

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

**A DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UMA
VÁRZEA AMAZÔNICA – VARIAÇÕES
SAZONAL E NICTIMERAL (VÁRZEA DO LAGO
GRANDE DE CURUAI – PARÁ, BRASIL)**

GOIÂNIA

2011

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

**A DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UMA
VÁRZEA AMAZÔNICA – VARIAÇÕES
SAZONAL E NICTIMERAL (VÁRZEA DO LAGO
GRANDE DE CURUAI – PARÁ, BRASIL)**

Acadêmico: Carla Patrícia Pereira Alves

Matrícula: 20090664

Orientadora: Prof^a Dr^a Ina de Souza Nogueira

GOIÂNIA

2011

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG**

A474d

Alves, Carla Patrícia Pereira.

A dinâmica do fitoplâncton em uma várzea Amazônica –
variações sazonal e nictimeral (Várzea do Lago Grande de Curuai
– Pará, Brasil) [manuscrito] / Carla Patrícia Pereira Alves. - 2011.
92 f. : figs, tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ina de Souza Nogueira.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás,
Instituto de Ciências Biológicas, 2011.

Bibliografia.

1. Pulso de inundação. 2. Fitoplâncton. 3. Carbono. I. Título.

CDU: 551.435.12(811.5)

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

**A DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UMA
VÁRZEA AMAZÔNICA – VARIAÇÕES
SAZONAL E NICTIMERAL (VÁRZEA DO LAGO
GRANDE DE CURUAI – PARÁ, BRASIL)**

Carla Patrícia Pereira Alves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em 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

2011

**A DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM UMA VÁRZEA
AMAZÔNICA – VARIAÇÕES SAZONAL E NICTIMERAL
(VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI – PARÁ,
BRASIL)**

Carla Patrícia Pereira Alves

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em 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 (Presidente)

Dr. Vera Lúcia de Moraes Huszar (Membro Externo)

Dra. Sirlene Aparecida Felisberto (Membro Interno)

AGRADECIMENTOS

À **DEUS**, por me dar vida, me fortalecer e me provar todos os dias que sou capaz .

À minha família, minha base e minha força. Agradeço pela compreensão, amor e dedicação contínua. **Painho** e **Mainha**, eu não seria quem sou sem vocês. Binho e Tassinha, obrigada pelo amor, compreensão e pelo carinho de sempre.

Aos meus velhos amigos, pela alegria de saber que vocês torcem pelo meu sucesso.

À minha mais que orientadora, **Ina**, por ter investido em mim muito mais que confiança profissional. Minha admiração e gratidão por você serão eternas. Muitíssimo obrigada. Você é o exemplo de profissional e pessoa que quero ser um dia.

Aos meus queridos colegas e amigos de laboratório, Weliton, Watson, Bárbara, Juliano e Fred, pelo aprendizado, companhia e descontração de todas as horas.

Às amigas que me deram suporte desde o início da minha trajetória, compartilhando de todas as minhas fraquezas, mas principalmente das minhas alegrias. Andréia, Flávia e Renata, obrigada pela compreensão e amizade de sempre. Sophie, você foi minha companheira de todas as horas, até quando não precisava...

À Cecília, uma amiga mais que especial. Obrigada por compartilharmos juntas tantos momentos. Sem seu apoio, companheirismo e amizade as coisas teriam sido muito mais difíceis.

Ao meu amigo Nádson por compartilhar idéias, conhecimento e por ser tão solícito sempre. Muito bom ter te conhecido melhor e ter convivido mais com você.

Às minhas sempre orientadoras, Dôra e Maria do Socorro, por terem sempre confiado em mim e por serem exemplos de profissionais.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Prof. Marcelo Corrêa Bernardes (UFF) pelas inúmeras contribuições ao longo deste período de estudo.

Ao Dr. Gwenael Yves Abril (IRD) pelas contribuições na fase final deste trabalho.

Ao financiamento do CNPQ/Institut de Recherche pour le développement Edital para comunidade Européia número 61/2008 para o projeto *Estudo e modelagem das*

transferências de água, de sedimentos e dos elementos químicos entre as zonas alagáveis (várzeas) e o curso principal dos rios da Amazônia.

Ao financiamento do CNPQ Edital Universal 14/2010 para o projeto *Biogeoquímica do carbono e trocas atmosféricas na bacia do rio Amazonas.*

Ao Institut de Recherche pour le développement pelo suporte financeiro e logístico nas campanhas.

Aos pesquisadores e colaboradores do projeto CARBAMA pela concessão dos dados ambientais.

À Cristina pela ajuda nas campanhas, coletando minhas amostras, no fornecimento das informações necessárias ao desenvolvimento deste trabalho e pela atenção e solicitude.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para que esta parte da minha vida fosse mais tranqüila e leve. Um trabalho como este não é feito por uma única pessoa, o resultado final é a soma de tudo que foi acrescentado ao longo do percurso.

SUMÁRIO

RESUMO.....	I
ABSTRACT	II
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	6
CAPÍTULO I:	13
DINÂMICA DO FITOPLÂNTON NA VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI (PA, BRASIL) DURANTE A LIMNOFASE E POTAMOFASE	13
RESUMO.....	13
ABSTRACT	14
INTRODUÇÃO	14
MATERIAL e MÉTODOS	17
Área de estudo	17
Análises estatísticas	21
RESULTADOS	22
Limnologia dos lagos da várzea do Lago Grande de Curuai	22
Comunidade fitoplanctônica	27
DISCUSSÃO	40
CONCLUSÃO.....	45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
CAPÍTULO II:.....	53
VARIAÇÃO NICTIMERAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO LAGO GRANDE DE CURUAI E AS RELAÇÕES COM A ABSORÇÃO DE CO₂	53
RESUMO.....	53
ABSTRACT	54

INTRODUÇÃO	54
MATERIAL E MÉTODOS	57
RESULTADOS	59
Variáveis abióticas	59
Comunidade fitoplanctônica	61
DISCUSSÃO	71
CONCLUSÃO.....	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81

RESUMO

Os sistemas rio-planície de inundação são ambientes sujeitos ao transbordamento lateral do canal do rio pelas chuvas e ou águas subterrâneas e são controlados pelo tipo de clima, morfologia e efeitos locais. Esses ambientes são também altamente produtivos por causa das ricas fontes de carbono primário. O transporte de sedimentos e matéria suspensa e dissolvida é feito pelos rios entre as fases terrestre e aquática, influenciando fortemente o ciclo de nutrientes, produção primária, secundária e decomposição. A dinâmica do fitoplâncton em lagos de planícies de inundação tropicais é tão variável quanto os padrões sazonais de alagamento e isolamento. Por esta razão, os objetivos deste trabalho foram: i) verificar a influência da alternância da potamofase e limnofase sobre o fitoplâncton do Lago Grande de Curuai (PA) e sobre a conectividade entre os lagos e ii) avaliar a dinâmica do fitoplâncton em um ciclo nictimeral relacionada às mudanças do CO₂ na água, bem como quais grupos fitoplanctônicos desempenharam maior importância nesse processo. Para isto, a comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais dos lagos da várzea do Lago Grande de Curuai foram amostrados na potamofase e limnofase (2009) e num ciclo nictimeral (2010). A síntese das informações foram obtidas através de análise de componentes principais, análise de correspondência canônica, análise de redundância e escalonamento multidimensional não-métrico. A estrutura da comunidade foi distinta entre os períodos com maiores riqueza, densidade e biovolume fitoplanctônico na limnofase. Houve predomínio de Cryptophyceae (principalmente *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo) na potamofase e Cyanophyceae [*Dolichospermum circinalis* (antes *Anabaena circinalis*) (Rabenh. ex Bornet et Flah.) Wacklin *et al.*] na limnofase, influenciadas pelas condições ambientais. Além disso, a alta biomassa fitoplanctônica foi favorecida pelas altas temperaturas e também responsável pela diminuição do CO₂ na água pela fotossíntese, refletida pelo alto conteúdo de carbono no fitoplâncton. Apesar da entrada de água na várzea que conecta os lagos, os ambientes foram distintos quanto à composição do fitoplâncton e às variáveis limnológicas. A comunidade fitoplanctônica no Lago Grande de Curuai apresentou variação diária do biovolume propiciadas pela alta temperatura e disponibilidade de luz. O desenvolvimento de floração persistente de cianobactérias, com predomínio de espécies do gênero *Dolichospermum* [grupo funcional H₁, destaque *D. spiroides* (antes *A. spiroides*) (Klebahn) Wacklin *et al.*] e de *Microcystis protocystis* Crow (grupo funcional M) causou a depleção de CO₂ na camada superficial do lago durante o período de maior fotossíntese. A floração de cianobactérias ocorreu principalmente devido aos atributos desse grupo que o tornam competidores expressivos em relação aos demais grupos de microalgas.

Palavras-chave: fitoplâncton, várzea amazônica, grupos funcionais, carbono fitoplanctônico, variação nictimeral, cianobactérias

ABSTRACT

The river-floodplain systems are environments submitted a lateral overflow of river channel due the rains and/or underground waters. They are controlled by the type of climate, morphology and local effects. The lowland lakes are also highly productive because of the rich sources of primary carbon. The sediments transport and suspended and dissolved matter are done by the rivers between the land and aquatic phases. These phases strongly influence nutrient cycling, primary and secondary production and decomposition. The phytoplankton dynamics in tropical floodplain lakes is as variable as the seasonal and isolation patterns of flooding. For this reason, the aims of this work were i) to assess the rotation influence of potamophase and limnophase upon the phytoplankton of the Curuai Lake (PA, Brazil) and about the connectivity between other lakes, and ii) to evaluate the phytoplankton dynamics in a nictemeral cycling related to changes in CO₂ in water, and what phytoplankton groups which were most important in this process. The phytoplankton community and environmental variables of the floodplain lakes of the Curuai Lake were sampled in the potamophase and limnophase (2009) and in a nictemeral cycling (2010). The informations summarized were obtained through the principal component analysis (PCA), canonical correspondence analysis (CCA), redundancy analysis (RDA) and nonmetric multidimensional scaling (MDS). The community structure was different among the periods with greater richness, density and phytoplanktonic biovolume in limnophase. There was predominance of Cryptophyceae (mainly *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo) in potamophase and Cyanophyceae [*Dolichospermum circinalis* (formerly *Anabaena circinalis*) (Rabenh. ex Bornet et Flah.) Wacklin *et al.*] in limnophase, both influenced by environmental variables. In addition, the high phytoplanktonic biomass was favored by the highs temperatures and also responsible by the CO₂ depletion in water caused by photosynthesis, which is reflected for the high carbon content in phytoplankton organisms. Despite the entry of water in the floodplain that connects the lakes, these environmental were distinct in relation a phytoplankton composition and a limnological variables. The phytoplanktonic community in Curuai Lake showed daily variation of biovolume because of high temperature and light availability. The development of persistent cyanobacteria bloom, with species predominance of *Dolichospermum* genius [functional group H1, *D. spiroides* (formerly *A. spiroides*) (Klebahn) Wacklin *et al.*] and *Microcystis protocystis* Crow (functional group M) caused the CO₂ depletion in lake surface layer during the period of increased photosynthesis. The cyanobacteria bloom occurred mainly due to the attributes of group, which became it expressive competitors in relation another microalgae ones.

Key-words: phytoplankton, amozonic lowland, functional group, phytoplanktonic carbon, nictemeral variation, cyanobacteria

INTRODUÇÃO GERAL

Sistemas aquáticos no interior do continente, situados em regiões de ecótonos (transição entre a região aquática e a terrestre) e as áreas alagadas, abrangem cerca de 6% da superfície terrestre. São encontradas em todos os continentes, em regiões áridas e semi-áridas, em latitudes temperadas e tropicais, ocupando ainda gradientes altitudinais (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Essas áreas alagadas são divididas em sistemas de níveis estáveis e sistemas com níveis de água altamente flutuantes os quais oscilam entre uma fase terrestre e outra aquática, de acordo com o regime hidrológico, como por exemplo, as planícies de inundação (Junk & Wantzen, 2006).

O conceito de planícies de inundação – *Flood Pulse Concept* (FPC) – apresenta estes sistemas como áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos e ou por chuvas ou águas do subsolo (Junk *et al.*, 1989). Inundações periódicas e secas são a força motriz nesses sistemas rio-planícies de inundação. Tais áreas são consideradas como parte integrante do sistema, que é periodicamente acoplado e desacoplado a um rio pela zona de transição aquática/terrestre (ATTZ) (Junk & Wantzen, 2004). Tockner *et al.*. (2000) estendeu o FPC para sistemas de regiões temperadas, onde a interação entre temperatura e fluxo desempenham maior papel na estruturação das condições de habitats e comunidades biológicas.

Os regimes hidrológicos são de grande importância na caracterização dos sistemas alagados. A duração do pulso de inundação nos distintos setores da paisagem dos rios de planície é determinada pelo intervalo entre a entrada de água do rio principal e o período em que cessa o escoamento da água da várzea para o rio. A fase em que o rio se conecta aos lagos de várzea é denominada *potamofase* ou águas altas e o período em que a vazão do rio é canalizada e não recebe energia dos trechos superiores da bacia é chamado *limnofase* ou águas baixas (Neiff, 1990). Além do pulso de inundação, outros fatores são importantes no controle destes ambientes, como o tipo de clima (padrões de precipitação e evapotranspiração), morfologia da planície (declividade e conectividade) e efeitos locais (Lewis *et al.*, 2001).

As planícies de inundação são compostas por habitats lóticos permanentes (canal principal), habitats lênticos permanentes e a planície de inundação (ATTZ) (Junk *et al.*, 1989). A relação entre a conectividade hidrológica e a biocomplexidade entre estes ambientes depende das trocas de indivíduos vivos, do fluxo gênico através dos processos de extinção e colonização, bem como da composição da comunidade e dinâmica resultantes de outros processos tais como distúrbios naturais, sucessão ecológica, modificação das condições de habitat e suprimento de alimentos e nutrientes (Amoros & Bornnet, 2002).

O transporte de sedimentos e matéria suspensa e dissolvida é feito pelos rios entre as fases terrestre e aquática, influenciando fortemente na ciclagem de nutrientes, produção primária, secundária e decomposição. Parte da matéria orgânica ciclada nos lagos da planície é proveniente do fitoplâncton (Hamilton & Lewis Jr., 1992; Amorim *et al.*, 2009). Neiff (1990) e Neiff *et al.* (1996) consideram esses macrossistemas como unidades ecológicas funcionais, por possuírem o próprio fluxo interno de materiais e energia. Além de desempenhar importante papel na ciclagem e transporte de matéria orgânica para os rios e para o oceano, as várzeas atuam como fonte e sumidouro de CO₂, através das trocas de gás entre a atmosfera e a superfície dos lagos. A manutenção do equilíbrio de CO₂ atmosfera-água é, na maior parte, controlada pelo metabolismo do fitoplâncton, através da respiração e fotossíntese (Wissmar *et al.*, 1981; Richey *et al.*, 2002, Kosten *et al.*, 2010).

Nos últimos 15 anos, vários estudos têm destacado o papel da emissão de CO₂ em nível de ecossistemas aquáticos e em nível de bacias hidrográficas (Cole *et al.*, 1994; Cole *et al.*, 2007; Frankignoulle *et al.*, 1998; Abril *et al.*, 2000; Richey *et al.*, 2002; Billet *et al.*, 2004), mostrando a importância destes sistemas como potenciais agentes das mudanças climáticas e a necessidade de inclusão deles dentro das estratégias para regulação do uso do solo (Battin *et al.*, 2009).

A inundação é considerada um fator de distúrbio que leva a um controle regular do desenvolvimento das comunidades e mantém o sistema num estágio imaturo, mas altamente produtivo (Junk & Wantzen, 2004; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Assim, são ambientes com alta diversidade de espécies devido à heterogeneidade de ambientes formados (distintos habitats aquáticos e transicionais), favorecendo a disponibilidade de abrigo, alimento e condições adequadas para reprodução (Neiff, 1990; Thomaz *et al.*, 1997; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Junk & Wantzen, 2004; 2006; Junk & Piedade, 2010).

As contribuições relativas de cada um dos componentes das comunidades de produtores primários das áreas alagadas (fitoplâncton, perifíton, algas epifíticas e epipélicas, macrófitas emersas e submersas) variam em função da flutuação do nível da água e da disponibilidade de nutrientes. O fitoplâncton está adaptado a viver parcialmente ou continuamente em águas abertas, destacando-se como o maior produtor primário de carbono orgânico nos mares pelágicos e águas interiores (Reynolds, 1984; 2006). As inúmeras espécies do fitoplâncton diferem em adaptações evolutivas, habilidade de crescimento e sensibilidade a diferentes processos de perda (Pádisak, 2004). A produção primária fitoplanctônica é controlada por diferenças no nível da água, na intensidade luminosa e nos nutrientes (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Muitos aspectos do fitoplâncton como o papel da limitação por nutrientes, adaptações a baixas condições de nutrientes ou razão de recursos, nutrição heterotrófica, mecanismos para superar as limitações de luz por tolerância ou flutuação vertical na coluna d'água, mecanismos de resistência ao afundamento e às pressões de herbivoria pelo zooplâncton são objetos de muitos estudos (Pádisak, 2004).

Os grupos funcionais do fitoplâncton têm sido bastante utilizados para prever as distribuições e dinâmicas das populações fitoplanctônicas naturais. Conceitualmente, os grupos funcionais correspondem a grupos de espécies, em geral polifiléticos, que respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais. Dessa forma, as comunidades são comparadas por meio de grupos funcionais específicos e não mais por espécies individuais. Além disso, constituem uma ferramenta preditiva, pois, através das características do ambiente é possível prever quais grupos funcionais podem estar presentes (Reynolds *et al.*, 2002). O trabalho original de Reynolds (1980) identificou quinze grupos funcionais, dos quais alguns foram subdivididos em Reynolds (1984). Desde então, algumas atualizações foram feitas com relação aos habitats e à inclusão arbitrária de algumas espécies em determinados grupos por Padisák *et al.* (2009).

A dinâmica do fitoplâncton em lagos de planícies de inundação tropicais é tão variável quanto os padrões sazonais de alagamento e isolamento (Townsend, 2006). Além da variabilidade do ambiente da planície de inundação, há que se adicionar também a própria complexidade da distribuição do fitoplâncton que se caracteriza pela ocorrência na forma de manchas (“patches”) descontínuas no espaço e no tempo (Novo *et al.*, 2005). Essa comunidade também tende a apresentar diferentes organizações de seus componentes como riqueza específica, formas dominantes, abundância relativa e outros atributos em nível populacional e individual (Neiff, 1990).

Estudos das mudanças da clorofila *a* (Novo *et al.*, 2006) em lagos de várzea amazônicos mostraram que o pico de produção do fitoplâncton é alcançado quando o pulso na Amazônia diminui e os lagos são enriquecidos por nutrientes dissolvidos e menor turbidez. Em estudos na planície de inundação do alto Paraná (Train & Rodrigues, 1997), também foi observado que as maiores concentrações de clorofila *a* ocorreram no final do período de águas baixas, ocasionadas por florações de cianobactérias.

Os ecossistemas de planície de inundação da América do Sul são caracterizados não apenas pela combinação de eventos em diferentes escalas espaciais e temporais, mas também pela capacidade de transformação interna, extensão geográfica e pelos sistemas que recebem essa influência. A estrutura e função dessas planícies são reguladas pelo regime hidrosedimentológico (Neiff *et al.*, 1994). Na América do Sul ressaltam-se os trabalhos de Sanchez (1992), Sanchez & Vasques (1989) e Vasques & Sanches (1984), realizados em lagoas marginais do rio Orinoco, na Venezuela; Neiff (1990), Neiff *et al.* (1994), Carignan & Neiff (1992), Casco (2003), Depetris *et al.* (2000), Mediondo *et al.* (2000), na planície do rio Paraná. Alguns estudos sobre várzeas brasileiras podem ser observados em Nabout *et al.* (2006), Nabout *et al.* (2007), Rodrigues & Bicudo (2001), Rodrigues *et al.* (2002), Train *et al.* (2000), Izaguirre *et al.* (2004), Junk *et al.* (2006).

A bacia do rio Amazonas está localizada entre o escudo da Guiana e o escudo Brasileiro, representando uma extensa região de sedimentação quaternária e onde se encontra o vale fluvial do rio Amazonas (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Esta

bacia cobre 6.112.000 km² (aproximadamente 5% das terras emergidas) e descarrega no Atlântico um volume de água que representa aproximadamente 15% das contribuições hídricas aos oceanos. Está submetida a um regime de precipitações essencialmente de origem atlântica e recebe em média 2.460 mm/ano. Na parte brasileira da bacia, a distribuição sazonal das precipitações demonstra diferenças sensíveis entre o Norte e o Sul (Molinier *et al.*, 1994). A bacia apresenta precipitação anual de 2.460 mm, fluxo médio de 209.000 m³.s⁻¹/ano e evapotranspiração média anual de 1.382 mm.. O clima é predominantemente quente e úmido, os solos são de baixa fertilidade, mas cobertos por uma biota rica em espécies, apresentando uma das maiores biodiversidades naturais do planeta (Braga *et al.*, 1999).

As propriedades físicas e químicas das águas da bacia amazônica variam amplamente como uma função das fontes de água, tipos de solo, cobertura da vegetação e condições climáticas (Barbosa *et al.*, 2007). As várzeas amazônicas são compostas por lagos permanentes e temporários que aumentam em tamanho e tornam-se conectados uns com os outros durante o período de águas altas (Bonnet *et al.*, 2005). Os padrões temporais e espaciais da hidrologia, sedimento e transferência de nutrientes através das várzeas na Amazônia influenciam diretamente a geomorfologia e bioquímica do rio Amazonas (Mertes *et al.*, 1995).

Subsistemas estudados nessa região compreendem o Rio Negro (Lago Tupé), o Rio Solimões (Lago Castanho e Lago Janauacá), Rio Trombetas (Lago Batata e Lago Mussurá) e outros situados nas margens do rio Amazonas e seus tributários; destacando-se para o fitoplâncton os artigos de Putz & Junk (1997), Uherkovich (1984), Schmidt (1969; 1970; 1973; 1982), Fisher & Parsley (1979), Ribeiro (1978), Ibañez (1997; 1998), Huszar (1994; 1996a; 1996b, 2000), Huszar & Reynolds (1997), Keppeller *et al.* (1999), Melo & Huszar (2000), Roland (2000), Melo *et al.* (2004), Ferrari *et al.* (2007), Raupp *et al.* (2009), Melo & Souza (2009), Silva *et al.* (2010), Souza & Melo (2010), Nogueira *et al.* (2010).

A maior parte dos trabalhos sobre a produção primária da várzea amazônica é baseada principalmente em dados da Amazônia Central, região compreendida entre a confluência do Rio Jutai e o estreitamento do canal do Rio Amazonas, em Óbidos. O principal problema para estudar estes sistemas é a dimensão e a complexidade dos lagos amazônicos, sujeitos a oscilações da descarga do Rio Amazonas, a regimes de precipitação distintos, e a alternância de vazão máxima entre tributários do hemisfério Sul e do hemisfério norte (Novo *et al.*, 2005).

A várzea do Lago Grande de Curuai é formada por lagos interconectados constantemente com o Rio Amazonas por meio de pequenos canais. Durante a residência da água advinda do processo de inundação, ocorrem modificações substanciais nos processos biogeoquímicos que influenciam nos processos bióticos (Bonnet *et al.*, 2008). A importância do transporte lateral é a recepção de cerca de 30% das águas do Rio Amazonas em um trecho de 2.000 km no qual a várzea do Curuai está

inserida. Essas águas durante a cheia carregam partículas em suspensão e demais nutrientes de suma importância para a dinâmica principalmente do fitoplâncton (Novo *et al.*, 2005).

Grupos de pesquisadores vêm desenvolvendo estudos na bacia Amazônica desde o início de 2000, estudando a dinâmica do sistema fluvial amazônico em relação aos principais processos de transportes laterais de água e sedimento do canal principal para as várzeas. As elevadas concentrações de clorofila detectadas ao longo desse processo levou à inclusão da comunidade fitoplanctônica no escopo da pesquisa, como parte importante da dinâmica não apenas biótica, mas também dos processos de ciclagem de nutrientes e carbono. O presente estudo está inserido nos projetos 1) **Estudo e modelagem das transferências de água, sedimento e elementos químicos entre zonas alagáveis (várzeas) e o curso principal e rios da Amazônia** e 2) **Biogeoquímica do carbono e trocas atmosféricas na bacia do rio Amazonas**, que se dedica à compreensão do ciclo do carbono no rio Amazonas e nas várzeas adjacentes. Ambos projetos compreendem várzeas e o presente estudo é focado no fitoplâncton da várzea do Lago Grande de Curuai.

Baseado no conceito de pulsos de inundação, nos diversos processos desencadeados pelos pulsos sobre as comunidades aquáticas e tendo em vista a grande complexidade da Bacia Amazônica, este trabalho visa alcançar os seguintes objetivos:

- 1) Verificar a influência da alternância da potamofase e limnofase sobre a dinâmica do fitoplâncton de um lago de várzea, considerando o balanço hídrico do curso do rio e da várzea do Lago Grande de Curuai. Espera-se que a riqueza, a densidade e o biovolume da comunidade fitoplanctônica sejam maiores na limnofase, quando a região limnética permanece estável com menor influência do canal principal. Para testar essa hipótese é utilizado um teste t para comparar as médias de riqueza, densidade e biovolume na potamofase e limnofase.
- 2) Avaliar a conectividade entre lagos da várzea do Curuai na potamofase. Espera-se que os ambientes sejam conectados e, portanto, homogêneos, e apresentem alta similaridade quanto à estrutura da comunidade fitoplanctônica. Para atingir o objetivo foi calculada a diversidade beta pela distância de Bray-Curtis e os valores resultantes ordenados num diagrama de NMDS.
- 3) Avaliar a dinâmica do fitoplâncton em um ciclo nictemeral e as consequentes mudanças do CO₂ na água e ainda averiguar quais grupos fitoplanctônicos desempenham maior importância nesse processo. Espera-se que flutuações diárias da biomassa da comunidade fitoplanctônica sejam seguidas por alterações das concentrações de CO₂ na água, devido ao consumo e incorporação pela fotossíntese.

Considerando as hipóteses e o objetivo geral desta dissertação o manuscrito está estruturado em dois capítulos:

Capítulo I - Verifica a influência da alternância da potamofase e limnofase sobre o fitoplâncton do Lago Grande de Curuai, considerando o balanço hídrico do curso do rio e da várzea na qual o lago está inserido. Também analisa a distribuição horizontal do fitoplâncton no gradiente longitudinal da várzea (5 lagos), tendo em vista a conectividade hidrológica entre os corpos d'água e as diferentes origens das águas presentes no sistema amazônico;

Capítulo II - Investiga como a comunidade se comporta num ciclo diário em relação ao consumo de carbono e aos demais fatores ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRIL, G.; ETCHEBER H.; BORGES, A.V. & FRANKIGNOULLE, M. 2000. Excess atmospheric carbon dioxide transported by rivers into the Scheldt Estuary. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série IIA* 330, 761-768.
- AMORIM, M. A.; TURCQ, P. F. M.; TURCQ, B. J.; CORDEIRO, R. C. 2009. Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, v.39, n.1, p.165-172.
- AMOROS, C. & BORNNET, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *FreshwaterBiology*, 47,761–776.
- BARBOSA, C. C. F. & NOVO, E. M. L. M. 2007. Spatiotemporal patterns of limnological parameters on the Amazon floodplain. *INPE*.
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; CARVALHO, J. C.; FILHO, W. P. & MANTOVANI, J. E. 2003. Caracterização espectral das massas d'água amazônicas. *Anais XI SBSR*, 2419 – 2425.
- BATTIN, T. J.; LUYSSAERT, S.; KAPLAN, L. A.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHTER, A. & TRANVIK, L.J. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2, 598–600.
- BILLET, M.F.; PALMER, S.M.; HOPE, D.; DEACON, C.; STORETON-WEST, R. & co-authors. 2004. Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peat land system. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB1024.
- BONNET, M.P., BARROUX, G.; SEYLER, P.; PECLY, G.; MOREIRA-TURCQ, P.; LAGANE, C.; COCHONNEAU, G.; VIERS, J.; SEYLER, F.; GUYOT, J.L. 2005. Seasonal links between the Amazon corridor and its flood plain: the case of the

várzea of Curuai. In: *Dinamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands* (Proceedings of Symposium S4 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, 2005) HIS Publ. 294, 69-77.

