um ambiente eutrófico na seca e mesotrófico na chuva (Vollenweider & Kerekes 1980; Salas & Martino 1991; OECD 1982). Especialmente os pontos 2, 9 e 10 apresentaram-se, em todo o período de estudo, oligotróficos, sendo que os demais apresentaram em algum período estados de eutrofia e até mesmo de hipereutrofia. No entanto, as variações das

concentrações de nitrogênio total temporalmente, segundo os valores de Sakamoto (1966) e OECD (1982) caracterizaram o lago dos Tigres como oligotrófico, tanto no período de seca como no início de chuva, entretanto. Espacialmente o ponto 7, no período de seca, tendeu a mesotrófico mas os demais meses apresentaram-se oligotróficos.

De acordo com os valores de biovolume registrados no lago dos Tigres, estes podem ser caracterizados em oligotrófico durante todo o período de estudo, segundo os valores de Vollenweider (1968) e Reynolds (1980). Espacialmente alguns pontos apresentaram maiores valores de biovolume, como o ponto 4 em setembro ($1,64\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) e o ponto 10 em novembro ($1,15\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$), contudo, como estes ainda foram menores que $3\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ tidos como oligotróficos.

Além das variáveis físico químicas e do biovolume, a composição do fitoplâncton é um excelente indicativo do estado tróficos dos corpos d'água (Reynolds, 1998). Dessa forma, a estruturação dos grupos funcionais são bons indicadores de estado trófico. Analisando os grupos funcionais descritores, notou-se que no ambiente lótico os grupos predominantes são de ambientes rasos, águas turbidas e epilímnio eutrófico (grupos **P**, **D**, **N** e **A**), enquanto que no ambiente lêntico, no período de seca, os grupos de ambientes rasos e mesotróficos foram abundantes (**Y**, **W1**, **W2** e **Lo**) e na chuva os grupos funcionais descritores foram de ambientes turbidos e mesotróficos (**S1**, **N** e **S**).

Analisando as características limnológicas como o nitrogênio e fósforo os valores de biovolume e os grupos funcionais predominantes observou-se que o lago dos Tigres apresentou-se oligo-mesotróficos, sendo que temporalmente o período de extrema seca (mês de setembro) e espacialmente os pontos 4, 6 e 8 apresentaram-se mais eutrofizados.

6. Conclusões

O lago dos Tigres foi caracterizado como um lago fluvial do tipo vale bloqueado, sendo que este lago apresentou-se raso e pouco transparente. As características limnológicas e a comunidade fitoplanctônica apresentaram uma diferenciação espacial e temporal, como sugerido nas hipóteses científicas desse trabalho.

Espacialmente houve uma diferenciação entre os ambientes lóticos e lênticos. Os pontos lóticos apresentaram em grande parte dos períodos amostrais maiores valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, registraram também as menores diversidades fitoplanctônica e predomínio de grupos funcionais **P**, **A** e **D** representados por Bacillariophyceae. Já nas estações lêntica houve uma abundância de fitoflagelados tanto em densidade como em biovolume, sendo que os grupos funcionais descritores durante a baixa precipitação, tanto na distribuição horizontal como na vertical do fitoplâncton foram **Y**, **W1**, **W2** e **Lo** favorecidos possivelmente pela maior concentração de nutrientes e elevada saturação de oxigênio. Durante o período de início de precipitação os grupos funcionais descritores foram **P**, **S1**, **S**, **T** e **N**, favorecidos pela ressuspensão de sedimento e elevada temperatura da água.

Além da diferenciação entre as regiões lóticas e lênticas, notou-se uma distinção entre os pontos 2 (região preservada), 4 (região de dessedentação de animais) e 8 (urbanizada). O ponto 2 apresentou menores profundidades, já os pontos 4 e 8 foram mais semelhantes pois estes se apresentaram mais profundos e ainda, o ponto 8, registrou maiores valores de fósforo total, indicando ser uma área mais impactada, principalmente por estar inserido na região urbana.

Temporalmente, observou-se uma distinção entre os períodos de seca e de início de chuva. O período de seca foi amostrado nos meses de junho, julho, agosto e setembro, sendo que estes também apresentaram uma distinção temporal. Assim sendo, as variáveis limnológicas e a comunidade fitoplanctônica apresentaram mudanças graduais em respostas às alterações limnológicas e às mudanças do ciclo hidrológico. Dentre as hipóteses científicas propostas nesse trabalho esperava-se que o mês de julho apresentasse uma grande distinção limnológica e da comunidade fitoplanctônica entre os demais períodos amostrais, devido a intensa visitação turística. No entanto, os dados não corroboraram essa hipótese, pois o mês de julho apresentou características limnológicas grupos funcionais semelhantes aos meses de junho e agosto.

