



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS-IG**

ELIZABETH CRISTINA ARANTES DE OLIVEIRA MIRANDA

**INFLUÊNCIA DO PULSO DE INUNDAÇÃO DO RIO SOLIMÕES SOBRE OS
PROCESSOS GEOQUÍMICOS E COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO
LAGO JANAUCÁ, AMAZONAS, BRASIL**

**Brasília-DF
2013**

ELIZABETH CRISTINA ARANTES DE OLIVEIRA MIRANDA

**INFLUÊNCIA DO PULSO DE INUNDAÇÃO DO RIO SOLIMÕES SOBRE OS
PROCESSOS GEOQUÍMICOS E COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO
LAGO JANAUCÁ, AMAZONAS, BRASIL**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Geociências Aplicadas da
Universidade de Brasília como requisito
parcial para obtenção do título de Doutora
em Geociências Aplicadas**

**Orientadores: Geraldo Resende Boaventura
Patrick Seyler
Maria do Socorro Rodrigues Ibañez**

**Brasília-DF
2013**

“Para os cristãos, Deus está no princípio das coisas. Para os cientistas, no final de toda reflexão”. Max Planck

Obrigada Pai, não conseguiria sem você!

AGRADECIMENTOS

O doutoramento marcou um período muito produtivo e importante em minha vida e várias pessoas foram responsáveis por essa conquista. Os meus sinceros agradecimentos...

Ao Prof Dr Geraldo Resende Boaventura, pela orientação e por me permitir vivenciar essa etapa tão valiosa na minha formação profissional e pessoal.

Ao Dr Patrick Seyler, pela orientação durante a cotutela e por toda a assistência no GET quando estive em Toulouse.

À Dra Marie Paule Bonnet, por ter confiado em mim e ter permitido a minha participação em seus projetos. Por todo o apoio, orientação e pela grande amiga!

À Profa Dra Socorro Ibañez pelas revisões e sugestões deste trabalho. Sempre muito paciente e atenciosa.

À Profa Dra Ina Nogueira pelo acompanhamento deste trabalho e pelo valioso auxílio na identificação taxonômica do fitoplâncton. Obrigada pelo carinho e amizade.

À Profa Dra June Springer pela sempre pronta ajuda e valiosas contribuições. Obrigada por me acompanhar desde o mestrado.

À Janda pelos bons anos de convívio na Unesp como minha orientadora e por partilhar seus notáveis conhecimentos em limnologia, fonte de motivação na escolha da minha área de atuação. Obrigada pelo carinho, apoio e orientação.

Ao Cleber Kraus, pelo apoio nas análises microscópicas e pela prontidão de sempre.

Ao Prof Dr Ludgero Vieira, pelo apoio no tratamento estatístico. Obrigada pela atenção, paciência e prontidão.

À Profa Dra Bárbara Medeiros Fonseca, pelas valiosas sugestões e amizade.

Ao Prof Dr José Francisco Gonçalves Júnior, pela atenção e colaboração.

Ao Diogo Sousa, pelo fundamental apoio nas análises do zooplâncton.

A todos os amigos do NEL (núcleo de estudos limnológicos) e laboratório de limnologia/UnB pelo carinho e atenção.

Aos membros da banca, doutores Jeremie Garnier, Francis Sondag, Marie e Ricardo Lourenço Pinto, pela avaliação e crítica ao estudo.

À Dra Yovanka Perez e Orlandina Santos Messias pelo apoio e atenção nas análises microscópicas e medições de biovolume fitoplanctônico.

Aos Doutores Oleg S Pokrovsky e Liudmila Shirokova da Universidade de Toulouse pelo auxílio nas análises do fitoplâncton e elementos traço.

Aos técnicos de laboratório Myller, Fernando, Aurelie Lanzasova e Carole Causserand, pelo apoio e orientação no preparo de soluções e análise de elementos traço no ICP/MS.

Aos amigos que fiz no doutorado Raul Espinoza, Tristan Rousseau, Alisson Akerman, Giana Márcia, Daniel Mulholland, Daniel Ferreira, German Velasquez, Elder Yokoyama, Maria Eliana Escobar, Rodrigo Paiva, Maria del Carmen, Ana Karina Salcedo, Maria Izabel Duarte, Caio Stein D'Agostini, Noe Murillo Verner e Cesar Krischer pelos momentos de descontração e também de solicitude.

Aos queridos amigos do Carbama Gwen Abril, Marcela Perez, Marie Paule, Sônia Brugel, Felipe Artigas, Patrícia Turcq, Luciana Vidal, Rodrigo Sobrinho, Marcelo Bernardes, Elena, Jean-michel Mortillaro, Jean-michel Martinez, Guilherme Dias, Márcio Sousa, Cláudia Zell, Kim, Beatriz Lamback, Bosco, Manoel pelas inesquecíveis campanhas e pelos bons momentos de convívio.

À Carla Alves pela prontidão e atenção de sempre.

À Coordenação do Programa de pós-graduação do Instituto geociências Aplicadas e à Universidade de Toulouse, pela grande oportunidade concedida.

À CAPES, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo apoio financeiro e concessão das bolsas de doutorado e doutorado sanduíche (processo 6704-10-7), que foram essenciais para a realização deste trabalho

Ao meu marido Fer, com amor, admiração e gratidão pela presença em todos momentos, pelos sonhos e vida compartilhada. Essa conquista só foi possível com o seu apoio. Je t'aime bcp!

À Manuela por fazer parte do meu mais lindo sonho...chegou trazendo muita alegria e descontração na reta final do doutorado, amenizando a sobrecarga desse período.

Aos meus irmãos, Bruno e Luanda, pelo carinho e afeto que me envolvem e pela constante presença em minha vida. Compartilhamos os desafios e torcemos juntos pelo sucesso de cada um.

Aos meus pais, José Mauro e Elizabeth, pelo amor e dedicação. Em especial à minha querida mãe - a minha gratidão é pequena diante de tudo que já fez por mim.

A todos que diretamente e indiretamente me ajudaram a concluir essa etapa tão importante na minha vida!

Hoje agradeço pelos presentes que Deus me dá a todo instante.

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 BACIA AMAZÔNICA	14
1.1.1 <i>Clima</i>	16
1.1.2 <i>Geologia</i>	16
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
2.1 PULSO DE INUNDAÇÃO	17
2.2 INFLUÊNCIA DA HIDROLOGIA SOBRE O FITOPLÂNCTON	21
2.2.1 <i>Grupos funcionais do fitoplâncton</i>	24
2.2.2 <i>Controle ascendente e descendente do fitoplâncton</i>	29
2.3 ELEMENTOS TRAÇO	32
3. HIPÓTESES DO TRABALHO	37
4. OBJETIVOS GERAIS	37
5. MATERIAIS E MÉTODOS	38
5.1 ÁREA DE ESTUDO	38
5.2 ESTAÇÕES E PERÍODO DE COLETA	39
5.3 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS:	40
5.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS	41
5.4.1 <i>Fitoplâncton</i>	41
5.4.2 <i>Zooplâncton</i>	42
6. ARTIGO 1. PHYTOPLANKTON RESPONSE TO THE HYDROLOGY OF JANAUCÁ LAKE FLOODPLAIN, AMAZON / BRAZIL	43
7. ARTIGO 2. DIURNAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN THE JANAUCÁ AMAZONIAN FLOODPLAIN LAKE, AMAZON-BRAZIL	65
8. ARTIGO 3. VARIAÇÃO TEMPORAL DE ELEMENTOS QUÍMICO E TRAÇO NO LAGO JANAUCÁ E FATORES REGULADORES, AMAZONAS/BRASIL	92
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
10. CONCLUSÃO E PERSPECTIVA	121
11. ANEXO A – PRANCHA/ORGANISMOS FITOPLANCTÔNICOS	123

ÍNDICE DE FIGURAS

Figure 1. Localização da Bacia Amazônica em território brasileiro.....	14
Figure 2. Dinâmica da planície de inundação ao longo do ciclo hidrológico. Fonte: Bonnet.	19
Figure 3. Ciclos diurnos de radiação solar, fixação de carbono e nitrogênio e ingestão de alimentos pelo zooplâncton no Lago George. Fonte: Modificado de Talling e Lemoalle (1998).	30
Figure 4 Taxa de crescimento do fitoplâncton em função da intensidade luminosa, a 20 C.	31
Figure 5 Representação esquemática do ciclo de elementos-traço em lagos. Adaptado de Stumm & Morgan (1996).	33
Figure 6 Mapa de localização do Lago de Janauacá sob influência do Rio Solimões. A imagem de satélite registrou o período de cheia no lago de Janauacá. Imagem SRTMV3.	39
Figure 7 Indicação das campanhas e sua respectiva fase no ciclo hidrológico e o número de amostras obtidas (histograma) no período de junho/2009 a setembro de 2010.....	40
Figure 8. Janauacá Lake location and position of water level meters <i>in situ</i> (●), flow measurements (n), Rain Gauge (□) Lake water sampling stations (u) and local runoff water sampling (○) . The southern boundary of the domain is set as a white line.	46
Figure 9. Monthly rainfall accumulation in 2009-2010 at Janauacá Lake, Amazon-Brazil.	49
Figure 10. Contribution of each type of water source in Janauacá floodplain along the hydrological cycle 2009-2010 (Source: Bonnet <i>et al</i> 2011). Legend: Channel In: River water entering through the connecting channel; Overflow: river water input through overbank; seepage: groundwater input; BV- runoff from the local watershed and emerged lands in the ATTZ; Rain: direct precipitation over the open water body; Vol Init: Residual water from the previous year.	51
Figure 11. Balance of water input and output in the floodplain of Janauacá Lake along the hydrological cycle (2009-2010). Legend: IN (All sources of water that enter into Janauacá lake); OUT (all sources of water that leave Janauacá Lake) IN R (Water contribution of Solimões River) NET (balance of inflows and outflows of water).....	52
Figure 12. Taxa percentage (A), relative density (B) and relative biovolume by algal class (C) during the hydrological cycle from 2009 to 2010 on Lake Janauacá. N = 55.....	54
Figure 13. Box plot of phytoplankton density (ind./ mL) at different stages of the water cycle between 2009 and 2010 in Lake Janauacá. N = 55.....	55

Figure 14. Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) obtained from the Bray-Curtis coefficient with the relative position of the 55 sample units in different periods of the hydrological cycle (2009 to 2010) in Janauacá. (Stress = 21.8).....	56
Figure 15. Principal Components Analysis (PCA) - ordination diagram of environmental variables and the 55 sample units during different periods of the hidrological cycle (2009, to 2010) in Janauacá lake. Axis I = 40.1%; Axis II = 16.2%.	59
Figure 16 Location of Janauacá Lake and meter positions of water level in situ (●), flow measurements (n), rain gauges (□) and local water sampling(u). The southern boundary of the domain is set to blank line.	70
Figure 17 Vertical temperature perfíles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L obtained with the multi-sensors probe.....	74
Figure 18 Vertical N ² perfíles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L. According to Eq 2, negative values indicates stable vertical structure.....	75
Figure 19 Vertical oxygen saturation perfíles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L obtained with the multi-sensors probe.	76
Figure 20 Vertical chlorophyll-a perfíles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L with the multi-sensors probe.....	77
Figure 21 Temporal fluctuations of chlorophyll-a concentration at 0.5 and 1 m of depth (top plot), suspended solids concentration at 0.5, 1 and 8.5 m (middle plot) and depth of the euphotic zone (bottom plot) during the 24H cycle.	78
Figure 22 From top to bottom: NH ₄ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ and SiO ₂ concentrations variations with time at 0.5, 1 and 8 m during the 24H cycle	79
Figure 23 Ordination diagram of Principal Component Analysis (PCA) applied to abiotic variables (water temperature, water transparence, pH, chlorophyll a, depth, Suspended solids (MES), Silica, NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , K ⁺ , Na ⁺ , HCO ₃ ⁻ and OD, measured in May 2010 in the Janauacá Lake during the diurnal cycle.	80
Figure 24 Phytoplankton community density (Top plot), total richness (middle plot) and diversity (bottom plot) in the Janauacá L. during the 24H cycle.	82
Figure 25 Variation of the total phytoplankton biovolume (mm ³ / L) and total density of the zooplankton (ind/L) on the Janauacá Lake's surface, indicating the predominant functional groups at each time along diurnal cycle.	83
Figure 26 Zooplankton community density (Top plot), total richness (middle plot) and diversity (bottom plot) in the Janauacá L. during the 24H cycle.	86
Figure 27. Localização do Lago Janauacá e posições de medidores do nível da água <i>in situ</i> (●), medições de vazão (n), estações de altimetria virtuais (▲), pluviômetros (□) e locais de amostragem de água (u). O limite sul do domínio é definido em linha em branco (Bonnet <i>et al</i> , 2011).	95

Figure 28. Biovolume do fitoplâncton (mm^3/L) nos períodos de seca de 2009, enchente, cheia, vazante e seca de 2010 no Lago Janauacá. N=55.	98
Figure 29. Análise de redundância (RDA) entre as variáveis ambientais (temperatura da água, clorofila, material em suspensão (MES), NO_3^- , profundidade, biovolume, transparência da água, NH_4 , pH, HCO_3^- , PO_4^{3-} e elementos traço no Lago Janauacá das 55 unidades amostrais nos períodos de seca de 2009, enchente, cheia, vazante e seca de 2010.....	99

ÍNDICE DE TABELAS

Table 1 Grupos funcionais do fitoplâncton de águas continentais	25
Table 2. Morphometric data of Janauacá Lake, comprehended between 2006 and 2011, Amazon-Brazil.	50
Table 3. Limnological data. Lake stations: average of all the samples collected in the lake. River: River sample or collected in the connecting channel when river is entering through this channel. Runoff: Analysis from samples collected at the southern location of the study área.	53
Table 4. ANOSIM and paired test for differences in phytoplankton community between periods along the hydrological cycle in Janauacá Lake.	57
Table 5. Pearson's correlation coefficient between abiotic variables and the first two ordination axes for the period between the 2009 drought and 2010 drought.	59
Table 6. Result of ANOSIM and paired test for environmental differences between the periods analyzed along the hydrological cycle on Lake Janauacá.	60
Table 7. Multiple regression between the PCA scores and density, biovolume, richness and diversity of phytoplankton for the period between the 2009 drought and 2010 drought.	61
Table 8. Pearson correlation coefficients between limnological data and the two first principal components obtained from PCA	80
Table 9. Occurrence of functional groups of phytoplankton that prevailed throughout the diurnal cycle near the surface at the sampling station.	83
Table 10 Occurrence of zooplankton species along the diurnal cycle near the surface at the sampling station.	84
Table 11. Multiple regression between PCA scores, zooplankton density (Dzoo), zooplankton richness (Szoo) and phytoplankton biovolume, density and richness in May 2010 in the Janauacá's Lake during the diurnal cycle.	87
Table 12. Estatística descritiva das variáveis abióticas e clorofila <i>a</i> medidas na seca, enchente, cheia, vazante e seca no Lago Janauacá. (M=média; CV=Coeficiente de variação). N=55	97
Table 13. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas das águas do lago Janauacá e os dois primeiros eixos de ordenação (PCOA) para o período compreendido entre a seca de 2009 e seca de 2010.	100
Table 14. Regressão simples entre os eixos da ordenação de elementos traço e das variáveis ambientais para cada período analisado no Lago Janauacá. (et=elementos traço e amb=variáveis ambientais).....	101

APRESENTAÇÃO

Este estudo integra o Projeto de Pesquisa do Carbama e CYMENT, que investiga o balanço do Carbono do Rio Amazonas e de suas planícies de inundação e a modelagem hidrológica na planície de inundação de Janauacá, respectivamente. Os resultados obtidos contribuirão para a produção de um “sub-modelo” na planície de Janauacá a ser incorporado em modelo geral da bacia amazônica. A proposta da pesquisa é baseada na cooperação internacional (Brasil-França) no qual a Universidade de Brasília no nome do Laboratório Internacional (LMI) de observação das mudanças ambientais (LMI OCE “Observatoire des Changements Environnementaux”) é coordenado pelo professor Geraldo R. Boaventura (LAGEQ) e pelo professor Patrick T. Seyler (GET, Toulouse). Neste estudo colaborou também o laboratório de limnologia do Núcleo de Estudos Limnológicos (NEL), integrante do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília.

O documento apresenta introdução geral, metodologia e está organizado na forma de artigos que refletem os objetivos do trabalho.

O artigo 1 tem como objetivo analisar os efeitos do ciclo hidrológico de uma várzea sob influência de pulsos de inundação do Solimões na estrutura da comunidade fitoplanctônica no Lago Janauacá.

O estudo da dinâmica da comunidade fitoplanctônica durante o ciclo nictemeral são abordadas no artigo 2 no que diz respeito aos fatores controladores (ascendente e descendente).

O artigo 3 tem como objetivo verificar a influência do fitoplâncton no balanço de elementos químicos e traço no Lago Janauacá - já que os organismos interferem nos ciclos químicos e na composição química da água.

RESUMO

Uma planície de inundação define-se como um sistema físico aberto onde existe um trânsito de importação e exportação de matéria e energia, sendo as flutuações no nível da água uma importante função de força que dirige o funcionamento ecológico, hidrológico, físico, químico e biológico do sistema. As intensas mudanças na dinâmica dos ambientes de planície de inundação ocasionadas pela variação hidrométrica afetam diretamente as comunidades dos lagos marginais, em especial, o fitoplâncton, cuja variação sazonal tem sido fortemente relacionada ao pulso de inundação. Assim, o documento está dividido em artigos e se propõe a caracterizar a estrutura da comunidade fitoplanctônica do Lago Janauacá ao longo de um ciclo hidrológico, avaliando as diferentes fontes de contribuição de água no lago Janauacá por meio da diversidade beta (artigo 1); Avaliar a dinâmica do fitoplâncton em ciclo nictemeral na potamofase (maio de 2010) agregando-os em grupos funcionais, além de verificar a influência ascendente e descendente sobre essa comunidade (artigo 2); Verificar a influência do fitoplâncton como colaborador do balanço de elementos traço no Lago Janauacá – interferindo nos ciclos químicos e na composição química das águas. No artigo 1, o fitoplâncton foi fortemente influenciado pela variação hidrométrica, apresentando estruturação distinta entre os períodos analisados. A análise de regressão múltipla, obtida com os escores da PCA, permitiu observar que tanto o biovolume quanto a densidade do fitoplâncton foram influenciadas principalmente pelo Rio Solimões e pelo Igarapé (Bacia). Já a riqueza e a diversidade não foram influenciadas por essas fontes de contribuição de água. Com relação ao ciclo nictemeral (artigo 2), 40% da variação do biovolume do fitoplâncton foi explicado pelo controle ascendente (variáveis ambientais). A riqueza e a densidade do zooplâncton foi inversamente proporcional a riqueza e densidade do fitoplâncton, embora não significativo estatisticamente. No artigo 3, evidencia-se que os elementos químicos e traço encontrados no Lago Janauacá estão relacionados com a formação geológica da bacia e foram regulados por processos ambientais ao longo do ciclo hidrológico. A comunidade fitoplanctônica não foi diretamente determinante no balanço/controlar desses elementos no Lago, sendo que certos elementos são essenciais para determinadas espécies ou grupos taxonômicos e não o são para outros – em geral, a preferência é pelos elementos químicos cuja absorção é energeticamente mais viável.

Palavras-chave: Hidrologia, Fitoplâncton, bacia Amazônica, planície de inundação, hidrologia, elementos traço.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Bacia Amazônica

A bacia amazônica é a maior bacia de drenagem do mundo e ocupa uma área de aproximadamente 6.869.000 km² desde as nascentes nos Andes até a sua foz no oceano Atlântico (Neill *et al.* 2006). A bacia do rio Amazonas resulta em todo conjunto de recursos hídricos que desaguam para o rio Amazonas, englobando importantes centros populacionais como Manaus, Porto Velho, Boa Vista, Rio Branco e Macapá (Figura 1). A largura média do rio Amazonas é de aproximadamente 5 km. O estreito de Óbidos corresponde ao local onde o rio mais se contrai, a largura diminui para 1,5 km.



Figure 1. Localização da Bacia Amazônica em território brasileiro.

A bacia Amazônica é caracterizada por apresentar uma grande extensão de planícies de inundação e áreas úmidas. Melack e Hess (2010) estimaram a superfície em torno de 800.000 km² na parte da bacia com altitude inferior a 500m. O corredor fluvial do Rio Solimões e do Rio Amazonas apresenta 12% de planícies de inundação a partir das fronteiras do Peru e Colômbia até a foz.

A parte brasileira corresponde a 63 % da bacia e representa cerca de 40% do território brasileiro (Freitas *et al* 2003). A água é uma das principais características da paisagem na Amazônia, sendo o rio Amazonas o coletor final desse sistema de drenagem extremamente complexo, consistindo de inúmeros tributários de águas brancas, pretas e claras (Sioli, 1984). Cada tributário apresenta características particulares que estão relacionadas com a hidrogeoquímica regional, a geomorfologia e as condições pedológicas/litológicas das cabeceiras (Sioli, 1968).

As águas brancas ocorrentes na bacia amazônica são originárias das regiões Andina e pré-Andina, áreas elevadas de origem geológica recente, onde o relevo irregular favorece os processos de erosão e, portanto, ricas em sedimentos e sais minerais dissolvidos (Stallard e Edmond, 1983). As águas pretas são originárias dos escudos das Guianas enquanto as águas claras são oriundas do escudo do Brasil Central, que são áreas geologicamente antigas e de baixo relevo. As águas oriundas dessa região são caracterizadas pela extrema escassez de matéria em suspensão e baixo conteúdo nutricional. As águas pretas tem como característica marcante a grande concentração de solutos orgânicos do tipo húmico, responsável por sua coloração escura (Fittkau, 1970).

A classificação das águas amazônicas usada por Sioli (1984) está baseada na relação entre suas propriedades ópticas e suas propriedades físicas, químicas e biológicas expressas em sua carga sólida e dissolvida. De acordo com Furch (1984), outras classificações poderiam ser usadas, desde que representem uma classificação descritiva.

A composição das águas fluviais é uma função complexa de diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na bacia de drenagem e no próprio sistema fluvial, tais como a hidrologia, o regime climatológico, o intemperismo das rochas, lixiviação do solo, a dinâmica sedimentar e o metabolismo bacteriano (Mayorga e Aufdenkampe, 2002).

1.1.1 Clima

O clima da bacia Amazônica é classificado como quente e úmido com temperaturas médias anuais entre 25 a 29°C. Caracteriza-se pela ocorrência de chuvas abundantes, porém estas não estão distribuídas uniformemente no espaço e nem no tempo. A bacia do rio Amazonas recebe uma precipitação média da ordem de 2.460 mm/ano, o que faz com que o rio Amazonas apresente na sua foz a vazão média de 209.000 m³/s (Molinier *et al*, 1996).

A evaporação e a insolação apresentam grande variabilidade sazonal, sendo mais intensas nos meses mais secos (evaporação >70 mm; insolação >180 horas de radiação solar direta). A umidade relativa apresenta-se bastante elevada e sempre superior a 80%.

A área inundada coberta por águas no Rio Amazonas e seus afluentes mais do que triplica durante as diferentes estações do ano. Em média, na estação seca, 110.000 km² estão submersas, enquanto que na estação das chuvas essa área chega a ser de 350.000 km². Observa-se que as variações de máximas estão relacionadas com as características e dimensões da bacia hidrográfica considerada e das precipitações.