- BRAGA, C. Z. F. 1999. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ. PhD Thesis, Universidade Federal Fluminense. (INPE-7261-TAE/41).
- CARIGNAN, R. & NEIFF, J.J. 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, 17, 85-121.
- CASCO, S.L. 2003. Distribución de la vegetación fluvial y su relación con el régimen de pulsos en el bajo Paraná. *Serie Miscelánea INSUGEO-CONICET*, 12:125-130.
- COLE, J. J., CARACO, N. F., KLING, G. W., AND KRATZ, T. K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265, 1568–70.
- DEPETTRIS, C. A.; MEDIONDO, E. M.; NEIFF, J. J.; ROHRMANN, H. R. 2000. Flood defence strategy at the confluence of the Parana-Paraguay rivers. In: *Symposium on River Flood Defence*, Kassel Reports of Hydraulic Engineering, nº 9, 31-40.
- FERRARI, F.; PROCOPIAK, L. K.; ALENCAR, Y. B.; LUDWIG, T. A. V. 2007. Eunotiaceae (Bacillariophyceae) em igarapés da Amazônia Central, Manaus e Presidente Figueiredo, Brasil. vol. 37(1): 1 – 16.
- FRANKIGNOULLE, M.; ABRIL, G.; BORGES, A.; BOURGE, I.; CANON, C.; DELILLE, B.; LIBERT, E. & THÉATE, J.-M. 1998. Carbon Dioxide Emission from European Estuaries. *Science*, 282, 434-436.
- HAMILTON, S. K. & LEWIS Jr., W.M. 1992. Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 56, 4237-4246.
- 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. 1996a. Planktonic algae, other than desmids, of three Amazonian systems (Lake Mussurá and Tronbetas 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 Limnologica Brasiliensia*, 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.
- IBAÑEZ, M.S.R. 1997 Phytoplankton biomass of a central Amazonian flood-plain lake. *Verh. Internat. Verein Limnol*, 26: 605-609
- IBAÑEZ, M.S.R.1998. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* , 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.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- JUNK, W. J.; CUNHA, C. N.; WANTZEN, K. M.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M. I.; ADIS, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, BRASIL. *Aquatic Sciences*, 68, 278-309.
- JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. (by JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. ; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. & PAROLIN, P.). Springer, 615p.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications – an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organizat*, v. 2, p. 65-77.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2006. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. (ed. by BATZER, D.P. & SHARTZ, R. R.). University of California Press, p.407-435.
- LEWIS Jr. , W.M., HAMILTON, S.K., RODRÍGUEZ, M.A., SAUNDERS, J.F., III & LASI, M.A. 2001 Food web analysis of the Orinoco floodplain based on

- production estimates and stable isotope data. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 241–254.
- MEDIONDO, E.M.; NEIFF, J.J. and DEPETTRIS, C.A. 2000. Eco-hydrology of wetlands aided by remote sensing: A case study with the REVIVE's GOALS initiative. In: *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life* (ed. by MAIONE, H.; MAJONE LEHTO, B. & MONTI, R.). Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- 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 Mussurá Lake, Pará-Brasil) with different mixing regimes. *Amazoniana*, XVIII, 1-10.
- MELO, S.; SOUZA, K. F.; REBELO, S. R. M. & SOPHIA, M. G. 2009. Gêneros *Euastrum* Ehrenberg ex Ralfs e *Micrasterias* C. Agardh (Conjugatophyceae-Desmidiaceae) de dois ambientes amazônicos de águas pretas (Manaus, Amazonas-Brasil). *Acta Amazonica*, 39, 1, 13-20.
- MERTES, LAK, DANIEL, DL; MELACK, JM; NELSON, B; MARTINELLI, LA; FORSBERG, BR. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the Floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology*, 13:215-232.
- MOLINIER, M.; GUYOT, J. L.; de OLIVEIRA, E. & GUIMARÃES, V. 1994. Hidrologia da bacia do Rio Amazonas. CPRM, *A Água em Revista*, 2(3), 31-36.
- NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, I. S., OLIVEIRA, L. G. 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, BRASIL, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28, 2, 181-193.
- NABOUT, J.C. & NOGUEIRA, I.S. 2007. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton functional group in a blocked valley (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19, 305-314.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15 (6): 424-441.
- NEIFF, J.J. 1996. Planícies de inundación em macrobacias hidrográficas internacionais: criterios de manejo compartido. *Actas I Seminário – Qualidade de Águas Continentais no Mercosul*, p.367 – 374.

- NEIFF, J.J., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 26(1):167-180.
- NOGUEIRA, I.S.; NABOUT, J. C.; IBÁÑEZ, M. S. R. & MAURICE-BOURGOIN, L. 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 3, p. 00-00
- NOVO, E. M. L. de M., BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. de; MELACK, J.; SHIMABUKURO, Y. E. & FILHO, W. P. 2005. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil. INPE, p. 3175-3182.
- NOVO, E. M. L. de M., BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. de; MELACK, J.; SHIMABUKURO, Y. E. & FILHO, W. P. 2006. Seasonal changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. *Limnology*, 7, 153–161.
- PADISÁK, J. 2004. Phytoplankton. In: *The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology*. (ed. by O'SULLIVAN, P & , REYNOLDS, C. S.). vol. 01, Blackwell Publishing, p. 251-308.
- PUTZ, R. & JUNK W.J., 1997. Phytoplankton and Periphyton. In. *The Central Amazons floodplain: Ecology of a Pulsing System*. (ed. by JUNK, W. J.) Springer, Berlin, 207-222.
- RAUPP, S.V.; TORGAN, L. AND MELO, S. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuauá Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnol. Bras.*, vol. 21, no. 2, p. 227-234, 2009.
- REYNOLDS, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- REYNOLDS, C.S. 1984. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, London.
- RICHEY, J.E.; MELACK, J.M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V.M. and LESS, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature*, 416(11), 617-620.
- RODRIGUES, L. C.; TRAIN, S.; ROBERTO, M. do 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.

- RODRIGUES, L.; BICUDO, D. DE C. 2001. Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 24, 3.
- ROLAND, F., 2000. Produção primária fitoplanctônica. In: *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistemas amazônico*. (ed. by BOZELII, R.L. et al.) Rio de Janeiro. UFRJ/SBL. Cap.8, 105-117.
- SANCHES, L. & VASQUES, E.Z. 1989. Hydrochemistry and phytoplankton of a major blackwater river (Caroni) and a hidroelectric reservoir (Macagua) Venezuela. *Arch 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).
- SCHMIDT, G.W. & UHERKOVICH, G. 1973 – Zur artenfülle des phytoplanktons in Amazonien. *Amazoniana*, 4: 243-252.
- SIOLI, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography morphology of the rivers course, and rivers types. In: *The Amazon: limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin*. (ed. by SIOLI, H.) Dr. W. Junk. Publisher, Dordrecht, p. 127-165.
- SHARMA, B. K. 2010. Phytoplankton diversity of two floodplain lakes (pats) of Manipur, northeastern India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(11): 1273-1281.
- SILVA, I. G.; MOURA, A. N.; DANTAS, E. W. & BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. 2010. Structure and dynamics of phytoplankton in an Amazon lake, Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (4): 1421-1436.
- SOUZA, K. F. & MELO, S. 2010. Desmídias filamentosas (Conjugatophyceae) de um lago de inundação de águas pretas na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 40, 2, 257-268.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. DO C.; BINI, L. M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: *A Planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (ed. by VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.). EDUEM, Nupélia.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. & BOZELLI, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1–13.
- TOCKNER, K.; MALARD, F. and WARD, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol.Process.* 14, p. 2861-2883.

- TOWNSEND, S. A. 2006. Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163–179.
- TRAIN, S. & RODRIGUES, L. C. 1997. Distribuição espaço temporal da comunidade fitoplanctônica. In: *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (ed. by VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S.), EDUEM, Nupélia. 460p.
- 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.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 631p.
- UHERKOVICH, G., 1984. Phytoplankton. In: *The Amazon; Limnology and Landscape Ecology of Mighty Tropical River and its Basin*. (ed. by SIOLI, H.) Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht: 295-310.
- 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.*, 121:11-33.
- WISSMAR, R. C.; RICHEY, J. E.; STALLARD, R. F. & EDMOND, J. M. 1981. Plankton metabolism and carbon processes in the Amazon River, its tributaries, and floodplain waters, Peru-Brazil, May-June 1977. *Ecology*, 6, 1622-1633.

Capítulo I:

Dinâmica do fitoplâncton na Várzea do Lago Grande de Curuai (PA, Brasil) durante a limnofase e potamofase

RESUMO

Este capítulo objetiva verificar a influência do pulso de inundação sobre o fitoplâncton do Lago Grande de Curuai (PA) e sobre a conectividade entre os lagos. Espera-se que i) a riqueza, a densidade e o biovolume da comunidade fitoplanctônica sejam maiores na limnofase, quando a região limnética permanece estável com menor influência do canal principal e que ii) os lagos da várzea conectados na potamofase sejam homogêneos, apresentando alta similaridade quanto à estrutura da comunidade fitoplanctônica. Dados bióticos e variáveis ambientais do Lago Grande de Curuai foram amostradas na potamofase e limnofase em quatro estações amostrais. Outros cinco lagos da várzea (L. Santa Ana, L. Vermelho, L. Piedade, L. Piraquara e L. Cativo) foram amostrados apenas na potamofase para avaliar a conectividade entre eles. O esforço amostral foi padronizado por meio da curva de rarefação baseada no número de indivíduos (densidade). O teste t foi utilizado para evidenciar diferenças entre a riqueza, densidade e biovolume do fitoplâncton entre a potamofase e limnofase. A relação entre a comunidade fitoplanctônica e as principais variáveis abióticas (identificadas pela PCA) foi observada por meio da análise de correspondência canônica (CCA). A conectividade biológica entre os lagos foi avaliada através da diversidade β , estimada pela dissimilaridade de Bray-Curtis (Sørensen quantitativo) e explorada através do método de ordenação NMDS (escalamento multidimensional não-métrico) a partir da matriz de dissimilaridades de Bray-Curtis. A estrutura da comunidade foi distinta entre os períodos com maiores riqueza, densidade e biovolume fitoplanctônico na limnofase. Houve predomínio de Cryptophyceae (principalmente *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo) na potamofase e Cyanophyceae [*Dolichospermum circinalis* (antes *Anabaena circinalis*) (Rabenh. ex Bornet et Flah.) Wacklin *et al.*] na limnofase, influenciadas pelas condições ambientais. Além disso, a alta biomassa fitoplanctônica foi favorecida pelas altas temperaturas e também responsável pela diminuição do CO₂ na água pela fotossíntese, refletida pelo alto conteúdo de carbono no fitoplâncton. Apesar da entrada de água na várzea que conecta os lagos, os ambientes foram distintos quanto à composição do fitoplâncton e às variáveis limnológicas.

Palavras-chave: Cryptophyceae, Cyanophyceae, grupos funcionais, carbono fitoplanctônico, conectividade, diversidade β

ABSTRACT

This chapter aims to investigate the influence of flood pulses on phytoplankton of Curuai Lake (PA) and the connectivity between the lakes. It is expected that i) the richness, density and biovolume of phytoplankton are greater in limnophase when the limnetic region remains stable with less influence from the main channel and ii) the connected floodplain lakes in potamophase are homogeneous, with high similarity regarding the structure of phytoplankton. Biotic and environmental variables of Curuai Lake were sampled in potamophase and limnophase in four sampling stations. Five other lakes in the floodplain (L. Santa Ana, L. Vermelho, L. Piedade, L. Piraquara, and L. Cativo) were sampled only in potamophase to assess the connectivity between them. Sampling effort was standardized by rarefaction curves based on the number of individuals (density). The t-test was used to show differences between richness, density and biovolume phytoplankton in potamophase and limnophase. The relationship between phytoplankton and the main abiotic factors (identified by the PCA) was observed by canonical correspondence analysis (CCA). The biological connectivity between the lakes was assessed by β -diversity, estimated by the Bray-Curtis dissimilarity (Sørensen quantitative) and explored by NMDS ordination (nonmetric multidimensional scaling) from the matrix of Bray-Curtis dissimilarities. The community structure differed between the periods with higher density, richness and biovolume phytoplankton in limnophase. Predominated Cryptophyceae (mainly *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bicudo & Bicudo) in potamophase and cyanobacteria [*Dolichospermum circinalis* (formerly *Anabaena circinalis*) (ex Bornet et Flah Rabenh..) Wacklin et al.] in limnophase influenced by environmental conditions. Additionally, high phytoplankton biomass was favored by high temperatures and also accounts for reduction of CO₂ in water through photosynthesis, as reflected by the high carbon content in phytoplankton. Despite the entry of water into the floodplain that connects the lakes, the environments were different as the composition of phytoplankton and limnological characteristics.

Key-words: Cryptophyceae, Cyanophyceae, conectivity, β -diversity

INTRODUÇÃO

Os sistemas rio-planície de inundação são controlados principalmente pelas oscilações do nível da água no canal principal com a conseqüente inundação das áreas adjacentes (zona de transição terrestre/aquática, “ATTZ”) (Junk *et al.*, 1989, Junk & Wantzen, 2004). Porém, o transbordamento das águas dos rios não é a única causa da inundação desses sistemas; outras fontes de água como chuvas locais, tributários, escoamento superficial, águas do solo e subterrâneas contribuem para a expansão das áreas inundadas (Tockner *et al.*, 2000). Na Bacia Amazônica, por exemplo, uma fonte de água importante que contribui para o pulso de inundação é o degelo dos Andes (Junk *et al.*, 2010).

A potamofase (período de conexão das águas do rio com a planície) e a limnofase (fase em que a planície não recebe influência de energia das partes superiores da bacia) apresentam diferentes características relacionadas aos mecanismos de transferência de materiais orgânicos e inorgânicos e aos processos bióticos decorrentes da inundação (Neiff, 1990b).

Na fase de enchente o rio carrega uma grande carga de sedimentos dissolvidos e particulados e a inundação da ATTZ incorpora aos corpos d'água considerável quantidade de matéria orgânica. Na planície de inundação ocorre grande parte da produção primária e secundária, enquanto o rio funciona como veículo de transporte de água e material suspenso e dissolvido (Junk & Wantzen, 2004). A quantidade de sólidos suspensos e a conseqüente turbidez dependem principalmente da origem da água (Amoros & Bornette, 2002).

O conceito de pulsos de inundação (FPC - "*Flood Pulse Concept*") prediz que o status nutricional das planícies de inundação depende da quantidade e qualidade dos sólidos suspensos e dissolvidos do rio principal. Isso inclui a premissa que processos internos da planície de inundação e os mecanismos de transferência de nutrientes entre a fase terrestre e aquática influenciam fortemente o ciclo de nutrientes, produção primária e secundária e decomposição (Junk & Wantzen, 2004).

De acordo com a Hipótese do Distúrbio Intermediário, na ausência de distúrbios a exclusão competitiva reduz a riqueza de espécies a níveis mínimos. Sob distúrbios muito intensos, apenas poucas espécies pioneiras podem se reestabelecer após cada evento de distúrbio, mantendo baixa diversidade. Porém, se os distúrbios são de frequência ou intensidade intermediárias, haverá repetidas oportunidades para o reestabelecimento de espécies pioneiras que antes poderiam competir entre si. Dessa forma, distúrbios de frequência e intensidade intermediárias, como o pulso de inundação, promovem a manutenção de elevada riqueza e diversidade, favorecendo a co-ocorrência de espécies de rápido crescimento (Connell, 1978). Além disso, a conectividade entre o rio e os lagos de várzea favorece a troca de espécies entre os ambientes.

Em escalas de tempo mais curtas e para uma dada matriz de paisagem, a conectividade hidrológica entre os corpos d'água varia em resposta às flutuações do nível hidrológico. Os eventos de contração e expansão podem resultar em repetidas mudanças na heterogeneidade da paisagem (Tockner *et al.*, 2000) visto que, na fase de inundação (potamofase), ligam populações aquáticas que antes eram separadas em diferentes corpos d'água na limnofase (Junk & Wantzen, 2004). No rio Danúbio, por exemplo, a riqueza e estrutura da comunidade de alguns organismos aquáticos mudam de acordo com os níveis de conexão (Tockner *et al.*, 1999).

A conectividade e os movimentos entre os corpos d'água podem agir como fatores homogeneizadores, diminuindo então a diversidade β , enquanto a heterogeneidade espacial e a diferença de nichos entre as espécies (requerimento de habitat de cada espécie) podem aumentar a diversidade β (Tockner *et al.*, 1999). Este componente de diversidade espacial (diversidade β) definido por Whittaker (1960) é a mudança de composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre localidades de uma mesma região, que avalia o intercâmbio de espécies entre subsistemas. Segundo Ward *et al.* (1999), a diversidade β é uma boa ferramenta para analisar a diversidade em sistemas rio-planície de inundação.

A dinâmica do fitoplâncton em lagos de inundação tropicais varia tanto quanto os padrões sazonais de alagamento e isolamento (Townsend, 2006). À variabilidade da planície de inundação adiciona-se a complexidade da distribuição do fitoplâncton, que é caracterizada pela ocorrência na forma de manchas (“patches”) descontínuas no espaço e no tempo (Novo *et al.*, 2005).

Os eventos hidrológicos que ocorrem nas planícies de inundação são fatores que promovem e direcionam respostas da comunidade fitoplanctônica quanto à estrutura e composição, não apenas decorrente do aumento do fluxo da água, mas também pelas mudanças nas suas características químicas e físicas. Esses fatos têm sido demonstrados em vários estudos sobre a ecologia e taxonomia do fitoplâncton em planícies de inundação brasileiras (García de Emiliani, 1997; Train & Rodrigues, 1998; Borges & Train, 2009, na bacia do Rio Paraná; Oliveira & Calheiros, 2000, no Pantanal; Nabout *et al.*, 2006; Nabout *et al.*, 2007; na bacia do rio Araguaia). Na Amazônia destacam-se os trabalhos de Shmidt (1973a-b); Fisher (1979), Ibañez (1998); Huszar (1994; 1996a; 1996b, 2000); Melo *et al.* (2000); Melo *et al.* (2004); Melo & Souza (2009); Roland (2000).

As características físicas e químicas das águas que percorrem a bacia amazônica, um dos fatores responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas alagáveis, variam amplamente, em função da origem da água, do tipo de solo que drenam e das condições climáticas (Barbosa *et al.*, 2003). Sioli (1984) propôs uma classificação geral destas águas em três tipos, baseado na relação entre as propriedades ópticas e as propriedades físicas, químicas e biológicas expressas em sua carga sólida e dissolvida. Rios de água turva, barrenta e amarela são chamados por ele de **rios de água branca**; rios de água limpa e transparente, de cor verde, verde amarelo, verde oliva são chamados de **rios de água clara**; os rios de água transparente, de cor verde escuro, marrom, são chamados de **rios de água preta**.

O objetivo deste estudo é verificar a influência da alternância da potamofase e limnofase sobre a dinâmica fitoplâncton do Lago Grande de Curuai, considerando o balanço hídrico do rio Amazonas e da várzea na qual o lago está inserido. Espera-se que a riqueza, a densidade e o biovolume da comunidade fitoplanctônica sejam maiores na

limnofase, quando a região limnética permanece estável com menor influência do canal principal. Além disso, objetiva-se avaliar a conectividade entre os lagos da várzea do Curuai na potamofase. Espera-se os lagos da várzea conectados na potamofase sejam homogêneos, apresentando alta similaridade quanto à estrutura da comunidade fitoplanctônica.

MATERIAL e MÉTODOS

Área de estudo

A área total da bacia de drenagem amazônica é de 6.112.000 km², com precipitação anual de 2.460 mm, fluxo médio de 209.000 m³.s⁻¹/ano e evapotranspiração média anual de 1.382 mm. O clima é predominantemente quente e úmido. Os solos amazônicos são de baixa fertilidade, mas cobertos por uma biota rica em espécies, apresentando uma das maiores biodiversidades naturais do planeta (Braga *et al.*, 1999).

A várzea do Lago Grande de Curuai (55,00°W- 56,10°W e 1,9°S- 2,3°S) está localizada na parte mais baixa do rio Amazonas, próximo a Óbidos (estado do Pará, Brasil - Bonnet *et al.*, 2005), a 900 km à montante da foz no Oceano Atlântico (Novo *et al.*, 2006). É formada por sedimentos arenosos quaternários e pode ser caracterizada como uma planície fluvial inundável sujeita ao regime natural de águas do rio Amazonas (Barbosa *et al.*, 2003). Esta várzea é delimitada ao norte pelo rio Amazonas e ao sul pela terra firme, composto por lagos de águas brancas e pretas interligados temporariamente ou permanentemente conectados ao eixo principal Amazônico por pequenos canais (Bonnet *et al.*, 2005; Bonnet *et al.*, 2008). Possui aproximadamente 3.500 km² e está sujeita a uma flutuação de até 7 m no nível da água.

A ecologia dos lagos é modulada pelas flutuações do nível da água do rio Amazonas, os quais são caracterizados por quatro estágios: o período caracterizado pelo rápido aumento do nível da água de janeiro ao final de fevereiro com taxas de aumento maiores que 0,2 cm.h⁻¹. O período de inundação ocorre de abril ao final de junho, quando a água entra pelos canais da várzea. A diminuição no nível da água se estende de agosto a outubro com taxas de queda maiores que 0,2 cm.h⁻¹. A última fase é o período de baixo nível da água de outubro a novembro (Novo *et al.*, 2006).

O Lago Grande de Curuai é limitado e influenciado, em sua parte oeste, pelo lago Piraquara. A conexão entre os dois lagos forma uma zona de mistura entre águas brancas e pretas. À leste o lago recebe as águas do Rio Amazonas através dos canais permanentes, Foz norte e sul. O Lago Grande de Curuai apresenta a maior área

inundada da várzea, incluindo a área de vegetação inundada, a qual é composta na maior parte por pastagens (274 km²). O Lago Piraquara apresenta características de sistemas de águas pretas ao longo de todo o ciclo hidrológico. Está localizado na parte sul da várzea e é abastecido pelas águas da chuva que drenam a bacia de floresta de terra firme. Este lago é margeado ao norte, sul e oeste por vegetação tropical composta principalmente por caatinga (51 km²) (Maia *et al.*, 2009). O Lago Santa Ana é fortemente influenciado pelo Rio Amazonas através de dois canais ao norte da várzea. O lago é delimitado por vegetação tropical ao norte e ao sul e sudoeste pelos Lagos Inferno e Vermelho, ambos pertencendo ao sistema do Lago Poçoão. Na região do Lago Vermelho a coluna d'água varia entre 4,30 a 5,50 m no período de enchente. Com exceção do Lago Piraquara, os demais lagos apresentam características geoquímicas de sistemas de águas brancas.

As amostragens foram realizadas no Lago Grande de Curuai em dois períodos, águas altas (potamofase - junho/2009) e águas baixas (limnofase - outubro/2009). Foram amostrados seis lagos apenas na potamofase: L. Grande de Curuai (LGC), L. Santa Ana (Lsan), L. Vermelho (Lver), L. Piedade (Lpie), L. Piraquara (Lpir) e L. Cativo (Lcat) (Tab. 01). Cada lago foi coletado em apenas uma estação amostral, com exceção do Lago Grande de Curuai com quatro estações (1-4) (Fig. 01).

Tabela 01 – Lagos amostrados na várzea do Lago Grande de Curuai em três campanhas (CBM, “CARBAMA”) entre 2009-2010

Lagos	Pontos	Códigos CBM5	Códigos CBM6	Códigos CBM7
L. Santa Ana	Lsan	CBM532		
L. da Vermelha	Lver	CBM533		
L. Piraquara	Lpir	CBM535		
L. Piedade	Lpie	CBM536		
L. Cativo	Lcat	CBM537		
L. Grande de Curuai	LGC (1-4)	CBM534	CBM637	CBM732
		CBM538	CBM638	
		CBM539	CBM639	
		CBM540	CBM640	

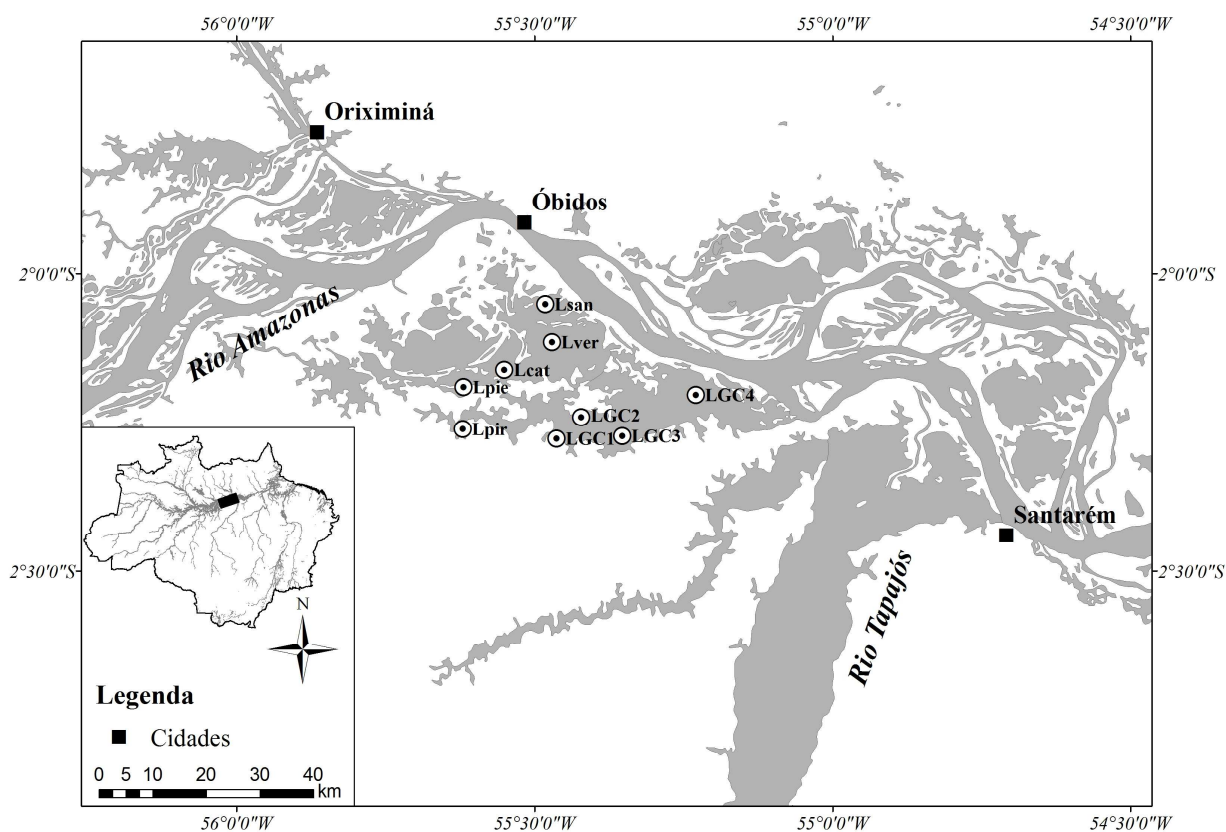


Figura 01 – Localização da Várzea do Lago Grande de Curuai (PA) na Bacia Amazônica e os respectivos lagos amostrados. LGC1-LGC4, Lago Grande de Curuai; Lsan, Lago Santa Ana; Lver, Lago Vermelho; Lcat, Lago Cativo; Lpie, Lago Piedade e Lpir, Lago Piraquara.