O fitoplâncton do lago dos Tigres foi formado por organismos nanoplanctônicas e de baixo biovolume. Durante o período de baixa precipitação o biovolume dos períodos de amostragem foi caracterizado por espécies nanoplanctônica (classe I e II), tidas como C-estrategistas, isso sugere que no lago dos Tigres o pequeno tamanho das algas foi a estratégia utilizada para otimizar a absorção dos nutrientes. No entanto, durante o período de elevada precipitação o biovolume foi caracterizado por espécies microplanctônicas (classe III e classe IV) tidas como SR-estrategistas.

O lago dos Tigres apresentou baixos valores de biovolume e nitrogênio total, caracterizando-o como oligotrófico, no entanto, as elevadas concentrações de fósforo total e grupos funcionais o descreveriam como meso-eutrófico. Contudo, avaliando todas as características conjuntamente o lago dos Tigres apresentou-se durante o período de estudo como oligo-mesotrófico.

7. Referências Bibliográficas

- BINI, L.M.; VELHO, L.F.M.; LANSAC-TÔHA, F.A. 2003. The effect of connectivity on the relationship between local and regional species richness of testate amoebae (Protozoa rhizopoda) in floodplain lagoons of the upper Parana River, Brazil. *Acta Oecologica*, 24:145-151.
- DALE, M.R.T. 1999. *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- DESCY, J.P. 1993. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia*, 249:111-116.
- ESTEVEVES, F.A. (eds) .1998. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.
- HARRIS, G.P. 1986. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. London: Chapman & Hall. 384p.
- HUSZAR, V.L. M.; SILVA, L.H.S., DOMINGOS, P.; MARINHO, M.M.; MELO, S. 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian Tropical Lakes. *Hydrobiologia*. 369/370: 59-71.
- HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplâncton. In: BOZELLI, R. L., ESTEVES, F.A.; ROLAND, F. (Eds). *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. Rio de Janeiro. IB-UFRJ/SBL. p. 91-104
- JUNK, W.J. BAILEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. (ed.): Proc. Of the Internat. Large River Symp.: 110-127. *Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci.* 106.
- KALFF, J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice-Hall. 574p
- LEGENDRE, P.; FORTIN, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- MELO, S.; HUSZAR, V.L.M. 2000. Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. *J. Plankton Res.*. 22: 63-76.
- OECD 1982. *Eutrophication of water. Monitoring assessment and control*. OECD. Paris, 145pp.
- PINHEIRO, R.C.D. 2004. Lagoas de Inundação do médio Rio Araguaia, Goiás/Mato Grosso – Características limnológicas. Goiânia: ICB/UFG 107p. (Dissertação de Mestrado).
- REYNOLDS, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages. and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology* 3: 141 - 159.

- REYNOLDS, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 384p.
- REYNOLDS, C.S. 1993. Scales of disturbances and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*. 249:157-171.
- REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Germany. 378 p
- REYNOLDS, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. *Hydrobiologia*. 369/370:11-26.
- ROJO, C.; COLBELAS, M.A.; ARAUZO, M. 1994. An elementary structure analysis of the river phytoplakton. *Hydrobiologia*, 285: 43-55.
- SALAS, H.J.; MARTINO, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25: 341-350.
- SAKAMOTO, M. 1966, Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiologia.*, 62: 1-28.
- SCÄFER, A. 1985. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre. Ed. UFRGS. 532p.
- TANIGUCHI, G.M; BICUDO, D.C.; SENNA, P.A.C. 2005. Gradiente Litorâneo-Limnético do Fitoplâncton e Ficoperifíton em uma Lagoa da Planície de Inundação do Rio Mogi-Guaçu. *Revista Brasileira de Botânica*. 28(1): 137-147.
- TRAIN, S.; RODRIGUES. L.C. 2004. Phytoplanktonic assemblages. In: S.M. Thomaz, A.A. Agostinho; N.S. Hahn (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. pp. 103-124. Backhuys, Leiden, Holanda.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. *Scientific fundamentas of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factor in eutrophication*. Paris. Report OECD. 159p.
- VOLLENWEIDER, R.A.; KEREKES, J., 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Prog. Wat. Tech.* 12:5-38.