1.1.2 Geologia

A Bacia Amazônica é constituída por rochas antigas (pré-cambrianas, ou seja, com mais de 500 milhões de anos de formação) cobertas por sedimentos marinhos e continentais de idades que variam desde o Paleozóico, período Siluriano-Ordoviciano (a partir de 500 milhões de anos), até o Mesozóico, períodos Terciário-Cretáceo (aproximadamente 65 milhões de anos). Sendo que o sistema de drenagem transcontinental da Bacia Amazônica, tal qual o conhecemos hoje, teria se formado há aproximadamente 10 milhões de anos, no Mioceno (Hoorn *et al.*, 1995).

Esta área continua sendo modificada pela atividade do rio, por meio de processos de erosão e sedimentação (Junk e Furch, 1980).

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Pulso de inundação

Na bacia Amazônica, o padrão sazonal dominante é a flutuação pronunciada e previsível do nível dos rios, que reflete as diferenças da precipitação ao longo da bacia, resultando em períodos bem definidos de águas altas e baixas. Essa flutuação pronunciada das águas dos rios provoca inundações periódicas definidas como pulso de inundação. Assim os rios amazônicos, favorecidos pela topografia plana de grande parte da bacia, inundam e drenam anualmente grandes áreas marginais que correspondem as planícies de inundação (Junk, 1993).

A planície de inundação é definida como sistema físico aberto onde existe um trânsito (importação e exportação) de matéria e energia, sendo as flutuações no nível da água uma importante função de força que dirige o funcionamento ecológico, hidrológico, físico, químico e biológico do sistema (Eagleson, 1970; Junk *et al.*, 1989). A planície tem um papel importante de regulação da cheia dos rios. Sem esta possibilidade de expansão lateral os rios apresentariam uma variação do nível de água muito maior.

Essas inundações têm como conseqüência o transporte de nutrientes dos rios para os lagos de várzea resultando em um meio ambiente complexo - rico em nichos que mudam no espaço e no tempo com a flutuação do nível da água (Tockner e Stanford, 2002). Estas características favorecem a biodiversidade encontrada nestes ecossistemas – uma das maiores do mundo (Junk, 1997, Goulding *et al.* 1996; Junk *et al.* 2000). Segundo Lowe-McConnell (1987), há aproximadamente 1.300 espécies de peixes na bacia Amazônica; a riqueza fitoplanctônica é estimada em aproximadamente 3.495 espécies (Bicudo e Menezes, 2006); Robertson e Hardy (1984) listaram 250 espécies de rotíferos; os animais invertebrados constituem mais de 95% das espécies existentes na região e se distribuem entre 20 a 30 filos; cerca de 1.000 espécies de aves, das quais 283 possuem distribuição restrita ou são raras; 311 espécies de mamíferos; 550 espécies de répteis, sendo que 62% destas espécies são endêmicas (MMA/SBF, 2002).

Em função da flutuação temporal do nível hidrométrico dos rios, podem ser delimitados quatro períodos durante o ciclo sazonal (Bittencourt e Amadio, 2007) (Figura 2). Os dois períodos extremos são o de seca (águas baixas) e o de cheia (águas altas). Na seca, os lagos apresentam menor volume de água e podem ou não ter comunicação com o rio. Já no período de cheia, são observadas características, geralmente, opostas às da seca, destacando-se grande aporte de água dos rios para os ambientes lacustres,

o que pode tornar suas características limnológicas mais homogêneas, segundo a teoria de homogeneização proposta por Thomaz *et al.* (2007).

Em períodos de água baixa mantêm pouca relação entre os diferentes habitats enquanto a conectividade aumenta com o pulso de inundação. Na seca, os lagos apresentam menor volume de água e podem ou não ter comunicação com o rio - há a reciclagem de material sedimentado no lago.

A oscilação do nível do rio influencia os lagos de várzea de diferentes maneiras, dependendo da conexão entre o rio e o lago. Esta conexão pode ser temporária ou permanente. Em água baixa mantêm pouca relação entre os diferentes habitats enquanto a conectividade aumenta com o pulso de inundação.

Durante a enchente, o rio invade a várzea trazendo nutrientes, tanto dissolvido como em partículas. Um período de alta produção começa para os organismos aquáticos. Ali uma parte dos nutrientes é incorporada à vegetação aquática e terrestre e entra nas redes alimentares das áreas inundáveis.

Na cheia, são observadas características, geralmente, opostas às da seca, destacando-se grande aporte de água dos rios para os ambientes lacustres, o que pode tornar suas características limnológicas mais homogêneas, segundo a hipótese de homogeneização proposta por Thomaz *et al.* (2007). Há exportação e importação de material dissolvido e particulado neste período.

Na vazante, há exportação de material da várzea para o rio.

Os lagos de planície inundável do Rio Solimões recebem uma forte influência do ciclo hidrológico, com flutuações anuais no nível da água entre 10 e 15m (Junk *et al* 1989).

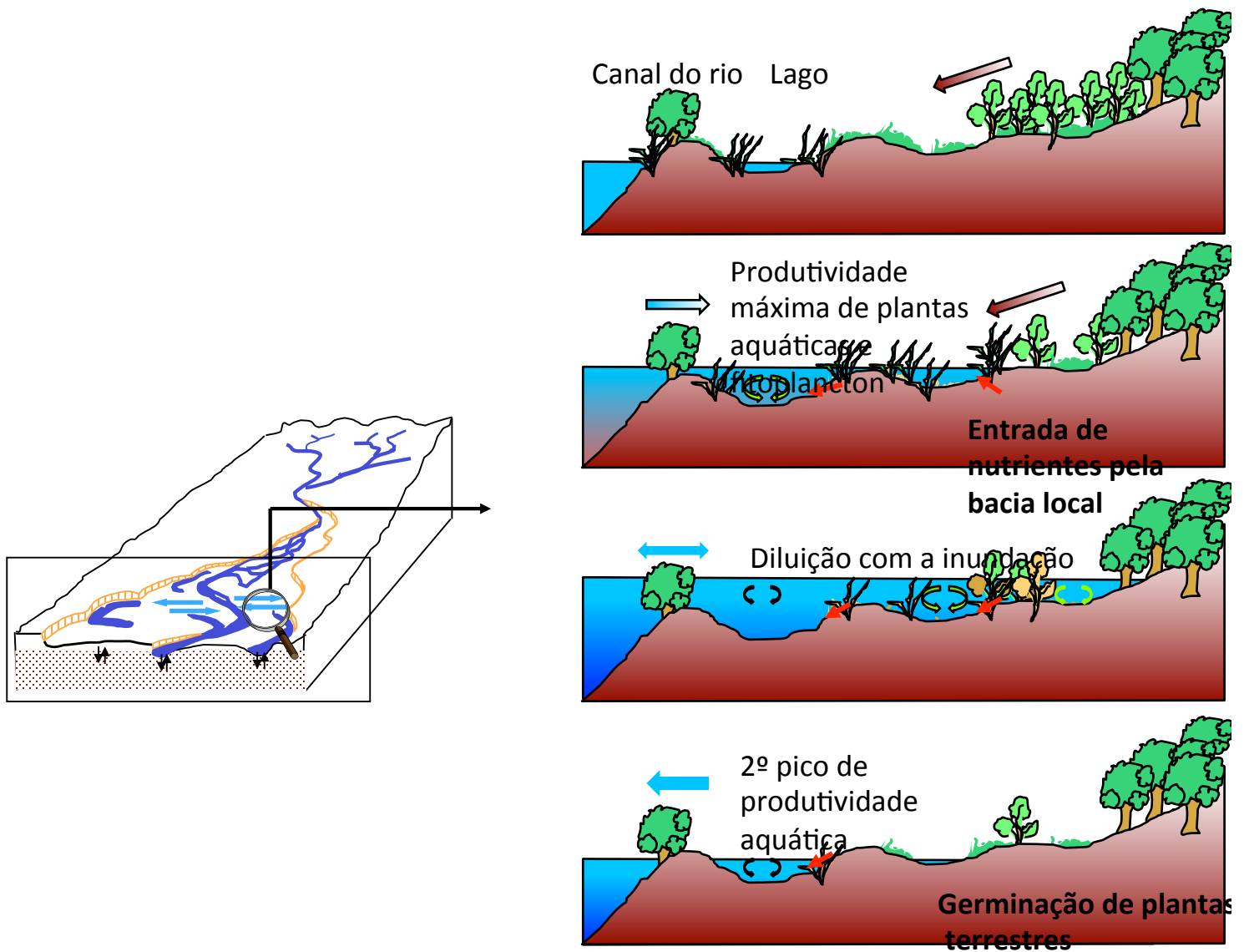


Figure 2. Dinâmica da planície de inundação ao longo do ciclo hidrológico. Fonte: Bonnet.

As áreas alagáveis são, portanto, importantes não apenas por sua alta biodiversidade (Goulding *et al.* 1996; Junk *et al.* 2000), mas também pela elevada produtividade (Parolin *et al.* 2004). Estas características foram apresentadas pelo conceito do pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989). Nesse conceito, a inundação dos grandes rios, que é previsível e mono-modal, permite que os organismos coexistam por meio de adaptações

próprias e estratégias. Este conceito foi fundamental para os estudos dos rios que, por muito tempo, considerou apenas a dimensão longitudinal do curso principal (Vannote *et al*, 1980).

O conceito de pulso de inundação introduziu as relações das áreas marginais estabelecidas entre o curso principal e as planícies de inundação. Isso possibilitou uma renovação das pesquisas sobre planícies em várias regiões do mundo. A região litoral permite uma renovação da água de modo a não existirem áreas com água estagnada. Esta renovação permite um aporte de nutrientes que dá suporte à produção primária e ao funcionamento ecológico da planície independente da eficiência do processamento da matéria orgânica a montante da planície. Os autores definiram o sistema rio-planície como um sistema único, onde as transferências laterais de matéria, organismos e energia são os maiores fatores de controle do funcionamento biogeoquímico e ecológico. Na época, esse conceito foi proposto em oposição ao conceito de *continuum* nos rios (Vannote *et al*, 1980), que suportava a idéia de que todos os processos ecológicos de um rio eram controlados pelos processos à montante, levando em consideração somente o eixo longitudinal do rio, e assim negando o papel das trocas laterais.

O conceito de Junk *et al.* (1989) teve um papel muito importante na renovação das pesquisas sobre a ecologia dos rios em particular, favorecendo uma proteção e restauração das planícies de inundação em várias regiões do mundo. No entanto, quando aplicada a outras regiões do mundo, o conceito foi adaptado (Junk e Wantzen, 2004), particularmente quando aplicado em regiões temperadas, onde o ciclo anual de temperatura é grande e o período da cheia é importante (Tockner *et al*, 2000).

Foram sugeridas algumas alterações no conceito original de Junk *et al* (1989). A noção de conectividade foi introduzida com mais precisão que no conceito original por reforçar que a conectividade, além de ser lateral, é também vertical, incluindo trocas de águas com o lençol, que tem variação de conectividade em um mesmo sistema de inundação. Desse modo, a inundação tem início bem antes do transbordamento dos rios (Amoros e Bornette, 2002). Foi também incorporado o conceito de perturbação intermediária na dinâmica das várzeas - que sugere que a biodiversidade seja maior no sistema sujeito as perturbações moderadas que permitam manter as comunidades em um estado instável. Assim, uma cheia é uma perturbação que pode ser severa e provocar uma redução na diversidade, mas se intermediária (ou normal no senso hidrológico) pode ser vista como uma perturbação intermediária e induzir uma maior diversidade. Também, junto com a noção de conectividade, esperam-se comunidades mais estáveis nas regiões menos conectadas das planícies (Junk e Wantzen, 2004).

2.2 Influência da hidrologia sobre o fitoplâncton

Há planícies de inundação com diferentes padrões de amplitude, frequência, previsibilidade e origem da água de inundação. As regiões de várzea mais extensas estão localizadas na bacia Amazônica, onde a amplitude de flutuação do nível de água é maior que outros ecossistemas brasileiros já estudados (Junk e Silva, 1995). É imprescindível a caracterização dessas regiões de acordo com o tipo de água e de vegetação, padrões de inundação e status de nutrientes (Junk, 1997), fatores importantes que determinam a estrutura, função e riqueza das espécies da região.

Nas planícies de inundação, ou várzeas, o ambiente físico e químico resultante faz com que a biota responda com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou ecológicas, produzindo estruturas de comunidades características (Junk *et al.*, 1989).

Diversidade, riqueza, densidade e dominância de espécies fitoplanctônica são atributos ecológicos e variam frente a determinadas condições ambientais. A diversidade de espécie refere-se à variedade de espécies de organismos vivos de uma determinada comunidade, habitat ou região; a riqueza refere-se a abundância numérica de uma determinada área geográfica, região ou comunidade e a dominância refere-se a dominância de uma ou mais espécies numa determinada comunidade, habitat ou região.

As intensas mudanças na dinâmica dos ambientes de planície de inundação ocasionadas pela variação hidrométrica afetam diretamente as comunidades dos lagos marginais, em especial, o fitoplâncton, cuja variação sazonal tem sido fortemente relacionada ao pulso de inundação (Garcia-de-Emiliani 1993, 1997; Huszar e Reynolds 1997; Putz e Junk 1997; Ibañez 1998; Train e Rodrigues 1998; Melo e Huszar 2000; Melo *et al* 2004; Oliveira e Calheiros 2000; Domitrovic 2003; Taniguchi *et al.* 2005; Nabout *et al.* 2006; Granado, 2008; Almeida, 2007; Nogueira *et al* 2010 e Alves, 2011).

Estudos em lagos marginais registraram, no período de cheia, reduções nos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica, devido ao efeito de diluição, como os observados na planície de inundação do Rio Paraná (Garcia-de-Emiliani 1997, Domitrovic 2003), no Lago Batata, na Amazônia (Huszar e Reynolds 1997, Melo e Huszar 2000), na Lagoa Sá Mariana, no pantanal de Mato Grosso (Louverde-Oliveira e Huszar 2007), na área alagável do rio Daugava (Letônia) (Padiere *et al.* 2007). Entretanto, elevadas biomassas fitoplanctônicas já foram registradas nas fases de enchente e cheia,

relacionadas ao aporte de matéria orgânica da planície inundada, como observado na Lagoa do Diogo, lateral ao rio Mogi Guaçu (Peres e Senna 2000, Taniguchi *et al.* 2005).

A compreensão dos fatores reguladores de atributos ecológicos da comunidade fitoplanctônica requer a realização de estudos sobre a riqueza de espécies (número de espécies), composição de espécies, tamanho das populações e como elas variam no tempo e no espaço. Conforme Calijuri (1988), a dinâmica desta estrutura é determinada pelo hidrodinamismo dos rios que age como uma força acionadora dos ecossistemas aquáticos, interagindo com os organismos através de mecanismo físicos, químicos e biológicos (Legendre e Demers, 1984; Peters *et al.*, 2011; Gurnell *et al.*, 2011).

Disparidades regionais, escassez de estudos em determinados tipos de ambientes como as várzeas, em compartimentos de um sistema, ou sobre integrantes da comunidade planctônica têm sido alvo de discussões orientadas à luz de teorias modernas.

Assim, sabendo que os sistemas ecológicos não são entidades estáticas, cuja estrutura se apresenta à mera dissecação, e que uma dada estrutura funciona executando transferências energéticas no tempo e no espaço (por formas e rotas distintas), é de suma importância o conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, uma vez que permite, a partir do seu curto ciclo de vida, que as dinâmicas ambientais sejam melhor compreendidas.

Diante das inúmeras interações que o fitoplâncton estabelece no ambiente, emerge a pergunta sobre a importância do papel que desempenham na estruturação dos ambientes aquáticos. A busca de resposta para essa questão mais abrangente pode ser determinante para o entendimento de alguns processos naturais que ocorrem em ambientes alagados, como as várzeas.

Levantamentos realizados mostram que apesar de expressiva rede hidrográfica no Brasil, os ambientes lênticos, sobretudo reservatórios, são muito mais estudados que os lóticos e as planícies de inundação, pela maior facilidade de coleta de material, pela compreensão mais clara dos mecanismos envolvidos e por melhor enquadramento de modelos.

Uma das grandes dificuldades no estudo dessas áreas alagáveis na Amazônia é a sua delimitação e caracterização, dado a grande extensão, complexidade, dificuldade de acesso e a sazonalidade. De acordo com Nogueira e Couto (2004), a amostragem limnológica em áreas sazonalmente inundáveis é bem mais complexa, pois tanto o

aspecto espacial quanto o temporal têm importância decisiva para a dinâmica de funcionamento do sistema.

A compreensão da ecologia de ecossistemas aquáticos continentais, naturais ou artificiais, não existe sem o amplo entendimento da estrutura e funcionamento de suas principais comunidades (Pinto-Coelho, 2004). Por ser o primeiro elo com o meio abiótico, a comunidade fitoplanctônica configura-se na principal porta de entrada de matéria e energia, constituindo-se no mais relevante produtor primário de ecossistemas de águas abertas, e atuando como uma importante ferramenta para definição da fisiologia de sistemas aquáticos (Barbosa, 2002).

2.2.1 Grupos funcionais do fitoplâncton

As mudanças na comunidade fitoplanctônica em função das variações ambientais são tradicionalmente verificadas por meio das flutuações na biomassa e na composição em termos de grandes grupos taxonômicos e espécies dominantes. No entanto, é muito difícil prever a ocorrência da maioria das espécies e as condições que favorecem certos grupos taxonômicos freqüentemente se sobrepõem (Costa *et al.*, 2009). Considerando as diferenças nas demandas e formas de aquisição dos recursos essenciais observadas entre os organismos fitoplanctônicos (Falkowski, 2004), as variações do ambiente conduzem a diferentes respostas dentro de um mesmo grupo filogenético.

As modificações nas condições ambientais dos corpos d'água podem ser previstas, utilizando-se agrupamentos de espécies que respondem a tais modificações em função de suas similaridades de requerimentos, morfologia e processos funcionais. Isso é possível pelo fato de muitas espécies de algas serem cosmopolitas em ocorrência e estas respostas biológicas dão-se através de variações na composição e biomassa de grupos de espécies adaptadas às características em mudança, definidas como grupos funcionais.

A primeira abordagem considerando as características das espécies para prever a composição da comunidade ao longo de gradientes ambientais foi feita por Margalef em 1958 (Litchman e Klausmeier, 2008). Mais recentemente os agrupamentos foram individualizados por Reynolds (1997) a partir de conceitos da fitossociologia (Braun-Blanquet 1964), tendo como base as classificações de Grime (1979) para a vegetação terrestre. Vinte e oito associações foram originalmente definidas por Reynolds (1997), cada uma das quais usualmente ocorre em ambientes definidos por intervalos comuns do gradiente trófico, regime de mistura, latitude, pH, etc. Reynolds *et al.* 2002, agrupou espécies do fitoplâncton em 31 grupos funcionais, identificados por um código alfa-numérico, descritoras de diferentes condições ambientais. Assim, é possível encontrar espécies ou grupos de espécies dominantes com diferentes níveis de estabilidade de acordo com as características ambientais (Kruk *et al.* 2002).

O uso dos grupos funcionais tem caracterizado as condições ambientais recentes mais acuradamente que os grandes grupos filogenéticos (Huszar e Caraco 1998; Kruk *et al.* 2002; Weithoff 2003). Ainda que tal esquema tenha sido desenvolvido para regiões temperadas, sua aplicação nos trópicos tem sido testada com relativo sucesso para lagos de inundação (Huszar *et al.* 2000; Melo e Huszar 2000, Loverde-Oliveira *et al.* Submetido).

Atualmente estão descritos 38 grupos funcionais identificados por códigos alfanuméricos (Padisák *et al*, 2009). Tais grupos foram formados de acordo com as características adaptativas coincidentes, considerando as sensibilidades e as tolerâncias das espécies (Reynolds, 2006). Isso permite o entendimento e o manejo dos ambientes aquáticos, que se tornam mais fáceis quando as espécies são agrupadas conforme a semelhança de características ou comportamentos (Salmaso e Padisák, 2007), já que reorganizações na composição e estrutura do fitoplâncton ao longo do tempo são freqüentes e vistas como essenciais para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos (Callijuri *et al*, 2002).

As associações A, B, C, D, MP, N, P e T são formadas por diatomáceas. As associações F, G, J, K, MP, N, P, T, X e W agrupam espécies de clorófitas. As associações H, K, L, M, MP, R, S, T, W e Z reúnem espécies de cianobactérias. As associações E, L, Q, U, V, W, X e Y agrupam espécies de fitoflagelados (Padisák *et al*, 2009). Os códons podem ainda ser subdivididos em outros como H1 e H2; Lo e LM; N e Na; S1, S2 e Sn; T, Tb, Tc e Td; W1, W2, Wo e Ws; X1, X2, X3 e Xph. Os códons não são exclusivos de determinados grupos de algas e táxons filogeneticamente não relacionados podem pertencer a um mesmo código (Tabela 1).