Em cada estação foram coletados 5L de água em subsuperfície utilizando garrafa de Van Dorn e imediatamente acondicionada da seguinte forma: 1L em frascos plásticos para filtração de clorofila, 1L em frascos plásticos para análise de carbono orgânico (CO) e 2L em frasco plástico de para filtração de sólidos suspensos. Amostras quantitativas de fitoplâncton foram acondicionadas em frascos âmbar de 100 mL e fixadas com solução de lugol acético (Bicudo & Menezes, 2006). Amostras qualitativas de fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m e devidamente fixadas com solução de formalina 4%.

Algumas variáveis abióticas são essenciais para o estudo do fitoplâncton, pois além de caracterizar o nicho das espécies, são indicativos dos processos que ocorrem no ambiente aquático e na bacia de drenagem. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e alcalinidade, por exemplo, são variáveis relacionadas entre si que expressam muito do metabolismo do sistema, como respiração e fotossíntese. A turbidez e condutividade elétrica estão relacionadas à da presença de materiais dissolvidos e suspensos

provenientes da bacia de drenagem e da composição geológica da bacia, bem como a magnitude da concentração iônica. A turbidez também pode indicar o quanto de luz penetra na coluna d'água, quanto mais turbido o ambiente, menor é a camada eufótica (Lage Filho, 1996; Esteves, 1998).

Os dados do nível do rio Amazonas para o ano de 2009 foram cedidos pela Agência Nacional das Águas (ANA). As variáveis abióticas como temperatura da água (TA), condutividade elétrica (CE), pH, oxigênio dissolvido (OD), e turbidez (T) foram aferidas por meio de uma sonda multiparâmetro (modelo YSI 6820-V2). Alcalinidade foi determinada pelo método de titulação de Gran (SCHOTT TitroLine *easy*). A pressão parcial de CO₂ na água foi registrada por meio de um equilibrador. A água foi bombeada continuamente a 50 cm abaixo da superfície para um equilibrador descrito em Frankignoulle *et al.* (2001) e Abril *et al.* (2006) e a pressão do gás foi medida por um analisador de gás (LICOR® 620).

Para análise de clorofila *a* e feofitina foram filtrados cerca de 500 a 750 mL de água sob pressão no sistema de filtração NALGENE e filtros de fibra de vidro (0,47 µm de porosidade; Millipore Whatman GF/F). Os filtros foram acondicionados em papel alumínio e refrigerados a 20°C até as análises em laboratório. A extração foi feita mediante 10 mL de álcool etílico a 96% e analisadas pelo método de fluorescência. A leitura da amostra foi feita duas vezes, sendo a segunda depois da acidificação (0,2 mL de HCl) para leitura da feofitina (Arar & Collins, 1997).

As análises de materiais em suspensão foram processadas a partir de 250 mL de amostra de água filtrados através do sistema NALGENE. Foram utilizados filtros de acetato de celulose pré-pesados (0,45 µm de porosidade, Millipore Whatman GF/F). Os filtros foram secados por 12h a 60°C e pesados.

A quantificação do fitoplâncton foi efetuada em microscópio Zeiss Axiovert 125, sendo a densidade fitoplanctônica estimada segundo Utermöhl (1958) e expressa em unidades de indivíduos por volume (ind.mL⁻¹). O tempo de sedimentação das amostras nas câmaras de contagem seguiu as recomendações propostas por Margalef (1983). A contagem foi feita em campos distribuídos aleatoriamente (Uhelinger, 1964) e os organismos (cenóbios, colônias, filamentos e células) foram quantificados com base na curva de acumulação de espécies ou até alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundante, de modo que o erro da contagem fosse inferior a 20% e o nível de significância da ordem de 95% (Lund *et al.*, 1958).

A comunidade fitoplanctônica foi analisada quanto à riqueza específica (número de táxons), densidade (ind.mL⁻¹), dominância e abundância das espécies (Lobo & Leighton, 1986), categoria de frequência (Dajoz, 1973), biovolume (Hillebrand *et al.*, 1999) e grupos funcionais (Reynolds *et al.*, 2002; Reynolds, 2006; Padišák, 2009). O cálculo da estimativa do conteúdo de carbono fitoplanctônico foi efetuado de acordo com Rocha &

Duncan (1985), e foram selecionadas as espécies com conteúdo de carbono $\geq 10\%$ do valor total de cada amostra para as análises estatísticas.

As análises qualitativas foram utilizadas para solucionar problemas de identificação taxonômica dos principais organismos quantificados, os quais foram analisados quanto à plasticidade fenotípica das características morfológicas e morfométricas em microscópio Zeiss Axioscop 40, equipado com sistema de captura de imagem Axiocam HRc.

Análises estatísticas

Os dados limnológicos foram sintetizados por meio da análise de componentes principais (PCA). Todos os dados, exceto pH, foram previamente log-transformados [$\log(x+1)$] para a realização da PCA e as demais análises descritas a seguir.

A riqueza de espécies é influenciada pelo esforço amostral, tendendo a aumentar com o tamanho da amostra ou o número de indivíduos coletados (Gotelli & Cowell, 2001). A fim de padronizar o esforço amostral e tornar a riqueza comparável entre as comunidades foi feita a curva de rarefação baseada no número de indivíduos (densidade) (senso Gotelli & Cowell, 2001). A análise foi realizada no software R 2.10 (R Development Core Team, 2009).

Para testar a hipótese deste estudo foi utilizado o teste t para verificar se existe diferença entre a riqueza, densidade e biovolume do fitoplâncton entre a potamofase e limnofase. A análise foi feita utilizando o software Statistica 7.1 (StatSoft, 2007).

A relação entre a comunidade fitoplanctônica e as principais variáveis abióticas (identificadas pela PCA) foi observada por meio da análise de correspondência canônica (CCA). Para a matriz de dados bióticos foram selecionadas as espécies com biovolume acima de 5% do total de cada amostra (Kruk *et al.*, 2002). Foi feita também CCA com as espécies que apresentaram valor $\geq 10\%$ do total de conteúdo de carbono. A hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes (biótica e abiótica) foi feita pelo teste de Monte Carlo com 999 aleatorizações.

Para avaliar a conectividade biológica entre os lagos foi calculada a diversidade β com dados de abundância (densidade) das espécies de fitoplâncton, estimada pela dissimilaridade de Bray-Curtis (Sørensen quantitativo). A similaridade entre os ambientes foi explorada através do método de ordenação NMDS (escalonamento multidimensional não-métrico) a partir da matriz de dissimilaridades de Bray-Curtis. A

dissimilaridade e o NMDS foram feitos no software R (R Development Core Team, 2009), nos pacotes *vegan* e *MASS*.

RESULTADOS

Limnologia dos lagos da várzea do Lago Grande de Curuai

No ano de 2009 foi registrada uma das maiores cheias do rio Amazonas (Fig. 02).

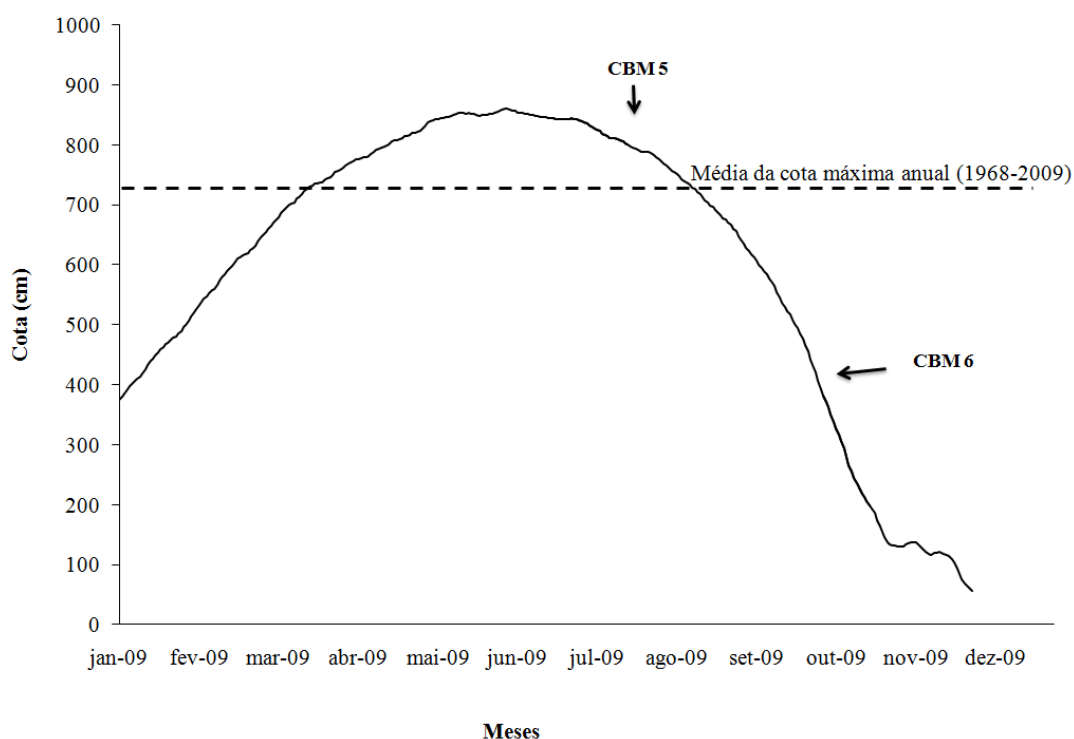


Figura 02 – Variação hidrométrica (cota - cm) do rio Amazonas (município de Óbidos – PA) de janeiro a dezembro/2009, situando os períodos amostrados, CBM 5 (potamofase) e CBM 6 (limnofase). A linha tracejada corresponde à média da cota máxima anual de 1968-2009 (ANA - Boletim nº4 – 30/09/2010).

Tabela 02- Informações de variáveis morfométricas (máxima, média e mínima) do Lago Grande de Curuai (PA) ao longo do ciclo hidrológico (potamofase-limnofase).

Variáveis morfométricas	Medidas
Comprimento (km)	50
Profundidade máxima (m)	6
Profundidade média (m)	4
Profundidade mínima (m)	2

Comparando limnologicamente os dois períodos hidrológicos amostrados no Lago Grande de Curuai, foi observada pouca variação na temperatura da água dentro do lago, variando em torno dos 29°C na potamofase e atingindo um máximo de 33°C na limnofase (LGC3). A condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido variaram de 43 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 4,90 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (potamofase – LGC1) a 48 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 8,56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (limnofase-LGC3), respectivamente. Os valores de pH oscilaram na faixa do neutro, com mínimo de 6,49 (LGC1) na potamofase e máximo de 7,75 (LGC2) na limnofase. Variáveis como turbidez, carbono inorgânico dissolvido e pressão parcial de CO_2 apresentaram grande amplitude entre os dois períodos. Valores mínimos de turbidez foram registrados na potamofase (16 NTU – LGC1) e máximos na limnofase (139 NTU – LGC3). Contrariamente, o carbono inorgânico e a pressão parcial de CO_2 foram máximas na potamofase 0,58 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ (LGC3) e 3700 ppmv (LGC2) e mínimas de 0,30 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ (LGC2) e 298 ppmv (LGC3) na limnofase (Tab. 03).

Entre os lagos amostrados na potamofase, o Lago Piedade apresentou maior temperatura da água, 31,27°C. Os maiores valores de condutividade elétrica, turbidez e sólidos totais em suspensão foram encontrados no Lago Santa Ana, 48,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 38,00 NTU e 21,00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, enquanto o Lago Piraquara apresentou os menores valores dessas variáveis, 40,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 13,10 NTU e 5,01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esse lago também apresentou maiores concentrações de pigmentos (clorofila *a* e feofitina). O Lago Vermelho apresentou as menores concentrações de oxigênio dissolvido e nitrato, 3,64 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 3,71 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. No Lago Cativo foram registrados maiores valores de pH e nitrato, 6,59 e 5,48 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tab. 03).

Tabela 03 – Variáveis limnológicas (TA – Temperatura da Água, CE- Condutividade Elétrica, OD – Oxigênio Dissolvido, pH, T – Turbidez, TSS – Sólidos Totais Dissolvidos, NO₃ – Nitrato, NH₄ – Amônia, Cl *a* – Clorofila *a*, F – Feofitina, CID – Carbono Inorgânico Dissolvido, pCO₂ – Pressão parcial de CO₂, AT – Alcalinidade Total) do Lago Grande de Curuai (PA) e demais lagos da várzea amostrados na potamofase (P – julho/2009) e limnofase (L – outubro/2009)

Variáveis	Potamofase									Limnofase			
	LGC1	LGC2	LGC3	LGC4	Lsan	Lver	Lpir	Lpie	Lcat	LGC1	LGC2	LGC3	LGC4
TA (°C)	29,70	29,46	29,18	29,32	29,63	29,89	30,41	31,27	29,53	29,49	32,05	33,03	30,91
CE (μS.cm ⁻¹)	43,00	46,00	46,00	46,00	48,00	47,00	40,00	46,00	44,00	41,00	45,00	48,00	42,00
OD (mg.L ⁻¹)	4,90	6,08	6,17	6,27	3,90	3,64	4,19	5,72	5,32	7,30	8,38	8,56	5,87
pH	6,49	6,56	6,71	6,78	6,20	6,25	6,25	6,56	6,59	7,32	7,75	7,63	7,48
T (NTU)	16,00	36,70	43,90	40,00	38,00	24,00	13,10	25,30	34,00	128,00	72,00	139,00	133,50
TSS (mg.L ⁻¹)		17,45	21,00	19,14	21,33	18,70	5,01	12,00	18,38	84,00	39,00	82,60	58,36
NO ₃ (μmol.L ⁻¹)		5,00	5,32	3,71	4,84	3,71		4,68	5,48		8,71	8,06	18,87
NH ₄ (μmol.L ⁻¹)	0,56	1,67	0,56	1,11	1,11	1,11	1,11	0,56	1,11	1,72		0,50	1,52
Cl <i>a</i> (μg.L ⁻¹)	2,49	1,29	2,32	1,98	1,10	1,77	4,67	3,80	1,53	60,19	18,34	17,66	7,19
F (μg.L ⁻¹)	3,05	1,25	2,75	1,32	0,99	1,48	3,33	2,27	1,39	7,96	2,86	7,63	4,29
CID (mmol.L ⁻¹)	0,35	0,47	0,58	0,49	0,57	0,54	0,50	0,49	0,53		0,30	0,35	0,38
pCO ₂ (ppmv)	2843,00	3700,00	2840,00	2846,00	6335,00	6657,00	6065,00	3923,00	4224,00	314,00	330,00	298,00	1991,00
AT (mmol.L ⁻¹)	0,35	0,36	0,50	0,41	0,39	0,35	0,33	0,38	0,41	0,28	0,29	0,34	0,33

A PCA realizada com as variáveis limnológicas sintetizou 81,98% da variância nos dois primeiros eixos. O eixo 1 apresentou alta correlação com a pressão parcial de CO₂, carbono inorgânico dissolvido, turbidez, feofitina e pH. O eixo 2 esteve mais correlacionado à temperatura da água, à condutividade elétrica e ao oxigênio dissolvido.

A dispersão dos escores das estações demonstra diferenças limnológicas entre os períodos, estando a potamofase relacionada aos maiores valores de carbono inorgânico e pressão parcial de CO₂ e a limnofase às maiores temperaturas da água, oxigênio dissolvido, e pH (LGC2 e LGC3) e aos altos valores de clorofila *a* e feofitina (LGC1 e LGC4) (Fig. 03).

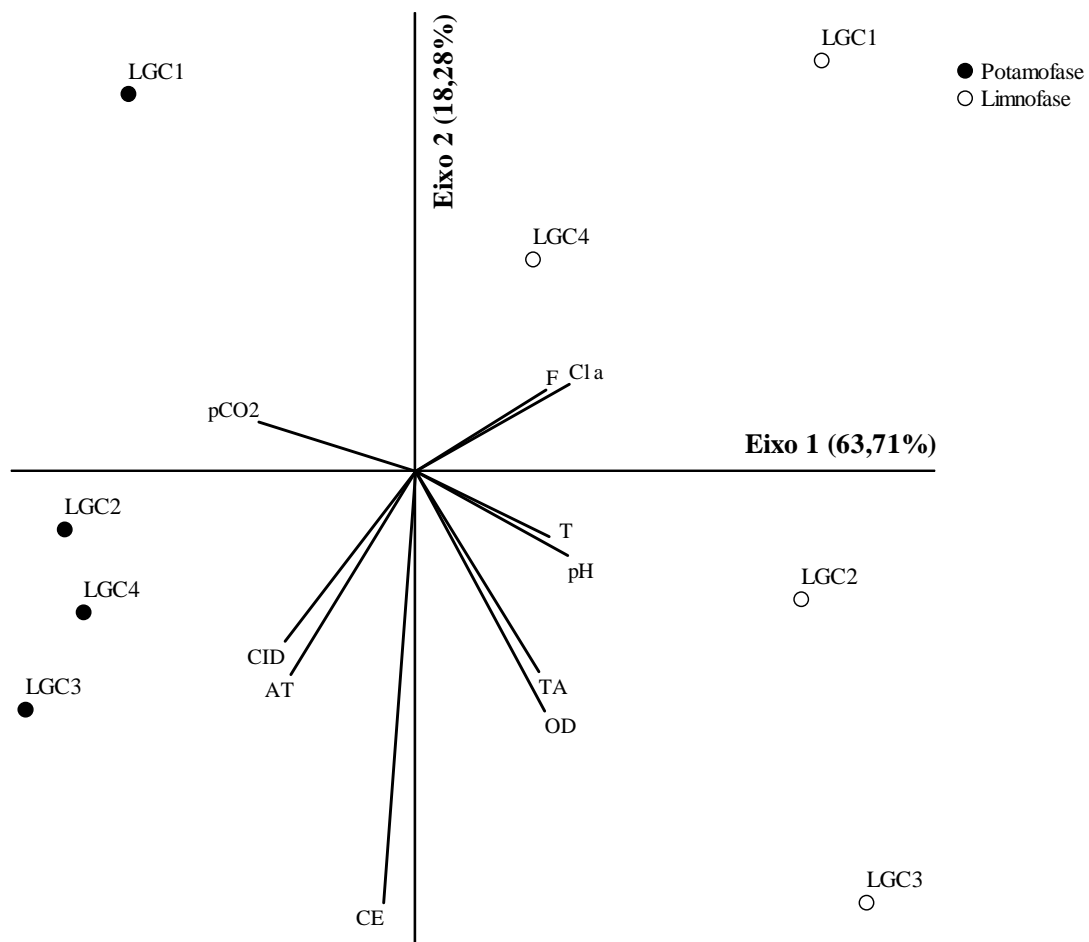


Figura 03 – Diagrama de ordenação da PCA aplicada às variáveis limnológicas (pressão parcial de CO₂ (pCO₂), carbono inorgânico dissolvido (CID), temperatura da água (TA), condutividade elétrica (CE), pH, turbidez (T), oxigênio dissolvido (OD), clorofila *a* (Cl *a*), feofitina (F) e alcalinidade total (AT)) na potamofase e limnofase no Lago Grande de Curuai (PA) – 2009.

Comparando as características limnológicas do Lago Grande de Curuai (LGC) com cinco lagos (Lago Piedade- Lpie, Lago Piraquara - Lpir, Lago Cativo - Lcat, Lago Vermelho - Lver e Lago Santa Ana - Lsan) amostrados na potamofase, observa-se no

gráfico de ordenação da PCA (Fig. 04) que o Lago Grande de Curuai se distingue dos demais lagos. A PCA resumiu 83,87% da variância dos dados nos eixos 1 e 2, sendo a turbidez, sólidos totais em suspensão relacionados positivamente ao eixo1 e a temperatura da água negativamente relacionada. O eixo 2 está relacionado positivamente à pressão parcial de CO₂ e negativamente ao oxigênio e pH. O Lago Grande de Curuai apresenta maior profundidade e maiores valores de oxigênio dissolvido, turbidez e feofitina.

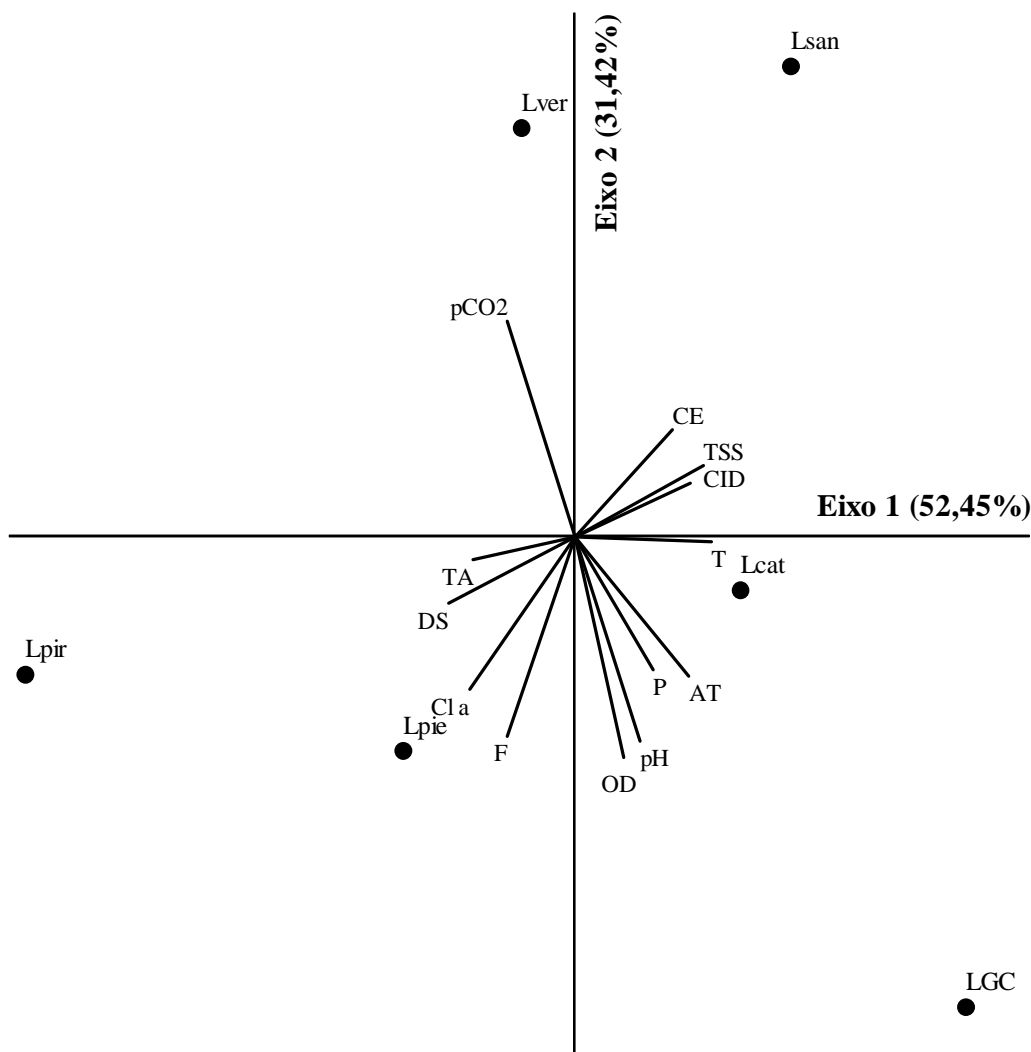


Figura 04 – Diagrama de ordenação da PCA aplicada às variáveis limnológicas (pressão parcial de CO₂ (pCO₂), carbono inorgânico dissolvido (CID), temperatura da água (TA), condutividade elétrica (CE), pH, turbidez (T), transparência ao disco de Secchi (DS), oxigênio dissolvido (OD), clorofila a (Cl a), feofitina (F) e alcalinidade total (AT)) de seis lagos da várzea do Lago Grande de Curuai (PA) na potamofase – 2009.

Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica apresentou, em média, 23 táxons em todo o período estudado, distribuídos nas classes Cyanophyceae, Cryptophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae (Fig. 05). Destes táxons, *Cryptomonas marsonii* Skuja e *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komàrková-Legnerová foram espécies constantes nos dois períodos de estudo.

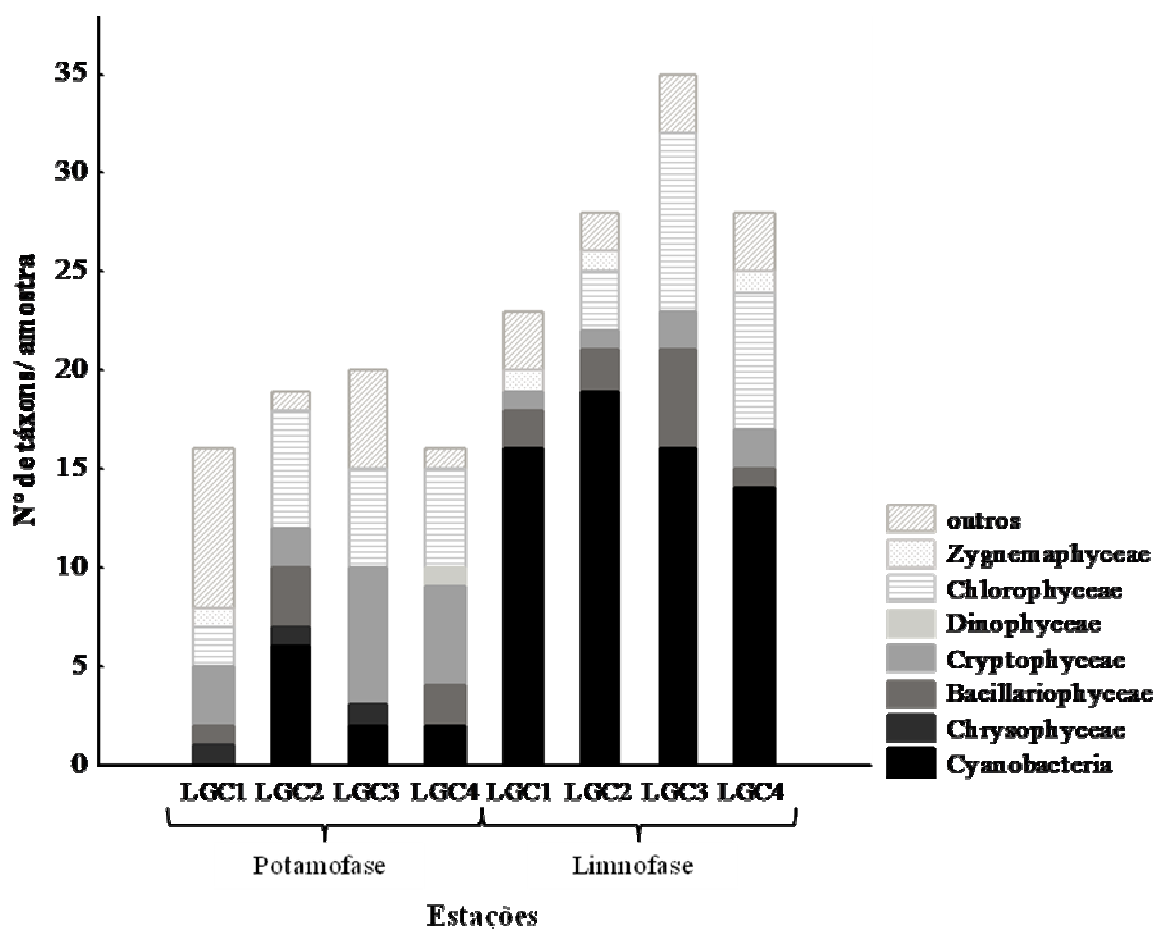


Figura 05 – Riqueza taxonômica por classe fitoplanctônica na potamofase e limnofase no Lago Grande de Curuai (PA) – 2009.