APÊNDICE

Tabela I – Lista de táxons encontrados com respectivos tipo de talo, número médio de células, categoria de tamanho (NA – Nanoplâncton; MI - Microplâncton), MDLA, biovolume e classes de tamanho (baseado no MDLA e no biovolume) encontrados nas amostras do lago dos Tigres.

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (μm^3) | Classe de tamanho (biovolume) |
|-----------------------------------|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|------|-------------------------------|-------------------------------|
| Cyanophyceae | | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> sp1 | Filamento | 7 | Na | II | 20 | 385 | II |
| <i>Aphanocapsa</i> sp1 | Colônia | 22 | Mi | III | 39,4 | 216,2 | II |
| <i>Aphanothece</i> sp1 | Colônia | 4 | Na | II | 15,7 | 25 | I |
| <i>Chroococcus minor</i> | Colônia | 2 | Na | II | 12,5 | 31,1 | I |
| <i>Chroococcus</i> sp1 | Colônia | 4 | Na | II | 13,5 | 50,2 | I |
| <i>Jaaginema</i> sp1 | Filamento | 10 | Mi | IV | 120 | 159 | II |
| <i>Merismopedia tenuissima</i> | Colônia | 20 | Na | II | 15,6 | 30,6 | I |
| <i>Merismopedia</i> sp2 | Colônia | 20 | Na | II | 19 | 50,7 | I |
| <i>Microcystis wesenbergii</i> | Colônia | 10 | Mi | III | 35 | 133,4 | II |
| <i>Microcystis</i> sp1 | Colônia | 6 | Na | I | 10 | 61,3 | I |
| Nostocales sp1 | Filamento | 15 | Mi | III | 37 | 669,54 | II |
| <i>Oscillatoria</i> sp1 | Filamento | 23 | Mi | IV | 61,9 | 759 | II |
| <i>Oscillatoria</i> sp2 | Filamento | 20 | Mi | IV | 56 | 750 | II |
| <i>Phormidium</i> sp1 | Filamento | 12 | Mi | III | 30 | 942 | II |
| <i>Planktolyngbya circuncrcta</i> | Filamento | 15 | Na | II | 20 | 100,2 | I |
| <i>Planktolyngbya limnetica</i> | Filamento | 20 | Mi | III | 25 | 155,6 | II |
| <i>Plancktothrix</i> sp1 | Filamento | 10 | Na | II | 12,5 | 98,12 | II |
| <i>Pseudanabaena catenata</i> | Filamento | 25 | Mi | IV | 190 | 1962,5 | III |
| <i>Pseudanabaena</i> sp1 | Filamento | 8 | Mi | III | 25 | 170,5 | II |
| Cyanophyceae sp1 | Filamento | 5 | Mi | III | 25 | 392,5 | II |
| Chrysophyceae | | | | | | | |
| <i>Chromulina slavaca</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 75,5 | I |
| <i>Chromulina</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 4,8 | 32,9 | I |
| <i>Chrysococcus refencens</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 6,9 | 65,4 | I |
| <i>Chrysococcus</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 8,6 | 113,2 | II |
| <i>Chrysococcus</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | I | 7,5 | 80,7 | I |
| <i>Dinobryon divergens</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 30,5 | 290 | II |
| <i>Dinobryon sertularia</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25,7 | 250 | II |
| <i>Dinobryon</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 20,3 | 102,7 | II |
| <i>Mallomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 19,7 | 933,3 | II |
| <i>Mallomonas</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 18,5 | 870,3 | II |
| <i>Pseudokephryon tatricum</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 4 | 20,8 | I |
| Crysophyceae sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 65,4 | I |
| Crysophyceae sp2 | Unicelular | 1 | Na | I | 10 | 80,7 | I |
| Crysophyceae sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 70,5 | I |
| Xanthophyceae | | | | | | | |
| <i>Centrtractus ellipsoideus</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 78,5 | I |
| <i>Goniochloris fallax</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 9 | 148,1 | II |
| <i>Goniochloris mutica</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 9,5 | 150,2 | II |

Tabela I – Continuação.....