Table 1 Grupos funcionais do fitoplâncton de águas continentais

Códigos	Habitats	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidades
A	Lagos Claros, frequentemente bem misturados, pobres em nutrientes	<i>Urosolenia comensis</i> , <i>Cyclotella</i>	deficiência de nutrientes	de aumento do pH
B	Lagos pequenos a médios, verticalmente misturados, mesotróficos	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>Aulacoseira islandica</i>	deficiência de luz	de aumento do pH, depleção Si, estratificação
C	Lagos pequenos a médios, misturados, eutróficos	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i>	deficiência de luz e C	de exaustão de Si, estratificação
D	Corpos aquáticos rasos, túrbidos, enriquecidos, incluindo rios	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp</i>	escoamento	de depleção de nutrientes
N	Epilímnio mesotrófico	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i>	deficiência de nutrientes	de estratificação, aumento pH
P	Epilímnio eutrófico	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>Staurastrum pingüe</i>	luz moderada, deficiência C	de estratificação, depleção Si
T	Epilímnio profundo, bem misturado	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i>	deficiência de luz	de deficiência de nutrientes

Códigos	Habitats	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidades
S1	Camadas de mistura túrbidas	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix redekei</i> , <i>Pseudanabaena</i>	Condições altamente deficientes de luz	Escoamento
S2	Raso, camadas de mistura túrbidas	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidiopsis</i>	Condições deficientes de luz	Escoamento
Sn	Camadas de mistura quente	<i>Cylindropermopsis</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	Condições deficientes de luz e N	Escoamento
Z	Camadas de mistura claras	<i>Synechococcus</i> , Picoplâncton procariótico	escassez de nutrientes	Deficiência de luz, herbivoria
X3	Lagos rasos, camadas de mistura claras	<i>Koliella</i> , <i>Chrysococcus</i> , Picoplâncton eucariótico	Condições de baixa alcalinidade	Mistura, herbivoria
X2	Rasos, camadas de mistura claras, lagos meso-eutróficos	<i>Plagioselmis</i> , <i>Chrysochromulina</i>	estratificação	Mistura, herbivoria
X1	Camadas de mistura rasas em condições enriquecidas	<i>Chlorella</i> , <i>Ankara</i> , <i>Monoraphidium</i>	estratificação	Deficiência de nutrientes, herbivoria
Y	Lagos geralmente pequenos e enriquecidos	<i>Cryptomonas</i>	Condições de baixa luz	Fagotróficos
E	Lagos geralmente pequenos e oligotróficos	<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> , <i>Synura</i>	Condições de escassez de nutrientes (recorrem à mixotrofia)	Deficiência de CO2
F	Epilímnio claro	<i>Clorofíceas coloniais</i> , <i>Botryococcus</i> , <i>Pseudosphaerocystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lacustris</i>	Condições de escassez de nutrientes alta turbidez	Deficiência de CO2
G	Coluna d'água rasa, rica em nutrientes	<i>Eudorina</i> , <i>Volvox</i>	Condições de alta luz	deficiência de nutrientes
J	Lagos, tanques e rios rasos e enriquecidos	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Golenkinia</i>		Condições de baixa luz
K	Coluna d'água rasa, rica em nutrientes	<i>Aphanothece</i> , <i>Aphanocapsa</i>		Mistura profunda

Códigos	Habitats	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidades
H1	Nostocales fixadoras de nitrogênio	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Baixas concentrações de N e C	Mistura, baixas condições de luz e P
H2	Nostocales fixadoras de N em lagos mesotróficos maiores	<i>Anabaena lemmermanni</i> , <i>Gloeotrichia echinulata</i>	Baixas concentrações de N	Mistura, baixas condições de luz
U	Epilímnio de verão	<i>Uroglena</i>	Condições de escassez de nutrientes	Deficiência de CO2
Lo	Epilímnio de verão em lagos mesotróficos	<i>Peridinium</i> , <i>Woronichinia</i> , <i>Merismopedia</i>	Condições de nutrientes segregados	Deficiência de CO2, mistura prolongada ou profunda
Lm	Epilímnio de verão em lagos eutróficos	<i>Ceratium</i> , <i>Microcystis</i>	Concentrações muito baixa de C	Mistura, baixas condições de luz
M	Mistura diária de lagos eutróficos pequenos	<i>Microcystis</i> , <i>Sphaerocavum</i>	Alta insolação	Escoamento, condição de baixa luz
R	Metalímnio de lagos mesotróficos, estratificados	<i>Planktothrix rubescens</i> , <i>Planktothrix mougeotii</i>	Condições de baixa luz, forte segregação	instabilidade
V	Metalímnio de lagos eutróficos, estratificados	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	Condições muito de baixa luz, forte segregação	instabilidade
W1	Pequenos corpos de água, matéria orgânica	<i>Euglenóides</i> , <i>Synura</i> , <i>Gonium</i>	Alta DBO	herbivoria
W2	Lagos rasos mesotróficos	Residentes do fundo, <i>Trachelomonas</i>		
Q	Lagos húmicos pequenos	<i>Gonyostomum</i>	Alta coloração da água	
Tb	Habitam ambientes lóticos	<i>Achnanthes spp</i> , <i>Fragilaria spp</i> , <i>Gomphonema spp</i>		
Tc	Ocorrem em águas permanentemente eutróficas em rios de fluxo lento e com presença de macrófitas emergentes	<i>Lyngbya spp</i> , <i>Oscillatoria spp</i> , <i>Phormidium spp</i>		
Td	Ocorrem em águas permanentemente	Desmídias epifíticas e		

Códigos	Habitats	Representantes típicos	Tolerâncias	Sensibilidades
	mesotróficas em rios de fluxo lento e com presença de macrófitas emergentes	metafíticas, algas verdes filamentosas e diatomáceas de sedimento		
MP	Ocorrem em lagos rasos, túrbidos e inorgânicos. As diatomáceas incluídas nesta associação apresentam hábito perifítico e apresentam presença esporádica no plâncton	<i>Achnanthes microcephala</i> , <i>Cylindrospermum muscicola</i> , <i>Fragilaria construens</i>		
Na	Predominam em ambientes atelomíticos oligo-mesotrófico de baixas latitudes	<i>Cosmarium spp</i> , <i>Staurastrum spp</i> e <i>Staurodesmus spp</i>		
Xph	Predominam em pequenos lagos temporários com águas alcalinas e ricas em cálcio	<i>Phacotus lenticularis</i> , <i>Phacotus sp</i>		
Zmx		<i>Ceratium hirundinella</i> , <i>Synechococcus spp</i>		

2.2.2 Controle ascendente e descendente do fitoplâncton

Os ambientes aquáticos tropicais respondem química, física e biologicamente também a alterações ambientais observadas num curto espaço de tempo (24h). Isto confere peculiaridades a estes sistemas que possivelmente só sejam detectáveis por meio de uma análise diária das variáveis ambientais básicas.

O rápido desenvolvimento dos organismos planctônicos permite que sejam melhor compreendidos importantes processos como a sucessão ecológica. A ordenação de um processo de sucessão em sistemas aquáticos de águas interiores é complexa e sua caracterização e estudos dependem da capacidade de coleta de informações simultâneas e de organismos.

Avaliações realizadas em ecossistemas demonstraram que a suposição de alta estabilidade na densidade das comunidades planctônicas desaparece quando estudos com curto intervalo entre as coletas são realizados, por exemplo, em ciclos nictemerais (Arcifa *et al.*, 1992; Saunders e Lewis, 1988). Esse padrão é bem mais complexo em regiões tropicais, onde os controles físicos (como hidrologia e a hidrodinâmica), podem ser mais efetivos e os ciclos são mais rápidos, com interações e sobreposições de herbívoros, detritívoros e carnívoros.

Os conceitos de alimentação seletiva e competição por recursos, estratégias para evitar sobreposição de nichos alimentares, aplicam-se tanto a comunidades planctônicas de lagos de regiões temperadas quanto de lagos de regiões tropicais. Os estudos realizados em alguns lagos tropicais, sintetizados em Talling e Lemoalle (1998), corroboram essa hipótese. Os autores sintetizaram os processos e interação fitozooplâncton e a predação de *Oreochromis niloticus* e *Haplochromis nigripinnis* (tilápias) em períodos de curta duração, no Lago George (África), em ciclos de 24 horas (Figura 3). Ciclos alternativos predador-presa referentes à alimentação do zooplâncton sobre o fitoplâncton e de peixes sobre o zooplâncton ocorrem em períodos de curta duração, e esses processos controlam o metabolismo de lagos, sendo que, em regiões tropicais, sobrepõem-se aos ciclos estacionais e provavelmente são mais importantes (Barbosa e Tundisi, 1989).

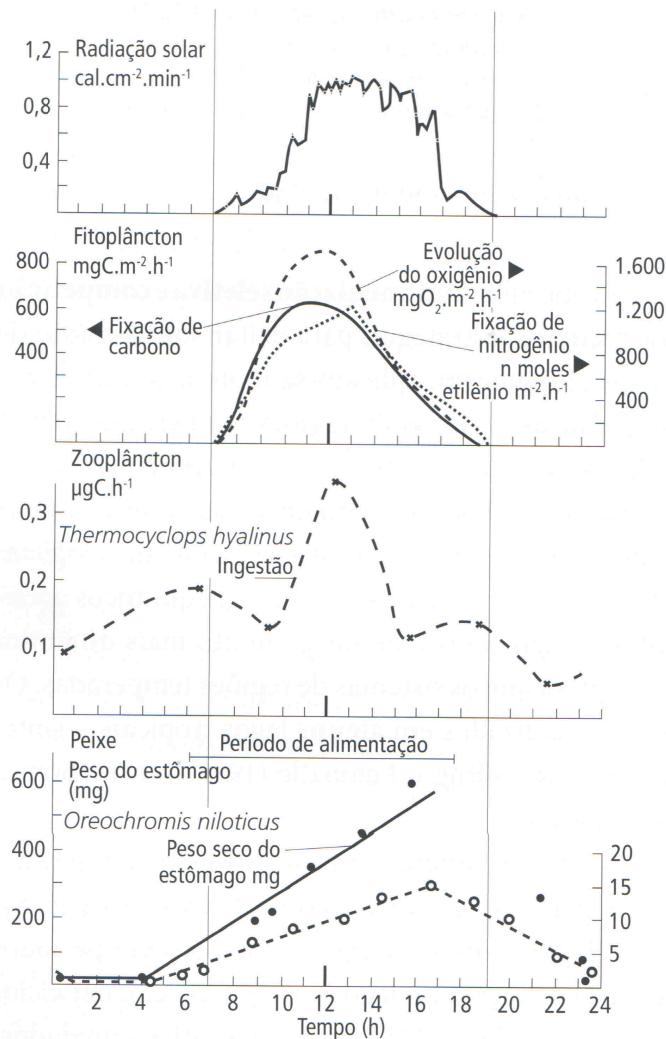


Figure 3. Ciclos diurnos de radiação solar, fixação de carbono e nitrogênio e ingestão de alimentos pelo zooplâncton no Lago George. Fonte: Modificado de Talling e Lemoalle (1998).

Embora seja fato a influência das variações hidrológicas sobre a estrutura das comunidades planctônicas destes ambientes amazônicos, outros fatores devem ser considerados como reguladores do fitoplâncton, tais como as mudanças físicas relacionadas ao regime de mistura, comumente diário, bem como os processos autogênicos que envolvem os recursos como luz e nutrientes (controle ascendente). Além disto, a influência dos herbívoros (controle descendente) sobre o fitoplâncton, através do consumo direto e da ciclagem de nutrientes (Reynolds 1997; Scheffer 1998).

A intensidade luminosa, por exemplo, é um dos fatores que influencia o crescimento e a resposta do fitoplâncton, uma vez que limita a taxa de saturação da fotossíntese, intrínsecos de cada espécie (Stross *et al*, 1973) (Figura 4).

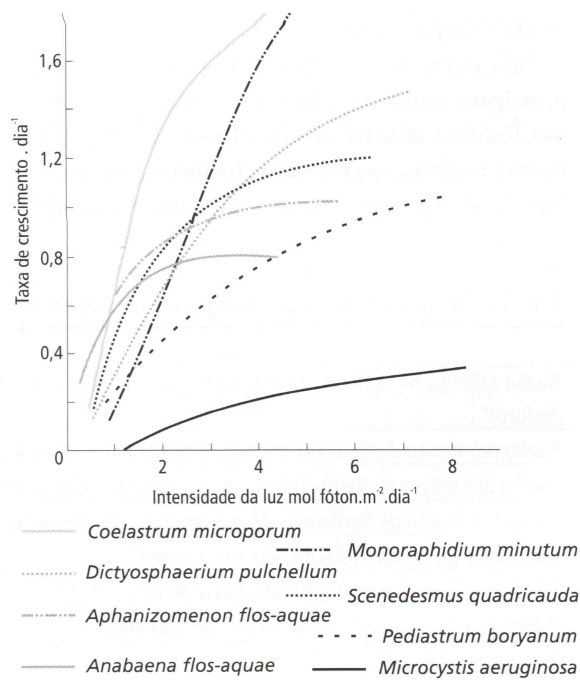


Figure 4 Taxa de crescimento do fitoplâncton em função da intensidade luminosa, a 20 C.

Esses fatores controladores do fitoplâncton induzem a zonação vertical dos organismos podendo variar ao longo do dia (Tilzer, 1973; Takamura e Yasuno, 1984) ou das estações do ano (Talling, 1966; Round, 1981).

Fatores ambientais influenciam na ocorrência de espécies planctônicas. Em regiões tropicais, a entrada diurna de calor e a pronunciada variabilidade local na velocidade do vento durante o dia são fatores determinantes nas mudanças diárias no processo de estratificação térmica da coluna de água, sendo este fenômeno importante na seleção das espécies fitoplanctônicas atuando na sucessão das populações (Reynolds, 1999; Barbosa e Padisák, 2002).

Os modelos sucessionais tomam como regra o desenvolvimento dos ecossistemas (Odum 1969). Sua tradução para o fitoplâncton (Reynolds 1988) distingue as mudanças na estrutura e composição do fitoplâncton como conseqüências diretas, autogênicas, dependentes do crescimento das populações (esgotamento de nutrientes, auto-sombreamento, herbivoria intensificada), daquelas direcionadas por forças alogênicas, independentes das densidades das populações (mistura pelos ventos, cheias, tempestades). As primeiras levam a uma complexidade estrutural, selecionando as espécies com maiores adaptações especializadas e aumento da eficiência dos processos, resultando em uma máxima biomassa com um mínimo gasto energético; as últimas simplificam a estrutura, rejuvenescem os recursos e estimulam a produtividade (Harris 1986; Reynolds 1997).

2.3 Elementos traço

As águas naturais contêm um grande número de substâncias dissolvidas, o que lhes confere uma natureza química bastante complexa (Buffle, 1990). A geoquímica do solo e das rochas das bacias hidrográficas é a principal origem das substâncias químicas e dos elementos que se encontram dissolvidos nas águas de ecossistemas aquáticos interiores e que os drenam para rios e lagos. Outros elementos, como os traços, além de ocorrerem naturalmente (minerais detríticos) são conseqüências também da poluição antropogênica (derivada de resíduos ou da deposição atmosférica) e das reações químicas (adsorção em partículas e outras superfícies e deposição nos sedimentos) (Stumm e Morgan, 1996). O termo “elemento-traço” tem sido usado para definir elementos químicos que normalmente estão presentes em baixas concentrações no ambiente (Esteves, 1998). Esses elementos podem estar presentes na forma particulada (em suspensão), coloidal e dissolvida, sendo constantemente redistribuídos entre estas fases durante o transporte (Guilherme *et al*, 2005).

As várzeas controlam a transferência de materiais para os rios em função das transformações físico-químicas e biológicas que ocorrem neste sítio.

O plâncton é um componente chave na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Vários elementos são rapidamente assimilados pelo fitoplâncton, tornando-o um bom indicador biogeoquímico. Alguns elementos-traço são considerados essenciais do ponto de vista biológico, enquanto outros não o são.

Estudos com o fitoplâncton são particularmente importantes, pois a relação entre esses organismos e os elementos traço são diretas, ou seja, ocorre através da parede celular. A forma de penetração desses elementos nos organismos ocorre pelo “efeito de banho” que ocorre tanto nas algas unicelulares como nas pluricelulares.

Existe uma grande variedade de espécies químicas de elementos traço em águas naturais das quais nem todas são igualmente tóxicas ou biodisponíveis (Templeton *et al.*, 2000; Warren e Haak 2001).

A análise de especiação consiste na identificação e determinação de diferentes formas e espécies em que o elemento está presente na água. A especiação pode ser classificada em física e química. A especiação física distingue o elemento entre a fração dissolvida e particulada, enquanto a especiação química avalia a distribuição do elemento entre as formas complexada ou não-complexada e entre diferentes estados de oxidação

(Twiss *et al.*, 2000). Dessa forma, a especiação dos elementos relaciona-se diretamente com o transporte, biodisponibilidade e, conseqüentemente, sua toxicidade (Batley *et al.*, 2004; Templeton *et al.*, 2000; Twiss *et al.*, 2001).

Elementos-traço em águas podem interagir com outros solutos, formando complexos e permanecendo na forma dissolvida. Podem também se unir a partículas inorgânicas ou orgânicas através de adsorção e assimilação, ficando, neste caso, na forma particulada. Uma vez particulado, o elemento- traço pode precipitar-se ou sedimentar-se no fundo do corpo d'água. Ele retornará à forma dissolvida através da mineralização da biota, dessorção ou ressolubilização. Próximo à interface água-sedimento, pode ocorrer uma zona anóxica, de depleção de O₂, onde reações de redução e dissolução de óxidos podem liberar metais catiônicos ou oxianions que se encontravam adsorvidos a estes óxidos. A dissolução destes óxidos leva também à liberação de compostos que, uma vez atingindo a região óxica próxima à superfície, na presença de O₂, sofrem oxidação e reprecipitação, levando novamente à formação de óxidos que podem adsorver elementos-traço dissolvidos e, eventualmente, sofrerem sedimentação no fundo do lago, ficando sujeitos a novos ciclos de redução e dissolução, e assim por diante (Figura 5).

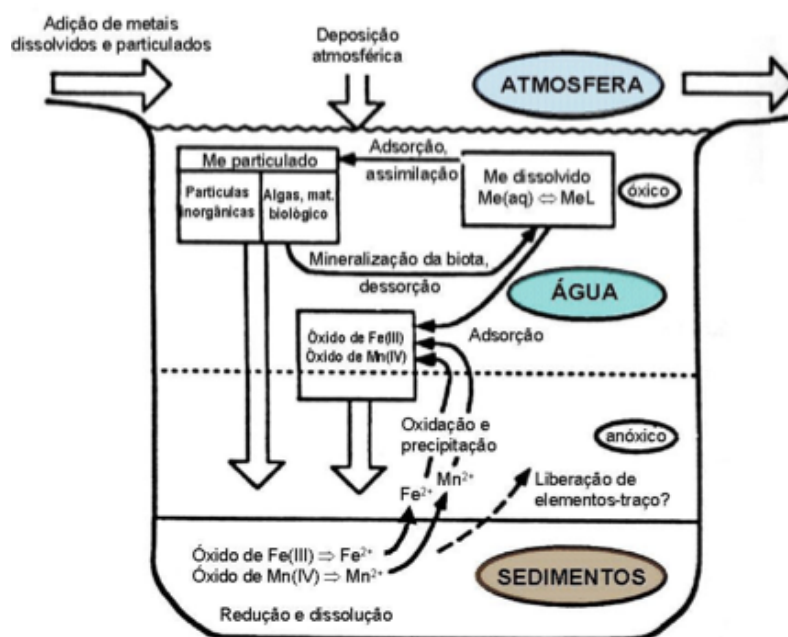


Figure 5 Representação esquemática do ciclo de elementos-traço em lagos. Adaptado de Stumm & Morgan (1996).

As associações desses elementos são dinâmicas e reversíveis, refletidas pelas mudanças nas condições físico-químicas do ambiente (Warren e Haak 2001).

O pH do meio influencia não só as reações de adsorção e dessorção, mas também a turbidez da água, que é importante na avaliação da biodisponibilidade de elementos-traço para os organismos aquáticos, pois a extensão de superfícies ativas das partículas suspensas compete com aquela de espécies de metais livres biologicamente disponíveis no corpo d'água.

Nem todos os processos são igualmente importantes para todos os elementos, mas todos são, de certa forma, afetados por esses processos (Jiann *et al.*, 2005; He *et al.*, 2005).

Os primeiros trabalhos sobre a química dos elementos-traço em solos do Brasil começaram a ser publicados no final da década de setenta e início dos anos oitenta. Artigos como o de Fageria *et al.* (1977), que avaliaram a resposta do arroz irrigado à aplicação de P, Zn e calcário, e o de Camargo *et al.* (1982), que observaram o efeito do pH e da incubação do solo na extração do Mn, Zn, Cu e Fe, foram alguns dos trabalhos brasileiros pioneiros, sendo exemplos adicionais os trabalhos de Pombo e Klamt (1986) e de Curi e Franzmeier (1987). Em 2008, Koumrouyan e Santana realizaram estudo sobre a Química de elementos-traço nos sedimentos do Lago do Parú (Manacapuru - Amazonas), sob influência do pulso de inundação do baixo Rio Solimões. Siqueira *et al.* (2006), determinaram os elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas.

Outros trabalhos foram realizados no Brasil em ambientes aquáticos. Queiroz *et al.* (2009), discutiram as características físicas, químicas e elementos-traço dos rios Solimões, Purus e seus afluentes. Martins (2009) analisou as condições ambientais da sub-bacia hidrográfica do Rio Candeias, a partir de elementos-traço e parâmetros físicos e químicos. Guilherme *et al.* (2005) traz considerações sobre elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. Nascimento *et al.* (2006) analisaram o mercúrio no plâncton de um Lago Natural Amazônico (Lago Puruzinho). Correia (2003) trata do histórico da deposição de elementos-traço na Bacia Amazônica Ocidental ao longo do século XX.

Atualmente o programa HYBAm (Hydro-géodynamique actuelle du Bassin Amazonien) tem realizado estudos ao longo de toda a bacia com trabalhos dando ênfase ao papel das várzeas e seus fatores que podem influenciar o curso principal do Amazonas, como o intemperismo químico (Gaillardet *et al.*, 2003), a dinâmica dos elementos de terras raras e elementos traços (Viers *et al.*, 2005; Barroux *et al.*, 2006).

Elementos-traço em outras regiões também foram estudados. Ronqui (2008) realizou a caracterização limnológica e avaliação de efeitos ambientais causados por efluentes de

mina de urânio sobre populações microbianas planctônicas da Represa das Antas, em Caldas-MG.

Parte dos trabalhos aqui citados analisou rios e ribeirões de porte grande ou médio. São raros os estudos realizados em várzea, que constituem zonas preferenciais de deposição de sedimentos, matéria orgânica e metais associados (Guimarães *et al.*, 2000). Essas zonas apresentam, em particular, condições favoráveis ao processo de metilação, ou seja, de transformação das espécies de metal (As, Se, Hg entre outros) inorgânico em espécies orgânicas diretamente assimiláveis pelos organismos aquáticos e pelos homens, cuja toxicidade foi claramente comprovada no caso do Hg (Barbosa *et al.*, 1998; Lebel *et al.*, 1998; Dolbec *et al.*, 2001).

Os meios de transferência de elementos-traço de um compartimento para outro também têm grande importância no entendimento da dinâmica desses elementos. Uma vez que os metais, geralmente, não se degradam, volatilizam ou decaem por fotólise, seu destino em sistemas aquáticos é, principalmente, controlado por processos de transporte (Stumm e Morgan, 1996).

Assim, é importante investigar os processos dentro destes lagos para compreender mecanismos que controlam a química das águas da Amazônia já que o “balanço de materiais” de um ambiente aquático é o resultado também de atividades dos organismos que interferem nos ciclos químicos e na composição química da água (Schowerbel, 1987).

JUSTIFICATIVA

O fitoplâncton desempenha papel fundamental por constituírem a base da teia alimentar autotrófica. São, por conseguinte, organismos essenciais para a dinâmica de um lago, rio ou igarapé (Esteves, 1992), contribuindo para o fluxo de energia e para a ciclagem de nutrientes (Wetzel, 2001). Ele controla uma grande parte da produção e da distribuição do oxigênio, vital para os organismos, e um papel importante nas trocas de dióxido de carbono com a atmosfera por meio das atividades de fotossíntese e respiração.

Estudos sobre a ecologia da comunidade fitoplanctônica em lagos de planície de inundação ainda são poucos, se comparados a outros ecossistemas aquáticos continentais. Na América do Sul foram estudadas as bacias dos rios Orinoco, Venezuela (Sanchez, 1992), na bacia do rio Paraná na Argentina e no Brasil (Train & Rodrigues, 1998; Garcia de Emiliani, 1983 e 1997, Naubout *et al.*, 2006). Na bacia amazônica destacam-se os trabalhos realizados em um lago de águas claras do estado do Pará (Huszar 1994; Huszar e Reynolds 1997; Melo e Huszar 2000; Melo *et al.*, 2004), em um lago de águas brancas no estado do Amazonas (Ibañez, 1998), um lago de águas brancas e pretas (Alves, 2011).

O plâncton e as características físicas e químicas do lago Janauacá foram estudados por Fisher em 1979, aonde encontrou predominância de 70% de *Arthrodesmus*. sp e *Ankistrodesmus* sp, assim como densas populações de zooplâncton representado por copépodos e cladóceros. Até então não foram realizados outros estudos em Janauacá, sendo precário o conhecimento tanto do plâncton, como da hidrologia e variáveis físicas e químicas da água.