A riqueza estimada pela rarefação não apresentou valores diferentes da riqueza observada (Tab. 02) e pela curva de rarefação observa-se que todas as comunidades amostradas atingem o máximo de riqueza quando cerca de 800 indivíduos foram

amostrados (Fig. 06). A riqueza observada na limnofase foi de 1,52 vezes maior que na potamofase ($t_{(6)}=-3,284$, $p=0.016$) (Fig. 07).

Tabela 02 – Valores de riqueza de espécies (nº de táxons/amostra) observada e riqueza estimada pela rarefação para as comunidades mais abundantes nos dois períodos (potamofase e limnofase), no Lago Grande de Curuai (PA) – 2009.

Estações	Riqueza	
	Observado	Rarefação
LGC1-P	17	-
LGC2-P	19	19
LGC3-P	22	21
LGC4-P	16	16
LGC1-L	22	23
LGC2-L	28	28
LGC3-L	35	35
LGC4-L	28	28

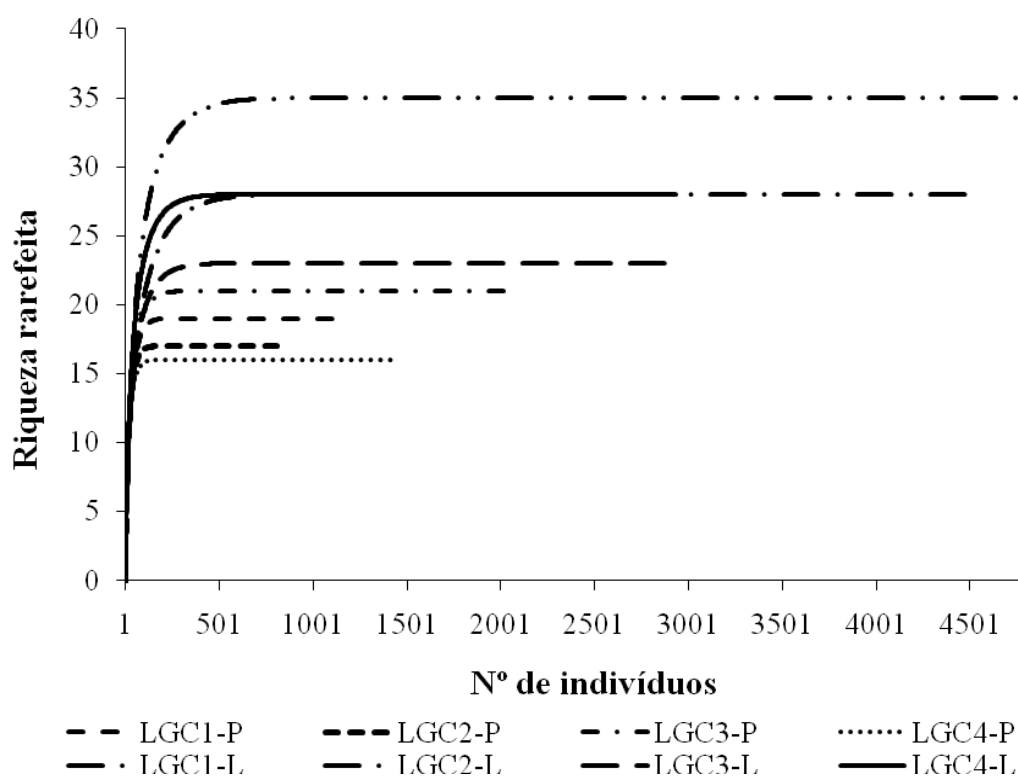


Figura 06 – Curva de rarefação para as comunidades mais abundantes nos dois períodos (potamofase e limnofase), no Lago Grande de Curuai (PA) – 2009.

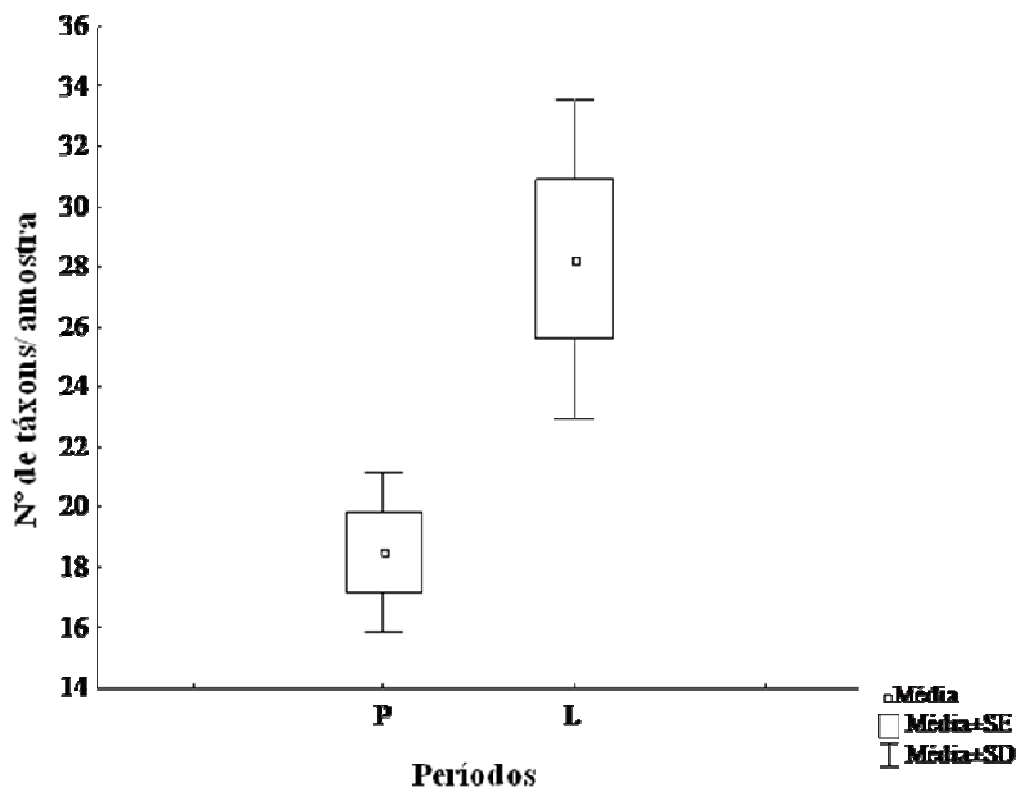


Figura 07 - *Box plot* da riqueza de espécies de fitoplâncton (número de táxons/amostra) na potamofase (P) e limnofase (L) (média, desvio padrão e erro padrão), Lago Grande de Curuai (PA) em 2009.

A densidade fitoplanctônica variou de 802 ind.mL⁻¹ (potamofase) a 4991 ind.mL⁻¹ (limnofase), com predominância de Cryptophyceae (maior abundância de *Cryptomonas brasiliensis* A. Castro, C. Bicudo & D. Bicudo, *C. erosa* Ehr., *C. marsonii* Skuja e *C. tenuis* Pasch) e Cyanophyceae (*Dolichospermum circinalis* (Rabenh. ex Bornet et Flah.) Wacklin *et al.* (antes *Anabaena circinalis*)), respectivamente (Fig. 08). O teste t demonstrou que a densidade na limnofase foi 2,81 vezes maior do que na potamofase ($t_{(4,2)}=-4,07$; $p=0,013$) (Fig. 09).

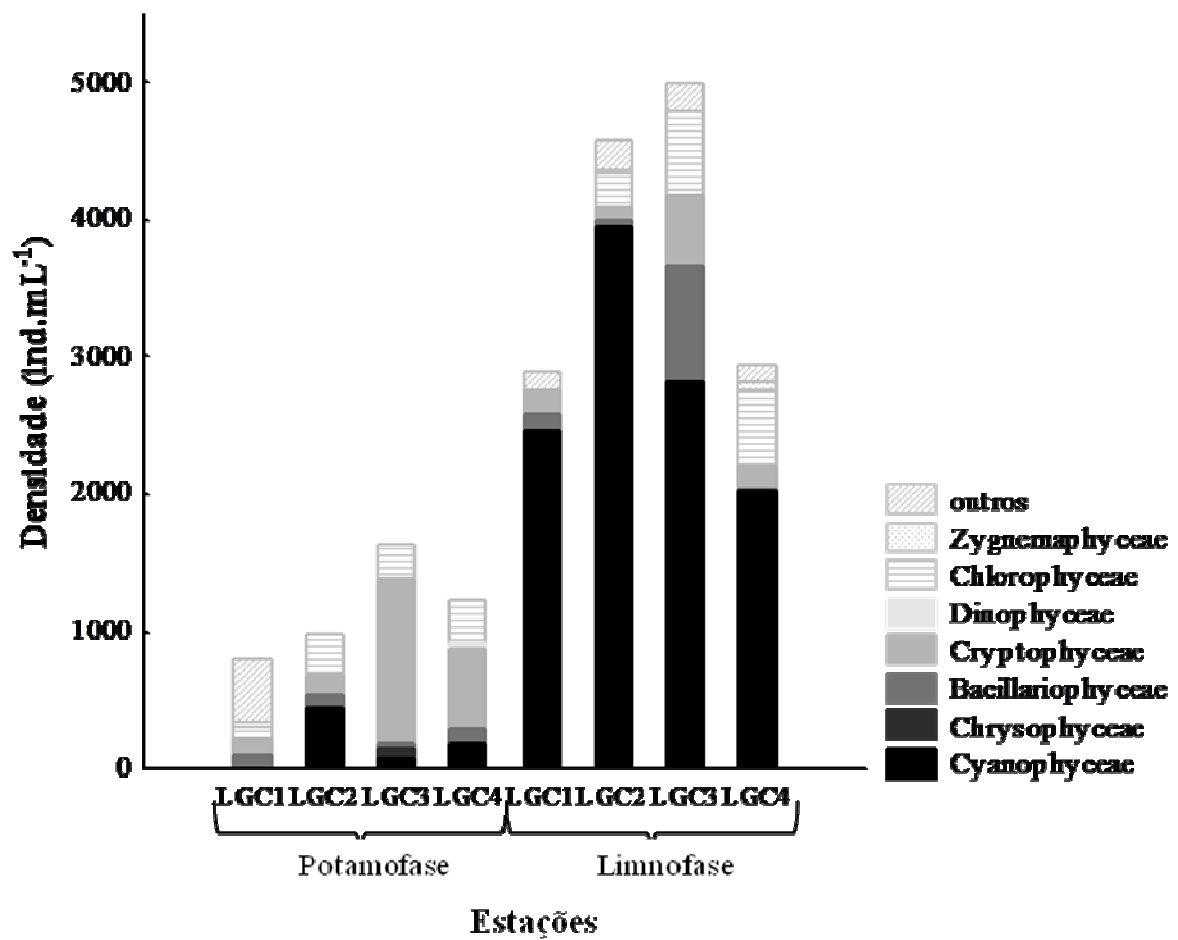


Figura 08 – Densidade fitoplanctônica (ind.mL⁻¹) na potamofase(P) e limnofase (L) por classe taxonômica no Lago Grande de Curuai (PA) – 2009

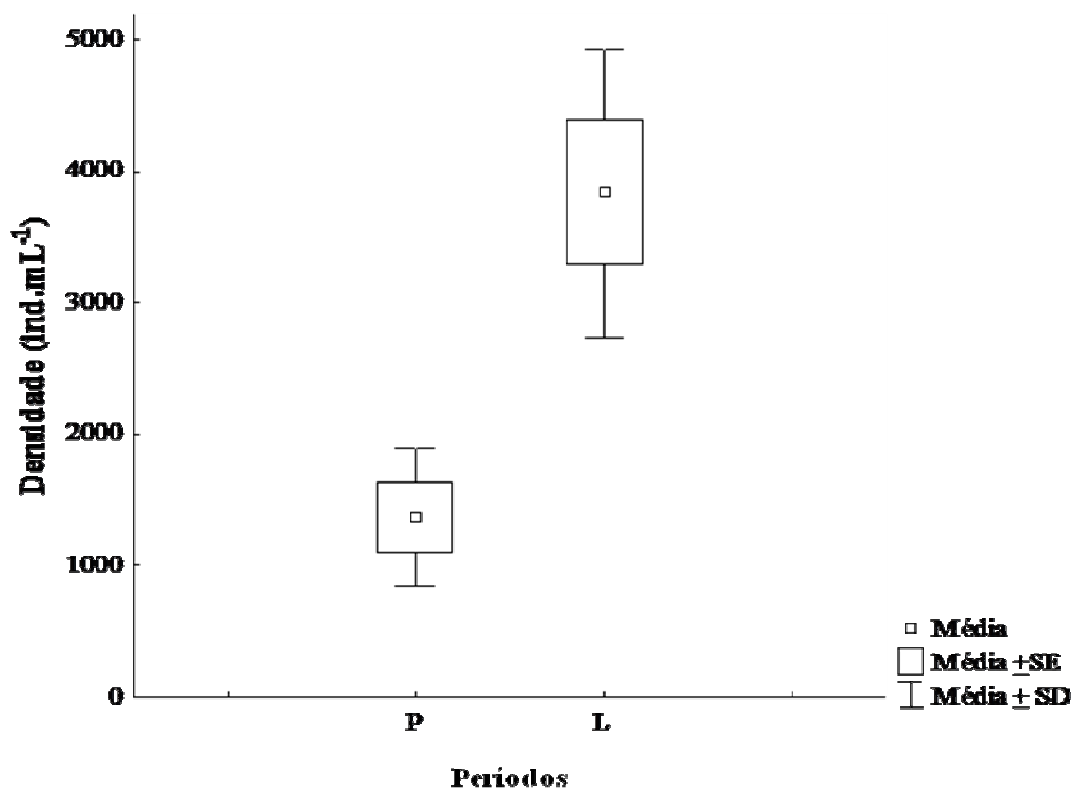


Figura 09- *Box plot* da densidade fitoplanctônica (ind.mL⁻¹) na potamofase (P) e limnofase (L) (média, desvio padrão e erro padrão), Lago Grande de Curuai (PA) – 2009.

O biovolume fitoplanctônico variou de 0,24 mm³.L⁻¹ (potamofase) a 7,66 mm³.L⁻¹ (limnofase) (Fig. 10), mas não foi significativamente diferente entre os períodos analisados ($t_{(6)} = -2,01$, $p = 0,09$). Em relação a este atributo, as Bacillariophyceae e as Cryptophyceae foram dominantes na potamofase e as Cyanophyceae na limnofase.

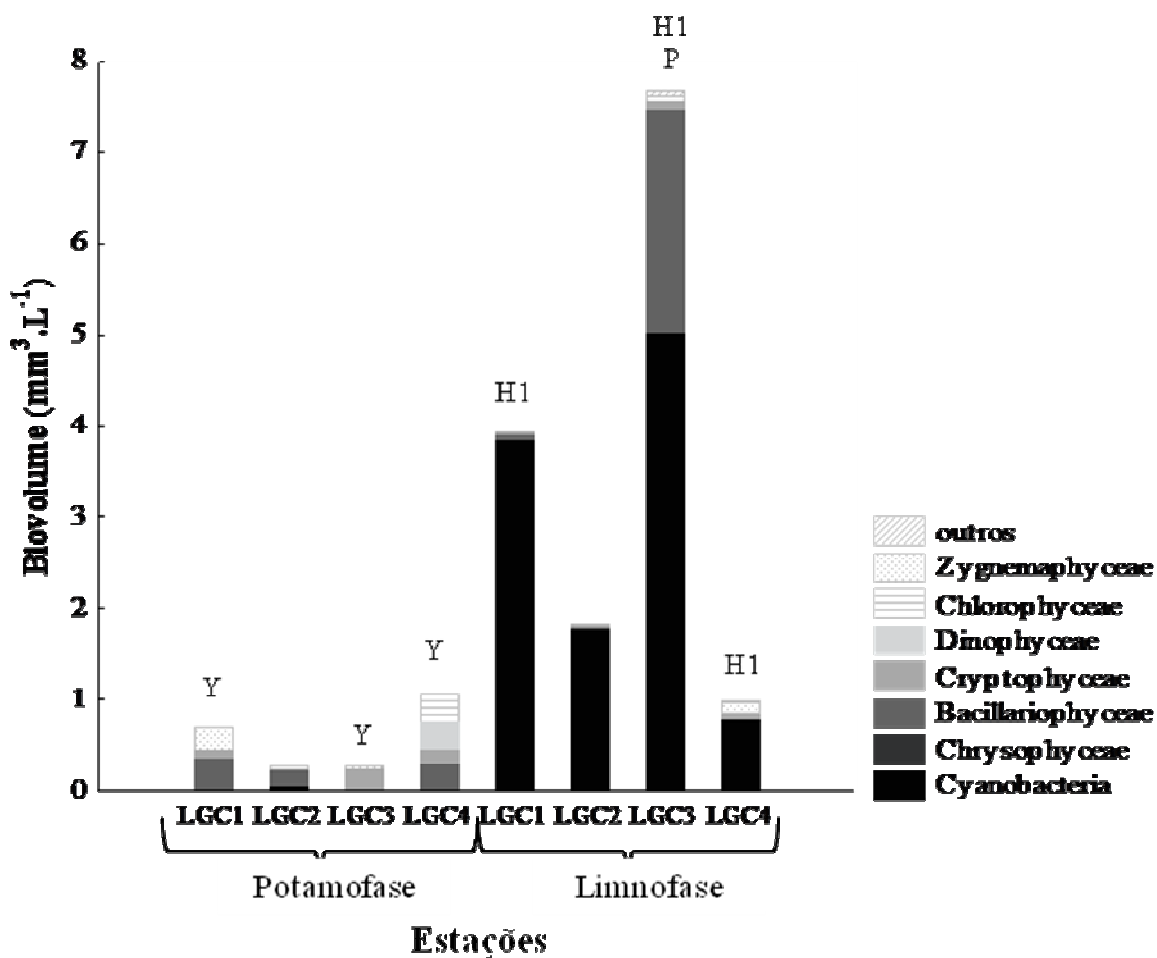


Figura 10 – Biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) nos pontos amostrais durante a potamofase (P) e a limnofase (L) por classe no Lago Grande de Curuai (PA) em 2009. Os símbolos acima das colunas representam os códigos dos grupos funcionais dominantes em cada estação amostral.

Dos grupos funcionais do fitoplâncton que representaram a comunidade durante o estudo no Lago Grande Curuai, destacam-se o grupo **Y** na potamofase e o grupo **H₁** na limnofase (Tab. 03).

Tabela 03 – Grupos funcionais do fitoplâncton ocorrentes na potamofase e na limnofase, Lago Grande de Curuai (PA) – 2009

Grupo funcional	Espécies	Códigos	Estações							
			Potamofase				Limnofase			
			LGC1	LGC2	LGC3	LGC4	LGC1	LGC2	LGC3	LGC4
H ₁	<i>Dolichospermum circinalis</i>	Dcir					x	x	x	x
H ₁	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	Dpla					x	x	x	x
K	<i>Aphanocapsa annulata</i>	Apan						x	x	
P	<i>Aulacoseira granulata var. granulata</i>	Agra	x	x		x			x	x
T	<i>Mougeotia</i> sp.1	Mousp1								
X ₁	<i>Chlorella vulgaris</i>	Chvul				x				
X ₃	<i>Chrysococcus rufescens</i>	Cysru	x	x						
	Bacillariophyceae sp.1	Bacsp1		x						
Y	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Cbra	x			x				
Y	<i>Cryptomonas curvata</i>	Ccur	x							
Y	<i>Cryptomonas marsonii</i>	Cmar	x	x		x	x	x	x	x
Y	<i>Cryptomonas tenuis</i>	Cten				x				x

O grupo funcional Y esteve presente em todos os lagos amostrados na potamofase (Tab.04). Outros grupos contribuíram com a representatividade da comunidade fitoplanctônica, como A, E, L₀, X₁, X₃, conferindo distintas composições funcionais a estes lagos.

Tabela 04 – Grupos funcionais do fitoplâncton ocorrentes na potamofase em seis lagos da várzea do Lago Grande de Curuai (PA) - 2009

Grupo funcional	Espécies	Códigos	L. Santa Ana	L. Vermelho	L. Grande de Curuai	L. Piraquara	L. Piedade	L. Cativo
A	<i>Urosolenia eriensis</i>	Uro	x					
E	<i>Dinobryon</i> sp.	Din		x				
Lo	<i>Peridinium</i> sp.	Peri	x				x	
P	<i>Aulacoseira granulata</i>	Agra			x			
X ₃	<i>Chrysococcus rufescens</i>	Crys			x			
Y	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Cbra	x	x		x	x	x
Y	<i>Cryptomonas curvata</i>	Ccur						x
Y	<i>Cryptomonas</i> sp.	Csp					x	x
Y	<i>Cryptomonas marsonii</i>	Cmar				x		

O conteúdo de carbono no fitoplâncton variou de 0,034 mgC.L⁻¹ (potamofase) a 1,049 mgC.L⁻¹ (limnofase), seguindo o mesmo padrão da densidade e biovolume fitoplanctônicos registrados nos pontos amostrais do Lago Grande de Curuai (Tab. 5)

Tabela 05 – Estimativa do Conteúdo total de carbono fitoplanctônico (mgC.L⁻¹) nos pontos amostrais do Lago Grande de Curuai (PA) durante a potamofase e a limnofase de 2009

Período	Estação	Carbono
P	LGC1	0,097
P	LGC2	0,034
P	LGC3	0,035
P	LGC4	0,104
L	LGC1	0,539
L	LGC2	0,251
L	LGC3	1,049
L	LGC4	0,134

Tabela 06 – Espécies com contribuição $\geq 10\%$ (mg.L⁻¹) para o carbono total ocorrentes na potamofase e limnofase no Lago Grande de Curuai (PA) em 2009.

Espécies	Estações							
	Potamofase				Limnofase			
	LGC1	LGC2	LGC3	LGC4	LGC1	LGC2	LGC3	LGC4
<i>Aphanocapsa annulata</i>						x		
<i>Aulacoseira granulata var. granulata</i>				x				
<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x						
<i>Aulacoseira herzogii</i>							x	
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>			x	x				
<i>Dolichospermum circinalis</i>					x			x
<i>Dolichospermum planctonicum</i>					x	x	x	x
<i>Peridinium sp.</i>				x				
<i>Cosmarium sp.</i>	x							

A matriz de dados ambientais apresentou alta correlação com o biovolume das espécies, resumindo 51,8% de variação nos dois eixos da CCA (Fig. 10, Tab. 07). A análise foi significativa pelo teste de Monte Carlo, indicando que a correlação entre as variáveis ambientais e a comunidade não ocorre ao acaso.

Tabela 07 - Resultados do teste de Monte Carlo realizado com os dados abióticos e o biovolume de espécies fitoplanctônicas ocorrentes nos pontos amostrais do Lago Grande Curuai em 2009

Eixos	Correlação Espécie- ambiente	Média	Mínimo	Máximo	p
1	0,998	0,938	0,784	0,999	0,004
2	0,912	0,888	0,699	0,999	
3	0,88	0,831	0,648	0,995	

Os pontos amostrais da potamofase posicionaram-se à esquerda do diagrama (Fig. 11) e foram caracterizados pelas maiores concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) e também estão relacionados à presença de *Cryptomonas brasiliensis*, *C. tenuis*, *C. marsonii* e *C. curvata*. A limnofase (escores à direita do diagrama) apresentou as maiores temperaturas da água, pH e turbidez, com predominância do gênero *Dolichospermum* nos pontos amostrais do Lago Grande Curuai.

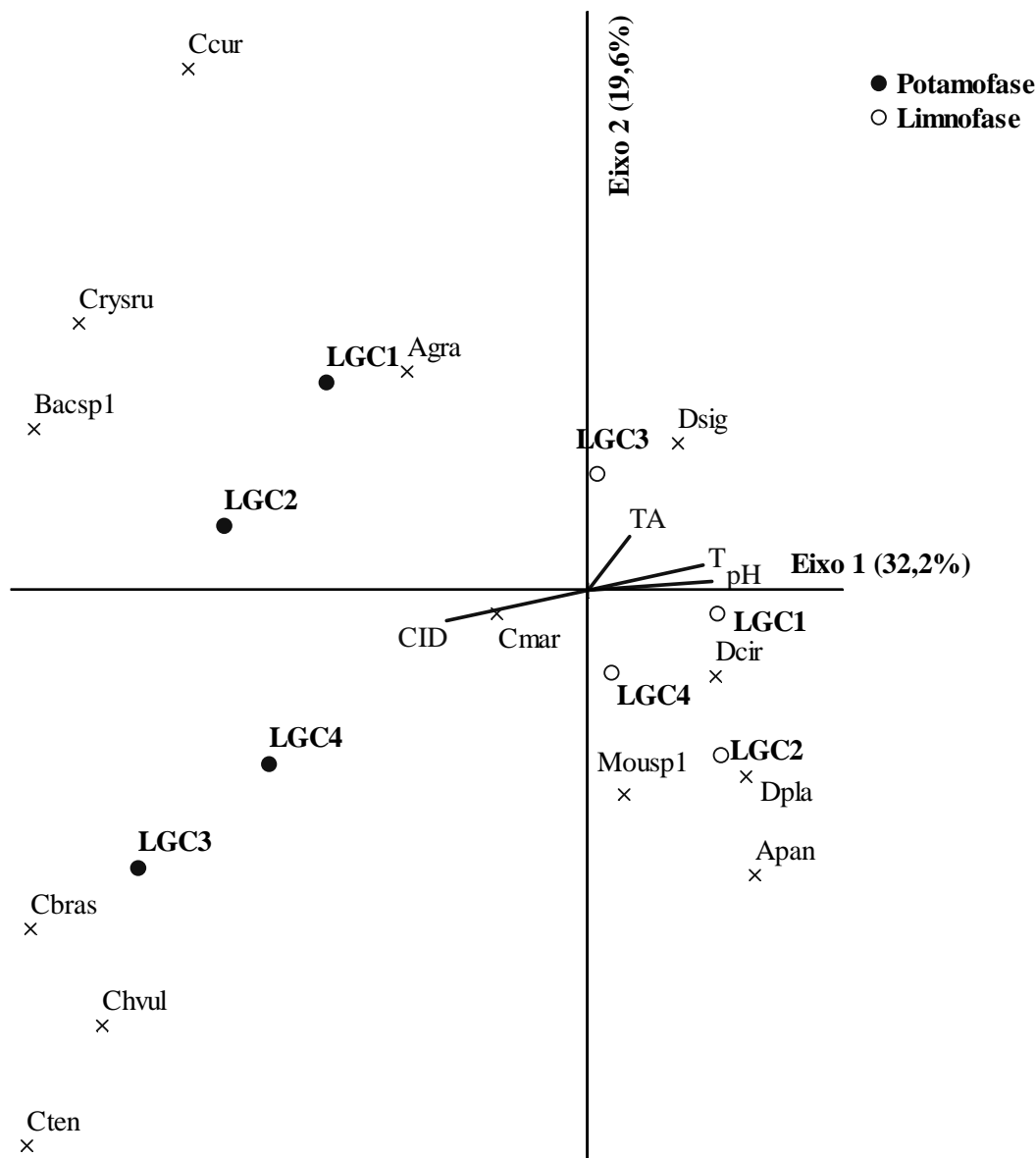


Figura 11 - Diagrama de ordenação da CCA (eixos 1 e 2) aplicada à matriz de variáveis bióticas (biovolume das espécies) e limnológicas (carbono inorgânico dissolvido - CID, temperatura da água - TA, pH e turbidez - T) dos períodos estudados (potamofase - P e limnofase - L), Lago Grande de Curuai (PA) em 2009. Códigos das espécies como na Tabela 03.

A CCA aplicada às espécies mais representativas em conteúdo de carbono fitoplânctônico e as variáveis ambientais (CID, TA, pH e T) resumiu 51,6% da variação dos dados nos dois eixos de ordenação (Fig.12), sendo significativo pelo teste de Monte Carlo (Tab. 08).