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (µm ³) | Classe de tamanho (biovolume) |
|---|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|-------|------------------------------|-------------------------------|
| <i>Tetraedriella jovettii</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 8,5 | 140,7 | II |
| <i>Tetraedriella spnigera</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 138,1 | II |
| <i>Tetraplektron</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 110,1 | II |
| Baccillariophyceae | | | | | | | |
| <i>Acanthosphaeria zacchari</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 89,8 | I |
| <i>Achnantes exigua</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 31 | 998,3 | II |
| <i>Amphipleura lindheimeri</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 27,5 | 540 | II |
| <i>Asterionella</i> sp1 | Colônia | 4 | Na | II | 18 | 150 | II |
| <i>Aulacoseira granulata</i> | Filamento | 10 | Mi | IV | 150 | 5442 | III |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> | Filamento | 7 | Mi | IV | 120 | 4489 | III |
| <i>Aulacoseira herzogii</i> | Filamento | 5 | Mi | IV | 100 | 2136 | III |
| <i>Aulacoseira italica</i> | Filamento | 2 | Mi | III | 50 | 973,2 | II |
| <i>Aulacoseira varians</i> | Filamento | 2 | Mi | III | 32 | 153,2 | II |
| <i>Ciclotella</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 12,5 | 637,5 | II |
| <i>Cocconeis placentula</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 21 | 975 | II |
| <i>Cymbella affinis</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 882 | II |
| <i>Encyonema silesiacum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 30 | 765,18 | II |
| <i>Encyonema</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 28 | 875,4 | II |
| <i>Fragillaria capucina</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 32 | 791,3 | II |
| <i>Girosigma acuminatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 415,5 | II |
| <i>Gomphonema augur</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 21,25 | 1086,1 | III |
| <i>Gomphonema gracile</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 32 | 315,4 | II |
| <i>Gomphonema parvulum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 50 | 421,76 | II |
| <i>Gomphonema truncatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 39 | 876,7 | II |
| <i>Luticula zoeppertana</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 16 | 254,2 | II |
| <i>Navicula cincta</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 212,7 | II |
| <i>Navicula cuspidata</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 410 | II |
| <i>Navicula</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 20 | 290,7 | II |
| <i>Navicula</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 255,5 | II |
| <i>Nitzschia</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 40 | 706,5 | II |
| <i>Pinullaria doeringii</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 710,3 | II |
| <i>Pinullaria</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 28 | 963,4 | II |
| <i>Ulnaria ulna</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 20 | 557,3 | II |
| <i>Tabelaria</i> sp1 | Colônia | 4 | Mi | III | 50 | 930,5 | II |
| <i>Tabelaria</i> sp2 | Colônia | 5 | Mi | III | 45 | 620,2 | II |
| <i>Urosolenia longiseta</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 17 | 195,6 | II |
| Diatomaceae sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 20 | 531 | II |
| Diatomaceae sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 160,1 | II |
| Cryptophyceae | | | | | | | |
| <i>Chroomonas acuta</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 5 | 157 | II |
| <i>Chroomonas nordstedii</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 4 | 100,48 | I |
| <i>Cryptomonas brasiliensis</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 250,5 | II |
| <i>Cryptomonas erosa</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 14 | 328,5 | II |
| <i>Cryptomonas marsonii</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 12,5 | 255,2 | II |

Tabela I – Continuação.....