3. HIPÓTESES DO TRABALHO

- A variação temporal e espacial na estrutura da comunidade fitoplanctônica no Lago Janauacá é determinada, principalmente, pela variação hidrométrica - sendo o Rio Solimões a principal fonte de contribuição;
- O controle ascendente, influenciados pelo pulso de inundação, é fator determinante na estruturação da comunidade fitoplanctônica em ciclo nictemeral na potamofase;
- A comunidade fitoplanctônica contribui significativamente para o balanço/regulação de elementos traço no Lago Janauacá.

4. OBJETIVOS GERAIS

- Caracterizar a estrutura da comunidade fitoplanctônica do Lago Janauacá ao longo de um ciclo hidrológico e avaliar as diferentes fontes de contribuição de água no Lago por meio da diversidade beta;
- Avaliar a dinâmica do fitoplâncton em ciclo nictemeral na potamofase e a influência ascendente e descendente sobre essa comunidade;
- Verificar a influência do fitoplâncton como colaborador no balanço de elementos traço do Lago Janauacá.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de estudo

Caracterização Geral

A área de estudo está localizada na planície de inundação da Amazônia Central, situada cerca de 40km a sudeste de Manaus – AM. O Lago Janauacá é um lago grande e apresenta 180 km² de área máxima alagável, que está conectado com o Rio Solimões ao norte por um Paraná, ou canal de 12 km de comprimento. Ao sul recebe influência de igarapés (Figura 6).

O rio Solimões – Amazonas é um clássico representante dos rios de águas brancas (Sioli, 1984). Possui uma coloração barrenta, é bastante turbido, devido à alta quantidade de sólidos suspensos (acima de 100mg/l próximo a Manaus) (Furch e Junk, 1997). As águas do rio Solimões são, relativamente, ricas em nutrientes e também em íons, o que as confere uma condutividade elétrica variando entre 64 e 75 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, além disso possuem um pH próximo do neutro (6,7 – 6,9).

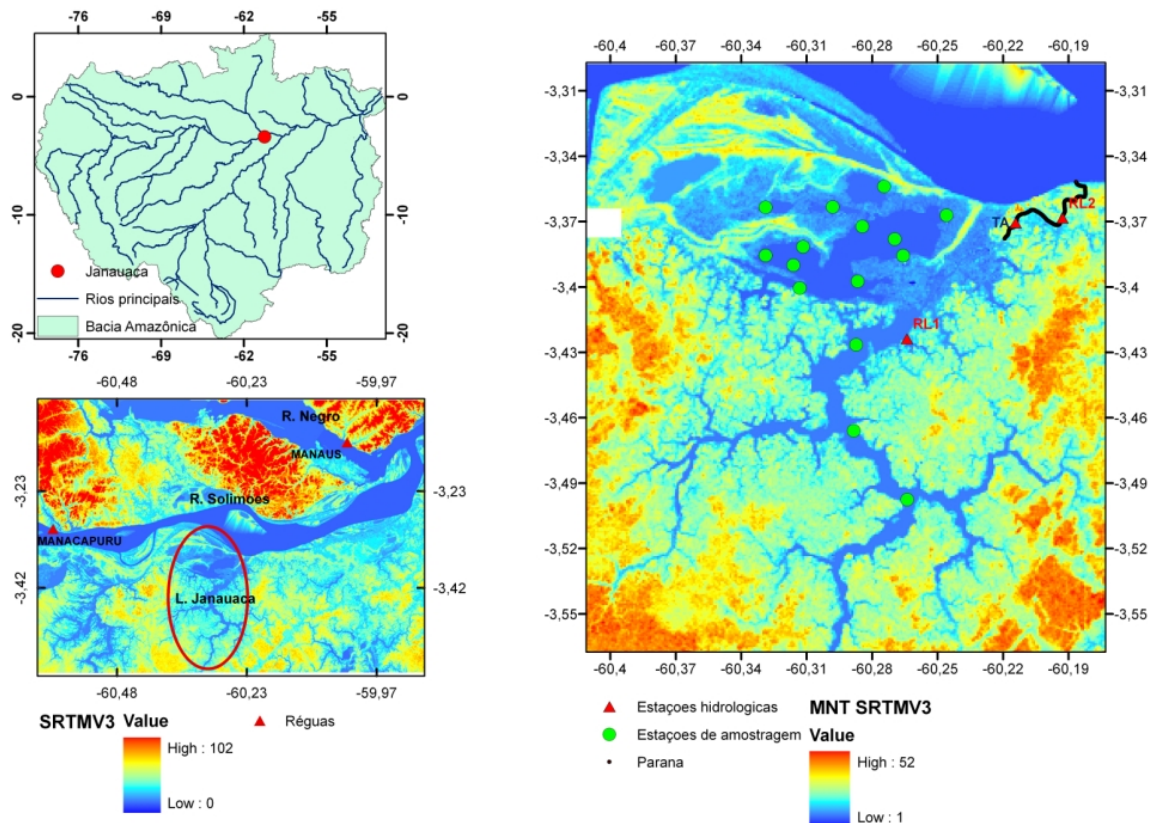


Figure 6 Mapa de localização do Lago de Janauacá sob influência do Rio Solimões. A imagem de satélite registrou o período de cheia no lago de Janauacá. Imagem SRTMV3.

5.2 Estações e período de coleta

As coletas do capítulo 1 e 3 foram realizadas em 5 campanhas com pontos distribuídos na subsuperfície do lago Janauacá (figura 6) nos períodos de seca (outubro de 2009), de enchente (fevereiro de 2010), de cheia (maio de 2010), de vazante (agosto de 2010) e de seca (setembro de 2010). Já o ciclo nictemeral (capítulo 2) foi realizada coleta a 50 cm de profundidade na cheia de 2010 em zona litorânea do lago.

O número de amostras obtidas variou em função do tipo de campanha realizada (Figura 7). As campanhas realizadas pelo projeto CARBAMA, que tem como objetivo estudar várias planícies de inundação ao longo dos rios entre Manacapuru e Santarém, acarretou em um número menor de amostras obtidas se comparado com as missões de campo realizadas no projeto CYMENT, que busca o desenvolvimento de um modelo baseado na hidrologia, hidrodinâmica e biogeoquímica no Lago Janauacá. Por isso foi realizada uma exploração maior das heterogeneidades no Lago.

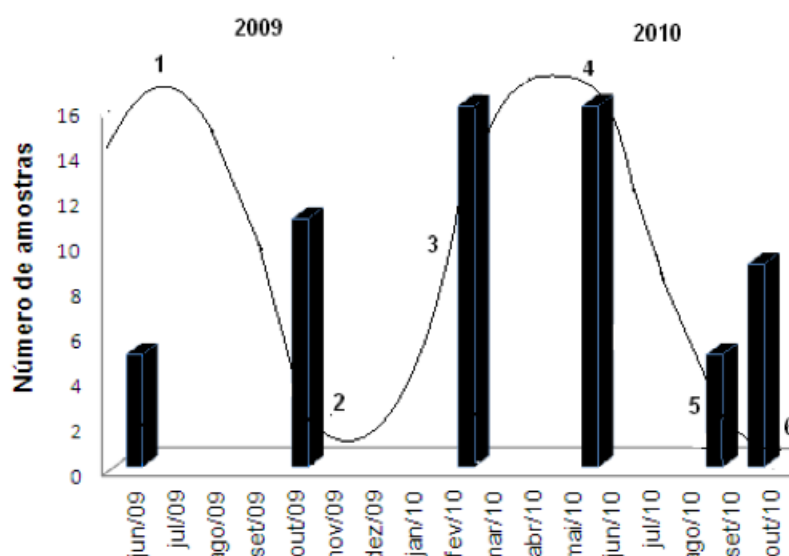


Figure 7 Indicação das campanhas e sua respectiva fase no ciclo hidrológico e o número de amostras obtidas (histograma) no período de junho/2009 a setembro de 2010.

5.3 Variáveis físicas e químicas:

Nos pontos de amostragem, foram determinados temperatura da água, condutividade elétrica, profundidade, pH, oxigênio dissolvido e turbidez por meio de uma sonda multiparâmetro (modelo YSI 6820-V2). Já a transparência da água foi determinada com disco de Secchi. Para análise de clorofila a 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 (Arar & Colins, 1997). A alcalinidade foi determinada pelo método de titulação de Gran (SCHOTT TitroLine easy) e os nutrientes Grasshoff (1983). 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.

Para os elementos traço, as amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno de 1 L previamente desmineralizadas com solução de ácido nítrico (HNO_3^-) a 25% (v/v), lavadas com água deionizada e secas. As amostras foram filtradas com membrana de celulose de 0,22 µm e acidificadas com HNO_3^- bidestilado 10% (v/v), para posterior determinação de elementos traço usando espectrometro de massa quadrupolo, com fonte de plasma (ICP-MS) Agilent 7500 ce.

5.4 Variáveis biológicas

5.4.1 Fitoplâncton

COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

Foram realizados no lago arrastos horizontais a fim de se coletar amostras de algas para análises qualitativas, utilizando-se rede de plâncton com abertura de malha de 23 µm. As análises quantitativas foram obtidas a partir de amostras brutas coletadas com garrafa do tipo Van Dorn na subsuperfície (50 cm).

As amostras foram acondicionadas em frascos escuros e com tampa esmerilhada (\pm 150 mL). Foi utilizado o Formol 4% para fixação do material fitoplanctônico para posterior identificação com auxílio de microscopia e lugol para a análise quantitativa.

ANÁLISE QUALITATIVA

A identificação das algas foi realizada até o menor nível taxonômico possível. Para auxiliar a identificação das espécies, as mesmas foram fotografadas e desenhadas e confirmadas mediante consultas a especialistas, quando preciso. Quando necessário, utilizou-se microscopia eletrônica (Quanta 250 FEG) (Prancha em anexo A).

ANÁLISE QUANTITATIVA

Utilizou-se o método de Uthermöhl (1958) mediante o uso de microscópio invertido Zeiss modelo Telaval 31, com aumento de 400x, para contagem das algas. O tempo de sedimentação das amostras foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara, segundo critério de Lund *et al* (1958). A câmara de sedimentação utilizada variou em função da densidade de organismos presentes, podendo ser de 5 mL, 10 mL e 50 mL.

Os campos foram contados até que o número de indivíduos da espécie dominante atingisse um total de no mínimo 100 indivíduos ou que pelo menos estabilizassem vinte campos contados sem a ocorrência de espécie nova. Os campos de contagem foram distribuídos em transectos verticais e horizontais paralelos cobrindo praticamente toda a área da câmara.

Considerou-se como indivíduo organismos unicelulares, filamentos, tricomas, colônias e cenóbios.

BIOVOLUME

O volume da comunidade fitoplanctônica foi utilizado para estimar a biomassa da mesma ($\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$). De acordo com Rott (1981), a biomassa é determinada pelo produto entre o número de indivíduos e o volume médio de cada organismo, sempre que possível considerando as dimensões médias de cerca de 25 indivíduos de cada espécie. O volume celular será calculado para cada espécie aplicando as dimensões celulares na fórmula de sólidos geométricos correspondente ao formato da célula.

5.4.2 Zooplâncton

O método de contagem seguiu as recomendações de Edmondson e Winberg (1971), que prevê a homogeneização prévia das amostras, de forma a não gerar uma tendência de distribuição dos organismos, seguida de retirada de subamostras com pipeta não seletiva (diâmetro de abertura maior que 4 mm).

A contagem de rotíferos, tecamebas e náuplios de Copepoda foi realizada em subamostras de 1,0 mL, perfazendo um total de 3,0 mL de cada amostra, em microscópio, com câmara de Sedwick-Rafter, onde se obtém um coeficiente de variação menor que 7,4%, aumentando-se as chances de registro e contagem de táxons mais raros.

Os microcrustáceos foram contados a partir de subamostras de 4,0 mL, utilizando câmara quadriculada de Bogorov, em lupa estereoscópica (aumento de 80x). Foram contados, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais abundante (somando-se todos os estágios de desenvolvimento) ou 300 indivíduos no total (Kurki *et al.*, 1999). Outros grupos, como larvas de Diptera, foram contados sempre que observados, tanto na câmara de Bogorov quanto na câmara de Sedwick-Rafter.

Os valores de densidades foram obtidos com dados disponíveis de volume filtrado no campo. A densidade de cada população foi calculada dividindo-se o número de indivíduos presentes na amostra pelo volume de água filtrado no campo, sendo dada em indivíduos/l (ind./L).

6. Artigo 1. PHYTOPLANKTON RESPONSE TO THE HYDROLOGY OF JANAUCÁ LAKE FLOODPLAIN, AMAZON / BRAZIL

Elizabeth Cristina Arantes Miranda^{1,4,6}, Marie Paule Bonnet^{2,6}, Geraldo Resende Boaventura^{1,6}, Ina Souza Nogueira³, Maria do Socorro Rodrigues Ibañez⁴, Ludgero Cardoso Galli Vieira⁵, Cleber Kraus⁴, Patrick Seyler^{2,6}

Abstract

The ecological functioning of floodplains is generally interpreted based upon the flood pulse concept, in which the water level in the Aquatic Terrestrial Transition Zone plays a key role. However, the hydrological dynamics of floodplains results not only from the river contributions but also from local sources (rain, runoff, basin location). The aim of this study was to evaluate the influence of different water sources on the phytoplankton community. It is expected that the information of water flows, their respective origins and the time required for the renewal of water throughout the hydrological cycle, be important variables to better understanding the structural patterns of the phytoplankton community. Biotic and environmental variables in the Janauacá floodplain were sampled during the following periods: dry water (October 2009), flooding (February 2010), high water (May 2010), falling water (August 2010) and dry water (September 2010). Phytoplankton in Lake Janauacá, along the study periods, had 272 taxon distributed in 9 classes: Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae, Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Xanthophyceae, Crysophyceae, Dinophyceae and Cryptophyceae. The Chlorophyceae (35% of taxon) and Bacillariophyceae (17%) had the highest wealth, Cyanophyceae (49% of total individuals) and Chlorophyceae (17%) had higher densities and Cyanophyceae (96%), Chlorophyceae and Bacillariophyceae (2 % each) presented major biovolumes. During the flood, lower density of phytoplankton organisms was found ($4,131 \pm 2760.6$ ind./mL), contrasting with the dry period of 2010 in which the highest density was recorded ($26,835 \pm 9854.4$ ind./mL). The connectivity between the biological sample units was evaluated by β diversity and NMDS ordering method starting from the Bray-Curtis dissimilarities matrix. The community structure differed between periods indicating that the phytoplankton community was strongly affected by hydrometric variation, with significant influence of water coming from the Rio Solimões and the basin. The hypothesis test was used to prove structural differences between phytoplankton in the analyzed periods, although the species *Trachelomonas volvocina*, *Dolichospermum spiroides*, *Rhodomonas minuta*, *Neochloris aquatic*, *Lagerheimia* sp1, *Closterium* cf. *moniliferum* and *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* occurred in more than 70% of the samples. A Principal Component Analysis was performed to check the relationship between phytoplankton community and key abiotic variables. In addition, multiple regression on scores of PCA, allowed observing that both the biovolume and the density of phytoplankton were mainly influenced by the Rio Solimões and the water drained from the local watershed. The richness and diversity were not affected by these sources of water input.

Keywords: phytoplankton, hydrology, floodplain, Brazil, Amazon basin.

1 Instituto de Geociências, Universidade de Brasília Campus Universitário Darcy Ribeiro. CEP 70.910-900 - Brasília DF, Brazil.

2 GET (ex LMTG) University of Toulouse 3, CNRS, IRD, OMP 14 Av Ed. Belin 31400 Toulouse, France.

3 ICB.1 – Depto. de Biologia Geral –Laboratório de Análise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos – LAMARH Campus II – Goiânia – GO - Cep: 74001-970, Brazil

4 Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Campus Universitário Darcy Ribeiro CEP 70910-900 – Brasília DF, Brazil.

5 Universidade de Brasília Campus de Planaltina (FUP), Área Universitária 1, Vila Nossa Senhora de Fátima, CEP 73.340-710 - Planaltina – DF, Brazil

6 International Joint Laboratory "Observatoire des Changements Environnementaux", Universidade de Brasília, Institut de Recherche pour le developpement, Campus Universitário Darcy Ribeiro CEP 70910-900 – Brasília DF, Brazil.

1. Introduction

The functioning of floodplains is usually interpreted by following the concept of flood pulse proposed by Junk *et al.* (1989) later revised by Junk and Wantzen (2004). According to this concept, the water level in the floodplain is the key parameter that regulates the productivity and the biodiversity of vegetal communities. Such hydrometric variation directly affects the marginal lake communities' structure, especially the phytoplankton, which seasonal variation has been strongly related to the flood pulses, as observed in the middle Paraná River (Garcia de Emiliani 1993, 1997, Domitrovic 2003), in Amazon flooding lakes (Huszar and Reynolds 1997, Melo and Huszar 2000, Melo *et al* 2004, Putz and Junk 1997, Ibañez 1998, Nogueira *et al* 2010, Casali *et al.* 2011), in Alto Paraná (Train and Rodrigues, 1998), in Pantanal (Oliveira and Calheiros, 2000, Loverde-Oliveira and Huszar, 2007), and in Lagoa do Camargo/SP (Granado, 2008).

As described by Mertes (1997) from satellite imagery analysis, the hydrology of the Amazon inundation floodplains and of other regions of the world results from a complex interaction between the river contributions and the "local" ones, such as rain fall local runoff and underground water.

The complexity of the flood pattern was confirmed in studies conducted by Lesack and Melack (1995), Bonnet *et al* (2008) and Bonnet *et al* (2011) starting from a model of hydric balance in three Central Amazon floodplains with contrasting morphology. Within the three floodplains those authors showed that the contribution of local waters, which varies along the hydrological cycle in the plain, was significant. Bonnet *et al* (Sub) found that the contribution of the different sources vary between the floodplains according to the topography and the type of connection with the main course. In particular, factors such as the canal's position/section and the basin location are important to know the inundation floodplains flood's dynamic.

The overflow ratio versus input via canals varies greatly from one system to another. In the case of Curuai floodplain, the overflow is only a small volume of the total input from the river, while it is the main mode for Janauacá floodplain (Bonnet *et al*, 2011, Bonnet *et al*, sub). As the quality of local water and regional water (originated from the river) is very different, the water composition of the lake under study varies over the time and also spatially in function of the dynamics and mixing processes within the lake (Lamback *et al*, in prep.).

Phytoplankton communities are composed of several species, each with different environmental requirements and varied physiological, morphological and phenological characteristics (Kruk *et al.*, 2010). Thus, it is expected that the distribution in time and

space of water with different chemical composition affected by hydric variation, may play an important role in the structure of the phytoplankton community. Nogueira *et al* (2010) suggested that other local environmental variables of water could be important for understanding the structure of phytoplankton communities.

This work is aimed at verifying whether the knowledge of water flows and their respective origins, as well as the necessary time for water renewal along the hydric cycle, are important variables for better understanding the structural patterns of Janaucá floodplain's phytoplankton community and beta diversity.

2. Material and methods

Study area

Janaucá Lake is located in the inundation plain of Central Amazon at about 40 km to the Southeast of Manaus – AM (S 3 23.971 W 60 16.994) (Figure 8). It has 530 km² of maximum flooding area (for a absolute water level of 24 m in the lake) connected to the North with the Solimões River via a 12 km long canal. Solimões River is a white water river with high concentration of suspended solids. To the south, Janaucá Lake is influenced by the creeks that input water from the local basin with chemical characteristics similar to black waters. The surface of the drainage basin of the lake is 620 km², deduced from the digital elevation model SRTM (Table 1) after correction from vegetation effects (Bonnet *et al*, sub). This lake is not considered a white water lake due to its low concentration of suspended matter.

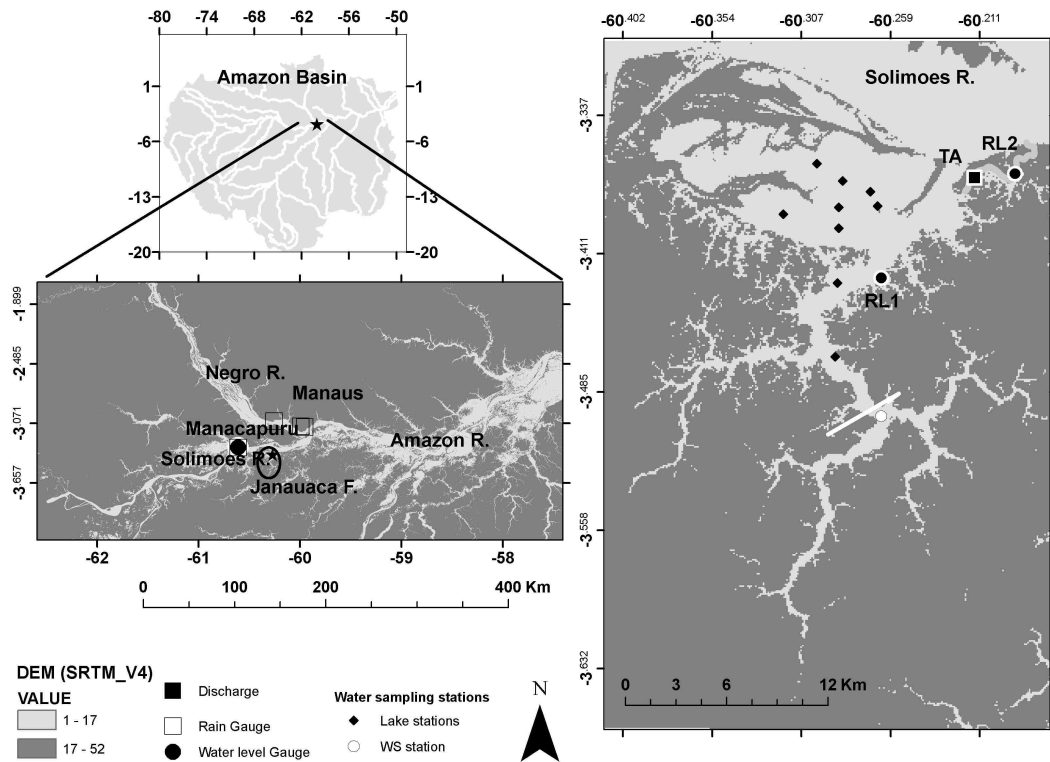


Figure 8. Janauacá Lake location and position of water level meters *in situ* (●), flow measurements (n), Rain Gauge (□) Lake water sampling stations (u) and local runoff water sampling (○). The southern boundary of the domain is set as a white line.

The geomorphology of Janauacá floodplains is described in Junk and Furch (1980). The climate is equatorial, hot and humid and presents small variations in temperature and humidity throughout the year (Id. *Ibid.*).

For this study, five campaigns were conducted throughout the hydrological cycle (dry period of 2009, rising water, high water, falling water and dry period of 2010) totaling 55 sampling units.

Hydrology

The water level was measured daily from 01/09/2006 in two stations within the floodplain: RL2 station (3.36836S - 60.19268W) located in the connection canal with Solimões River and RL1 station (3.42364S - 60.26396W) at the outlet of the drainage canal (Figure 8). Each water level station was leveled against the geoid from differential GPS (™ Trimble). Since 2006, the discharge in the canal was measured during field campaigns throughout the hydrological cycle at station TA (3.37050S - 60.21425W) with a 1200 Hz ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler, Rio Grande ™ RD Instruments). For each measurement, the flow was estimated from measurements of at least four transverse with an error of less than 5% (Filizolla *et al.* 2009).