Tabela 08 - Resultados do teste de Monte Carlo realizado com os dados abióticos e o conteúdo de carbono de espécies fitoplanctônicas ocorrentes nos pontos amostrais do Lago Grande Curuai em 2009

Eixos	Correlação Espécie- ambiente	Média	Mínimo	Máximo	p
1	1,000	0,972	0,883	1,000	0,021
2	0,960	0,938	0,811	0,999	
3	0,990	0,900	0,798	0,999	

O eixo 1 está relacionado positivamente com o pH, a turbidez e a temperatura da água e negativamente ao carbono inorgânico dissolvido. As menores concentrações de carbono no meio e maiores temperaturas da água estiveram associadas à limnofase, que apresentou maior conteúdo da comunidade fitoplanctônica representado pelas principais espécies (conteúdo $\geq 10\%$ do total) (*Dolichospermum circinalis*, *Dolichospermum planctonicum*, *Aphanocapsa annulata* e *Aulacoseira granulata*) (Fig. 12).

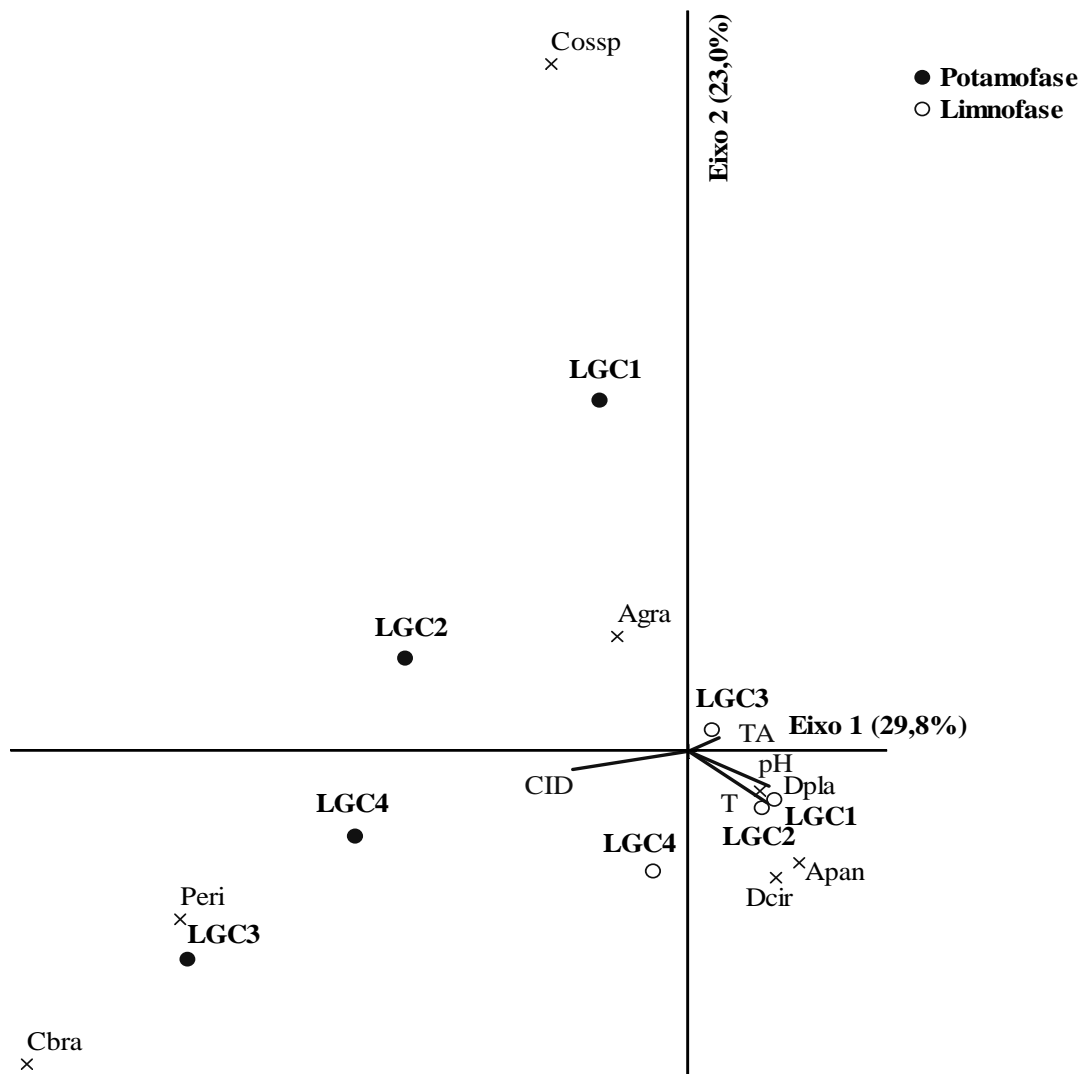


Figura 12 - Diagrama de ordenação da CCA (eixos 1 e 2) aplicada à matriz de variáveis bióticas (conteúdo de carbono das espécies) e limnológicas (carbono inorgânico dissolvido, temperatura da água, pH e turbidez) dos períodos estudados (potamofase- P e limnofase - L), Lago Grande de Curuai (PA) – 2009. Código das espécies como na Tabela 03.

A CCA aplicada ao biovolume das espécies e às variáveis limnológicas dos lagos foi significativa pelo teste de Monte Carlo (Tab. 09) e resumiu 67,6% da variação dos dados nos 2 primeiros eixos (Fig. 13). As variáveis relacionadas ao primeiro eixo da ordenação foram a temperatura da água e a pressão parcial de CO_2 , negativamente. Os lagos que apresentaram menores valores dessas variáveis foram Lago Santa Ana, Lago Vermelho, Lago Piedade e Lago Piraquara, os quais compartilharam as mesmas espécies. O Lago Grande de Curuai e Lago Cativo apresentaram características distintas dos demais, o primeiro com temperatura e pCO_2 menores e associado a espécies de

diatomácea e crisofíceas (*Aulacoseira granulata* e *Crysooccus rufescens*). O Lago Cativo esteve mais relacionado ao eixo 2, bem como a espécies mais raras.

Tabela 09 - Resultados do teste de Monte Carlo, com 999 aleatorizações, realizado com os dados abióticos e o conteúdo de carbono de espécies fitoplanctônicas ocorrentes nos 6 lagos amostrados na várzea do do Lago Grande Curuai na potamofase – jul/2009.

Eixo	Correlação		Média	Mínimo	Máximo	p
	espécie-ambiente					
1	1		0,99	0,956	1	0,027
2	1		0,996	0,944	1	
3	1		0,955	0,873	1	

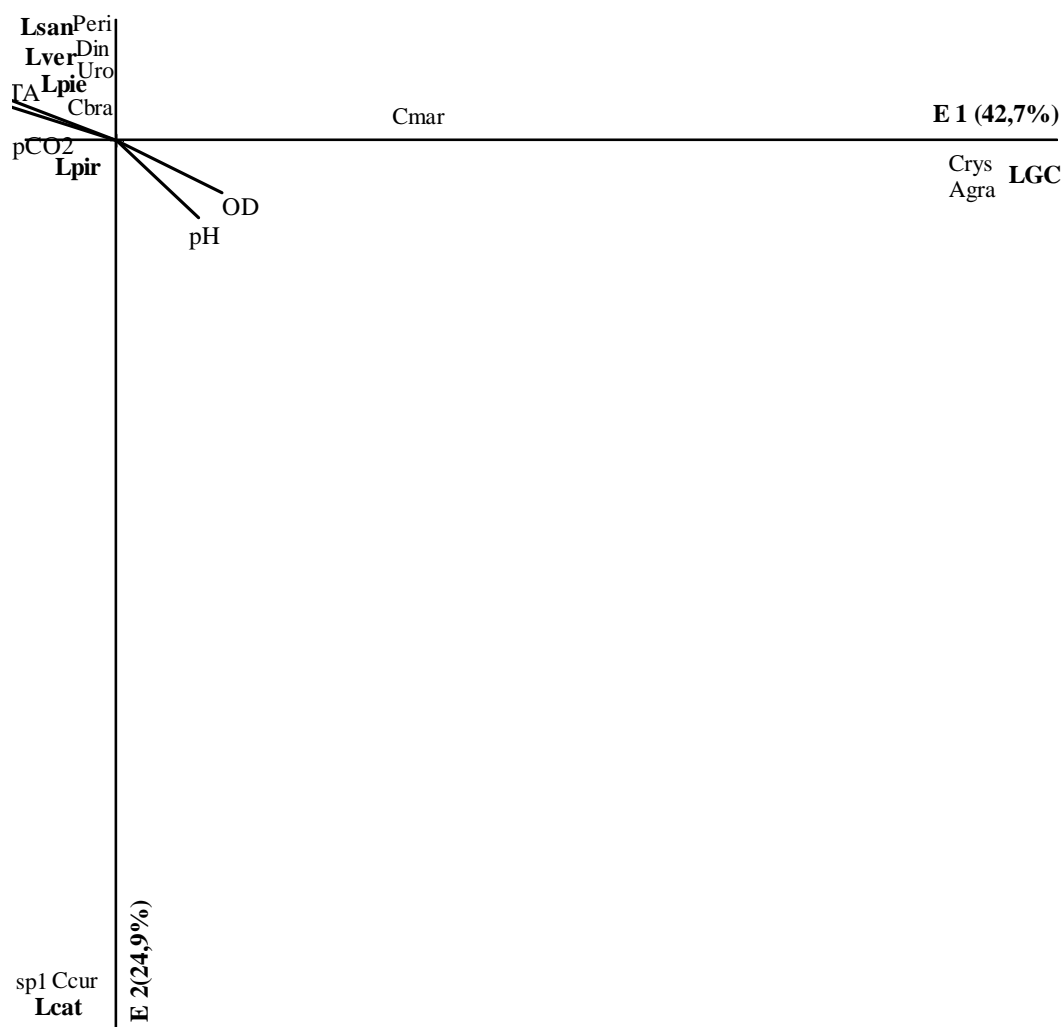


Figura 13 - Diagrama de ordenação da CCA (eixos 1 e 2) aplicada à matriz de variáveis bióticas (biovolume das espécies) e limnológicas (pressão parcial de CO₂ - pCO₂, pH, turbidez - T, oxigênio dissolvido - OD e temperatura da água - TA) em seis lagos da várzea do Lago Grande de Curuai (PA) na potamofase – 2009. Código das espécies como na Tabela 04.

Observando a separação dos ambientes no gráfico de ordenação das espécies (NMDS), notou-se maior similaridade entre os Lagos Santa Ana, Vermelho e Piedade. O Lago Grande de Curuai, por sua vez, apresentou grande dissimilaridade dos demais lagos, principalmente Lago Santa Ana e Cativo. O Lago Piraquara e Vermelho possuíram estrutura de comunidade intermediária ao Lago Grande de Curuai e o Lago Santa Ana (Fig. 13).

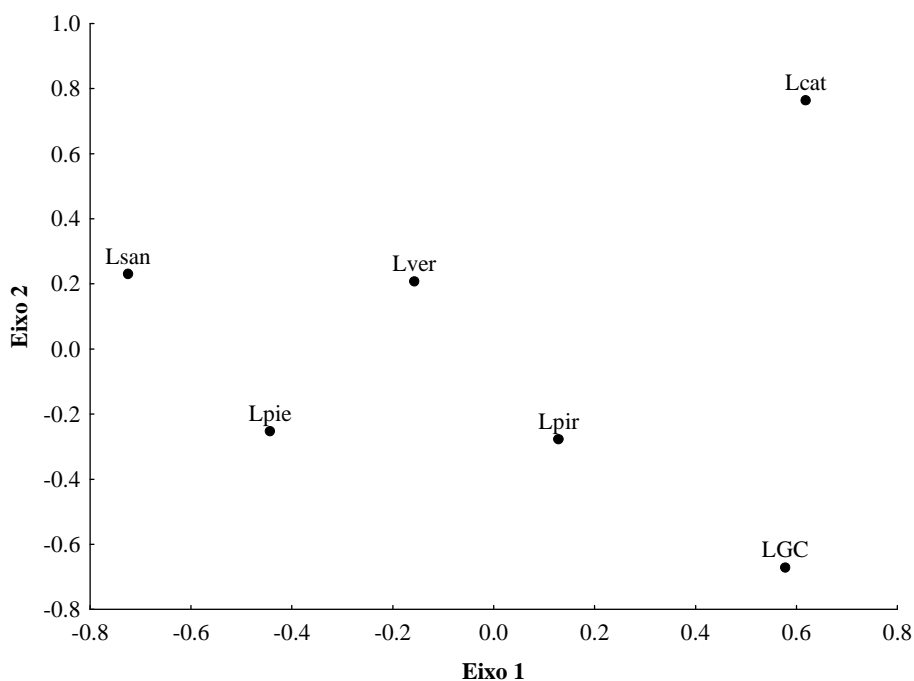


Figura 14 – Gráfico de ordenação de espécies de fitoplâncton pelo método de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Os pontos plotados no espaço de ordenação referem-se aos lagos da várzea do Lago Grande de Curuai (PA) na potamofase – julho/2009.

DISCUSSÃO

No Lago Grande de Curuai a distinção entre potamofase e limnofase foi bem marcada em relação às variáveis limnológicas estudadas, principalmente quanto à turbidez, oxigênio dissolvido, pressão parcial de CO_2 e carbono inorgânico dissolvido. As altas

concentrações de carbono inorgânico e pressão de carbono na potamofase estão relacionadas à carga de matéria orgânica alóctone que entra nos lagos juntamente com o fluxo de inundação (Junk & Wantzen, 2004; 2006). Este aumento de matéria orgânica favorece os processos de decomposição, justificando também os maiores valores de pressão de CO₂ na água, que é proveniente do processo de respiração dos organismos. Essa fase é caracterizada por processos heterotróficos, com predominância de respiração/decomposição sobre a produção primária (Neiff, 1990; Junk & Wantzen, 2004; Thomaz *et al.*, 1997). Outros lagos de várzea da Amazônia como Tupé, Calado e Óleo apresentaram maiores valores de CO₂ na água no período de águas altas (potamofase) (Almeida *et al.*, 2001).

Um grande número de lagos com ampla distribuição global foram analisados por Cole *et al.* (1994), constatando que mais que 80% deles apresentam supersaturação de CO₂ na água em relação à atmosfera. Estes dados sugerem que o excesso de CO₂ nos lagos é um padrão encontrado em diversas regiões e pode ter inúmeras origens, como águas subterrâneas, águas superficiais ou podem produzir internamente mais CO₂ que consomem. Se o excesso de respiração é a causa, a fonte de matéria orgânica é proveniente do sedimento ou de origem alóctone.

Concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido na potamofase e maiores na limnofase são também encontradas em lagos de planície de inundação de regiões tropicais como do rio Paraná (Thomaz *et al.*, 1997), rio Mogi-Guaçu (Taniguchi *et al.*, 2004), rio Cuiabá (Bleich *et al.*, 2009); rio Mary (Austrália) (Towsend, 2006). Esses padrões estão vinculados aos processos de decomposição, com grandes quantidades de material em decomposição e altas temperaturas no período de inundação, aumenta o consumo de oxigênio dissolvido e conseqüente liberação de CO₂ próximo ao fundo (Junk *et al.*, 1989).

Apesar de o pulso de inundação carrear grande quantidade de sólidos suspensos, as concentrações de STS e turbidez foram maiores na limnofase, o que pode estar relacionado às menores profundidades do lago, maior turbulência e ressuspensão do sedimento, promovendo liberação de nutrientes para a coluna d'água, ou à maior densidade e biovolume fitoplânctônico neste período na várzea do Curuai, dada as altas biomassas de cianobactérias. Fato semelhante é encontrado em lagoas de várzea do sistema do rio Paraná, com maior transparência da água na potamofase, atribuída à sedimentação da carga de sólidos na planície, e menor transparência na limnofase atribuída à ação do vento na coluna d'água e favorecendo o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (Thomaz *et al.*, 1997).

A riqueza, a densidade e o biovolume fitoplânctônico no Lago Grande de Curuai foram maiores na limnofase, seguindo tendência semelhante em todas as estações amostrais. Estes atributos aumentaram em dois pontos amostrais a oeste em direção à região central do lago e diminuíram acentuadamente próximo ao canal de escoamento. A alta riqueza de espécies fitoplanctônicas é também observada para outras planícies de

inundação durante a limnofase: alto Rio Paraná (Train & Rodrigues, 1997), Rio Amazonas (Ibañez, 1998; Melo & Souza, 2009), Rio Trombetas (Melo & Huszar, 2000; Melo *et al.*, 2004), Rio Araguaia (Nabout *et al.*, 2006). Outros trabalhos de várzea também registraram alta riqueza do fitoplâncton, como Sharma (2010) na Índia e Bouvy *et al.* (2006) na África.

Na várzea do Curuai o pulso hidrológico contribui com grande carga de sedimentos finos como argila e silte (Amorim *et al.*, 2009). O fitoplâncton, no entanto, recebe o efeito de diluição e escoamento hidrométrico com a maior entrada de água na várzea (Neiff, 1990) e, juntamente com a carga de matéria orgânica e sólidos suspensos, favorece apenas alguns grupos de algas, como pode ser observado pela predominância do grupo funcional **Y** em todas as estações durante a potamofase, representado por criptofíceas (*C. marsonii*, *C. brasiliensis*). Nos lagos de várzea do Rio Araguaia (Nabout *et al.*, 2006) foi encontrada maior dominância em biovolume de criptofíceas na limnofase (estação seca), diferente do observado no Lago Grande de Curuai, com predomínio do grupo **Y** na potamofase. As criptofíceas podem ser encontradas em quase todos os ambientes aquáticos, mas atingem altas densidades em ambientes de águas moderadamente enriquecidas e baixa incidência luminosa (Reynolds, 1984b; 1997) e com baixa pressão de herbivoria (Padisák *et al.*, 2009).

O maior biovolume fitoplanctônico encontrado na limnofase se dá principalmente devido à presença de cianobactérias, representadas pelos grupos funcionais **H1** e **K**, favorecido pelas maiores temperaturas da água. Nas estações localizadas na porção mais interna do lago (LGC1 e LGC2) foi observado menor biovolume total, porém representados unicamente por cianobactérias. Na estação central do lago (LGC3) houve o aumento do biovolume total, bem como a representatividade do grupo funcional **P**, característico de ambientes rasos, turbulentos e eutróficos (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák *et al.*, 2009). O biovolume de cianobactérias nas estações mais internas do lago (LGC1 e LGC3) ($2-5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), dominado por espécies do gênero *Dolichospermum*, é característico de ambientes mesotróficos (Reynolds, 1980). *D. circinalis* possui um ótimo de crescimento e germinação entre 22° e 24° C, principalmente em ambientes rasos (Karlsson-Elfgren & Brungen, 2004). Segundo Fay (1988), a germinação dos acinetos presentes no sedimento também ocorre acima de 30°C. Além das condições propícias de temperatura para *D. circinalis*, soma-se a alta capacidade de fixação de nitrogênio, sendo observadas no Lago Grande de Curuai, na limnofase, condições ideais para o grupo funcional **H1**, sendo também considerado característico de lagos rasos (Padisák *et al.*, 2009).

O grupo funcional **K** (*Aphanocapsa annulata*), típico de lagos rasos enriquecidos (Reynolds 1997; Reynolds *et al.*, 2002; McGregor *et al.*, 2007; Padisák *et al.*, 2009), foi importante em biovolume (LGC2 e LGC3) e o efeito de mistura ocasionado pela incidência de ventos na coluna d'água favoreceu este grupo.

Os valores mais baixos de pressão parcial de CO₂ e CID foram observados na limnofase, quando o conteúdo de carbono estimado para o fitoplâncton foi maior, como demonstrado na CCA. Esses resultados apontam para maior utilização do CID pelo fitoplâncton, visto que a pressão parcial de CO₂ na água foi baixa. Com valores de pH na faixa do neutro (~7) é provável a presença de íons bicarbonato no sistema durante a limnofase o que provavelmente beneficiou as cianobactérias (grupo **H1** e **K**). Condições de baixa disponibilidade de nutrientes e carbono são propícias ao desenvolvimento de cianobactérias, principalmente para espécies que possuem aerótopos, característica que favorece a flutuação na coluna d'água e vantagem competitiva frente a outros grupos do fitoplâncton (Oliver & Ganf, 2002; Dokulil & Teubner, 2000).

A disponibilização de nutrientes na coluna d'água promovida pelos ventos e a presença de fontes de carbono para a fotossíntese pode ter facilitado o desenvolvimento do fitoplâncton na limnofase. Porém o que foi observado neste trabalho é consequência desses eventos: baixa pressão parcial de CO₂, maior oxigênio e maior conteúdo de carbono no fitoplâncton. Shapiro (1997) identificou que cianobactérias causaram a diminuição nas concentrações de CO₂ dissolvido por meio da fotossíntese, beneficiando-se com esta estratégia e atingindo com isto a maior abundância e o maior biovolume. Shapiro (1990) afirmou que várias cianobactérias, aparentemente, apresentam alta afinidade ao carbono, principalmente espécies de *Dolichospermum* (= *Anabaena* p.p.) e de *Microcystis*.

A separação dos lagos quanto às variáveis limnológicas no diagrama de ordenação da PCA durante a potamofase pode indicar que tanto o Lago Grande de Curuai, quanto os outros lagos analisados apresentaram-se individualizados na várzea, mesmo estando sujeitos à maior inundação dos últimos anos na Amazônia registrada em 2009 (ANA, 2010). É possível que isto caracterize que o pulso de inundação não seja um fator homogeneizante na várzea, contrariando o que é mencionado na literatura para a potamofase de várzeas tropicais (Thomaz *et al.*, 2007).

Apenas o grupo funcional **Y** é comum entre o Lago Grande de Curuai e os outros lagos na potamofase. O grupo **P**, presente no Lago Grande de Curuai, é característico de ambientes eutróficos e com deficiência de carbono (Reynolds *et al.*, 2002; Pádisak *et al.*, 2009). Além das diferenças entre os lagos considerando os grupos funcionais, a estrutura do fitoplâncton também foi distinta entre os ambientes.

A diversidade β entre os lagos Santa Ana e Vermelho, situados na parte norte da planície, é menor que entre estes lagos e o Lago Cativo e o Lago Grande de Curuai. Esse padrão de similaridade é também verificado quanto às características limnológicas, o que pode estar estruturando a comunidade fitoplanctônica. Estes lagos apresentam diferentes tipos de conexão entre si e são influenciados por fatores distintos, como localização na várzea quanto à distância das margens e nível de conexão com o rio Amazonas. O Lago Grande de Curuai é permanentemente conectado com o rio Amazonas através de canais na margem leste da várzea. Este é também conectado ao

lago Cativo e Piraquara. Os lagos Santa Ana e Vermelho conectam-se ao rio Amazonas apenas na potamofase, quando o rio atravessa a margem norte da planície. Em lagos de inundação do rio Danúbio a riqueza e estrutura da comunidade de alguns organismos aquáticos mudam de acordo com os níveis de conexão (Tockner *et al.*, 1999).

Outro importante fator que contribui para a heterogeneidade entre os lagos da várzea do Curuai é a entrada de diferentes tipos de água na planície. Em sua maior parte, a várzea é influenciada pelas águas brancas do rio Amazonas, mas a parte mais interna da planície recebe águas pretas originadas de florestas de captação local, tanto na margem sul, como o Lago Piraquara, quanto na margem oeste, Lago Açaí (Barbosa *et al.*, 2005). A fronteira móvel entre a água do rio e a água dos tributários pode se tornar uma barreira hidro-química para os organismos aquáticos apesar da conexão hidrológica (Junk & Wantzen, 2004).

Valores altos de diversidade β (utilizando índices distintos) foram encontrados em lagos de várzea do rio Araguaia (Nabout *et al.*, 2007) e em lagos da várzea do Curuai (Nogueira *et al.*, 2010) também na potamofase. Nos lagos do Araguaia a variação das características ambientais determinou as dissimilaridades entre os ambientes. Na várzea do Curuai, a diversidade β foi mais influenciada pela variabilidade ambiental, apesar de não ser o único fator explicando a dissimilaridade entre os lagos. Nabout *et al.*, (2009) não evidenciaram fatores ambientais ou espaciais estruturando a comunidade de fitoplâncton em lagos de várzea do rio Araguaia. Assim, outros fatores podem exercer influência na comunidade, como fatores locais.

O Lago Grande de Curuai é um sistema que recebe influência do pulso de inundação do rio Amazonas e é modificado em relação à limnologia e estrutura da comunidade fitoplanctônica. A inundação é o fator que dirige o funcionamento do sistema, alterando não apenas a carga de material orgânico e inorgânico suspenso e dissolvido, mas também a disponibilidade de CO₂ no ambiente aquático na potamofase. A incorporação do CO₂ pelo fitoplâncton é feita durante o período de vazante e, como foi observado, a comunidade atinge uma biomassa elevada na limnofase, atingindo maior riqueza e densidade nesta fase. É importante ressaltar que a incorporação do CO₂ na biomassa fitoplanctônica foi feita principalmente por Cyanophyceae. Muitos aspectos devem ainda ser estudados, como a forte influência do vento na coluna d'água como fator de ressuspensão de nutrientes e mistura, principalmente quando o sistema apresenta pequena profundidade.

A dissimilaridade ambiental e na estrutura da comunidade fitoplanctônica entre os lagos da várzea do Curuai necessita ainda de maiores estudos incluindo a limnofase para saber o quanto a inundação modifica a estrutura da comunidade e a conexão entre os ambientes.

CONCLUSÃO

O Lago Grande de Curuai apresentou estrutura distinta da comunidade fitoplanctônica entre a potamofase e limnofase, relacionadas às variáveis ambientais. Na potamofase, o fator de maior influência na comunidade é o pulso de inundação, que desencadeia outros processos que interferem diretamente na biota, como o fator de diluição na diminuição da densidade e riqueza fitoplanctônica. A limnofase é caracterizada pelas pequenas profundidades do lago, expondo-o a regimes de mistura da coluna d'água ocasionados pelo vento. Além disso, a alta biomassa fitoplanctônica foi favorecida pelas altas temperaturas e foi também responsável pela diminuição do CO₂ na água pela fotossíntese, refletida pelo alto conteúdo de carbono no fitoplâncton. Apesar da entrada de água na várzea que conecta os lagos, os ambientes são distintos quanto à composição do fitoplâncton e variáveis limnológicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRIL G., RICHARD S. AND GUÉRIN F. (2006) In-Situ measurements of dissolved gases (CO₂ and CH₄) in a wide range of concentrations in a tropical reservoir using an equilibrator. *Science of the total Environment*, 354: 246– 251.
- ALMEIDA, F.V.; GUIMARÃES, J.R. and JARDIMA, W.F. 2001. Measuring the CO₂ flux at the air/water interface in lakes using flow injection analysis. *J. Environ. Monit.*, 3, p. 317–321.
- ALVEAL, K, FERRARIO, M. E.; OLIVEIRA, E. C. & SAR, E. 1995. Manual de métodos ficológicos. *Concepcion*. Ed. Anibal Pinto S.A., p 1-24.
- AMORIM, M. A.; TURCQ, P. F. M.; TURCQ, B. J.; CORDEIRO, R. C. 2009. Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 39, n.1, 165-172.
- AMOROS, C. & BORNNET, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47, 761–776.
- ARAR, E. J. & COLINS G. B. 1997. In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin a in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence. *National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development*. U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio.