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (µm ³) | Classe de tamanho (biovolume) |
|------------------------------------|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|-------|------------------------------|-------------------------------|
| Cryptophyceae | | | | | | | |
| <i>Cryptomonas obovata</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 13,9 | 659,8 | II |
| <i>Cryptomonas phaseolus</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 11,6 | 244,4 | II |
| <i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 12,4 | 670,5 | II |
| <i>Cryptomonas tenuis</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 5 | 80,5 | I |
| <i>Cryptomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 6 | 160,5 | II |
| <i>Cryptomonas</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 13 | 340,3 | II |
| <i>Cryptomonas</i> sp3 | Unicelular | 1 | Na | I | 10 | 150,3 | II |
| <i>Cryptomonas</i> sp4 | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 190,7 | II |
| <i>Cryptomonas</i> sp5 | Unicelular | 1 | Na | II | 11 | 108,2 | II |
| <i>Rhodomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 10,5 | 113,5 | II |
| Euglenophyceae | | | | | | | |
| <i>Euglena acus</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 131,5 | 13495,3 | IV |
| <i>Euglena spirogyra</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 55,5 | 2420,2 | III |
| <i>Euglena</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 50 | 19561 | IV |
| <i>Euglena</i> sp2 | Unicelular | 1 | Mi | IV | 52 | 1973,9 | III |
| <i>Euglena</i> sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 12,5 | 2056,3 | III |
| <i>Lepocincles ovum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 24 | 6970,2 | III |
| <i>Phacus agilis</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15,6 | 670,5 | II |
| <i>Phacus longicauda</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 93,5 | 1952,7 | III |
| <i>Phacus orbicularis</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 58 | 1971,8 | III |
| <i>Phacus</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | IV | 51 | 1973,9 | III |
| <i>Strombomonas fluviatilis</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 3188,5 | III |
| <i>Strombomonas hispida</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 1035,1 | III |
| <i>Strombomonas scabra</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 715,3 | II |
| <i>Strombomonas verrucosa</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 22 | 1452,3 | III |
| <i>Strombomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 19 | 933,7 | II |
| <i>Trachelomonas armata</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 851,4 | II |
| <i>Trachelomonas volvocina</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 1767 | III |
| <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 16,9 | 2787,8 | III |
| <i>Trachelomonas zorensis</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 11 | 210,5 | II |
| <i>Trachelomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 235 | II |
| <i>Trachelomonas</i> sp2 | Unicelular | 1 | Mi | III | 22,8 | 1429,7 | III |
| <i>Trachelomonas</i> sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 14 | 755 | II |
| <i>Trachelomonas</i> sp4 | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 2356,9 | III |
| <i>Trachelomonas</i> sp5 | Unicelular | 1 | Mi | III | 30 | 8567,5 | III |
| Dinophyceae | | | | | | | |
| <i>Peridinium umbonatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 30 | 3589,2 | III |
| <i>Peridinium wisconsinensis</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 32 | 4478,5 | III |
| <i>Peridinium</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 1557,5 | III |
| <i>Peridinium</i> sp2 | Unicelular | 1 | Mi | III | 22 | 2055,5 | III |
| <i>Peridinium</i> sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 20 | 1789 | III |

Tabela I – Continuação.....

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (µm ³) | Classe de tamanho (biovolume) |
|---------------------------------------|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|------|------------------------------|-------------------------------|
| Chlorophyceae | | | | | | | |
| <i>Actinastrum hantzschii</i> | Colônia | 4 | Na | II | 18 | 85,5 | I |
| <i>Ankistrodesmus densus</i> | Colônia | 6 | Mi | III | 43 | 1844 | II |
| <i>Asterococcus limneticus</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 164,4 | II |
| <i>Chlamydomonas</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 7,5 | 89,8 | I |
| <i>Chlamydomonas</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 75,6 | I |
| <i>Chlorella homosphaera</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 5 | 65,5 | I |
| <i>Chlorella vulgaris</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 7,9 | 260,6 | II |
| <i>Chlorella minutissima</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 7 | 65,5 | I |
| <i>Chlorella</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 12 | 73,5 | I |
| <i>Chlorolobion braunii</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 195,3 | II |
| <i>Choricystis chodatii</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 6 | 70,6 | I |
| <i>Coccomonas orbicularis</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 200,18 | II |
| <i>Coccomyxa lacustris</i> | Colônia | 4 | Mi | III | 29 | 87,5 | I |
| <i>Coelastrum astroideum</i> | Cenóbio | 8 | Mi | III | 30 | 2331,7 | III |
| <i>Coelastrum reticulatum</i> | Cenóbio | 15 | Na | II | 18 | 1032,6 | III |
| <i>Crucigenia tetrapedia</i> | Cenóbio | 4 | Na | I | 8,1 | 55,2 | I |
| <i>Desmatractum</i> sp1 | Unicelular | 1 | Mi | III | 32,5 | 758,4 | II |
| <i>Desmodesmus comunis</i> | Cenóbio | 4 | Na | I | 10 | 155,3 | II |
| <i>Desmodesmus brasiliensis</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 14 | 155,1 | II |
| <i>Desmodesmus denticulatus</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 20 | 155,7 | II |
| <i>Desmodesmus intermedius</i> | Cenóbio | 4 | Mi | III | 24 | 141,3 | II |
| <i>Desmodesmus longispina</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 20 | 51,8 | I |
| <i>Desmodesmus opolensis</i> | Cenóbio | 2 | Na | II | 14 | 131,6 | II |
| <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> | Colônia | 11 | Mi | III | 28 | 390,4 | II |
| <i>Dictyosphaerium ellegans</i> | Colônia | 4 | Mi | III | 35 | 32,5 | I |
| <i>Dictyosphaerium homosphaerica</i> | Colônia | 6 | Na | II | 20 | 152 | II |
| <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | Colônia | 5 | Mi | III | 22,5 | 315,5 | II |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp1 | Colônia | 6 | Na | II | 20 | 273,3 | II |
| <i>Dimorphococcus lunatus</i> | Cenóbio | 8 | Mi | III | 30 | 803,3 | II |
| <i>Dispora cuneiformes</i> | Colônia | 8 | Na | I | 5 | 20,7 | I |
| <i>Elakatothrix gelifacta</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 21 | 154 | II |
| <i>Eudoria unicocca</i> | Colônia | 32 | Mi | III | 30 | 1386,2 | III |
| <i>Eutretamorus fotti</i> | Colônia | 4 | Na | II | 20,2 | 1176,3 | III |
| <i>Golenkinia pauscispina</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 36,2 | 3591 | III |
| <i>Golenkinia radiata</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 12,5 | 1259,8 | III |
| <i>Kirchneriella aperta</i> | Colônia | 4 | Na | II | 16 | 89,8 | I |
| <i>Kirchneriella diane</i> | Colônia | 4 | Na | I | 9 | 105 | II |
| <i>Kirchneriella obesa</i> | Colônia | 4 | Na | II | 11 | 120 | II |
| <i>Langerheimia ciliata</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 851,2 | II |
| <i>Langerheimia</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 7 | 21,3 | I |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 19,87 | I |
| <i>Monoraphidium dybowskii</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 18,3 | 231,3 | II |
| <i>Monoraphidium griffithii</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 39 | 153,1 | II |
| <i>Monoraphidium kormakovae</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 22,5 | 25,9 | I |