Precipitation was measured daily in Manacapuru (3 18 '31, 50 "-60 36 '33.77") and Manaus (-3 6 '51, 88 "-60 3' 37.48") with the manual gauging stations network of the National Water Agency (ANA). The resulting precipitation in Janauacá was obtained from Thiessen's polygons methodology. Bathymetry data were obtained from echo-sounder measurements, during the high water period.

The calculation of water flows through the water cycle was obtained from the model described in detail by Bonnet *et al*, (2008 and 2011). At each timestep (daily), the model computes the variation of the volume stored in the plain in function of the direct precipitation, local runoff, seepage and the flows exchanged with the river. The model's equations are summarized in annex 1.

To describe the hydrology at the time of sample's collection, we used the flows of each type of water accumulated for 30 days before the day of collection (table 2), 30 days being the average time of renewal of the Janauacá lake (Bonnet *et al*, 2011).

Biological and limnological data

Samples were collected along the hydrological cycle in the dry period (October 2009), flooding (February 2010), high water (May 2010), falling water (August 2010) and dry period (September 2010). At each sample location, vertical profiles of water temperature (°C), pH, turbidity (NTU), electrical conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) and dissolved oxygen (mg/L and %saturation) were measured using a multi-parameters portable probe (TM YSI 6600 V2). Water transparency was calculated from depth measurements with a Secchi disk. Water samples were collected at 50 cm of depth and processed for determining concentrations of chlorophyll-a (Arar and Collins, 1997) and nutrients in accordance with the colorimetric method (Grasshoff, 1983).

Quantitative analyzes were obtained from raw samples collected in the subsurface with Van Dorn type bottles (50 cm) (Ruttner, 1996; Wetzel, 2001).

The samples were stored in dark bottles and capped standard ground lids (\pm 150 mL). Acetic lugol and formaldehyde 4% was used for phytoplankton fixation and further identification through microscopy (Bicudo and Menezes, 2006).

The Uthermöhl method (1958) was used together with a Zeiss inverted microscope model Telaval 31, 400x magnification to quantify phytoplankton. The samples sedimentation time was three hours for each cm of height of the chamber, following Lund *et al* (1958) recommendations. The sedimentation chamber used varied depending on the density of the organisms found in the samples (5 mL, 10 mL and 50 mL).

Fields were counted until the number of individuals of the dominant species reached a total of at least 100 or at least twenty counted cells stabilized without the new occurrence of species. The count fields were distributed in parallel vertical and horizontal transects covering practically the whole area of the chamber.

The phytoplankton community was analyzed for species richness (number of taxon), density (ind.mL⁻¹), dominance and abundance of species (Lobo and Leighton, 1986), frequency category (Dajoz, 1973) and biovolume (Hillebrand *et al*, 1999).

Statistical analyses

The limnological data and computed water fluxes were synthesized by Principal Component Analysis (PCA). All data, except pH, were first log-transformed [$\log(x + 1)$] or into square root to perform the PCA, from two axes based on the broken-stick criterion.

To test the hypothesis of this study the similarity analysis was applied between the sampling periods (ANOSIM) from abiotic (PCA) data and biotic (NMDS) in software R (R Development Core Team, 2009).

To evaluate the biological connectivity between sampling stations β diversity was calculated with biovolume data of phytoplankton species, estimated by the Bray-Curtis dissimilarity (Sørensen Coefficient). The similarity between the sampling stations was explored through the NMDS ordination method (non-metric multidimensional scaling) starting from the Bray-Curtis dissimilarities matrix. Analysis was performed using the Statistica software.

To evaluate the community structure in terms of density, biovolume and diversity multiple regression was performed from PCA scores.

3. Results and Discussion

Based on five years of data Bonnet *et al*, 2011 showed a sharp variation between the wet season (from November to April) and the dry season from May to October. However, during the study period, this contrast between the two seasons is not so clear. The wettest month was December with a monthly total of 134 mm, while November was the driest with a total of 17 mm (Figure 9). The annual accumulated rainfall was 752 mm.

Monthly Rainfall

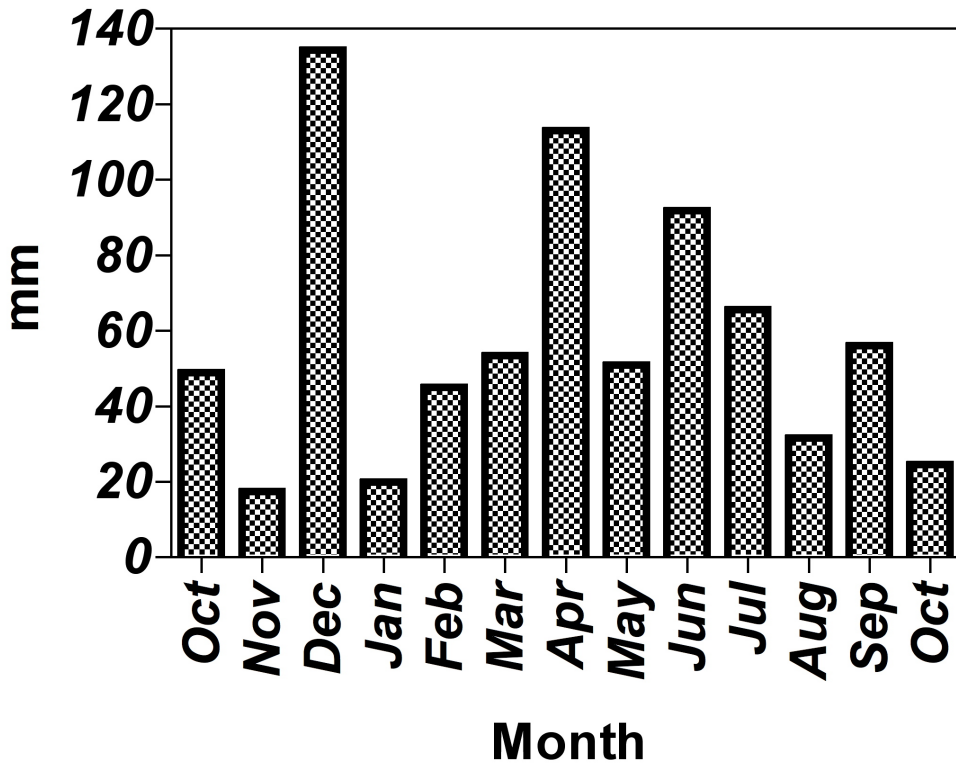


Figure 9. Monthly rainfall accumulation in 2009-2010 at Janauacá Lake, Amazon-Brazil.

According to the hydrological model, the variation of water level in the period between low and high waters was 13 m.

The surface and the volume of water stored in the lake varied depending on the water level. The surface ranged from 4.72 in the very low water period of 2010 to 534 km² during the extreme flood of 2009, while the volume ranged from 0.0184 to 3.71 km³. In the dry period, the lake is isolated from the river (Table 2).

Table 2. Morphometric data of Janauacá Lake, comprehended between 2006 and 2011, Amazon-Brazil.

	Smin (km ²)	Smax (km ²)	Vmin (km ³)	Vmax (km ³)	Hmin (m)	Hmax(m)
2006-2007	33.7	429	0.119	2.66	11.6	22.4
2007-2008	34.3	445	0.122	2.74	11.6	22.6
2008-2009	27.6	534	0.0943	3.71	11.2	24.2
2009-2010	4.72	408	0.0184	2.55	9.15	22.2
2010-2011	4.81	452	0.0187	2.79	9.16	22.7

Legend: H min and H max (minimum and maximum height of the water column), S min and S max (maximum and minimum area of the lake), V min and V max (maximum and minimum volume of the lake). (Source: Bonnet *et al* 2011). The investigated cycle corresponds to the gray line.

The model permits computing the contribution of each water source (e.g. rainfall, runoff, seepage, river) along the complete water year. In January - which corresponds to the period of flooding – the lake water mixture is composed from the residual lake water from the previous water year (which accounts for about 35%), the contribution of the Solimoes River through the canal, which connects the lake to the main river accounting also for 35%; Direct rainfall and runoff from the local basin contributes similarly to the remaining 30%. In March 2010, the River entering the connecting channel contributes more than 60% of the whole mixture while each of the other contributions remains less than 15% (Figure 10).

In May 2010 (the high water season) overflow from the Solimoes River is occurring and contributes for 40% of the total inputs.

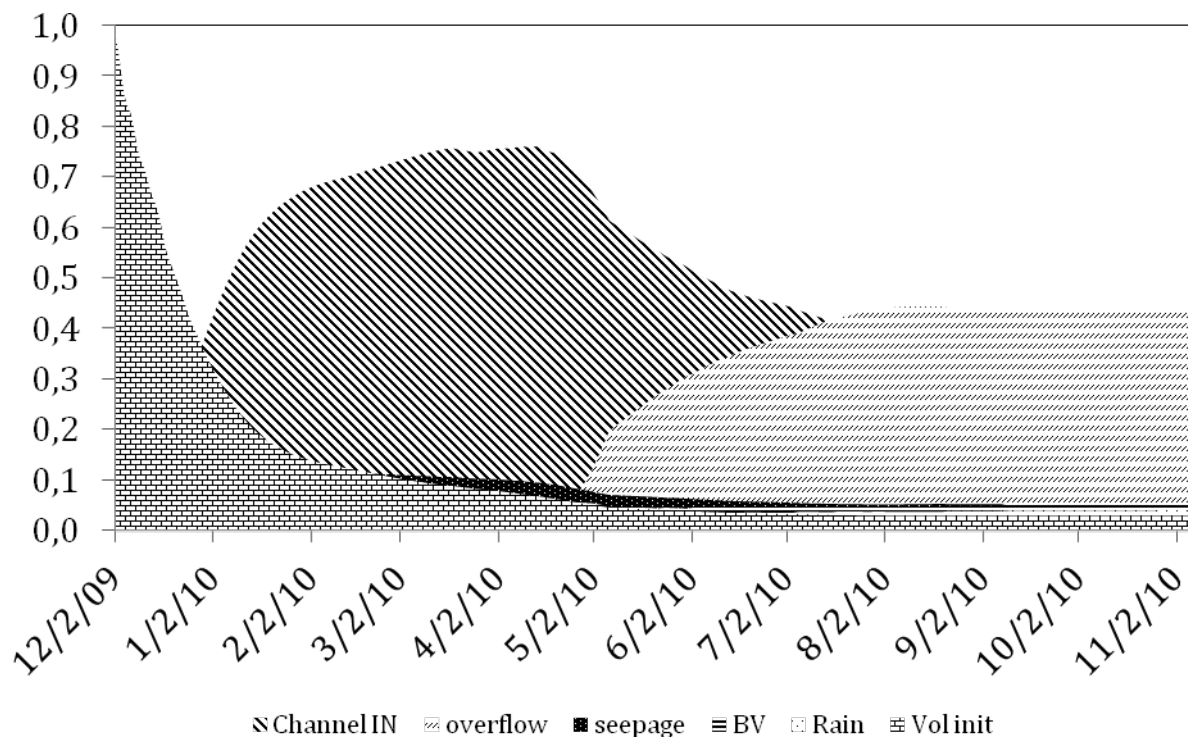


Figure 10. Contribution of each type of water source in Janauacá floodplain along the hydrological cycle 2009-2010 (Source: Bonnet *et al* 2011). Legend: Channel In: River water entering through the connecting channel; Overflow: river water input through overbank; seepage: groundwater input; BV- runoff from the local watershed and emerged lands in the ATTZ; Rain: direct precipitation over the open water body; Vol Init: Residual water from the previous year.

The balance of incoming and outgoing water in the lake depicts the dynamics of the water cycle from water sources input (Figure 11). The period between December 2009 and April 2010 corresponds to the flooding period, step at which material from the main river is imported but there is also the contribution of groundwater, the local runoff and rain. From May to June 2010, there is an equilibrium point corresponding to maximum water height, when there is constant input and output of water from Lake Janauacá. During this period, the contribution of the Solimões River is the main source of water in the lake.

From July to September, period, which corresponds to the falling period, there is a negative balance between inputs and outputs. While input steadily decreases and output is occurring the water level in the lake is decreasing. At the end of the falling period the lake is isolated from the Solimoes River.

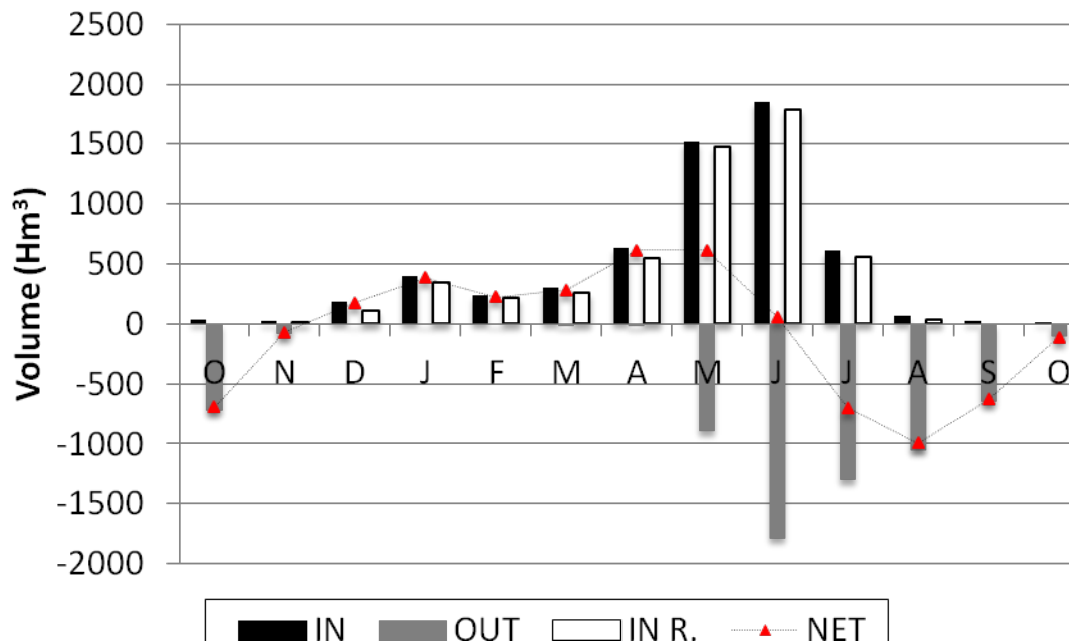


Figure 11. Balance of water input and output in the floodplain of Janaucá Lake along the hydrological cycle (2009-2010). Legend: IN (All sources of water that enter into Janaucá lake); OUT (all sources of water that leave Janaucá Lake) IN R (Water contribution of Solimões River) NET (balance of inflows and outflows of water).

Environmental variables during the study period.

The table 3 summarized the environmental data used for the PCA analysis (see below). The Lake stations were averaged while runoff is characterized by data obtained at the southern sampling location of the study site (denoted WS station in figure 8) and river by data acquired in the River mainstem or in the connecting channel (at TA location reported in figure 8) when river is entering through this channel. Except during the high water (May 2010) contrasted conductivity values are observed between river, runoff and lake waters. The mainstem conductivity is close to $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, conductivity in the local runoff ranges between 30 and $57 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. The highest conductivity in the lake are encountered during low water stage and flooding when influence of the residual water from previous year is still significant against water inputs. pH is rather similar whatever the souce of water while suspended material (SS) contrasts significantly between river, runoff and lake waters. It is in particular clear that despite a strong influence of the Solimoes River the concentration of suspended solids in the lake remains small compared to the values encounterd in the mainstream. Whatever the type of waters and the water period, very low concentrations of nitrate, orthophosphate and ammonia were observed. Nitrate and ammonium concentration reached a maximum of 13 and $14 \mu\text{mol/L}$ respectively

during the high water period while maximum orthophosphate concentration (0.7 $\mu\text{mol/L}$) is observed during the flooding period. The highest N:P ratio is observed in the lake during the low water period (Oct 2009) with a value of about 40 while the lowest is observed during the end of the falling period (sept 2010) with a value of about 5.

Table 3. Limnological data. Lake stations: average of all the samples collected in the lake. River: River sample or collected in the connecting channel when river is entering through this channel. Runoff: Analysis from samples collected at the southern location of the study area.

		Cond	pH	MES	DO	W T	Chl a	HCO ₃ ⁻	NO ₃	PO 4	Na	K	NH ₄	Dep th (m)	Secc hi (m)	River Km ³	Rain fall (Km ³)	Runof f (Km ³)
Oct 09	Lake	63	6.9	13	7.5	32	38	0.4	3.1	0.1	71.4	24.9	1.3	3.5	0.8	0	9	17
	River	76	6.6	61	5.2	31	5	0.5	0.0	0.1	148.8	28.4	0.7		0.5			
	Runoff	33	6.6	5	8.4	33	21	0.2	0.0	0.2	47.4	17.9	0.5		0.6			
Feb 10	Lake	86	7.3	5	4.5	30	13	0.7	2.2	0.7	127.5	46.9	5.8	4.2	1.1	348	2	0
	River	67	7.0	37	3.7	31	18	0.6	10.3	0.4	105.7	23.5	0.0		0.3			
	Runoff	44	7.2	6	5.9	30	37	0.3	0.8	0.1	90.9	22.1	0.6		0.9			
Ma y 10	Lake	64	6.7	12	5.9	31	20	0.4	1.1	0.3	70.6	22.8	1.2	9.0	1.0	1476	12	4
	River	65	6.7	24	3.9	31	37	0.5	13.1	0.3	56.2	17.2	14.5		0.6			
	Runoff	57	6.9	2	5.9	30	17	0.4	1.6	0.1	76.2	24.4	0.0		1.6			
Aug 10	Lake	63	6.7	9	5.1	31	18	0.5	0.8	0.3	73.8	20.3	1.1	5.2	0.9	35	7	16
	River	58	6.9	22	3.7	30	11	0.4	0.0	0.0	178.3	22.5	0.7		0.4			
	Runoff	40	6.7	5	6.4	31	14	0.3	1.1	0.6	51.8	17.8	0.0		1.5			
Sep t 10	Lake	55	6.3	35	8.6	31	42	0.3	0.3	0.1	80.8	18.8	0.3	0.9	0.5	0	9	33
	River																	
	Runoff	30	6.6	25	7.7	33	24	0.2	0.8	0.2	64.3	18.6	0.8		0.7			

Legend: Cond (electric conductivity), MES (suspended material), DO (dissolved oxygen), WT (water temperature), Chla (chlorophyll a).

Biotic data

There were found 272 phytoplankton taxa at Janauacá Lake represented by Chlorophyceae (35%), Bacillariophyceae (17%), Zygnemaphyceae (16%), Cyanophyceae (14%), Euglenophyceae (8%), Xanthophyceae (4%) Crysophyceae (3%), Dinophyceae (2%) and Cryptophyceae (1%) (Figure 12A). However, the Cyanophyceae class showed the highest relative density (49%), followed by Chlorophyceae (17%), Bacillariophyceae

(13%) (Figure 12B). In terms of biovolume, Cyanophyceae was dominant (96%), Chlorophyceae and Bacillariophyceae were less representative (2% each) (Figure 12C).

The species richness was similar to that obtained in Lake Batata by Huszar (1994) with 229 taxa and in Lake Camaleão by Ibañez (1998) with 262 taxa. Nogueira (2003) recorded 139 taxa in five marginal lakes of Turiaçu River (Maranhão) and Louverde-Oliveira and Huszar (2007) analyzed 140 taxa in Coqueiro Lagoon in Mato Grosso.

Several studies report high richness of Chlorophyceae in other floodplains of South America (Garcia-De-Emiliani 1993, 1997, Train and Rodrigues 1998, Melo and Huszar 2000, Oliveira and Calheiros 2000, Henry *et al.*, 2006, Nabout *et al.* 2006). This group is quite diverse and is found in all continental water bodies. The high spreading of algae of this class derived from various sources of inocula including air.

The Cyanophyceae predominated in terms of density and biovolume in Lake Janauacá.

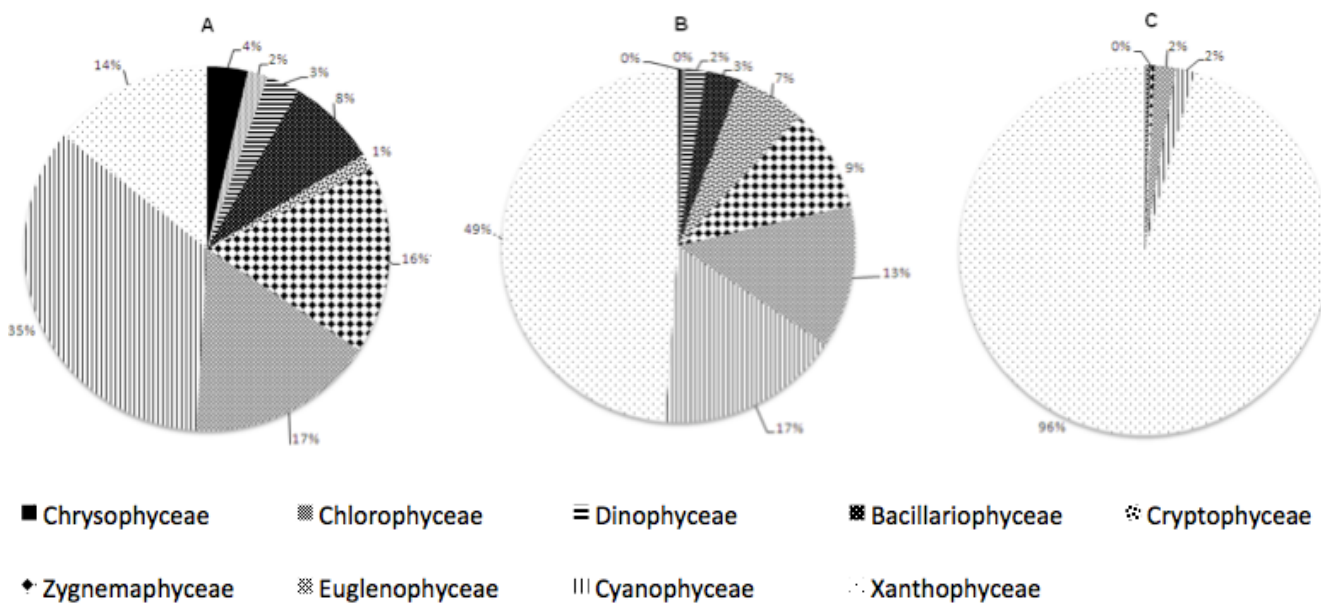


Figure 12. Taxa percentage (A), relative density (B) and relative biovolume by algal class (C) during the hydrological cycle from 2009 to 2010 on Lake Janauacá. N = 55.

The average densities ranged from 4131 ± 2760.6 ind./mL during the flood (February 2010) to 26835 ± 9854.4 ind./mL in the dry season (September 2010) (Figure 13). The phytoplankton density was significantly higher during the low water period than during flood ($t = -4.8$, $p = 0.0007$). This high density of phytoplankton occurred on the critical dry period, which was considered exceptional in the region's history (Marengo *et al.*, 2011). The Cyanophyceae biovolume predominated in this period.

Several studies have reported phytoplankton density reduction in marginal lakes during high water. This trend was attributed to the effect of dilution and loss of organisms by stream trawling, as observed in the floodplain of the Rio Paraná (Garcia-of-Emiliani 1997, Domitrovic 2003) in Batata Lake, Amazon (Huszar and Reynolds 1997, Melo and Huszar 2000) and in Sá Mariana Lake, at the Pantanal of Mato Grosso (Louverde-Oliveira and Huszar 2007). Roozen *et al.* (2003) consider the flood as a disturbance factor that slows the growth of phytoplankton in floodplain lakes. Mihaljevic *et al* (2009) show that floods can stimulate as well as slow the phytoplankton growth, depending on the degree of flooding.