- BARBOSA CC, NOVO EMLM, PEREIRA FILHO W, MELACK JM. 2006. Metodologia de análise da dinâmica de área e volume inundável: O exemplo da várzea do Lago Grande de Curuai. *Revistas Brasileiras de Cartografia*, 58, 200-210.
- BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. 2ª Ed. São Carlos. RiMa. 502p.
- BLEICH, M. E.; SILVEIRA, R.M.L.; NOGUEIRA, F. M. B. 2009. Limnological Patterns in Northern Pantanal Lagoons. *Braz. Arch. Biol. Technol.* v.52 n.3, 755-764.
- BONNET, M. P.; BARROUX, G.; MARTINEZ, J. M.; SEYLER, F.; MOREIRA-TURQ, P.; COCHONNEAU, G.; MELACK, J. M.; BOAVENTURA, G.; MAURICE-BOURGON, L.; LEO, J. G.; ROUX, E.; CALMANT, S.; KOSUTH, P.; GUYOT, J. L. & SEYLER, P. 2008. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai). *Journal of Hydrology*, 349, 18– 30.
- BONNET, M.P., BARROUX, G.; SEYLER, P.; PECLY, G.; MOREIRA-TURCQ, P.; LAGANE, C.; COCHONNEAU, G.; VIERS, J.; SEYLER, F.; GUYOT, J.L. 2005. Seasonal links between the Amazon corridor and its flood plain: the case of the várzea of Curuai. In: *Dinamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands* (Proceedings of Symposium S4 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, 2005) HIS Publ. 294.
- BORGES, P.A.F. & TRAIN, S. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Braz. J. Biol.*, 69(2, Suppl.), 637-647.
- BRAGA, C. Z. F. 1999. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ. PhD Thesis, Universidade Federal Fluminense. (INPE-7261-TAE/41).
- BOUVY, M.; BA, N.; KA, S.; SANE, S.; PAGANO, M. & ARFI, R. 2006. Phytoplankton community structure and species assemblage succession in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal). *Aquatic Microbial Ecology*, 45: 147–161.
- COLE, J. J., CARACO, N. F., KLING, G. W., AND KRATZ, T. K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265, 1568–70.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in Tropical rain forests and coral reefs. *Science, New Series*, vol. 199, 4335, 1303-1310.

- DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. 2.ed. Petrópolis: Vozes/Universidade de São Paulo, 472p.
- DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1-12.
- ESTEVEVES, F. de A. 1998. Fundamentos da limnologia. Interciência. Finep. Rio de Janeiro, p. 602.
- FAY, P.; STEWART, W.D.P.; WALSBY, A.E & FOGG, G. E. 1968. Is the heterocyst the site of nitrogen fixation in blue-green algae? *Nature*, 220, 810-12.
- FISHER, JR., T.R. & PARSLEY, P.E. 1979. Amazon Lakes: Water storage and nutrient stripping by algae. *Limnol. Oceanogr.*, 24(3): 547-553.
- FRANKIGNOULLE, M., BORGES, A., BIONDO, R. 2001. A new design of equilibrator to monitor carbon dioxide in highly dynamic and turbid environments. *Water Res.*, 35, 1344–1347.
- GARCIA-DE-EMILIANI, M.O. 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357: 1-15.
- GOTELLI, N.J & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379-391.
- GRASSHOFF, K. 1983. Methods of seawater analysis. Weinheim: Verlag Chemie. 317p.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U., ZOHARY, T. 1999. Biovolume Calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424.
- 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. 1996a. Planktonic algae, other than desmids, of three Amazonian systems (Lake Mussurá and Tronbetas 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 Limnologica. Brasiliensia*, 8: 127-136.

- HUSZAR, V.L.M., 2000. Fitoplâncton. In: *Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. (Ed. by BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A. & ROLAND, F.). UFRJ/SBL, Rio de Janeiro, 89–104.
- IBAÑEZ, M.S.R. 1998. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian flood plain lake. *Hidrobiologia*, 362, 79-83.
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications – an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organizat*, v. 2, p. 65-77.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2006. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. (ed. by BATZER, D.P. & SHARTZ, R. R.) University of California Press, p.407-435.
- JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. (by JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. ; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. & PAROLIN, P.). Springer, 615p.
- KARLSSON-ELFGREN, I. & BRUNBERG, A-K. 2004. The importance of shallow sediments in the recruitment of *Anabaena* and *Aphanizomenon* (Cyanophyceae). *Journal of Phycology*, 40, 831-836.
- 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, 9, 901-912.
- LAGE FILHO, A. L. 1996. Caracterização ecológica da bacia do Ribeirão das Antas (Poços de Caldas-MG). Dissertação (Mestrado). USP, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. mar.*, 22(1):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.
- MAIA, P. D.; MAURICE-BOURGOIN, L.; TESSIER, E.; AMOUROUX, D.; COSSA, D.; PÉREZ, M.; MOREIRA-TURQ, P. & RHÉAULT, I. 2009. Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplains lakes. *Science of the Total Environment*, 407, 6073-6084.
- MARGALEF, N. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, S. A. Plánton, 26. Barcelona – 6.
- MCGREGOR, H.V.; DIMA, M.; FISCHER, H. W.; MULITZA, S. 2007. Rapid 20th Century Increase in Coastal Upwelling off Northwest Africa. *Science*, 315, 637.
- MELO, S. & HUSZAR, V. L. M. 2000. Phytoplankton in Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journ. Plank. Research*. 22 (1):63-76.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L. 2004. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata lake and Mussurá lake, Pará, Brasil) with different mixing regimes. *Amazoniana*, v. 18, n. 1-2, p. 1-10.
- MELO, S.; SOUZA, K. F.; REBELO, S. R. M. & SOPHIA, M. G. 2009. Gêneros *Euastrum* Ehrenberg ex Ralfs e *Micrasterias* C. Agardh (Conjugatophyceae-Desmidiaceae) de dois ambientes amazônicos de águas pretas (Manaus, Amazonas-Brasil). *Acta Amazonica*, 39, 1, 13-20.
- 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*, v. 28, n. 2, p. 181-193.
- NABOUT, J. C. & NOGUEIRA, I. de S. 2007. Distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica do Lago dos Tigres (Goiás, Brasil). *Acta Sci. Biol. Sci.*, 30, 1, 47-55.
- NABOUT, J. C.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M. & NOGUEIRA, I.S. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica* , 35, 720–726.
- NEIFF, J. J. 1990b. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Vol. III, Tomo I: 77-113.
- NEIFF, J.J. 1990a. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15 (6): 424-441.

- NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; IBÁÑEZ, M. DO S. R. & BOURGON, L. M. 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 3, p. 00-00.
- NOVO, E. M. L. de M., BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. de; MELACK, J.; SHIMABUKURO, Y. E. & FILHO, W. P. 2005. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil. INPE, p. 3175-3182.
- OLIVEIRA, M. D. & CALHEIROS, D.F. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, 427: 101–112.
- OLIVER, R. L. & GANF, G. 2002. Freshwater blooms. In: *The Ecology of Cyanobacteria – Their diversity in time and space*. (Ed. by WHITTON, B. A. & POTTS) M. Kluwer Academic Publishers, New York, 669 p.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1-19.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, version 2.10.0. 2009. The R Foundation for Statistical Computing.
- REYNOLDS, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake ecosystems. *Holarct. Ecol.*, 3: 141-159.
- REYNOLDS, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L., MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Research*. 24(5): 417-428.
- REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldenburg/Luhe.
- REYNOLDS, C. S. 1984. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, London.
- ROCHA, O. & DUNCAN, A. 1985. The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplankton studies. *Journal of Plankton Research*, 7:279–294.

- ROLAND, F., 2000. Produção primária fitoplanctônica. In: *Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistemas amazônico* (Ed. by BOZELII, R.L. et al.) Rio de Janeiro. UFRJ/SBL, p.105-117.
- 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.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂. *Verhandlungen der international em Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24, 38–54.
- SHAPIRO, J. 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology*, 37, 307-323.
- SHARMA, B. K. 2010. Phytoplankton diversity of two floodplain lakes (pats) of Manipur, northeastern India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(11): 1273-1281.
- TANIGUCHI, G. M.; BICUDO, D. C., SENNAB, P. A. C. 2004. Abiotic Variables in Littoral-Limnetic Gradient of an Oxbow Lake of Mogi-Guaçu River Floodplain, Southeastern, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Vol.47, n. 6 , pp. 961-971.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. DO C.; BINI, L. M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: *A Planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (Ed. by VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.) Maringá: EDUEM, Nupélia.
- TOCKNER, K.; MALARD, F. & WARD, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol.Process*. 14, p. 2861-2883.
- TOCKNER, K.; PENNETZDORFER, D.; REINER, N.; SCHIEMER, F.; WARD, J. V. 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41,521-535.
- TOWNSEND, S. A. 2006. Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163–179.
- 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, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.

- TRAIN, S. A. & RODRIGUES, L. C. 1997. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In: *A Planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (Ed. by VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.) Maringá: EDUEM, Nupélia.
- UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.* 17(2):121-223.
- UTERMÖL, H. 1958. Zur ver vollkmmung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.*, vol 9, p. 1-88.
- WARD, J., TOCKNER, K., EDWARDS, P., KOLLMANN, J., BRETSCHKO, G., GURNELL, A., PETTS, G., ROSSARO, B. 1999. A reference river system for the Alps: the 'Fiume Tagliamento'. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 63–75.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 26, p. 1-80.

Capítulo II:

Variação nictimeral da comunidade fitoplanctônica no Lago Grande de Curuai e as relações com a absorção de CO₂

RESUMO

Os processos químicos e metabólicos (fotossíntese, respiração e decomposição) que ocorrem no sistema aquático alteram o fluxo de CO₂ e esses ambientes podem agir como fonte ou sumidouro desse gás. Além do aporte de carbono para os oceanos, existe a troca de CO₂ entre o ambiente aquático e a atmosfera. As várzeas tropicais e subtropicais apresentam sazonalidade marcada pelos eventos de inundação, mas podem também responder química, física e biologicamente a alterações diárias (24 horas). Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a dinâmica do fitoplâncton em um ciclo nictimeral frente às mudanças do CO₂ na água, bem como averiguar quais grupos fitoplanctônicos desempenham maior importância nesse processo. As amostragens de fitoplâncton e variáveis abióticas foram realizadas num estação central do Lago Grande de Curuai (PA), no período de vazante, num intervalo de 2h durante 36h. A relação entre a comunidade fitoplanctônica e as principais variáveis abióticas (identificadas pela PCA) foi observada por meio da análise de correspondência canônica (CCA) e análise de redundância (RDA). A comunidade fitoplanctônica no Lago Grande de Curuai apresentou variação diária do biovolume propiciadas pela alta temperatura e disponibilidade de luz. O desenvolvimento de floração persistente de cianobactérias causou a depleção de CO₂ na camada superficial do lago durante o período de maior fotossíntese. Duas espécies foram fundamentais neste ambiente (*M. protocystis* e *D. spiroides*). A diminuição desse gás na água modificou o equilíbrio ar-água fazendo com que houvesse a difusão de CO₂ da atmosfera para o ambiente aquático. Além disso, essas concentrações foram também modificadas por processos biológicos no interior do lago, como respiração e provavelmente os processos de decomposição.

Palavras-chave: carbono, trocas atmosféricas, cianobactérias, floração

ABSTRACT

The chemical and metabolic processes (photosynthesis, respiration and decomposition) that occur in aquatic systems alter the flow of CO₂ and these environments can act as a source or sink of this gas. Besides the contribution of carbon to the oceans, there is the exchange of CO₂ between the atmosphere and aquatic environment. The tropical and subtropical wetlands show marked seasonality by the flood events, but may also respond chemical, physical and biological diel changes (24 hours). Thus, the purpose of this study was to evaluate the dynamics of phytoplankton in a nictemeral cycle regarding the changes of CO₂ in water as well as determine which phytoplankton groups play major role in this process. Sampling of phytoplankton and abiotic variables were performed in a central station of the Curuai Lake (PA) during water fall, in the interval of 2h during 36h. The relationship between phytoplankton and the main abiotic factors (identified by the PCA) was observed by canonical correspondence analysis (CCA) and redundancy analysis (RDA). The phytoplankton in the Curuai Lake showed daily variation of biovolume favoured by high temperature and light availability. The development of persistent cyanobacterial bloom caused the depletion of CO₂ in the surface layer of the lake during the period of increased photosynthesis. Two species were critical in this environment (*M. protocystis* and *D. spiroides*). The decrease of the gas in the water changed the equilibrium air-water leading to CO₂ diffusion from the atmosphere to the aquatic environment. Moreover, these concentrations were also modified by biological processes within the lake, such as breathing and probably the decomposition process.

Key-words: carbon, atmospheric changes, cyanobacteria, bloom

INTRODUÇÃO

Em todas as planícies de inundação, a hidrologia é a maior força motriz. Amplitude, duração, forma, frequência e previsibilidade são características importantes do pulso, que pode ser monomodal ou polimodal, previsível ou imprevisível e com amplitude variável. Os eventos de inundação são responsáveis pela entrada de sedimentos e partículas inorgânicas suspensas nos lagos de várzea, trazidas pela água do rio principal. Dessa forma, os lagos podem atuar como depósito de sedimento e partículas. Em contrapartida, as várzeas são responsáveis por grande fluxo de matéria orgânica para o canal principal do rio, mas esse fluxo varia consideravelmente entre diferentes sistemas (Junk *et al.*, 1989; Junk & Wantzen, 2004; 2006).

A flutuação da hidrógrafa provoca mudanças químicas na água, pela mistura dos ambientes e entrada de recursos durante os períodos de enchente, bem como pelo aumento da estratificação, consumo de oxigênio e concentração de íons nos corpos d'água isolados durante a vazante (Junk & Wantzen, 2004). Quando na limnofase

(águas baixas), os lagos apresentam menor profundidade e fatores físicos, como o vento, são importantes na dinâmica de ambientes rasos (Thomaz *et al.*, 1997; Cardoso & Mota-Marques, 2004).

Grande carga de carbono orgânico é também transportada pelo pulso através da inundação do solo das florestas e da conexão entre os ambientes aquáticos. Parte desse carbono pode ser transferido, ao longo da cadeia trófica, dentro dos lagos e também ser transportado para os rios. A razão de isótopos de carbono estáveis em muitas espécies de peixe em várzeas do Pantanal mostrou variação sazonal, o que indica grande variabilidade das fontes carbono através dos níveis tróficos entre as estações do ano (Wantzen *et al.*, 2002). Forsberg (1993) registrou que mais de 36% do carbono produzido em lagos de várzea amazônicos são originados do fitoplâncton. No entanto, o processo de uso de carbono pelas algas nas águas amazônicas ainda não é bem conhecido, mesmo sendo elemento fundamental para o desenvolvimento destes organismos.

Os processos químicos e metabólicos que ocorrem no sistema aquático alteram o fluxo de CO₂ e esses ambientes podem agir como fonte ou sumidouro desse gás (Cole *et al.*, 1994; Junk & Wantzen, 2004). Além do aporte de carbono para os oceanos, existe a troca de CO₂ entre o ambiente aquático e a atmosfera. Foi estimado por Cole *et al.* (2001) um fluxo de 0.3GtC.ano⁻¹ entre rios temperados e a atmosfera e, segundo Richey *et al.* (2002), a bacia Amazônica exporta em geral 470 TgC.ano⁻¹ (0,47GtC.ano⁻¹) e cerca de treze vezes mais carbono é transportado por evasão de CO₂ do que pelo transporte de carbono orgânico ou inorgânico para o oceano. Destes, cerca de 22 TgC.ano⁻¹ são perdidos para a atmosfera pela emissão de metano (CH₄), correspondente a 40% do potencial de efeito estufa da evasão de CO₂ (Melack *et al.*, 2004).

A concentração de CO₂ no ambiente aquático pode ser aumentada pelos processos de respiração e decomposição do carbono orgânico e pode ser diminuída a partir de absorção pelo fitoplâncton e plantas aquáticas para a fotossíntese (Reynolds, 1997; Houghton, 2003, Richey *et al.*, 2002). A alta produção primária leva a consideráveis pulsos de CO₂ absorvido e liberado, mas também ao estoque de carbono no sedimento e transporte para o oceano (Junk & Wantzen, 2004).

Trabalhos realizados na bacia Amazônica, com destaque para a várzea do Lago Grande de Curuai, identificaram características físicas e químicas da água bem distintas entre o canal principal do rio e os lagos de várzea, as quais possuem condições ambientais propícias para a produção primária (Bonnet *et al.*, 2008; Amorim *et al.*, 2009). Segundo Barbosa *et al.* (2010), as águas da várzea do Lago Grande de Curuai apresentam uma variabilidade espacial e temporal heterogênea; os padrões indicam que a dinâmica nesse ambiente é dirigida não apenas pelo pulso de inundação, mas também pela topografia do fundo da várzea e pelo vento.

As várzeas tropicais e subtropicais apresentam sazonalidade marcada pelos eventos de inundação (Junk & Wantzen, 2004), mas podem também responder química, física e biologicamente a alterações diárias (24 horas), conferindo a estes ecossistemas peculiaridades que apenas são evidenciadas através de observações do ciclo diário que abordem a limnologia e/ou o fitoplâncton (Ganf, 1974; Esteves *et al.*, 1988; Melo & Huszar, 2000; Almeida & Melo, 2009).

O fitoplâncton está sujeito a mínimas mudanças das condições químicas e físicas do ambiente aquático, como temperatura, luz, nutriente e regimes de mistura (Reynolds, 1997; 2006). O ritmo circadiano do fitoplâncton pode ser considerado um comportamento adaptativo específico das algas e curtas flutuações entre dia e noite podem ocorrer influenciando as taxas fotossintéticas (Pádisak, 2004). Variações diárias na biomassa e densidade do fitoplâncton têm sido registradas por alguns autores em ambientes de regiões tropicais e subtropicais (Ganf, 1974; Melo & Huszar, 2000; Melo *et al.*, 2004; Becker *et al.*, 2009), com registro de maiores densidades no final do manhã e ao longo da tarde e diminuição da densidade no início da noite. Além das variáveis abióticas, outros fatores também agem no controle da comunidade como a pressão de herbivoria, as taxas de sedimentação e competição entre espécies (Sommer, 1989; Reynolds, 1984; 1997; 2006; Pádisak, 2003; 2009).

Apesar da variedade de grupos fitoplanctônicos, existem requerimentos e características comuns compartilhadas por eles. O fitoplâncton necessita fixar carbono suficiente para incorporar à biomassa e formar as próximas gerações, além de interceptar radiação solar suficiente para a fixação de carbono, fixar nutrientes do meio, manter-se na coluna d'água, minimizando as taxas de sedimentação. A taxa fotossintética desses organismos é sensível à temperatura, à luz e disponibilidade de dióxido de carbono. Os nutrientes são fatores limitantes para o crescimento do fitoplâncton, porém, é pouco provável que o carbono seja limitante, devido à alta disponibilidade no ambiente aquático (Reynolds, 1997; 2006; Oliver & Ganf, 2002).

Vários estudos têm evidenciado a depleção de CO₂ durante florações de verão, em lagos temperados, ocasionada pela absorção de carbono inorgânico na fotossíntese (Heaney *et al.*, 1986). Variações sazonais do fitoplâncton em ambientes temperados são comparáveis às variações diárias em ambientes tropicais (Ganf, 1974; Ganf & Horne, 1975; Melo & Huszar, 2000; Melo *et al.*, 2004).

O presente estudo é parte do projeto *Biogeoquímica do carbono e trocas atmosféricas na bacia do rio Amazonas* e tem por objetivo avaliar a dinâmica do fitoplâncton em um ciclo nictemeral frente às mudanças do CO₂ na água, além disso, nós averiguamos quais grupos fitoplanctônicos desempenham maior importância nesse processo. Espera-se que flutuações diárias da biomassa da comunidade fitoplanctônica sejam seguidas por alterações das concentrações de CO₂ na água, devido ao consumo e incorporação pela fotossíntese.

MATERIAL E MÉTODOS

A planície de inundação do Lago Grande de Curuai (Fig.01) é delimitada ao norte pelo rio Amazonas e ao sul pela terra firme. É composta por lagos de águas brancas e pretas interligados temporariamente ou permanentemente conectados ao eixo principal Amazônico por pequenos canais (Bonnet *et al.*, 2005; Bonnet *et al.*, 2008). Possui aproximadamente 3.500 km² e está sujeita a uma flutuação de até 7 m no nível da água. É formada por mais de 30 lagos interligados por canais de comunicação que se mantêm durante todo o ciclo hidrológico. O maior dos lagos, denominado Lago Grande de Curuai, possui um comprimento de aproximadamente 50 km (Barbosa *et al.*, 2006).

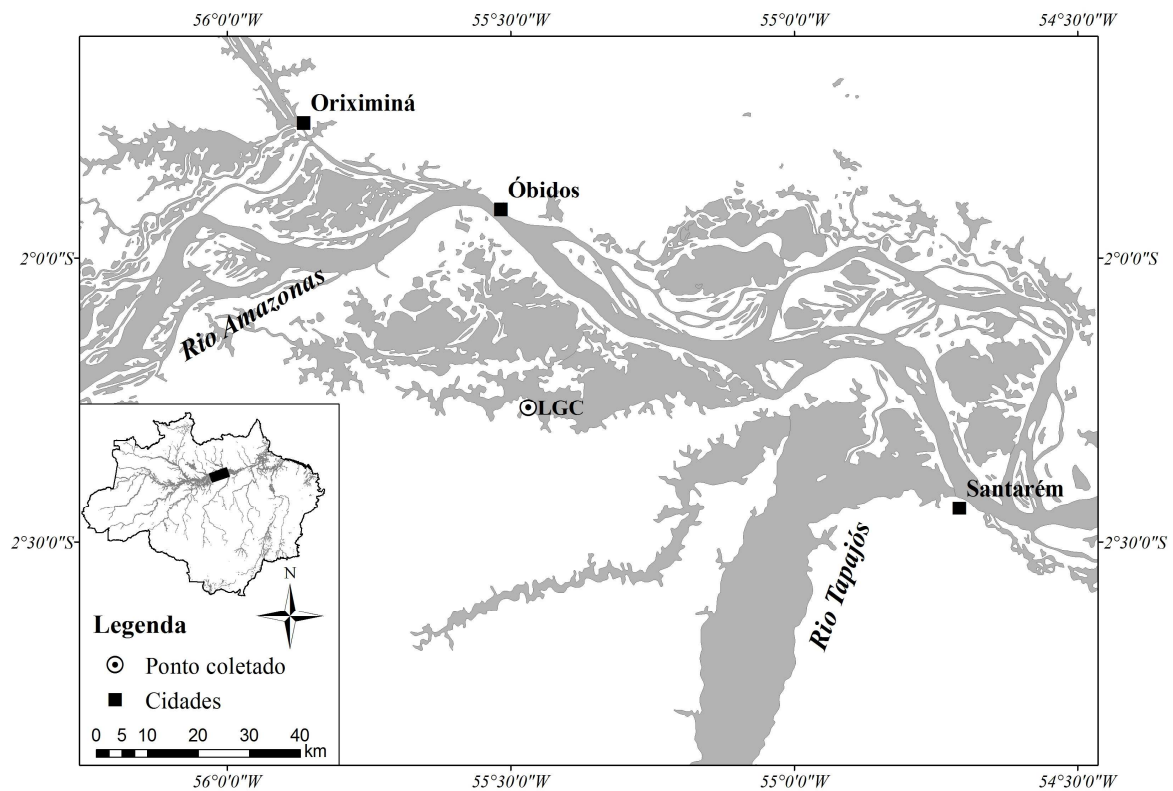


Figura 01- Mapa de localização da várzea do Lago Grande de Curuai (PA - Bacia Amazônica Central) indicando ponto amostral no Lago Grande de Curuai (LGC).

As amostragens foram realizadas em setembro/2010 no período de vazante, no Lago Grande de Curuai (PA) (Fig1), iniciadas às 8h (9-set) e término às 17h (10-set), com intervalos de 2h. Foram coletadas amostras de água para análise das variáveis abióticas

(oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, amônio e ortofosfato), sendo que as análises de nutrientes foram realizadas num intervalo de 4h.

As amostras de água foram coletadas em subsuperfície (0,2 m) utilizando garrafa de Van Dorn e imediatamente acondicionadas em frascos plásticos. Amostras quantitativas de fitoplâncton foram coletadas em duas profundidades (0,2 m e 1m), acondicionadas em frascos âmbar de 100 mL e fixadas com solução de lugol acético. Amostras qualitativas de fitoplâncton foram coletadas com rede de plâncton com malha de 20 μ m e devidamente fixadas com solução de formalina 4% (Bicudo e Menezes, 2006).

Medidas de profundidade foram efetuadas por meio de sonda batimétrica e o vento foi medido através de sensor instalado no alto do barco. As variáveis abióticas, como temperatura da água (TA), condutividade elétrica (CE), pH, oxigênio dissolvido (OD), e turbidez (T) foram aferidas por meio de uma sonda multiparâmetro (modelo YSI 6820-V2). A pressão parcial de CO₂ na água foi registrada por meio de um equilibrador. A água foi bombeada continuamente a 50 cm abaixo da superfície para um equilibrador descrito em Frankignoulle *et al.* (2001) e Abril *et al.* (2006) e a pressão do gás foi medida por um analisador de gás (LICOR® 620). As análises de nutrientes (nitrito, nitrato e orto-fosfato) foram feitas pelo método de colorimetria de acordo com Grasshoff (1983). A radiação fotossinteticamente ativa incidente (PAR) foi medida no ar com radiômetro Li-Cor (modelo LI 193). Nas figuras ao longo do texto quando necessário os períodos em que ocorreram eventos climáticos como chuva estão indicados pelo símbolo (☁) e o vento com valores acima de 3m.s⁻¹ pelo simbolo (🌀).

A quantificação do fitoplâncton foi efetuada em microscópio Zeiss Axiovert 125, sendo a densidade fitoplanctônica estimada segundo Utermöhl (1958) e expressa em unidades de indivíduos por volume (ind.mL⁻¹). O tempo de sedimentação das amostras nas câmaras de contagem seguiu as recomendações propostas por Margalef (1983). A contagem foi feita em campos distribuídos aleatoriamente (Uhelinger, 1964) e os organismos (cenóbios, colônias, filamentos e células) foram quantificados com base na curva de acumulação de espécies ou até alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundante, de modo que o erro da contagem fosse inferior a 20% e o nível de significância da ordem de 95% (Lund *et al.*, 1958).

A comunidade fitoplanctônica foi analisada quanto à riqueza específica (número de táxons), densidade (ind.mL⁻¹), dominância e abundância das espécies (Lobo e Leighton, 1986), categoria de frequência (Dajoz, 1973), biovolume (Hillebrand *et al.*, 1999) e grupos funcionais (Reynolds *et al.*, 2002; Reynolds, 2006; Padišák, 2009). O cálculo da estimativa do conteúdo de carbono fitoplanctônico foi efetuado de acordo com Rocha & Duncan (1985), e foram selecionadas as espécies com conteúdo de carbono \geq 10% do valor total de cada amostra para as análises estatísticas.

As análises qualitativas foram utilizadas para solucionar problemas de identificação taxonômica dos principais organismos quantificados, os quais foram analisados quanto

à plasticidade fenotípica das características morfológicas e morfométricas em microscópio Zeiss Axioscop 40, equipado com sistema de captura de imagem AxioCam HRc.

Os dados limnológicos foram sintetizados por meio da análise de componentes principais (PCA). Todos os dados, exceto pH, foram previamente log-transformados [$\log(x+1)$] para a realização da PCA e as demais análises descritas a seguir.

A relação entre a comunidade fitoplanctônica e as principais variáveis abióticas (identificadas pela PCA) foi observada por meio da análise de correspondência canônica (CCA) e análise de redundância (RDA). Para a matriz de dados bióticos foram selecionadas as espécies com biovolume acima de 5% do total de cada amostra (Kruk *et al.*, 2002). Foi feita também CCA com as espécies que apresentaram valor $\geq 10\%$ do total de conteúdo de carbono e espécies abundantes e dominantes em densidade. A hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes (biótica e abiótica), na CCA, foi testada pelo método de Monte Carlo com 999 aleatorizações. A significância da RDA foi avaliada pela análise de variância (ANOVA). As análises foram efetuadas nos softwares Statistica 7.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA), PC-ORD versão 5.15 e R 2.10 (R Development Core Team, 2009).