Tabela I – Continuação.....

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (µm ³) | Classe de tamanho (biovolume) |
|--------------------------------------|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|------|------------------------------|-------------------------------|
| Chlorophyceae | | | | | | | |
| <i>Monoraphidium komarekii</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 24 | 36 | I |
| <i>Monoraphidium longiusculum</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 62,5 | 16,2 | I |
| <i>Monoraphidium minutum</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 5,8 | 232,9 | II |
| <i>Monoraphidium nanum</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 2,6 | 29,5 | I |
| <i>Monoraphidium</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 13,5 | 153,7 | II |
| <i>Monoraphidium</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | I | 10 | 24,3 | I |
| <i>Nephrocytium agardianum</i> | Colônia | 4 | Mi | III | 30 | 1294 | III |
| <i>Oocystis borgei</i> | Colônia | 3 | Na | II | 11 | 315,7 | II |
| <i>Oocystis lacustris</i> | Colônia | 3 | Na | II | 12,5 | 339,5 | II |
| <i>Pediastrum tetras</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 20 | 196 | II |
| <i>Pseudokirchneriella danubiana</i> | Colônia | 4 | Na | II | 20,5 | 140,8 | II |
| <i>Radiococcus planctonicus</i> | Colônia | 4 | Na | II | 20,5 | 556,7 | II |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 16 | 60,4 | I |
| <i>Scenedesmus arcuatus</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 15 | 256 | II |
| <i>Scenedesmus armatus</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 13 | 105,7 | II |
| <i>Scenedesmus ellipticus</i> | Cenóbio | 2 | Na | I | 10,5 | 125,7 | II |
| <i>Scenedesmus komarekii</i> | Cenóbio | 4 | Mi | III | 21 | 241,7 | II |
| <i>Schroederia setigera</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 85 | 550,3 | II |
| <i>Selenastrum gracile</i> | Colônia | 2 | Na | II | 18 | 98,7 | I |
| <i>Tetraedron minimum</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 25 | I |
| <i>Tetraedron triangulare</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 9 | 34,9 | I |
| <i>Tetralanthos langerheimii</i> | Cenóbio | 3 | Mi | III | 30 | 169 | II |
| <i>Tetrastrum elegans</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 13,5 | 109,6 | II |
| <i>Tetrastrum glabrum</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 16 | 175 | II |
| <i>Tetrastrum komarekii</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 17,2 | 190,8 | II |
| <i>Tetrastrum triangulare</i> | Cenóbio | 4 | Na | II | 14 | 109,6 | II |
| <i>Treubaria schmidle</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 10 | 80,15 | I |
| <i>Treubaria setigera</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 11 | 82,3 | I |
| <i>Ulothrix</i> sp1 | Filamento | 5 | Mi | III | 50 | 942 | II |
| <i>Westella botryoides</i> | Cenóbio | 8 | Mi | III | 32,5 | 234,3 | II |
| Chlorophyceae sp1 | Unicelular | 1 | Na | I | 7,5 | 39,2 | I |
| Chlorophyceae sp2 | Unicelular | 1 | Na | I | 7 | 45,6 | I |
| Chlorophyceae sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 11 | 105,3 | II |
| Chlorophyceae sp4 | Unicelular | 1 | Na | II | 14 | 231,6 | II |
| Chlorophyceae sp5 | Unicelular | 1 | Na | II | 12,5 | 178,7 | II |
| Chlorophyceae sp6 | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 115,3 | II |
| Chlorophyceae sp7 | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 127,3 | II |
| Chlorophyceae sp8 | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 73,9 | I |
| Chlorophyceae sp9 | Unicelular | 1 | Na | I | 5 | 63,7 | I |
| Chlorophyceae sp10 | Unicelular | 1 | Na | II | 17 | 153,2 | II |
| Chlorophyceae sp11 | Unicelular | 1 | Na | I | 10 | 176,6 | II |
| Chlorophyceae sp12 | Unicelular | 1 | Na | I | 5 | 52,9 | I |