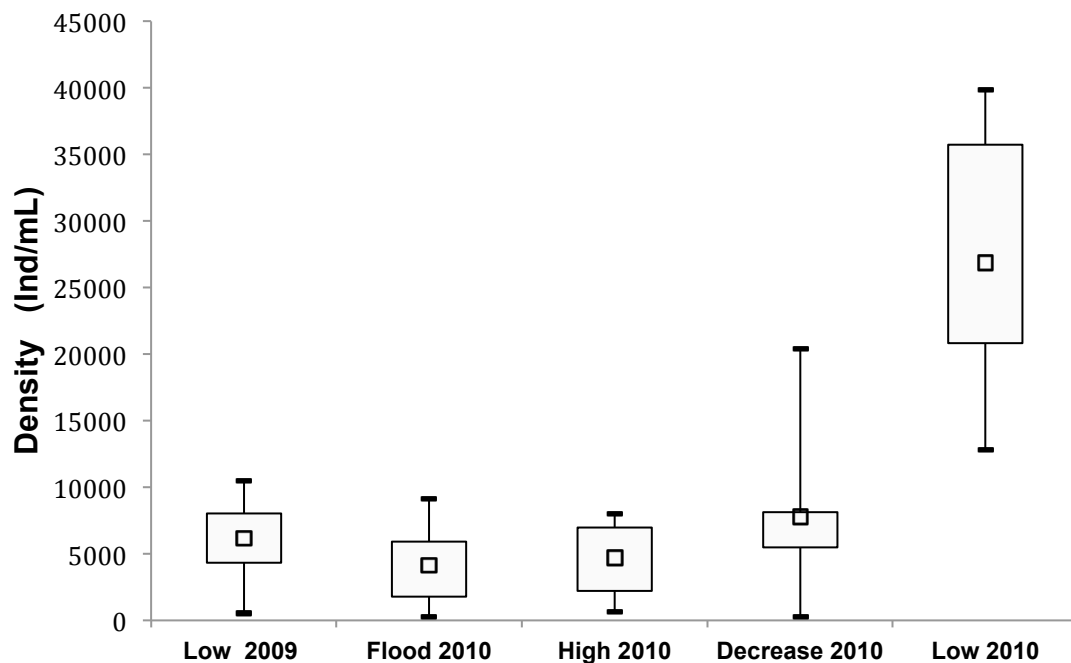


Figure 13. Box plot of phytoplankton density (ind./ mL) at different stages of the water cycle between 2009 and 2010 in Lake Janauacá. N = 55

Among the sampled taxa, 91.9% and 98% showed relative densities and biovolumes less than 1%, respectively. Only 7 species (*Dolichospermum spiroides*, *Dolichospermum viguieri*, *Rhodomonas minuta*, *Pseudanabaena catenata*, *Aphanocapsa annulata*, *Anabaena crass* and *Cosmarium* sp.) contributed with 40% of relative densities. *Phormidium* sp1 and *Oscillatoria amoena* contribute 84% of total biovolume. *Phormidium* sp1 was the species with the highest relative biovolume (72%) and accounted for only 0.5% of the density. Moreover, the species with the highest relative density, *Dolichospermum spiroides* (11%), accounted for only 0.39% of total biovolume.

The species *Trachelomonas volvocina*, *Dolichospermum spiroides*, *Rhodomonas cf. minuta*, *Neochloris aquatic*, *Lagerheimia sp1*, *Closterium cf. moniliferum* and *Aulacoseira granulata var. angustissima* occurred in 70% of the samples.

The Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) showed the other species occurred at specific periods with groups clearly defined by seasonal fluctuation, indicating that the phytoplankton community was strongly influenced by the hydrometric variation (Figure 14 and Table 4).

During the full flood period, the sampling stations on the River, the Lake and the Basin appear very close in the graph, indicating a mixing of water masses with the inundation. However, during the falling water and particularly in the dry period, these sampling stations are far from each other, being possible to differentiate between lotic and lentic systems. The same pattern was observed for Granado (2009) when studying the influence of hydrometric variation in the phytoplankton community of Paranapanema River and in the marginal lagoon in the mouth zone of the Jurumirim (SP) dam.

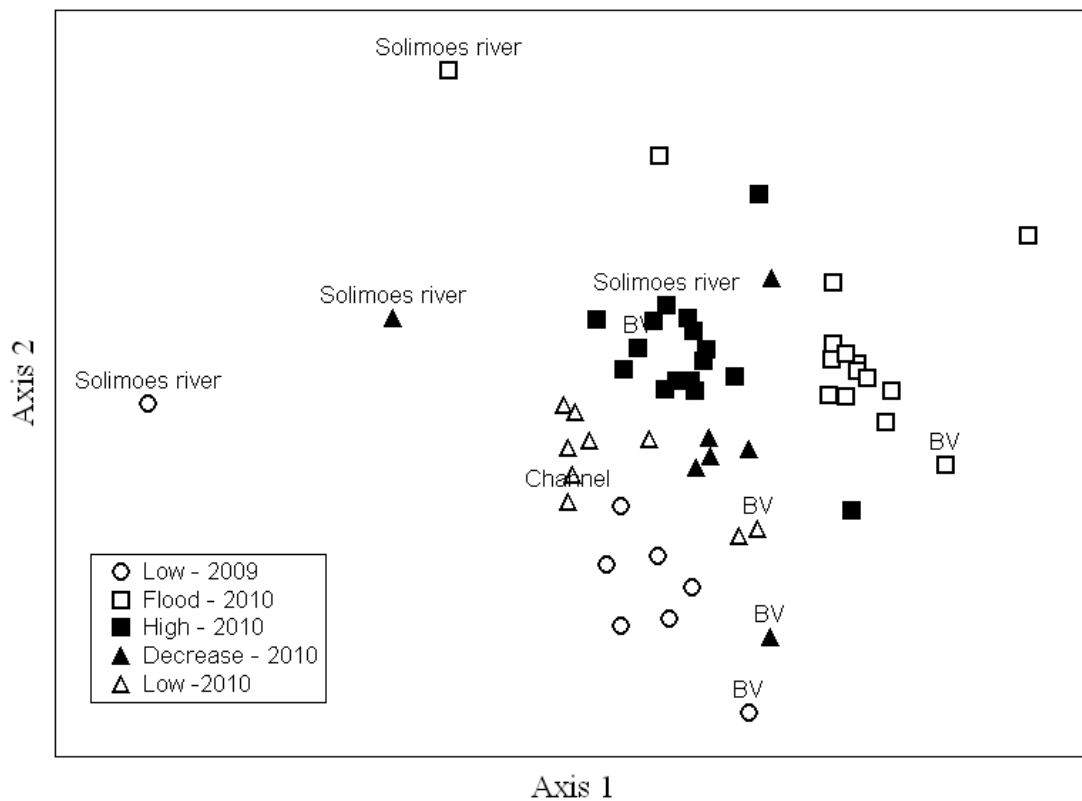


Figure 14. Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) obtained from the Bray-Curtis coefficient with the relative position of the 55 sample units in different periods of the hydrological cycle (2009 to 2010) in Janauacá. (Stress = 21.8).

From the hypothesis testing (ANOSIM) it was found that the similarity of the phytoplankton community of each analyzed period is significantly higher than among

periods, which reinforces the hypothesis that the flood pulse is the main force on Lake Janauacá (Table 3).

Table 4. ANOSIM and paired test for differences in phytoplankton community between periods along the hydrological cycle in Janauacá Lake.

	NMDS	
	R	P
Low X Flood	0,69	0
Low X High	0,79	0
Low X Decrease	0,25	0,007
Low X Low	0,36	0,004
Flood X High	0,54	0
Flood X Decrease	0,36	0,008
Flood X Low	0,66	0
High X Decrease	0,47	0,001
High X Low	0,55	0
Decrease X Low	0,28	0,008

The Principal Component Analysis performed from the limnological variables explained 56.5% of the variance in the first two axes. The stations sampling's dispersion of limnological variables explains the differences between the periods analyzed. Periods of drought and low water were correlated to the contributions of the basin, rain, suspended solids and dissolved oxygen (Figure 15 and Table 5).

During low water, the lake is isolated from the river, receiving inputs only from streams (water from the basin). At this stage, the highest concentration of chlorophyll *a* was associated with the high density of phytoplankton organisms and consequently to the high concentration of dissolved oxygen. This scenario, with a high concentration of suspended material, probably contributed to the reduction in water transparency, as was checked by Casali *et al* (2011) when they studied lakes in the floodplain of the Lower Amazon.

The Cyanophyceae predominated in terms of density in almost all investigated periods. Changes in the proportion at which the nutrients occur can also influence phytoplankton composition. Under conditions of low N:P ratios as observed in the lake, cyanobacteria tends to lead competitive advantage due to its good ability in fixing atmospheric N₂ (Gibson and Smith 1982) and its high affinity with the dissolved inorganic forms of N (Blomqvist *et al.* 1994). Other factors that may enhance Cyanophyceae dominance are the

high temperature (slightly greater than 30 °C) and the rapid light inhibition in the water column. Due to their ability to regulate buoyancy they are able to stay in the more satisfactory light environment (Bonnet et Poulin, 2002).

The Principal Component Analysis showed that with the exception of the flood, all other periods were under low concentration of NO_3^- , NH_4 and PO_4^{3-} , which may have favored the Cyanophyceae (Figure 15 Table 5).

The flood period of 2010 was related to higher values of HCO_3^- , K, electric conductivity, pH, PO_4^{3-} , Na and NH_4^- . Barbosa *et al.* (2010) found in Curuai floodplain high values of pH and some nutrients during the high water period. Chlorophyceae and Cryptophyceae predominated during this period, with Cryptophyceae considered as opportunistic (Reynolds 2006), and usually occurs after disturbances followed by the lowering of other populations (Klaveness 1988).

During the flood the strong influence of the Solimões River, the rain and the depth was evident. The Cyanophyceae also predominated in this period. This predominance may be related to the rapid hydrological dynamics of Lake Janauacá, that is shallow and very sensitive to environmental changes. The cyanobacteria, which have a high reproductive potential are favored in strongly changing environment.

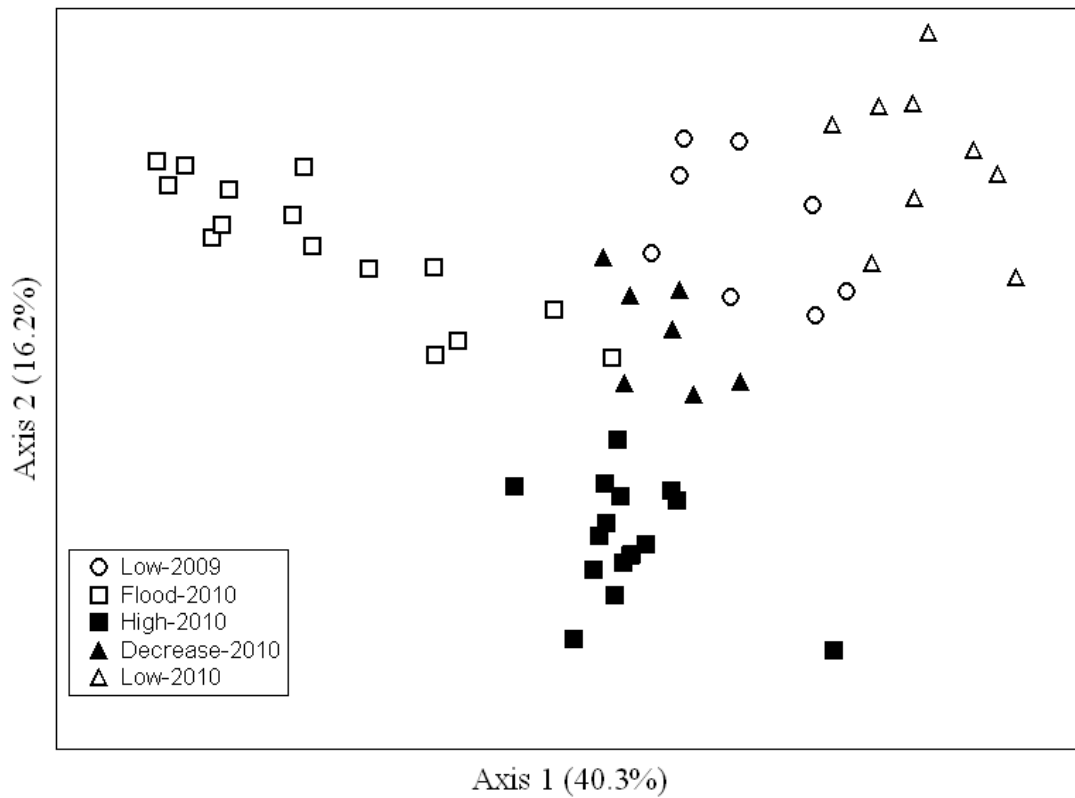


Figure 15. Principal Components Analysis (PCA) - ordination diagram of environmental variables and the 55 sample units during different periods of the hidrological cycle (2009, to 2010) in Janauacá lake. Axis I = 40.1%; Axis II = 16.2%.

Table 5. Pearson's correlation coefficient between abiotic variables and the first two ordination axes for the period between the 2009 drought and 2010 drought.

Variable	Axis 1	Axis 2
water from the basin	0.81	0.49
suspended material	0.74	0.14
water from rainfall	0.65	-0.53
dissolved oxygen	0.53	0.24
chlorophyll a	0.5	0.3
Water temperature	0.3	0.39
Water from the river	-0.16	-0.86
depth	-0.22	-0.81
NO ₃ ⁻	-0.23	-0.21
NH ₄	-0.52	0.25
water transparency	-0.57	-0.28
Na	-0.69	0.39
PO ₄ ³⁻	-0.71	0.06

Variable	Axis 1	Axis 2
pH	-0.81	0.08
electrical conductivity	-0.82	0.19
K	-0.86	0.35
HCO ₃ ⁻	-0.91	0.11

The hypothesis test for the environmental variables showed the same pattern with respect to the phytoplankton community in which the environmental similarity of each period was significantly higher than among periods, reinforcing again the remarkable dynamics of the flood pulse on Lake Janauacá (Table 6).

Table 6. Result of ANOSIM and paired test for environmental differences between the periods analyzed along the hydrological cycle on Lake Janauacá.

PCA		
	R	P
Low X Flood	0.83	0
Low X High	0.96	0
Low X Decrease	0.46	0.001
Low X Low	0.69	0
Flood X High	0.85	0
Flood X Decrease	0.65	0
Flood X Low	0.98	0
High X Decrease	0.76	0
High X Low	1	0
Decrease X Low	0.99	0

From the multiple regression got with PCA scores, it is observed that 20% of the biovolume and 56% of phytoplankton density were explained by axes 1 and 2. On the other hand, the richness and diversity were not explained by PCA axes.

The phytoplankton community showed lower biovolumes as a result of the major contributions of the basin, rainfall, river and depth. The phytoplankton community is mainly composed by small and unicellular organisms with adaptative expertise to exploit such environmental conditions (Devercelli 2010).

In contrast, the highest biovolumes were influenced by the highest concentrations of NH₄, water transparency, Na, PO₄³⁻, pH, electrical conductivity and HCO₃⁻. Garcia-de-Emiliani (1993) in a study on the seasonal succession of phytoplankton in Lake El Tigre (Argentina) noted the replacement of small algae with high ratio S/V and high growth rates

for larger species with low ratio S/V and slow growth at the end of the flushing phase, when the dynamics of the lake was more stable and the nutrients load was higher.

Concerning density, it was observed in the present study its direct relationship with the contributions from various sources: water from the basin, rainfall and suspended material. In contrast, we observed an inverse relationship with the contributions of the river and the depth (Table 7).

In various studies (Domitrovic 2003, Garcia-de-Emiliani 1997, Huszar and Reynolds 1997, Nabout *et al.*, 2006, Train and Rodrigues, 1998), the lowest densities and phytoplankton biomass were recorded in the high water period and these were related to the dilution effect caused by the expressive river flood, considered a regulating factor of the metabolism of the river-floodplain ecosystems (Junk 1997).

Table 7. Multiple regression between the PCA scores and density, biovolume, richness and diversity of phytoplankton for the period between the 2009 drought and 2010 drought.

		Beta	t(52)	P	Adjusted R²
Biovolume	Axis 1	-0.41	-3.33	0.002	0.2015
	Axis 2	0.26	2.12	0.038	
Density	Axis 1	0.58	6.52	0	0.5682
	Axis 2	0.49	5.52	0	
Richness	Axis 1	0.17	1.21	0.232	-
	Axis 2	0	0.02	0.981	
Diversity	Axis 1	0.13	0.96	0.341	-
	Axis 2	-0.02	-0.14	0.886	

4. Conclusion

We studied the phytoplankton community in terms of richness, density and biovolume along one water year in the Janauacá floodplain located in the central Amazon plain. As in other studies we found a high richness (272 taxons as a whole) in particular of the chlorophyceae. The cyanophyceae exhibits the highest density and biovolume but only represent 14% of the richness. Our analyses show that the hydrology is a structurant factor on the phytoplankton community dynamics in Janauacá Lake. As observed in other floodplain study, we showed that the hydrometric variation is an important factor, but not only in terms of water depth but also in terms of water origins. In particular, from the multiple regression obtained through PCA scores, it was observed that both the biovolume and density of phytoplankton were mainly influenced by the Solimões River and the local

drainage water that feeds the floodplain. On the other hand, the richness and diversity attributes were not affected by these water sources.

ANNEX 1

The model described in Bonnet *et al.* (2008) was used to compute the terms of the floodplain water balance and to determine the mixture of various sources of water. The model computes the daily volume of the floodplain according to the following equation:

$$V_L^{t+1} = V_L^t + \left[Q_R - Q_E + Q_{wATTZ} + Q_{wS} + Q_o \pm Q_s \pm \sum_i Q_{ci} \right] \Delta t \quad \text{Eq. 1}$$

where VL is the volume of the flooded area, the superscripts t and t+1 designate the time step. QR and QE are rainfall and evaporative fluxes, respectively. QwATTZ is runoff from emerged lands located in the ATTZ; QwS is the runoff from the upland watershed. Qs is the net flux exchanged through bank seepage. Qo is overflow. $\sum_i Q_{ci}$ is the net flux exchanged through the channels connecting to the mainstream. Hence, knowing an initial condition it is possible to compute the water level of the following time step and to deduce from the area/stage and volume/stage relations the new surface and volume of the floodplain. All fluxes are computed in m³.s⁻¹ as detailed below.

Evaporation flux is $Q_E = u * ETP * S_L$ with u a coefficient for unit's transformation, ETP is given by the Riou formula (mm.d-1), SL the flooded area (m²) at time t. Direct rainfall flux is computed as $Q_R = u * P * S_L$, where P is the daily precipitation (mm.d-1).

Runoff from uplands and the emerged land in ATTZ (QWs and QwN) are deduced using the formula as follows:

$$\begin{aligned} R_n^t &= P^t - ETP^t & R_n^{t+dt} &= P^{t+dt} - ETP^{t+dt} \\ \text{if} \left(\frac{R_n^t + R_n^{t+dt}}{2} > R_{\min} \right) & & Q_w^{t+dt} &= Q_w^t e^{-\frac{1}{k}dt} + \frac{R_n^t + R_n^{t+dt}}{2} \left(1 - e^{-\frac{1}{k}dt} \right) * u * S_{BV} \\ \text{else} & & Q_w^{t+dt} &= 0 \end{aligned} \quad \text{Eq. 2}$$

where u is unit transformation coefficient, Q is the discharge (m³.d-1), Rn is the net precipitation (m³.d-1), k (d) is assumed constant equal to 0.5. For runoff from the ATTZ, at each time-step, the model adjusts for area using the difference between the maximal flooded area and the computed flooded area at time t. Rmin is a threshold to take into account the storage in the watershed.

Discharges in the connecting channels are computed according to a Manning-like relationship using the surface slope instead of the bottom slope, once the channel elevation threshold is reached (for non intermittent channel this threshold is the maximum channel bottom elevation).

$$Q_{ci} = KS_c \sqrt{i_{ci}} \left[\frac{lD_c}{2D_c + l_c} \right]^{2/3}$$

$$i_{ci} = \frac{H_r - H_L}{L_c}$$

Eq. 3

The channel surface slope i_{ci} (m. m-1) is deduced from the water level at the river-side H_r and the computed water level in the lake H_L taking into account the channel length L_c . Flow direction is deduced from i_{ci} sign. Channel section S_c is assumed rectangular with depth D_c (m) and width at the mirror l_c (m) varying with water level. K is the strickler roughness coefficient. They were found to be insensitive parameters in Bonnet *et al.* (2008). One of the reasons is that velocities in channel remain weak most of the time. Hence it was fixed at 40 for the channel. Overflow in the model occurs through shallow “channels” (characterized by a rectangular section), which are flooded only if river stage reaches a threshold elevation determined from observations. In the case of the Janauacá floodplain, it is occurring along a 800 m reach when water level in the river is above 23 m. In the overflow “channel” the Strickler coefficient is fixe to 20 was used. The overflow discharge is computed according to equation 3.

No data related with bank-seepage are available. However, according to the Darcy’s law and assuming stationary, the flux can be expressed as

$$Q_s = K_s L_r dZ \frac{dH}{dX}$$

Eq.4

where K_s is the permeability of the bank forming the porous media (m.s-1), dH is the water level difference between the river and the floodplain (m), L_r is the contact length along the main course, dZ is the thickness of the alluvial groundwater system; dX is the distance between the river and the floodplain. It varies with time as the floodplain wets and dries and with space as the distance between the river and the floodplain varies from west to east. The bank permeability is assumed constant equal 10-2 m.s-1. The way we represent the seepage flow is probably the weakest point of the model, but according to Bonnet *et al*, 2008, and the present study, the model sensitivity to this flux is weak.

At each time step the input and output terms from the flooded area are computed and the volume is computed from the mass conservation equation

$$B = \left(\sum_i Q_{ci} \right) + Q_R + Q_{wN} + Q_{wS} + Q_s - Q_E$$

and the volume, surface and water level in floodplain are adjusted using the volume/water level and surface/water level relations.

7. Artigo 2. DIURNAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN THE JANAUCÁ AMAZONIAN FLOOPLAIN LAKE, AMAZON-BRAZIL

Elizabeth Cristina Arantes de Oliveira Miranda^{1,3}, cris.arantesm@gmail.com

Marie Paule Bonnet^{2,3} marie-paule.bonnet@ird.fr

Ludgero Cardoso Galli Vieira⁴, ludgero@unb.br

Maria do Socorro Rodrigues Ibañez⁵, marias@unb.br

Cleber Kraus⁵, binhokraus@gmail.com

Francisco Diogo Rocha Sousa⁶, sousa_bio@yahoo.com.br

Ina Souza Nogueira⁷, nogueira@icb.ufg.br

Geraldo Resende Boaventura^{1,2}, grbunb@unb.br

Patrick Seyler^{2,3}. Patrick.seyler@ird.fr

¹ Instituto de Geociências, Universidade de Brasília Campus Universitário Darcy Ribeiro. CEP 70.910-900 - Brasília DF, Brazil.