RESULTADOS

Variáveis abióticas

Entre as variáveis abióticas medidas, as que mais variaram durante o ciclo foram pressão parcial de CO_2 , PAR incidente, velocidade do vento, NH_4 e PO_4 . O oxigênio dissolvido variou em torno de $8,28 \text{ mg.L}^{-1}$ em média, não apresentando concentrações características de anoxia no ambiente. A velocidade do vento atingiu máximo de $3,6 \text{ m.s}^{-1}$, a qual é capaz de causar mistura na coluna d'água, visto que a profundidade da estação de amostragem foi de apenas 2,0 m. Os íons nitrato e amônio, principais formas absorvidas pelo fitoplâncton, apresentaram alto desvio padrão em relação à média, variando de $0,07\text{-}0,53 \text{ }\mu\text{M.L}^{-1}$ e $0,66\text{-}2,38 \text{ }\mu\text{M.L}^{-1}$, respectivamente (Tab.01).

A ordenação (PCA) explicou 77,38% da variação dos dados abióticos nos eixos 1 e 2 (Fig.02). O eixo 1 de ordenação esteve relacionado ao metabolismo do ambiente. A pressão parcial de CO_2 foi correlacionada positivamente ao eixo 1 e variáveis como temperatura da água, oxigênio dissolvido e pH, negativamente. O PAR, a turbidez, a condutividade e o vento formaram o eixo 2. O segundo componente principal foi correlacionado positivamente à condutividade elétrica e negativamente ao PAR, à turbidez e ao vento. Os períodos da tarde e da noite (15-21h) apresentaram os maiores

valores de oxigênio dissolvido e pH; a temperatura da água oscilou pouco entre os horários. O período noturno (madrugada, 1-5h) foi caracterizado por alta pressão parcial de CO₂ e ventos com menor velocidade agindo na coluna d'água.

Tabela 01 – Estatística descritiva das variáveis abióticas medidas em subsuperfície ao longo de um ciclo nictemeral no Lago Grande de Curuai (PA) em 2010. SD – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Variáveis	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	SD	CV (%)
pCO ₂ (ppm)	1169,20	20,12	111,44	289,75	356,17	122,92
Temperatura da água (°C)	30,49	29,50	30,12	30,04	0,35	1,15
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	42,00	39,00	42,00	41,00	1,22	2,99
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	9,57	7,49	8,00	8,28	0,69	8,38
pH	9,06	7,51	8,24	8,23	0,57	6,89
Turbidez (NTU)	83,80	66,10	74,00	75,59	5,58	7,39
PAR (µmol.m ⁻² .s ⁻¹)	1896,00	0,00	174,18	388,79	574,99	147,89
Vento (m.s ⁻¹)	3,60	1,14	2,66	2,36	0,93	39,38
NO ₃ (µM.L ⁻¹)	0,53	0,07	0,30	0,27	0,17	62,21
NO ₂ (µM.L ⁻¹)	0,20	0,14	0,15	0,15	0,02	12,76
NH ₄ (µM.L ⁻¹)	2,38	0,66	0,99	1,09	0,52	47,77
PO ₄ (µM.L ⁻¹)	0,68	0,05	0,12	0,18	0,19	109,84

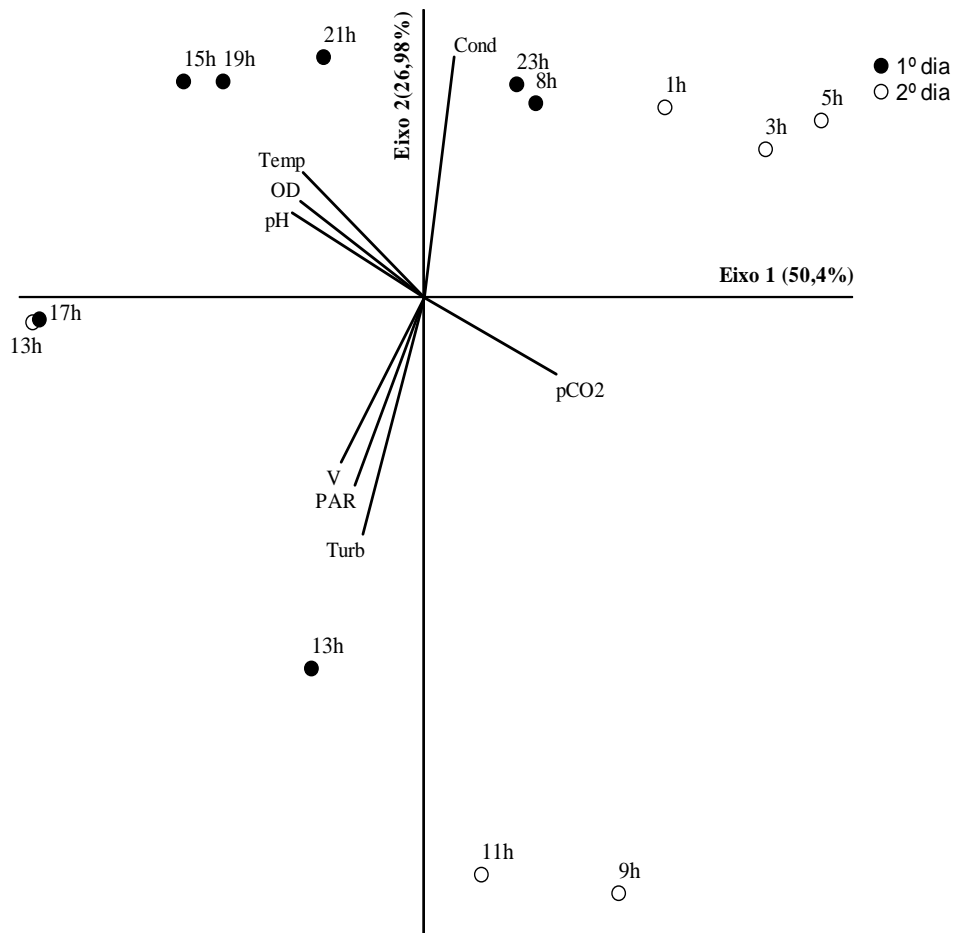


Figura 02 – Diagrama de ordenação de análise de componentes principais (PCA) aplicada às variáveis abióticas (pressão parcial de CO_2 – pCO_2 , temperatura da água - TA, condutividade elétrica - cond, oxigênio dissolvido - OD, pH, turbidez - T, PAR e velocidade do vento - V) medidas no Lago Grande de Curuai (PA), num ciclo nictemeral durante a limnofase – 2010

Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica foi composta por 95 táxons distribuídos nas classes Cyanophyceae (44% dos taxons), Chlorophyceae (34%), Zygnemaphyceae (1%), Bacillariophyceae (11%), Cryptophyceae (9%) e Euglenophyceae (2%). A riqueza específica do fitoplâncton foi representada por 68% de organismos nanoplantônicos e 40% microplantônicos. No entanto, em termos de biovolume, a dominância foi de organismos microplantônicos, representando mais de 90% do biovolume total durante todo o ciclo.

O biovolume total variou de 26,9 a 75,5 $\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ na superfície e de 24,6 a 47,5 $\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ a 1m de profundidade. Os maiores valores de biovolume foram registrados no início da tarde do primeiro dia de amostragem e no final da tarde do segundo dia. Em alguns períodos pode ser observada uma distribuição vertical do fitoplâncton, com oscilação do biovolume entre as profundidades coletadas (Fig. 03). Foi verificado também, às 13h do segundo dia do ciclo, quando a PAR atingiu um pico, que o biovolume fitoplanctônico aumentou a 1m de profundidade e diminuiu na superfície. Oscilações verticais no biovolume total a 1m de profundidade maior que na superfície, também foram observadas às 17h, 21h e 3h do primeiro dia e às 13h e 17h do segundo devido, principalmente, ao desenvolvimento de *Dolichospermum spiroides* (antes *Anabaena spiroides*) (Klebahn) Wacklin *et al.*. Ao final do ciclo (17h), o biovolume na superfície aumentou novamente, provavelmente com a diminuição da PAR (valores não medidos nesse período), tendo como principais organismos *Microcystis protocystis* Crow e *D. spiroides* (Fig.04).

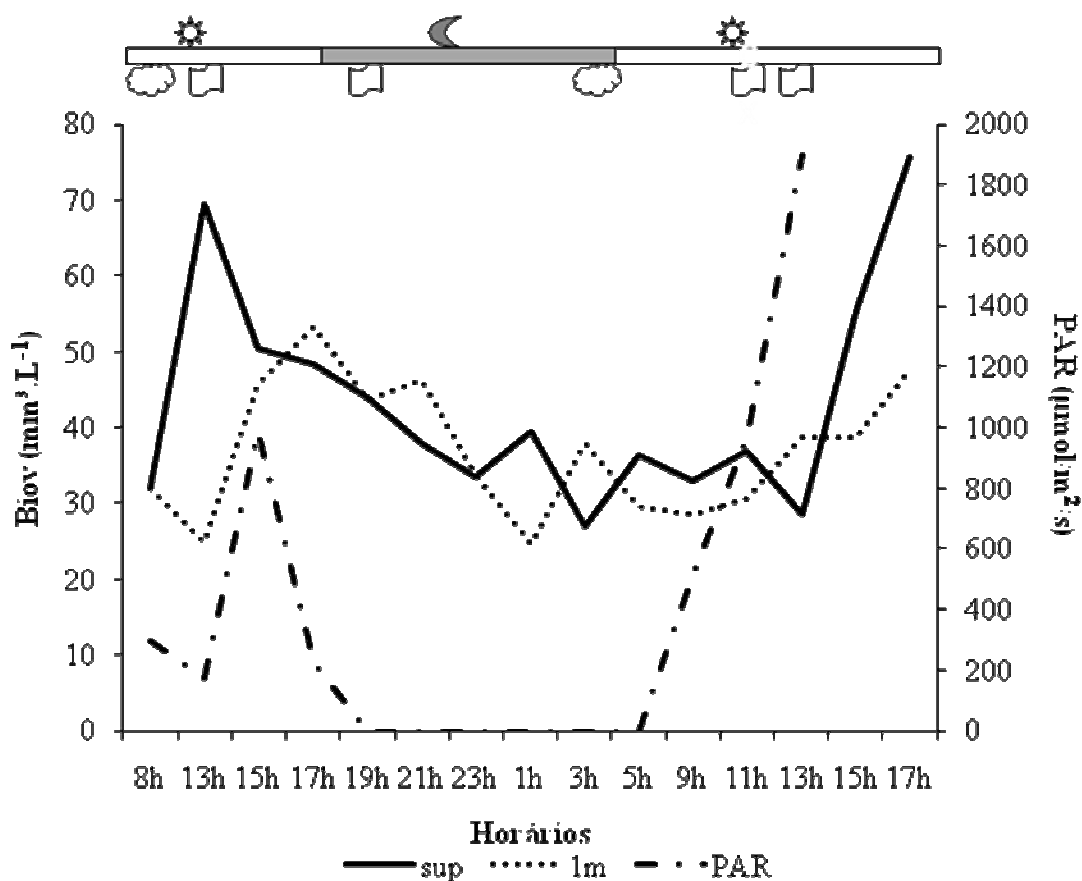


Figura 03 – Variação do biovolume total ($\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) e de Radiação Fotossinteticamente Ativa incidente (PAR incidente) em um ciclo nictemeral durante a limnofase, em duas profundidades (subsufície e 1m), Lago Grande de Curuai (PA) – 2010.

As cianobactérias dominantes e frequentes no ambiente durante o ciclo foram *Dolichospermum circinalis* (antes *Anabaena circinalis*) (Rabenhorst ex Borne et Flahault) Wacklin *et al.*, *D. spiroides*, *D. planctonicum* (antes *A. planctonica*) (Brunnthal) Wacklin *et al.*, *Microcystis protocystis* Crow e *Chroococcus limneticus* Lemmerman.

Ao analisar a dominância do biovolume das espécies de cianobactérias ao longo do ciclo na subsuperfície, foi nítido o predomínio de *Microcystis protocystis* durante o período iluminado e ocorrência dominante de *Dolichospermum spiroides* no período noturno (Fig. 06). Ressalta-se que *Dolichospermum circinalis* das 23h até as 9h não foi registrado no ambiente e teve importância em biovolume às 17h do primeiro dia, enquanto que *Dolichospermum planctonicum* oscilou muito no sistema tendo a maior relevância às 13h e 17h do primeiro dia (Fig.06).

A dominância do biovolume a 1m de profundidade das 8h às 15h (início do ciclo) foi representada por *Microcystis protocystis* (Fig.07). A partir das 17h do primeiro dia até o final do ciclo (exceto às 15h) *Dolichospermum spiroides* foi a espécie que mais contribuiu com o biovolume nesta profundidade. *Dolichospermum circinalis* teve um maior desenvolvimento às 17h e 19h do primeiro dia e *D. planctonicum* das 15h às 21h do primeiro dia apresentou um biovolume pouco expressivo e ausente do sistema nas amostragens das 1h, 3h, 9h e 15h. *Chroococcus limneticus* apresentou biovolume pouco representativo, mas ocorreu durante todo o ciclo.

As oscilações do biovolume fitoplanctônico foram contrastadas com a variação da pressão parcial de CO₂ e observou-se que, nos horários em que o biovolume do fitoplâncton aumentou, ocorreu uma notável queda na pressão do gás. Contrariamente, foi registrada a diminuição do biovolume coincidindo com os maiores valores de pressão parcial de CO₂ (Fig. 08), marcadamente próximo ao amanhecer (3-5h).

A comunidade foi representada pelos grupos funcionais **H₁** (*Dolichospermum circinalis*, *D. planctonicum*, *D. spiroides* e *D. sigmoideum* Nygaard (antes *Anabaena sigmoidea*)), **L₀** (*Chroococcus limneticus*, *Synechocystis aquatilis* Sauvageau), **M** (*M. protocystis*), **P** (*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen), **S₁** (*Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) J. Komárková-Legnerová & G. Cronberg.) e **S_N** (*Raphidiopsis* sp₁). Durante todo o ciclo ocorreu predominância de cianofíceas filamentosas (**H₁**, **S₁** e **S_N**) e unicelulares e ou coloniais (**L₀** e **M**) (Tab.02 e Fig.08). Ocorreu uma mudança de importância dos grupos funcionais ao longo do ciclo. O grupo funcional **M** predominou nos horários mais iluminados, enquanto que o **H₁** foi destaque no período noturno tanto na superfície quanto a 1m. Outros grupos funcionais exerceram papéis secundários na dinâmica do ciclo (**L₀**, **P**, **S₁** e **S_N**).

Tendência semelhante à dinâmica do biovolume foi observada no gráfico do conteúdo de carbono fitoplanctônico relacionado à pressão parcial de CO₂ ao longo do ciclo, com maiores valores de carbono fitoplanctônico contrastados com baixa pressão do gás (Fig.09). As espécies com maiores conteúdo de carbono foram *Dolichospermum*

circinalis, *D. planctonicum*, *D. spiroides*, *D. sigmoideum*, *Chroococcus limneticus*, *Microcystis protocystis*, *Synechocystis aquatilis*, e *Raphidiopsis* sp1.

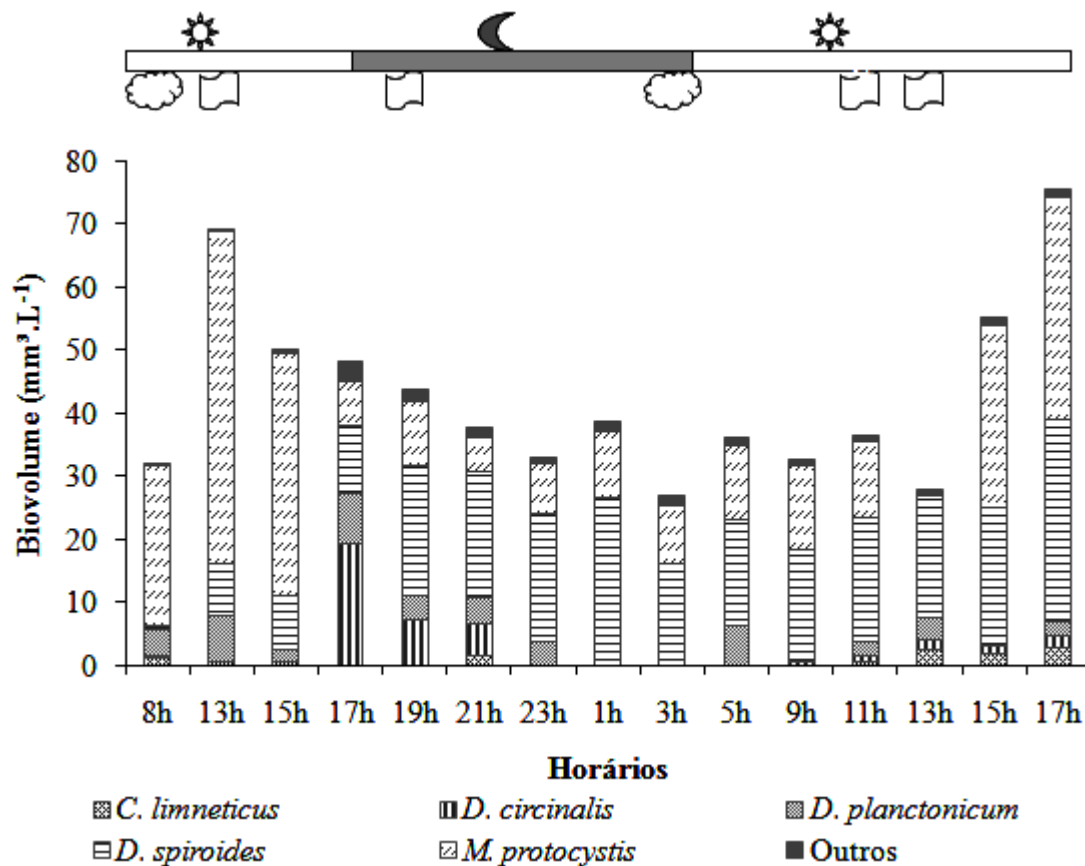


Figura 06 - Biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) de algumas espécies de Cyanophyceae em um ciclo nictemeral durante a limnofase, na superfície do Lago Grande de Curuai (PA) – 2010

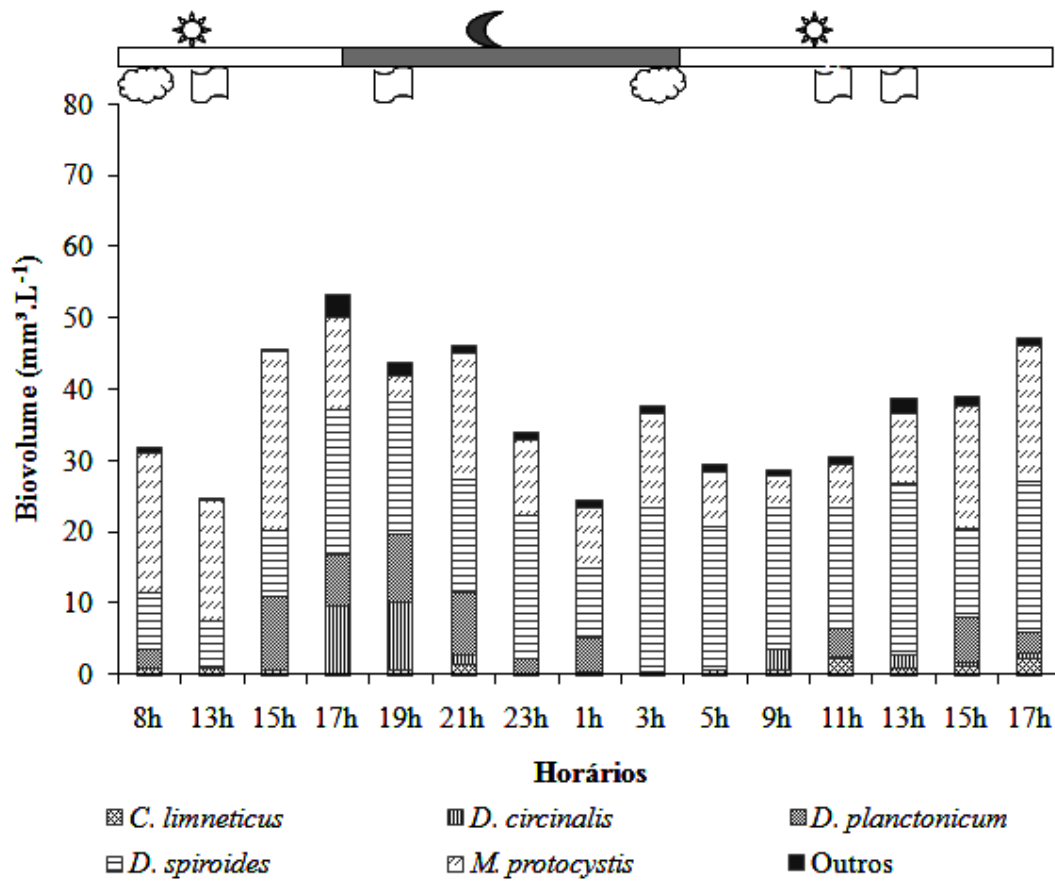


Figura 07 - Biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) de algumas espécies de Cyanophyceae em um ciclo nictemeral durante a limnofase, a 1m de profundidade do Lago Grande de Curuai (PA) - 2010

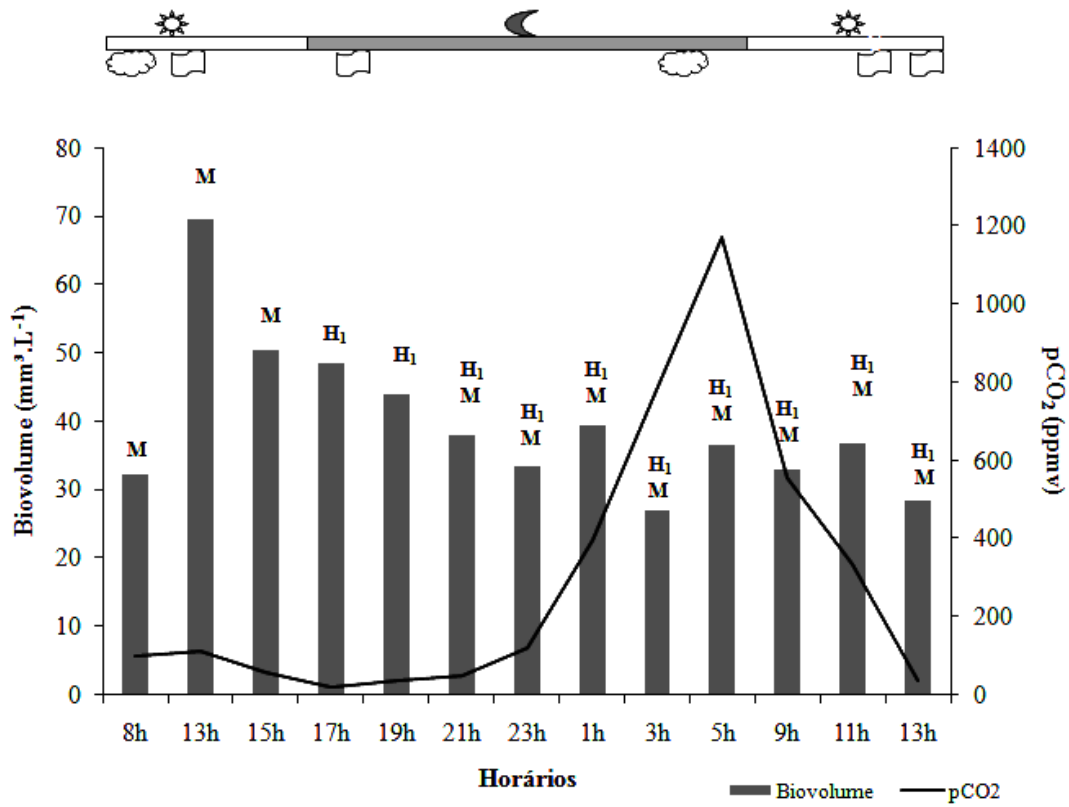


Figura 08 – Variação do biovolume total do fitoplâncton ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e da pressão parcial de CO_2 (ppmv) na superfície do Lago Grande de Curuai (PA), indicando os grupos funcionais predominantes em cada horário, num ciclo nictemeral durante a limnofase - 2010

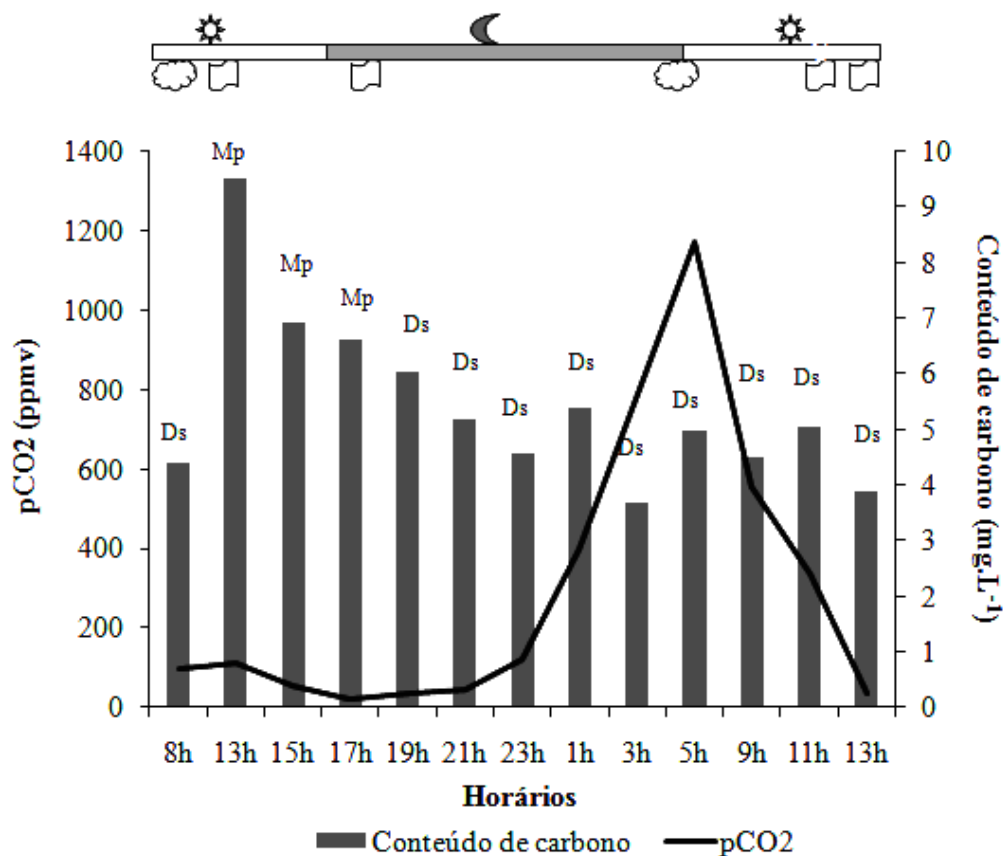


Figura 09 – Variação conteúdo de carbono fitoplanctônico (mgC.L^{-1}) e da pressão parcial de CO_2 (ppmv) na superfície do Lago Grande de Curuai (PA), indicando as espécies mais expressivas em conteúdo de carbono, num ciclo nictemeral durante a limnofase – 2010. Ds = *D. spirooides*; Mp = *M. protocystis*.

A análise canônica (CCA) reduziu 58,2% da variância dos dados nos dois primeiros eixos de ordenação. Entretanto, através do teste de Monte Carlo não foi observada relação linear entre o biovolume das espécies e as variáveis ambientais (correlação de Pearson espécie-ambiente =0,925; $p=0,1832$ para o primeiro eixo). A CCA realizada com o conteúdo de carbono fitoplanctônico e variáveis abióticas reteve uma variância de 65% nos dois primeiros eixos de ordenação e a correlação entre espécie-ambiente também não foi significativa (0,915; $p=0,2943$ para o eixo 1). Outras ordenações feitas para relacionar o biovolume e conteúdo de carbono das espécies com as variáveis ambientais, como a análise de redundância (RDA), não mostraram relação linear entre as matrizes. A partir desses resultados, foi realizada uma CCA com a densidade das espécies dominantes e abundantes em cada horário e matriz de variáveis ambientais ($p\text{CO}_2$, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez e PAR).