Tabela I – Continuação.....

| | Tipo de talo | Número médio de células | Categoria de tamanho | Classe de tamanho (MDLA) | MDLA | Biovolume (µm ³) | Classe de tamanho (biovolume) |
|---|--------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|-------|------------------------------|-------------------------------|
| Zygnemaphyceae | | | | | | | |
| <i>Cosmarium garrolense</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 26 | 4235,1 | III |
| <i>Cosmarium obtusatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 45 | 7519,8 | III |
| <i>Cosmarium sphagnicola</i> | Unicelular | 1 | Na | I | 10 | 158,6 | II |
| <i>Cosmarium tenue</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 50 | 8631,4 | III |
| <i>Cosmarium</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 414,7 | II |
| <i>Cosmarium</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 15 | 307,1 | II |
| <i>Cosmarium</i> sp5 | Unicelular | 1 | Mi | III | 28 | 6783,9 | III |
| <i>Cosmarium</i> sp7 | Unicelular | 1 | Na | II | 13 | 795,3 | II |
| <i>Closterium incurvum</i> var. <i>incurvum</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 100 | 2753,2 | III |
| <i>Closterium kuetzingeanum</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 137,5 | 2158,7 | III |
| <i>Euastrum gemmatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 490,13 | II |
| <i>Onyconema</i> sp1 | Filamento | 9 | Na | II | 19 | 13986,3 | III |
| <i>Haplotaenium minutum</i> | Unicelular | 1 | Mi | IV | 56 | 8441,2 | III |
| <i>Spondilosum</i> sp2 | Filamento | 3 | Mi | III | 21 | 2073,5 | III |
| <i>Staurastrum claeriferum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 25 | 453,3 | II |
| <i>Staurastrum ornatum</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 35 | 2763,7 | III |
| <i>Staurastrum</i> sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 19 | 2331,7 | III |
| <i>Staurastrum</i> sp2 | Unicelular | 1 | Na | II | 14 | 307,1 | II |
| <i>Staurastrum setigerum</i> var. <i>pectinatum</i> | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 301,3 | II |
| <i>Staurastrum</i> sp4 | Unicelular | 1 | Na | II | 18 | 753,8 | II |
| <i>Xanthidium octocantium</i> | Unicelular | 1 | Mi | III | 28 | 453,7 | II |
| Táxons não identificados | | | | | | | |
| TNI sp1 | Unicelular | 1 | Na | II | 11 | 95,5 | I |
| TNI sp2 | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 87,5 | I |
| TNI sp3 | Unicelular | 1 | Na | II | 10 | 90,1 | I |
| TNI sp4 | Unicelular | 1 | Na | II | 12 | 105 | II |
| TNI sp5 | Unicelular | 1 | Na | I | 8 | 74,7 | I |