² GET University of Toulouse 3, CNRS, IRD, OMP 14 Av Ed. Belin 31400 Toulouse, France.

³ International Joint Laboratory “Observatoire des Changements Environnementaux”, Universidade de Brasília, Institut de Recherche pour le developpement, Campus Universitário Darcy Ribeiro CEP 70910-900 – Brasília DF, Brazil.

⁴ Universidade de Brasília Campus de Planaltina (FUP), Área Universitária 1, Vila Nossa Senhora de Fátima, CEP 73.340-710 - Planaltina – DF, Brazil

⁵ Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Campus Universitário Darcy Ribeiro CEP 70910-900 – Brasília DF, Brazil.

⁶ Laboratório de Carcinologia, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Av. Roraima 1000, Camobi, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brazil

⁷ ICB.1 – Depto. de Biologia Geral –Laboratório de Análise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos – LAMARH , Campus II – Goiânia – GO - Cep: 74001-970, Brazil

Abstract

Floodplains are complex ecosystems, with permanent and dynamic interactions with their associated mainstream and local watershed. The phytoplankton community structure is dependent on variables that operate at different scales, overlapping or not. The objective of this paper is to analyze, the diurnal variation of the phytoplankton community structure and the influence of bottom-up and top-down factors in the Janauacá Floodplain Lake. Samples were taken in intervals of 3 hours, completing 24-hour cycle in the high water period (May 2010). Phytoplankton and zooplankton were collected at 0.50m depth in a station located near the littoral region. The analyzed abiotic variables were temperature, dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, turbidity, suspended solids, alkalinity, water transparency, silica, ammonia and nitrate. The abiotic data spatio-temporal fluctuations were governed by the incomplete vertical mixing provoked by nocturnal cooling and isolated wind and rainfall events at daytime. 116 taxa of phytoplankton were identified and 24 taxa of zooplankton. The functional groups indicated mesotrophic conditions. At the nycthemeral scale, 40% of the phytoplankton biovolume was explained by bottom-up control; the zooplankton density and richness were inversely proportional to phytoplankton density and richness but the correlation was not statistically significant.

Keywords: plankton composition, biomass, Amazon, floodplain, diurnal cycle; Janauacá floodplain Lake.

1. Introduction

The Amazonian floodplains located in the central Amazon plain are characterized by strong seasonal and regular water level variations throughout the water year. According to Junk *et al.*, (1989) the resulting moving litoral in the aquatic terrestrial transition zone (ATTZ) is the key-factor explaining the main features of the floodplain ecosystem dynamics as formalized in the flood pulse concept. In the central Amazonian plain, the flood of the main course (the Solimões-Amazon River) is unimodal (or occasionally bi-modal upstream the confluence with the Negro River) and very predictable but even though, in function of their connectivity with the mainstream, floodplains located along the main course presents different flooding patterns and water level variations. The few hydrological studies conducted at local scale (Lesack and Melack, 1995; Bonnet *et al.*, 2008) have demonstrated that flooding is also partly ensured by “local waters” (direct rainfall, local runoff, seepage, local tributaries, hyporheic waters) that strongly contrast in chemistry with respect to the main course water. The proportion of the different water types in the lake mixture varies in time throughout the water year and spatially in function of the floodplain morphology. The zones where occurs the mixing of these different water types (perirheic zones, *sensus*, Mertes 1997) are probably critical to understand of the floodplain ecosystem dynamics and may explain some of the variations found between floodplains lakes even geographically close. In addition, with respect to the phytoplankton community dynamics and more generally with respect to the organism communities with a rapid turnover (such as bacteria, zooplankton or periphyton), variations in limnological conditions at time-scales smaller than seasonal, in particular at diurnal scale are crucial (Barbosa, 1981). The shortlife cycle of the species constituting the plankton requires a daily or at least weekly sampling, in order to obtain details of the population fluctuations (Snell e Serra, 1998).

Changes in the composition and density of plankton communities are dependent on biotic and abiotic variables that operate at different spatial and temporal scales, overlapping or not. Due to these characteristics, the time scale used in the investigation can influence the interpretation of the patterns and processes involving the communities, and thus interferes on the level of understanding that can be reached (Frost *et al.*, 1988). The comprehension of a succession process in aquatic systems is complex and its characterization depends on obtaining information in order to promote simultaneous analysis of the organization of the ecosystem.

Besides the influence of hydrological variations on the structure of plankton communities of Amazonian floodplains, other factors must be considered as regulators of phytoplankton. Physical changes related to the mixing regime, in particular the vertical mixing often daily or sub-daily in tropical environment (Huszar and Reynolds, 1997)

constrain partly the autogenic processes that involve light and nutrients availabilities (bottom-up control) and the influence of herbivores exerting a top-down control) through direct consumption and nutrient cycling (Reynolds 1997; Scheffer 1998, Pádisak, 2003, 2009). These controlling factors lead to a vertical zonation of the phytoplankton organisms that vary during the day (Tilzer, 1973; Takamura and Yasuno, 1984) or the seasons (Talling, 1966; Round, 1981).

In tropical region where seasonal variations of climate in terms of temperature and day-light duration is relatively small, daily variations become fundamental to characterize the ecosystems as it was demonstrated in several studies such as Esteves *et al.* (1988, 1992); Huszar and Reynolds (1997); Melo and Huszar (2000); Ramirez and Bicudo (2002, 2003, 2005); Melo *et al.* (2004); Petrucio and Barbosa (2004), Lopes *et al.* (2005), Medeiros *et al.* (2006); Pivato *et al.* (2006) and Cavalcante *et al.* (2007); Silva *et al.* (2010).

The respective influence of bottom-up and top-down controls of the phytoplankton community in the Amazon floodplain was studied in few studies. Trevisan and Forsberg (2007) demonstrated that phytoplankton community was mostly controlled by nutrients availability, and more particularly nitrogen content. The zooplankton community, mainly composed of small organisms was unable to control the phytoplankton community but its density was dependent on the available resources, reinforcing the resource-dependent hypothesis. Setaro and Melack (1984) also evidenced a bottom-up control exerted alternatively by P and N contents in function of the water year period. They showed that N controls the phytoplankton during low water stage while P controls it during the high water. In a recent study, Rejart and Muylaert (2010) studying an Amazonian floodplain associated to the Madeira River showed that the phytoplankton community growth was limited by N, while grazing pressure was small but still significant due to the low phytoplankton growth rate in their study site.

However, such detailed studies are relatively rare in Amazonian floodplains, mainly because of difficult access. There is a large variety of floodplains in the Amazon Basin with contrasted hydrologic and hydrodynamics characteristics, and field studies are still required to get a better understanding of the controlling factors of the phytoplankton community in this type of environments.

This study focused on the the Janauca floodplain Lake located along the Solimões River, 40 km upstream the confluence with the Negro River. We present the diurnal variations of the phytoplankton community structure, environmental data and zooplankton community along a diurnal cycle in the high water period (May, 2010). The phytoplankton community is expressed in terms of density, richness, dominance and abundance of species (Lobo and Leighton, 1986), frequency category (Dajoz, 1973), biovolume (Hillebrand *et al.*, 1999) and functional groups (Reynolds *et al.* 2002; Reynolds, 2006;

Padisák, 2009). The Zooplankton community is expressed in terms of density, richness and diversidade. The aim was to evaluate the regulating factors of the phytoplankton community. Considering the previous studies, we expected that the bottom-up control acted more effectively on the structure of the phytoplankton community than the grazing pressure exerted by the zooplankton (top-down control).

2. Material and methods

Study Area

The Janauacá floodplain lake is located near Manaus (3.1° S, 60.03°) about 40km upstream from the Solimões and Negro River confluence, between 60.38° and 60.17° W and 3.29° and 3.50° S. It is a 8 km floodplain segment, and is composed of one lake (Figure 16) with a single permanent 12 km-long channel connecting the lake with the Solimões River. It presents strong water level variations reaching about 11 m throughout the year. The maximum extension is about 500 km² (including flooded forest) for when water level reaches 24 m (with respect to EGM08).

The floodplain receives significant water inputs from its local 620-km² wide drainage basin (Bonnet *et al*, 2011) and, although it is associated with the Solimões R. considered as a white-water River (Sioli, 1984), the Janauacá floodplain L. does not present the characteristics of a white-water floodplain. The suspended solids concentration remains relatively low throughout the year. Due to its location, the seasonal variations of temperature remains weak along the year, ranging between 25 °C and 26°C, the humidity is high always above 80%, and day-light duration is rather constant around 12 hours. The humid season extends from November to April accounting for about 70% of the annual precipitation (Bonnet *et al*, 2011).

At the period of the field sampling (22 of May), the water level was 21.4 m while the maximum water level reached in June 2010, was 21.7. The floodplain was thus in its potamophase during which it receives and exports roughly the same amount of water and the water renewal time is small (Bonnet *et al*, 2011). At this water level, the Solimões R. is overflowing in the NorthEast part of the floodplain and the connecting channel acts as an outlet.

Samples were collected every 3 hours during a 24-hour cycle, starting at 6 AM and ending at 6 AM the next day. The sampling location reported in **Figure 16** is relatively isolated from the overflow location as well as from the streams draining the local watershed.

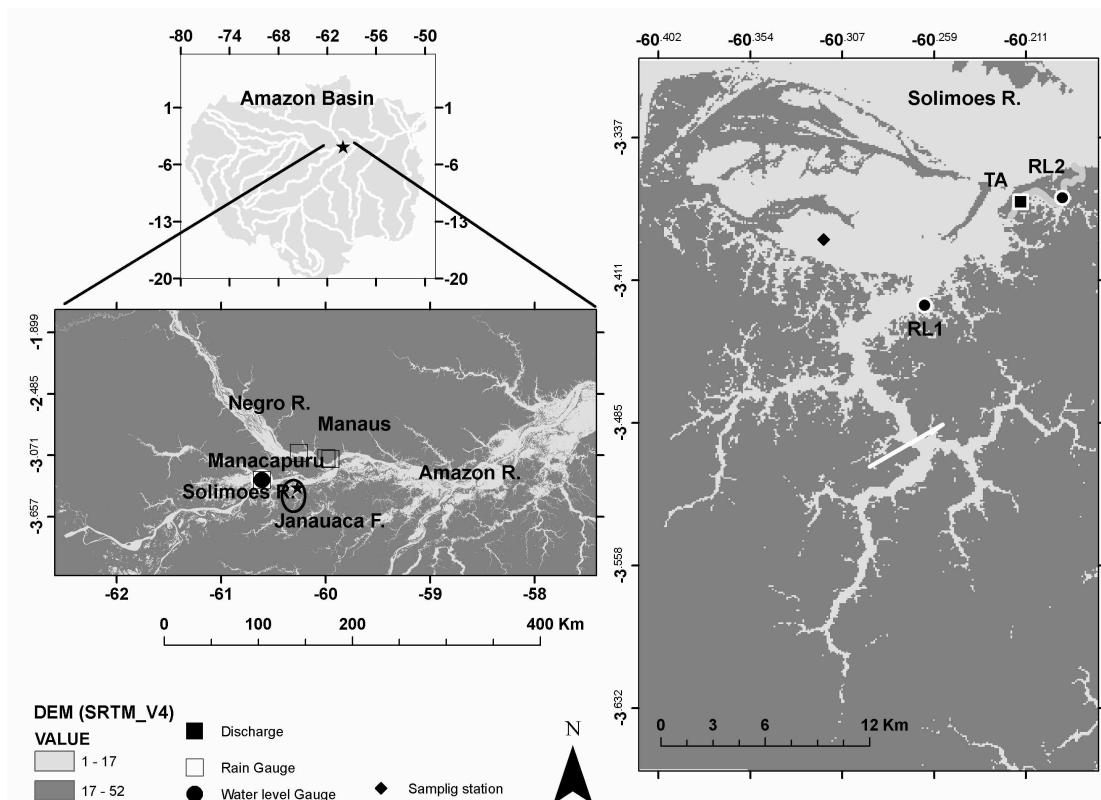


Figure 16 Location of Januacá Lake and meter positions of water level in situ (●), flow measurements (n), rain gauges (□) and local water sampling (u). The southern boundary of the domain is set to blank line.

Limnological and biological data

Samples were collected in the subsurface (0.5m) using a Van Dorn bottle for later analysis of biotic and abiotic variables. In addition, samples were collected at 1m for chlorophyll analyses and at the near-bottom (8 m of depth) for abiotic data analyses.

Water temperature, conductivity, pH, dissolved oxygen and chlorophyll-a (RFU) were obtained from a prior-calibrated multiparameter-probe (YSI 6600-V2-2) along vertical profiles with a spatial resolution ranging from 20 to 50 cm.

Samples for analysis of nutrients, K^+ , Na^+ Ca^{2+} and alkalinity were obtained from filtering water with an electric vacuum using pre-dried and pre-weighed cellulose acetate filters (0.45 μm porosity; Millipore). The filters were dried at 60 °C for 2 h and then weighed to obtain the suspended solids (SS) concentration. Alkalinity was measured by titration (HCl 0.02 N) and calculated by Gran's method. Sodium and potassium were analyzed by atomic absorption, calcium by ICP-AES. Analytical precision, evaluated by repeating standard reference materials analysis, was better than 10 %. Reproducibility, determined by repeating sample analysis, was better than 10 %. The nutrients (PO_4 , NO_2 , NO_3 , NH_4 , SiO_2) were analyzed with a colorimetric method (Grasshoff, 1983) adapted for fresh

waters. Water samples (350 mL) were immediately filtered with Whatman microfiber filters GF/F (porosity 0.7 μm) for chlorophyll analysis and frozen at -20°C for preservation. The chlorophyll-a was extracted with ethanol 96% following the standard method (Nush and Palme, 1975) and analyzed by fluorometry (TURNER DESIGN)

The water transparency was deduced from secchi depth measurements at daytime, and depth of the euphotic zone bottom was obtained by multiplying the secchi depth by a factor 3. The euphotic zone (Z_{eu}) nighttime depth was obtained from the averaged concentrations of suspended solids (SS_m) and chlorophyll-a ($CHLO_m$) at 0.5 and 1 m using the following relationship established from the daytime data:

$$Z_{eu} = -0.0452(SS_m + CHLO_m) + 5.5; R^2 = 0.7 \quad \text{Eq. 1}$$

Quantitative phytoplankton samples were collected and stored in 100 ml dark bottles capped with ground lids and fixed with acetic Lugol's solution, while the zooplankton samples were collected and fixed with 4% formaldehyde solution.

The Uthermöhl method (1958) was applied together with the Zeiss inverted microscope model Telaval 31,400x magnification, for counting algae. The settling time of the samples was three hours for each chamber's cm of height, according to Lund *et al* (1958). The sedimentation chamber employed varied depending on the density of present organisms, either be 5mL, 10mL or 50mL.

Fields were counted until the number of individuals of the dominant species reached a total of at least 100 or at least twenty counted fields stabilized without the occurrence of a new species. The counting fields were distributed in parallel vertical and horizontal transects covering practically the whole area of the chamber.

The phytoplankton community was analyzed in terms of richness (number of taxa per sample), density (ind/mL), dominance of species (Lobo and Leighton, 1986), frequency category (Dajoz, 1973), biovolume (Hillebrandetal, 1999) and functional groups (Reynolds *et al*.2002; Reynolds, 2006; Padisák, 2009).

The method of counting zooplankton organisms followed the recommendations of Edmondson and Winberg (1971), which preconizes the sample's prior homogenization to avoid organisms' distribution tendency, followed by removal of subsamples with a non-selective pipette (pipette mouth greater than 4mm).

The counting of rotifers and nauplii copepods was performed in replicates of 1.0mL, 3.0ml of each sample in total, under microscope analysis with a Sedwick-Rafter chamber, from which less than 7.4%, variation coefficient was obtained, thus increasing the chances of recording and counting rarer taxa.

Microcrustacea were counted from 4.0ml subsamples, using a checkered Bogorov chamber, with a stereomicroscope (80x increase). Were counted at least 100 individuals of the most abundant species (adding up all development steps) or a total of 300 individuals (Kurki *et al.*, 1999). Other groups such as Diptera larvae were counted whenever observed, either in Bogorov or Sedwick-Rafter chamber. The density values were obtained with data of filtrate volume in the field. The density of each sample was calculated by dividing the number of individuals present in the sample by the volume of water filtered in the field, given in individuals per liter (Ind. / L).

Data Analysis

The vertical temperature profiles were used to compute the Brunt-Väisälä frequency that is an indicator of the stability of the vertical water column stability in terms of density. The Brunt-Väisälä frequency N is given by:

$$N = \sqrt{-\frac{g}{\rho} \frac{\delta\rho}{\delta Z}} \quad \text{Eq. 2}$$

where g is the gravity acceleration, ρ the water density and $\frac{\delta\rho}{\delta Z}$ the density gradient along the depth Z . The density was deduced from temperature using the Tanaka *et al.* (2001) formula.

The vertical water column is unstable if $N^2 > 0$ (the term under the square root is positive if the density gradient is negative with Z pointing toward the bottom).

The limnological data were synthesized with a Principal Component Analysis (PCA). All data except pH, were first log-transformed [$\log(x+1)$] for holding the PCA. To evaluate the community structure in terms of density, biovolume and diversity a multiple regression was performed from PCA scores.

3. Results

Limnological data

The mean temperature in the water column ranged between 28.4 (at midnight) and 30.1 at 15h. Whole along the cycle the water column remained slightly vertically stratified in term of temperature. The difference between the surface and bottom temperatures was about 2°C during nighttime and early morning while it reached about 3.5 °C at 15h (**Figure 17**). According to the vertical distribution of the Brunt-Väisälä frequency computed from Eq.2, the vertical thermal structure was stable whole along the diurnal cycle but the depth of the persistent thermocline varied. In particular, large negative N^2 values indicating the thermocline position were deepened from 2.2 m of depth at 6h to 3.6 m at 18h (**Figure 18**). Slow wind speed and good sunshine conditions favored the appearance of a superficial

non-persistent thermocline between 12h and 15h, which progressively disappeared between 15 h and 21 h by convectonal cooling indicated by positive values of N^2 at the surface. At the persistent thermocline position, the absolute gradient ranged from $2^\circ\text{C}/\text{m}$ as a minimum to 3.5°C . At the casual thermocline depth, the absolute gradient is maximal at 15 h with a value of 4.5°C and reduced to 1.5°C between 15 h and 18h. The layers below the persistent thermocline form a stable thermal structure while above the structure is alternatively stable or unstable in function of the time. The upper part of the water column was particularly unstable from 15 h up to the end of the cycle. The structure between the two thermoclines was also casually unstable.

The water column was clearly stratified in term of dissolved oxygen saturation (**Figure 19**). The fluctuations in the oxicle depth (defined here as the maximum DO saturation gradient) closely followed thoses of the persistent thermocline. Layers located below this thermocline presented saturation around 5 and 10%. The upper part of the water column (depth < 1.7 m) presented oversaturation conditions from late in the morning until 18 h, and near-saturated conditions the rest of the time. In the intermediate zone from surface to the thermocline depth, oxygen saturation steadily decreased with depth. The vertical mixing starting at 15 h until and proceeding until the end of the cycle, improved slightly the oxygenation downward, but the water column remained hypoxic below the persitent thermocline.

According to the multi-probe chlorophyll-a RFU sensor, the distribution of total chlorophyll-a presented rather low values in the upper part of the water column (**Figure 20**). The chlorophyll-a RFU started increasing just above the persistent thermocline and within the 1-2m below. When the non-persitent thermocline was present, there was also a slight accumulation of chlorophyll at this depth.

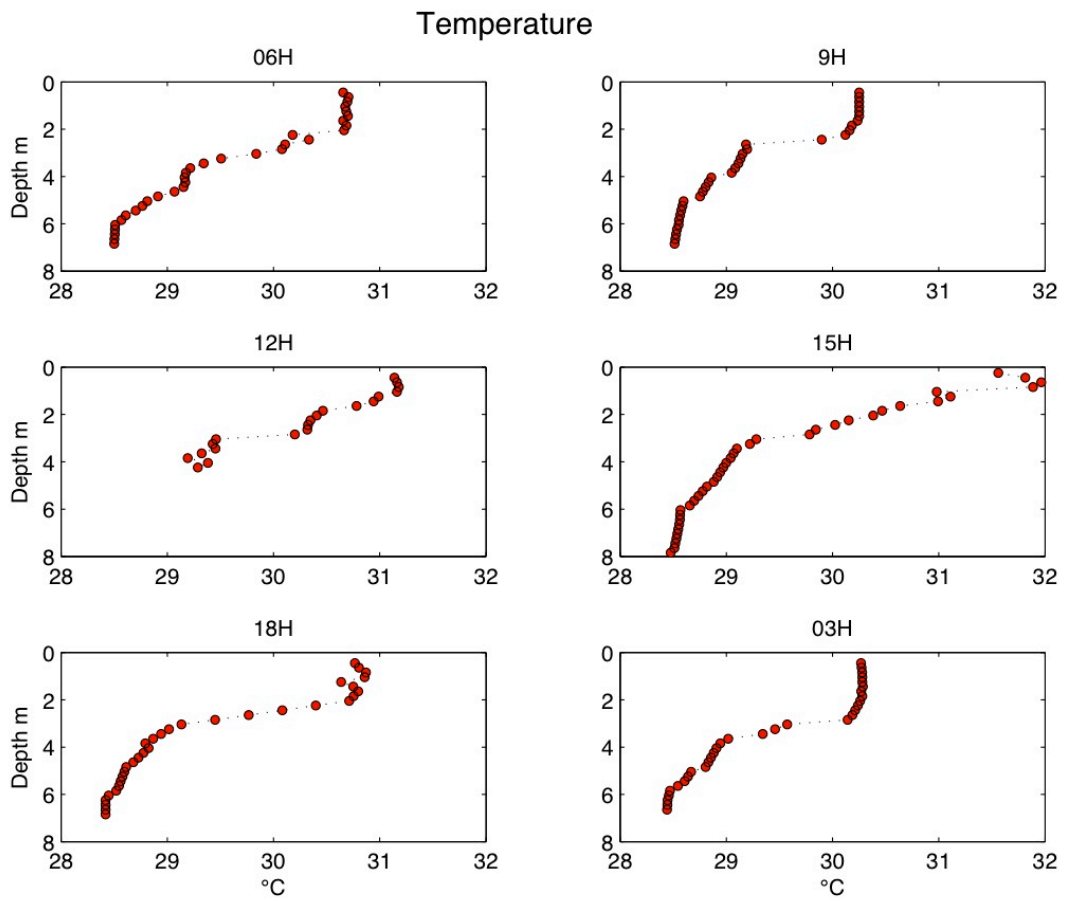


Figure 17 Vertical temperature profiles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L obtained with the multi-sensors probe.