Os dois primeiros eixos da ordenação da CCA com a densidade das espécies dominante e abundantes explicaram 77,6% da variância dos dados, sendo a maior parte dela explicada pelo eixo 1 (Fig.09). A hipótese nula de ausência de relação entre as matrizes foi rejeitada pelo teste de aleatorização de Monte Carlo ($p=0,034$) (Tab.03). Dessa forma, o eixo 1 é explicado pela temperatura, PAR e turbidez. O eixo 2 contém apenas 1% da variação dos dados e é explicado apenas pela pressão parcial de CO_2 (Tab.04).

Os horários de maiores temperaturas e PAR (8-17h) estão situados à direita do diagrama de ordenação. Estes períodos são relacionados à maior densidade de fitoplâncton, com dominância de *Synechocystis aquatilis*, *Pseudanabaena mucicola*, *Dolichospermum spiroides* e *Microcystis protocystis*. Os escores das 11h e 13h do segundo dia do ciclo estão à esquerda do diagrama, relacionados à turbidez, que pode ter sido causada pela alta concentração de organismos na superfície. O eixo 2 explica o metabolismo, relacionado ao oxigênio dissolvido, temperatura e pressão parcial de CO_2 . O mais importante a ser observado neste eixo é o posicionamento dos períodos da madrugada (1h e 3h) e primeiras horas da manhã com os maiores valores de pressão parcial de CO_2 .

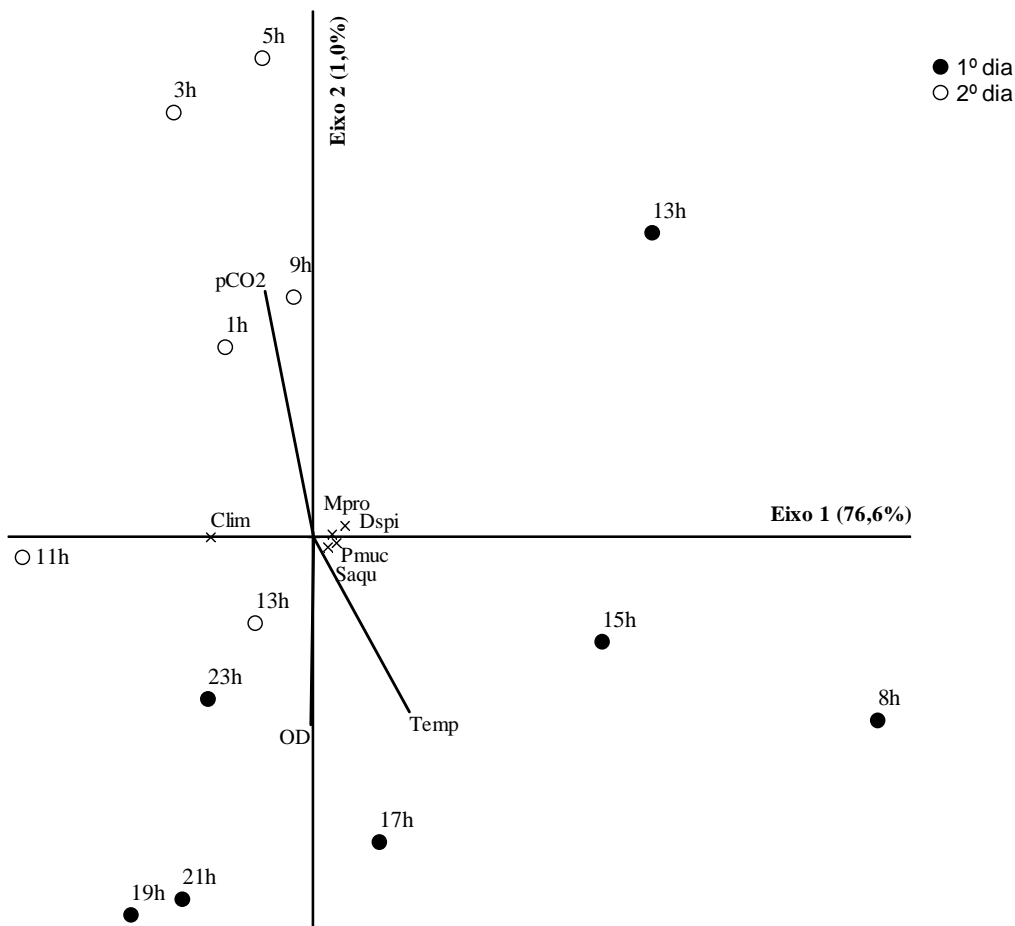


Figura 09 – Diagrama de ordenação canônica (CCA) aplicada às variáveis abióticas (pCO_2 , PAR, temperatura, OD e turbidez) e bióticas (densidade fitoplanctônica) medidas no Lago Grande de Curuai (PA), num ciclo nictemeral – 2010. O código das espécies de fitoplâncton constam na Tab.02.

Tabela 03 - Resultados do teste de Monte Carlo com os dados abióticos e a densidade de espécies fitoplanctônicas ocorrentes no lago Grande Curuai (PA), num ciclo nictemeral - 2010

Eixos	Correlação espécie-ambiente	Média	Mínimo	Máximo	p
1	0,894	0,627	0,195	0,98	0,034
2	0,739	0,69	0,259	0,977	
3	0,46	0,448	0,089	0,894	

Tabela 04 – Correlações *intraset* e *Biplot scores* das variáveis ambientais com os eixos de ordenação. Biplot scores são usados para plotar os vetores no diagrama de ordenação

Variáveis	Correlação <i>intraset</i>			<i>Biplot scores</i>		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
pCO ₂	-0,218	0,867	0,347	-0,218	0,867	0,347
Temp	0,43	-0,612	-0,619	0,43	-0,612	-0,619
OD	-0,012	-0,655	-0,466	-0,012	-0,655	-0,466
Turb	-0,398	-0,04	0,07	-0,398	-0,04	0,07
PAR	0,403	-0,097	0,37	0,403	-0,097	0,37

DISCUSSÃO

A limnologia do Lago Grande de Curuai apresentou características autotróficas na limnofase (vide cap1) com o predomínio de cianobactérias. Oscilações entre dia e noite nas características abióticas em ambientes tropicais lênticos foram evidenciadas por Huszar (1994), Becker *et al.* (2009), Medeiros *et al.* (2006). O Lago Grande de Curuai foi submetido a mudanças significativas na turbidez e pressão parcial de CO₂. O aumento da turbidez foi evidenciado em horários de ocorrência de ventos acima de 3 m.s⁻¹ (13h-1º dia e 11 e 13h-2º dia). Segundo Reynolds (1997), ventos acima dessa velocidade são capazes de causar mistura em ambientes de pouca profundidade; Ganf, 1974; Thomaz *et al.* (1997) ressaltaram que o vento é responsável pela ressuspensão do sedimento em ambientes rasos, aumentando a turbidez.

A densidade e o biovolume fitoplancônicos registrados no Lago Grande Curuai foram característicos de ambientes com florações (conforme valores de referência de Reynolds, 1980). O biovolume fitoplancônico, em geral, foi maior na superfície do que a 1m, oscilando em alguns períodos, apesar desta diferença ainda permaneceram em ambas profundidades bastante elevados. O biovolume do grupo **M** próximo à superfície está relacionado à tolerância a alta insolação, sendo então mais dominantes nos períodos de alta PAR. A diminuição do biovolume na superfície e o aumento a 1m de profundidade se deu em altos valores de PAR, o que pode estar relacionado a mecanismos de fotoinibição e/ou movimentação dos organismos na coluna d'água para evitar a danificação das células (Reynolds, 2006). Além de mecanismos fisiológicos, a forma das algas é um fator importante que confere vantagem na permanência delas na coluna d'água. Morfotipos mais próximos à forma reta são mais resistentes ao afundamento (Pádisak *et al.*, 2003), *D. planctonicum*, por exemplo, manteve-se na coluna d'água durante todo o ciclo, apesar de ter apresentado baixas densidades e biovolume. A ação dos ventos sobre a coluna d'água foi fundamental para a manutenção

de *D. spiroides* no Lago Grande de Curuai, pois segundo Padisák *et al.* (2003) as formas espiraladas seriam de mais fácil sedimentação.

A dominância de cianobactérias durante todo o ciclo pode estar relacionada às adaptações que algumas espécies têm de permanecer e de migrar na coluna d'água através de aerótopos e bainhas de mucilagem. Diferentes espécies de cianobactérias respondem de distintas formas às variações ambientais (Whitton, 1992). Além disso, esse grupo possui um ótimo de crescimento em baixas concentrações de CO₂, alto pH e possuem capacidade de fixar nitrogênio (Dokulil & Teubner, 2000). Algumas cianobactérias podem se manter numa taxa de crescimento mais alta que os demais grupos de fitoplâncton em baixas intensidades de luz, o que confere a elas vantagem competitiva sobre outros grupos em lagos túrbidos (Chorus & Bartram, 1999; Ibelings & Maberly, 1998). Florações desse grupo foram encontradas em lagos e reservatórios tropicais (Huszar *et al.*, 2000; Becker *et al.*, 2004; Cardoso & Motta Marques, 2004; Crossetti *et al.*, 2008).

Dentre as cianobactérias dominantes, destacaram-se as espécies do gênero *Dolichospermum* e *Microcystis*. Segundo Mitrovich (2003), a dominância de *Dolichospermum* é possivelmente resultante das condições químicas e físicas da coluna d'água. Florações de *D. planctonicum* são associadas a altas temperaturas e períodos de estratificação, formando florações de verão em lagos temperados (Wood *et al.*, 2010). Estudos de distribuição vertical e diária de *D. circinalis*, em lagos, evidenciaram distribuição homogênea dessa espécie na coluna d'água antes da estratificação e diminuição da flutuação dos filamentos 6-7h após o amanhecer, nos períodos de maior radiação (Brookes *et al.*, 1999). Provavelmente isto explique o predomínio das espécies de *Dolichospermum* à noite e também durante o dia com o sombreamento ocasionado pela elevada densidade de *M. protocystis* e pela turbidez no Lago Grande de Curuai.

É possível que extensa diminuição de CO₂ em lagos pela fotossíntese dependa do grupo de fitoplâncton e da composição inicial do meio (Talling, 1976; Suggett *et al.*, 2006). A pressão parcial de CO₂ durante maior parte do ciclo estudado no Lago Grande de Curuai foi mantida abaixo da concentração de equilíbrio ar-atmosfera (~300ppmv). Estes períodos de baixa pressão parcial de CO₂ coincidiram com a mais alta biomassa fitoplanctônica, quando o processo de fotossíntese realizado pelo fitoplâncton absorveu carbono inorgânico. Parte desse carbono é incorporada à biomassa e parte é liberada para o ambiente através da respiração, principalmente no período noturno (Reynolds, 1984; 1997; 2006; Kling *et al.*, 1992).

O acréscimo de CO₂ na coluna d'água pode ter resultado de processos de respiração dos organismos, bem como da difusão de gás da atmosfera para a água, propiciada por ventos de maior velocidade e pela mudança no equilíbrio ar-atmosfera, nesse caso favorecendo a entrada do CO₂ na água (Shindler *et al.*, 1997; Ibelings & Maberly, 1998; Houghton, 2003). Foi notório durante este estudo que, no período noturno, ocorreu aumento desta variável provavelmente resultante dos processos respiratórios do

fitoplâncton e das reações ocorrentes no sedimento. Durante o dia, como a biomassa do fitoplâncton foi elevada, a fotossíntese intensificada causou a depleção desta variável pela provável incorporação do fitoplâncton neste processo.

As cianobactérias seriam as responsáveis pela depleção de CO₂, considerando que uma alta biomassa altera o suprimento de recursos essenciais à fotossíntese. Além disso, foram melhores competidoras em ambientes com as características apresentadas pelo Lago Grande de Curuai, principalmente o grupo funcional **H₁**, pois conseguem fixar nitrogênio e estocar nos heterócitos, permitindo que se desenvolvam em ambientes com baixo nitrogênio e também com baixas concentrações de carbono (Reynolds *et al.*, 2002; 2006; Pádisak *et al.*, 2009). Em baixas concentrações de carbono inorgânico os aerótopos das cianobactérias propiciam a flutuação das células para as camadas superiores da coluna d'água, onde são beneficiadas pela disponibilidade de luz e pelo CO₂ presente na interface ar-água. O aumento da biomassa e a conseqüente formação de florações próxima à superfície consomem grande parte do CO₂ difundido da atmosfera (Ibelings & Maberly, 1998).

Apesar dos resultados encontrados neste trabalho corroborarem com muitos outros estudos anteriores, o grupo de variáveis ambientais medidos não esteve relacionado às mudanças na comunidade. Alguns fatores poderiam explicar essa falta de relação, como variáveis preditoras que não foram medidas, a existência de propágulos no sedimento ressuspensos pelo vento e regimes de mistura. Outro fator a ser considerado é a ocorrência de fatores climáticos como chuvas e ventos com freqüência no período estudado que atuariam como perturbações no ambiente beneficiando determinados grupos de fitoplâncton e aumentando a disponibilidade de nutrientes e a ressuspensão de propágulos. Além disso, fatores como alta temperatura, luz e capacidade de flutuação ofereceram vantagens adaptativas principalmente para espécies R-estrategistas (Reynolds, 2006).

Outra questão a ser considerada é que a ocorrência das espécies no ambiente não está apenas relacionada a fatores ambientais, mas também à presença de outras espécies. Por exemplo, Dukulil & Teubner (2000) registraram dominância persistente na biomassa de cianobactérias quando *Microcystis*, *P. agardhii* e *C. raciborskii* estiveram presentes, sob condições de baixa intensidade luminosa e turbulência. O Lago Grande de Curuai está sob constante ação de ventos na limnofase, ventos estes com velocidade suficiente para influenciar na estabilidade da coluna d'água, revolver o sedimento do fundo, aumentando com isto a turbidez e favorecendo *M. protocystis* juntamente com espécies de *Dolichospermum*, em especial *D. spiroides*.

O padrão de densidade encontrado no Lago Grande de Curuai durante o ciclo refletiu um possível aumento na freqüência de divisão celular no final da manhã e durante a tarde, como também registrado por Pick & Bérubé (1992). O processo de aumento de densidade e biomassa fitoplânctonica requer maior consumo de carbono inorgânico, contribuindo para a depleção de CO₂. A maioria dos trabalhos que registraram a

variação diária do fitoplâncton (Talling, 1957; Ganf, 1974; Huszar *et al.*, 1994; Melo & Huszar, 2000; Melo *et al.*, 2004; Becker *et al.*, 2004; 2009) convergiram para o ponto de vista de que essa variação dependeria do regime de mistura, da auto regulação das populações pelo movimento ativo via flagelos ou através da flutuação por aerótopos e da ocorrência de espécies com rápido crescimento, capazes de mudar em abundância durante o ciclo diário.

Os processos que regulam a variação do fitoplâncton não são simples de serem identificados. Muitos são os fatores que podem agir na dinâmica e composição do plâncton autotrófico, desde as condições químicas e físicas da água, como a morfologia dos lagos e reservatórios e pressões de outras comunidades do plâncton. O estabelecimento dos diferentes grupos de fitoplâncton no ambiente aquático está também diretamente relacionado às características evolutivas de cada grupo, que vão desde a forma do organismo até seus mecanismos fisiológicos para melhor captar recursos do meio. Dessa forma, nem sempre os fatores ambientais possíveis de medição são suficientes para explicar a dinâmica da comunidade, em especial de cianobactérias, independente da escala de tempo ou espaço.

CONCLUSÃO

A comunidade fitoplanctônica no Lago Grande de Curuai apresentou variação diária do biovolume propiciadas pela alta temperatura e disponibilidade de luz. O desenvolvimento de floração persistente de cianobactérias causou a depleção de CO₂ na camada superficial do lago durante o período de maior fotossíntese. Duas espécies foram fundamentais neste ambiente (*M. protocystis* e *D. spiroides*). A diminuição desse gás na água modificou o equilíbrio ar-água fazendo com que houvesse a difusão de CO₂ da atmosfera para o ambiente aquático. Além disso, essas concentrações foram também modificadas por processos biológicos no interior do lago, como respiração e provavelmente os processos de decomposição. A floração de cianobactérias ocorreu principalmente devido aos atributos desse grupo que o tornam competidores expressivos em relação aos demais grupos de microalgas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRIL G., RICHARD S. AND GUÉRIN F. (2006) In-Situ measurements of dissolved gases (CO₂ and CH₄) in a wide range of concentrations in a tropical reservoir using an equilibrador. *Science of the total Environment*, 354: 246– 251.

- ALMEIDA, F. de F. & MELO, S. de. 2009 . Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum*, 31, 4, 387-395.
- AMORIM, M. A.; TURCQ, P. F. M.; TURCQ, B. J.; CORDEIRO, R. C. 2009. Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 39, 1, 165-172.
- BARBOSA CC, NOVO EMLM, PEREIRA FILHO W, MELACK JM. 2006. Metodologia de análise da dinâmica de área e volume inundável: O exemplo da várzea do Lago Grande de Curuai. *Revistas Brasileiras de Cartografia*, 58, 200-210.
- BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MELACK, J.M.; GASTIL-BUHL, M.; FILHO, W.P.F. 2010. Geospatial analysis of spatio temporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. *Limnology*, 11:155–166.
- BECKER, V.; CARDOSO, L. DE S. & MOTTA MARQUES, D.D.A. 2004. Development of *Anabaena* Bory (Cyanobacteria) blooms in a subtropical shallow lake, south Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16, 3, 1-10.
- BECKER, V., HUSZAR, V. L. M., CROSSETTI, L. O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, 628, 137-151.
- BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. 2ª Ed. São Carlos. RiMa. 502p.
- BONNET, M. P.; BARROUX, G.; MARTINEZ, J. M.; SEYLER, F.; MOREIRA-TURCQ, P.; COCHONNEAU, G.; MELACK, J. M.; BOAVENTURA, G.; MAURICE-BOURGON, L.; LEO, J. G.; ROUX, E.; CALMANT, S.; KOSUTH, P.; GUYOT, J. L. & SEYLER, P. 2008. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai). *Journal of Hydrology*. 349, 18– 30.
- BONNET, M.P., BARROUX, G.; SEYLER, P.; PECLY, G.; MOREIRA-TURCQ, P.; LAGANE, C.; COCHONNEAU, G.; VIERS, J.; SEYLER, F.; GUYOT, J.L. 2005. Seasonal links between the Amazon corridor and its flood plain: the case of the várzea of Curuai. In: *Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands* (Proceedings of Symposium S4 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, 2005) HIS Publ. 294.
- BROOKES, J.D.; GANF, G.G.; GREEN, D. & WHITTINGTON, J. 1999. The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. *Journal of Plankton Research*, 21:2, 327-341.

- CARDOSO , L. de S. & MOTTA MARQUES , D.M.L. da. 2004. Seasonal composition of the phytoplankton community in Itapeva lake (north coast of Rio Grande do Sul – Brazil) in function of hydrodynamic aspects. *Acta Limnol. Bras.*, 16(4):401-416.
- CHORUS, I. AND BARTRAM, J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management. Für WHO durch E & FN Spon /Chapman & Hall, London, 416 pp.
- COLE, J. J., CARACO, N. F. 2001. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Mar. Freshwater Res.*, 52, 101–1
- COLE, J. J., CARACO, N. F., KLING, G. W., AND KRATZ, T. K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265, 1568–70.
- CROSSETTI, L.O., BICUDO, C.E.M. 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, 610, 161-173.
- DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. 2.ed. Petrópolis: Vozes/Universidade de São Paulo. 472p
- DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1–12.
- ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. 1988. Variação diária (24h) de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo desses ecossistemas. *Acta Limnologica. Brasiliensia*, 2, 99-127.
- FORSBERG, B. R.; ARAUJO-LIMA, C. A. R.; MARTINELLI, M. L. A.; VICTORIA, R. L. & BONASSI, J. A. 1993. Autotrophic Carbon Sources for Fish of the Central Amazon. *Ecology*, 74, 3, 643-652.
- FRANKIGNOULLE, M., BORGES, A., BIONDO, R., 2001. A new design of equilibrator to monitor carbon dioxide in highly dynamic and turbid environments. *Water Res.*, 35, 1344–1347.
- GANF, G. G.; HORNE, A. J. 1975. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow, equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwater Biology*, 5, 1, 13-39.
- GANF, G. G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Ecology*, 62, 593-609.

- GRASSHOFF, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. 317p.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U., ZOHARY, T. 1999. Biovolume Calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35: 403-424.
- HOUGHTON, R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus* 55B(2), 378-390.
- HUSZAR, V. L. M. & REYNOLDS, C. S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environment change. *Hydrobiologia*, 346, 169-181p.
- HUSZAR, V. L. M.; WERNECK, A. M.; ESTEVES, F. A. 1994. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: fevereiro de 1987. *Revista Brasileira de Biologia*, 54, 1, 111-134.
- HUSZAR, V.L.M., 2000. Fitoplâncton. In: *Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico*. (Ed. by BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A. & ROLAND, F.). UFRJ/SBL, Rio de Janeiro, 89–104.
- IBELINGS, B. W. & MABERLY, S. C. 1998. Photoinhibition and the availability of inorganic carbon restrict photosynthesis by surface blooms of cyanobacteria. *Limnol. Oceanogr.*, 43:3, 408-419p.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications – an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organizat*, v. 2, p. 65-77.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2006. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: BATZER, D.P. & SHARTZ, R. R. *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, p.407-435.
- KLING, G. W.; KIPPHUT, G.W.; MILLER, M. C. 1992. The flux of carbon dioxide and methane from lakes and rivers in arctic Alaska. *Hydrobiologia*, 240, 23-36.

- 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.*, 22(1), 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.
- MARGALEF, N. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, S. A. Plánton, 26. Barcelona – 6.
- MEDEIROS, P. R.; BARBOSA, J. E. L.; SILVA, A. M. A. & CRISPIM, M. C. B. Vertical and nictemeral dynamics of limnological variables in a tropical Brazilian Dam. *Revista de Biología e Ciências da Terra*, nº 1, 73-60p.
- MELACK, J. M.; HESS, L. L.; GASTIL, M.; FORSBERG, B.R.; HAMILTON, S.K.; LIMA, I. B. T. & NOVO, E.M.L.M. 2004. Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, 10:530–44.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. 2000. Phytoplankton in a 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. L. 2004. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata lake and Mussurá lake, Pará, Brasil) with different mixing regimes. *Amazoniana*, 18, 1-2, 1-10.
- MITROVIC, S. M.; OLIVER, R. L.; REES, C.; BOWLING, L.C. & BUCKNEY, R.T. 2003. Critical flow velocities for the growth and dominance of *Anabaena circinalis* in some turbid freshwater rivers. *Freshwater Biology*, 48, 164-174.
- OLIVER, R. L. & GANF, G. 2002. Freshwater blooms. In: *The Ecology of Cyanobacteria – Their diversity in time and space*. Ed.: WHITTON, B. A. & POTTS, M. Kluwer Academic Publishers, New York, 669 p.
- PADISÁK, J. 2004. Phytoplankton. In: *The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology*. (ed. by O'SULLIVAN, P & , REYNOLDS, C. S.). vol. 01, Blackwell Publishing, p. 251-308.
- PADISÁK, J.; BORICS, G.; FEHÉR, G.; GRIGORSZKY, I.; OLDAL, I.; SCHMIDT, A.; ZÁMBÓNÉ -DOMA, Z. 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, 502, 157-168.

- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1-19.
- PICK, F.R. & C. BÉRUBÉ. 1992. Diel cycles in the frequency of dividing cells of freshwater picocyanobacteria. *J. Plankton Res.*, 14: 1193-1198.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, version 2.10.0. 2009 The R Foundation for Statistical Computing.
- REYNOLDS, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake ecosystems. *Holarct. Ecol.* 3: 141-159.
- REYNOLDS, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldenburg/Luhe.
- REYNOLDS, C. S. 1984. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, London.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L., MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Research*. 24(5): 417-428.
- RICHEY, J.E.; MELACK, J.M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V.M. and LESS, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature*, 416(11), p. 617-620.
- ROCHA, O. & DUNCAN, A. 1985. The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplankton studies. *Journal of Plankton Research*, 7:279-294.
- SHINDLER, D. W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, 23:3, 478-786.
- SOMMER, U. 1989. *Plankton ecology; succession in plankton communities*. New York; Springer-Verlag, 379 p.
- SUGGETT, D.; MABERLY, S. C.; GEIDER, R.J. 2006. Gross photosynthesis and lake community metabolism during the spring phytoplankton bloom. *Limnol. Oceanogr.*, 51(5), 2064-2076.
- TALLING, J. F. 1957a. Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. *New Phytol.* 56, 29-50.

- TALLING, J. F. 1976. The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal of Ecology*, 64, 1, 79-121.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. DO C.; BINI, L. M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: *A Planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (Ed. by VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.) Maringá: EDUEM, Nupélia.
- UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.* 17(2):121-223.
- UTERMÖL, H. 1958. Zur ver vollkmmung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.*, 9, 1-88.
- WHITTON, B.A. 1992. Diversity, ecology and taxonomy of the cyanobacteria. In: *Photosynthetic Prokaryotes* (ed. by MANN, N.H. & CARR, N.G.). Plenum Press, New York, 1-51.
- WOOD, S. A.; PRENTICE, M.J.; SMITH, K. & HAMILTON, D. P. 2010. Low dissolved inorganic nitrogen and increased heterocyte frequency: precursors to *Anabaena planktonica* blooms in a temperate, eutrophic reservoir. *Journal of Plankton Research*, 32, 9, 1315-1325.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A influência do pulso de inundação na várzea do Lago Grande de Curuai é determinante na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Padrões gerais de diminuição de densidade e riqueza da comunidade no período de potamofase são observados nessa várzea, como consequência da diluição e fatores limitantes para a comunidade, ocasionados pela presença de fatores limitantes para o fitoplâncton, como aumento da turbidez. A entrada de carga adicional de matéria orgânica nos lagos e a posterior ciclagem tornam disponível maior quantidade de carbono inorgânico. A depleção da pressão de CO₂ na limnofase é atribuída à incorporação do gás pela fotossíntese do fitoplâncton, neste lago, atribuída às cianobactérias.

A conectividade hidrológica entre os lagos estudados na várzea do Lago Grande de Curuai não foi refletida em conectividade biológica. A comunidade fitoplanctônica teve estrutura distinta entre os ambientes da várzea, provavelmente por influência de fatores locais de morfologia, tipos de conexão entre os lagos e com o rio Amazonas, bem como pelas águas de diferentes origens e características físico-químicas.

Estas observações puderam ser melhor constatadas acompanhando a variação da pressão de CO₂ no Lago Grande de Curuai, também na limnofase. A alta biomassa de cianobactérias no lago causou a diminuição da pressão de CO₂ na água nos períodos de maior atividade fotossintética, quando a radiação solar é propícia para o crescimento e metabolismo desse grupo. O crescimento e a predominância das cianobactérias no lago estão diretamente relacionados à presença de atributos adaptativos que permitem que espécies desse grupo tenham vantagem competitiva frente aos outros grupos de fitoplâncton. Assim o grupo funcional **H1** foi representativo na limnofase de 2009 e em 2010 quando avaliou-se o ciclo do fitoplâncton em estudo nictemeral.

A comunidade fitoplanctônica refletiu a resposta a alteração do metabolismo do ambiente (heterotrofia e autotrofia). Porém, São necessários ainda estudos adicionais para melhor compreender os processos que regem a ciclagem e troca de carbono entre os sistemas de várzea, bem como as trocas de gás entre a superfície da água e a atmosfera. Além disso, trabalhos sazonais incluindo as quatro fases de flutuação do nível hidrográfico dariam melhor compreensão dos processos de ciclagem de carbono e da sucessão do fitoplâncton ao longo desse evento.