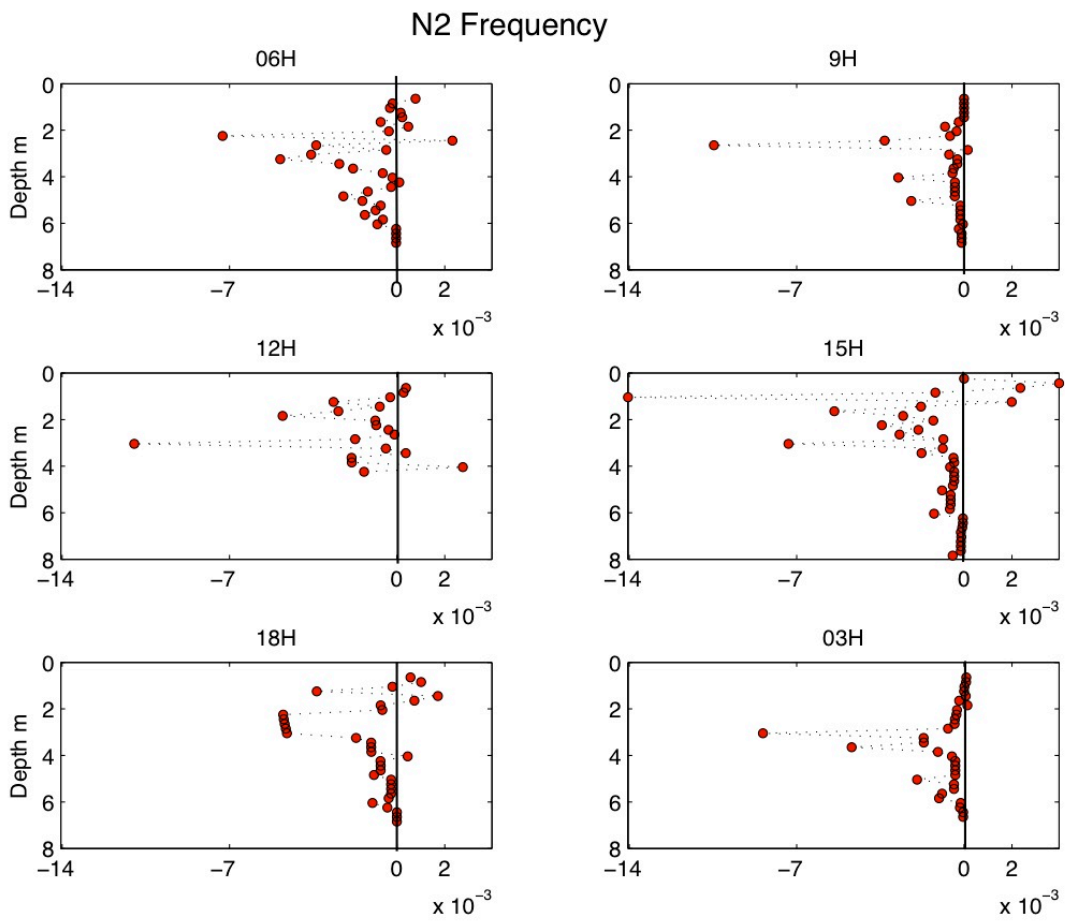


Figure 18 Vertical N^2 profiles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L. According to Eq 2, negative values indicates stable vertical structure

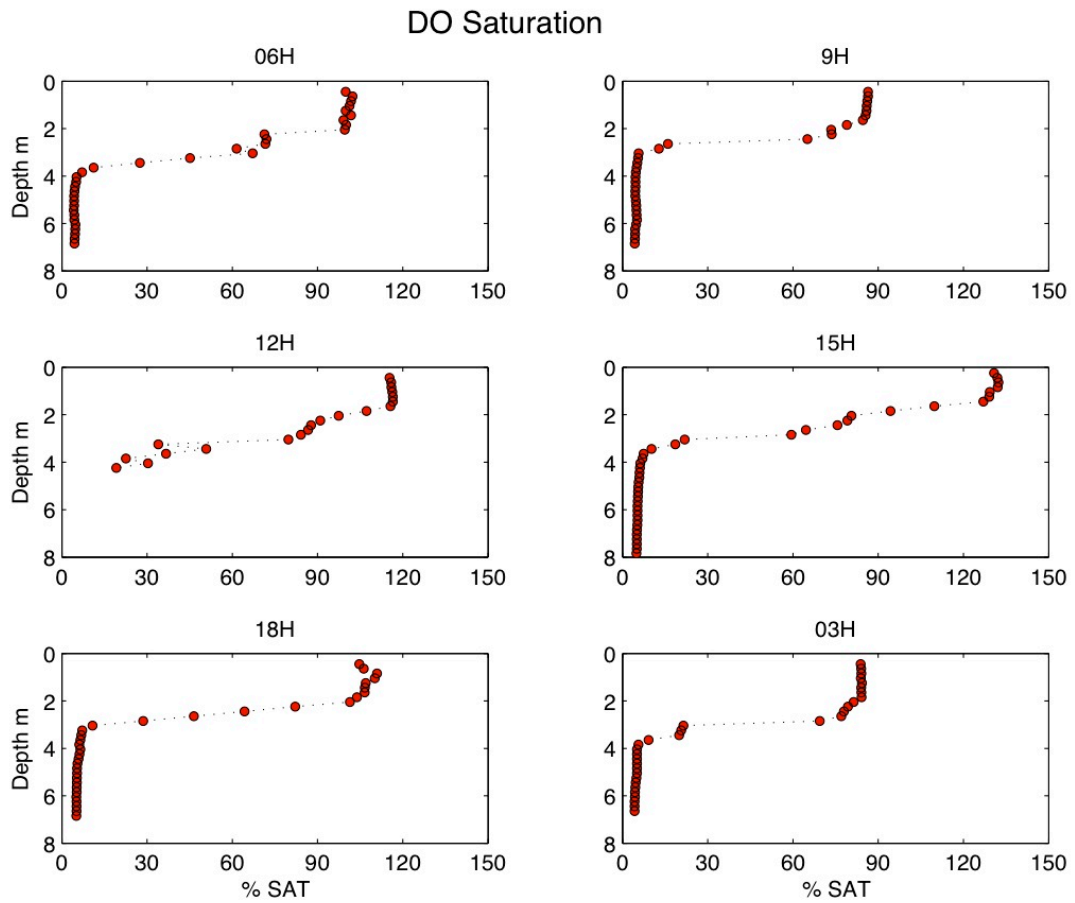


Figure 19 Vertical oxygen saturation profiles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L obtained with the multi-sensors probe.

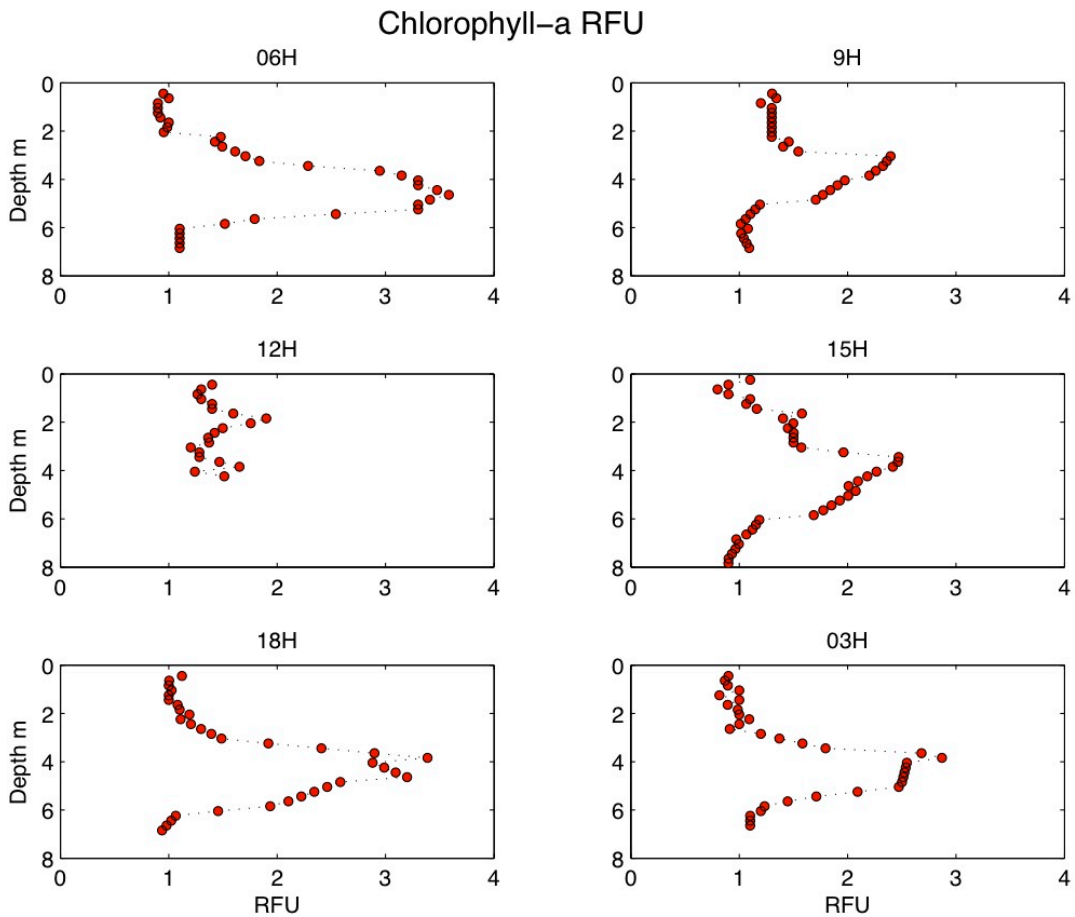


Figure 20 Vertical chlorophyll-a profiles obtained at 6, 9, 12, 15, 18 and 3h in the Janauacá L with the multi-sensors probe.

At the two sampled depths, the chlorophyll concentration fluctuation exhibited a bimodal pattern (**Figure 21**, top plot). The concentration increased in the early morning up to noon, decreased between 15 and 18 h, started increasing again until midnight and decreased between midnight and 6 h in the morning of the next day. The concentration at 1-m of depth was greater than at 0.5 m except at some sampling hours (6h, 3h, 18h) suggesting photoinhibition of the phytoplankton community. Suspended solids concentration remained fairly constant in the upper two layers (**Figure 21**, middle plot) while it presented a slight decreasing trend between 6 h and 12h, followed by an increase between 15 h and 21 h in the near bottom layer. This trend may be related with the partial destructure of the water column promoting small vertical pulses from the deeper layers. The contrast between superficial and near-bottom concentrations was strong with a mean difference of about 20 mg/L throughout the cycle. During daytime, the mean value of the euphotic depth was 3.95, its min value is 3.39 and its max 4.62m. Its fluctuation during the day followed rather well the chlorophyll variations (**Figure 21**, bottom plot). The mean depth (Z_{eu}) of the bottom of the euphotic zone was 3.85 m; its relative variation along the 24h cycle was 12%. It presented a maximum value of 4.6 m at 15 h, time that corresponded to the

minimal chlorophyll concentrations values. This reinforces the hypothesis of photo-inhibition of primary producers in the upper part of the water column.

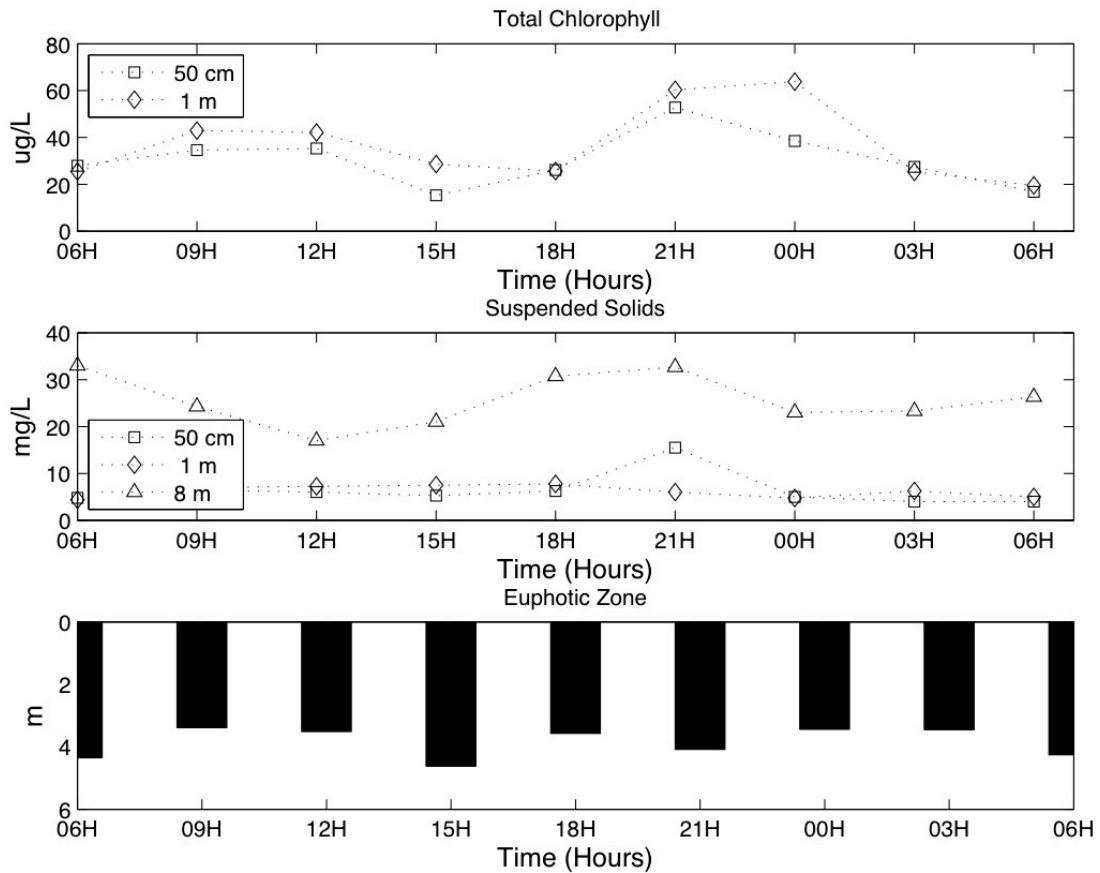


Figure 21 Temporal fluctuations of chlorophyll-a concentration at 0.5 and 1 m of depth (top plot), suspended solids concentration at 0.5, 1 and 8.5 m (middle plot) and depth of the euphotic zone (bottom plot) during the 24H cycle.

NO_3^- , NH_4 , PO_4^{3-} and SiO_2 also varied with time and depth (**Figure 22**). Except for the SiO_2 , the nutrient concentrations clearly increased with depth. The temporal fluctuations in the upper layers were weaker than at the near-bottom depth. The 1-m and near-bottom PO_4^{3-} concentrations increased until 12 h while the opposite was observed in the subsurface likely under the influence of primary production. From this time, the subsurface concentration remained nearly stable while the near-bottom and 1-m concentrations significantly diminished until 18 h and remained rather stable after and until the end of the cycle. The diminution of these concentrations could be explained by the presence of primary producers around the casual and persistent thermoclines. Subsurface NO_3^- and NH_4 concentration behaved a similar way as the PO_4^{3-} subsurface concentration, remaining low (below the detection threshold of the analysis methodology in the case of NH_4) and roughly constant all over the cycle. In the near-bottom layer, an opposite pattern of variations between NO_3^- and NH_4 concentrations was observed: from 6 h to 12 h NH_4

augmented while NO_3^- concentration reduced; between 15h and 18h there was a strong depletion of NH_4 while NO_3^- was increasing. From 18h to 3h, NH_4 concentration augmented while NO_3^- reduced. This trend could be interpreted through the alternance of respectively denitrification, nitrification, denitrification processes in function of vertical mixture that brought oxygen-rich water downwards by convectional mixing.

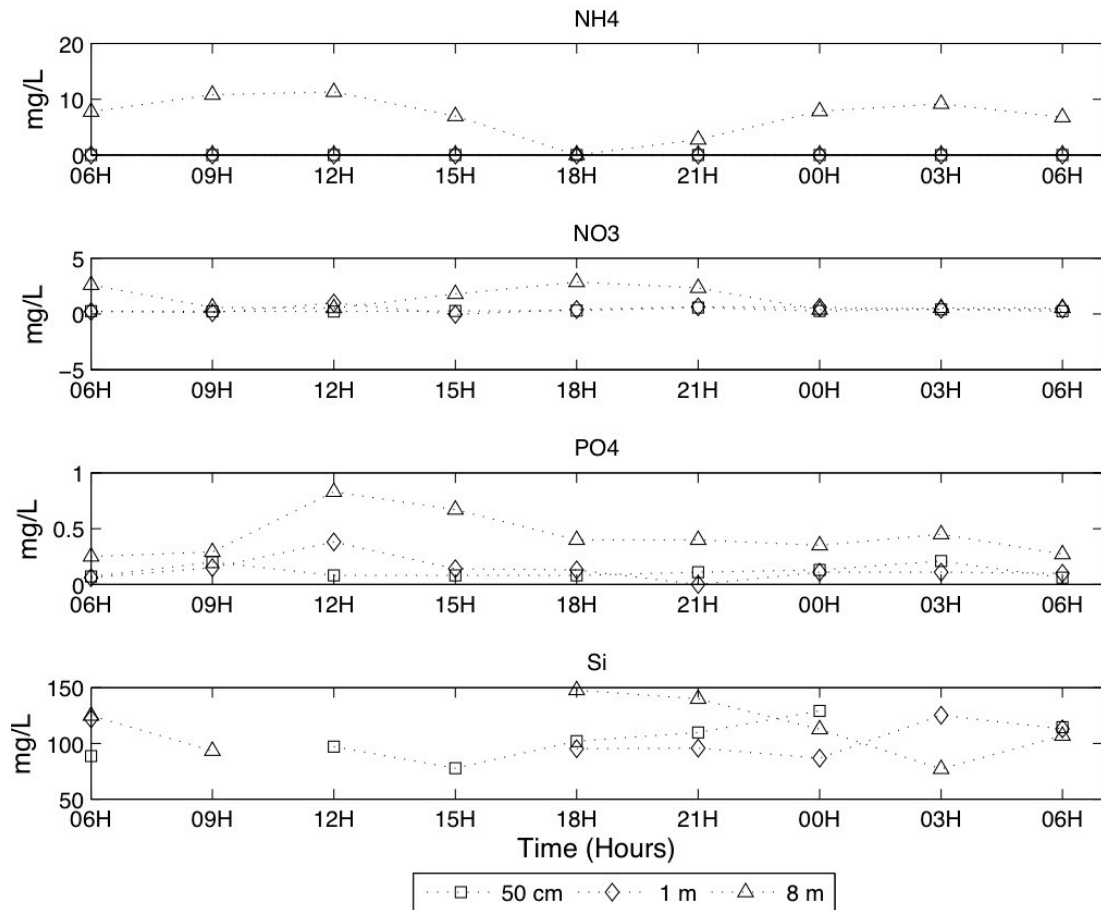


Figure 22 From top to bottom: NH_4 , NO_3^- , PO_4^{3-} and SiO_2 concentrations variations with time at 0.5, 1 and 8 m during the 24H cycle

The Principal Component Analysis (PCA) summarized 53% of the variation in abiotic data and chlorophyll *a* in both axes. The first component is positively correlated with water transparency, temperature and dissolved oxygen, negatively correlated with orthophosphate, silica and chlorophyll-*a*. It explains 31.4% of the total variance. The second component explained 21.6% of the variance. It is positively correlated with sodium, alkalinity, potassium and nitrate concentrations (**Figure 23**).

The samples analyzed at 6 am, 12 pm and 15pm are related to high water transparency, water temperature, dissolved oxygen and pH. The other sampling times positively correlates with Si, suspended solids, PO_4^{3-} , NO_3^- and chlorophyll *a*. Sampling

done at 9 h, 18 h and 24 h are inversely correlated with alkalinity, sodium and potassium (Figure 23).

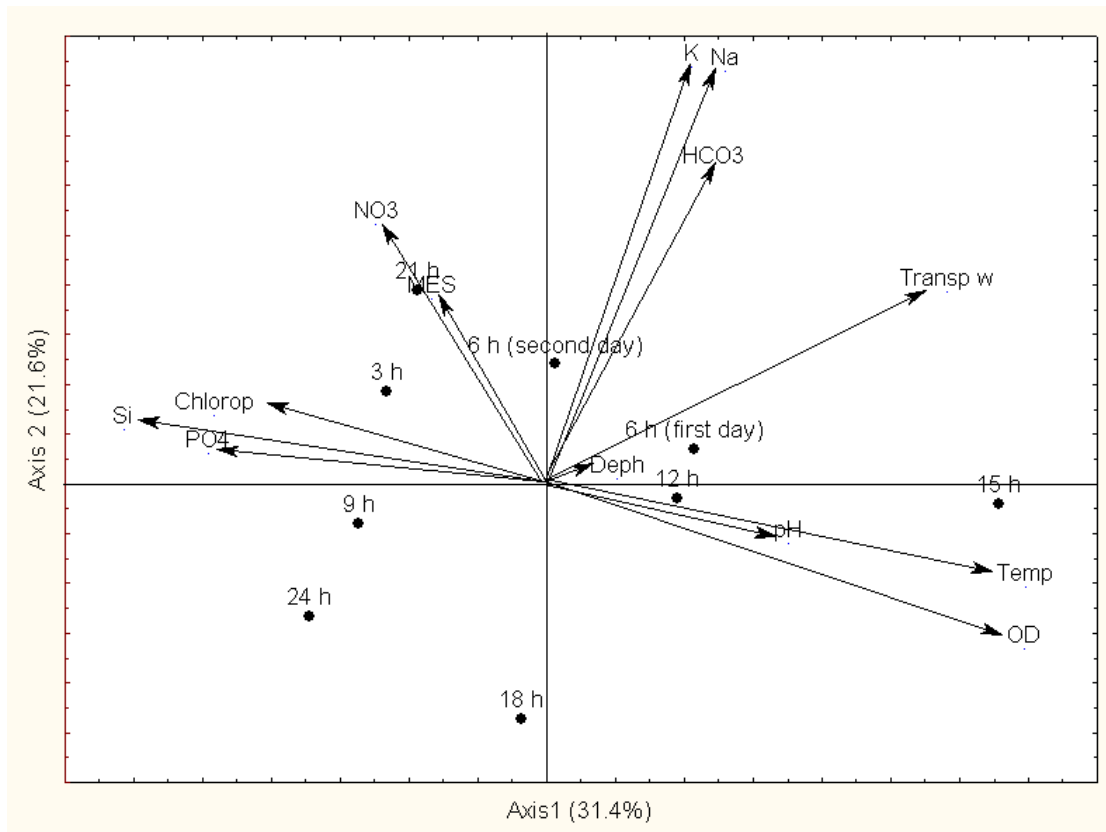


Figure 23 Ordination diagram of Principal Component Analysis (PCA) applied to abiotic variables (water temperature, water transparency, pH, chlorophyll a, depth, Suspended solids (MES), Silica, NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- and OD, measured in May 2010 in the Janauacá Lake during the diurnal cycle.

The Pearson correlation coefficients obtained between the limnological variables and the two principal components obtained from the PCA are reported in **Table 8**.

Table 8. Pearson correlation coefficients between limnological data and the two first principal components obtained from PCA

	PC1	PC2
pH	0.443845	-0.12546
Water temperature	0.879903	-0.21825
Depth	0.13009	0.010525
Water transparency	0.73422	0.404869
Chlorophyll a	-0.6112	0.144118
Dissolved oxygen	0.876944	-0.34755
Material in suspension	-0.21023	0.389601
HCO₃	0.308336	0.66464
NO₃	-0.31337	0.547319
Na	0.326622	0.870993
K	0.267121	0.879817
Si	-0.77676	0.114402
PO₄	-0.62215	0.064602

Phytoplankton and Zooplankton community data

The phytoplankton in the Janauacá Lake presented 116 taxa, represented by the following classes (their respective % of taxa is indicated): Chlorophyceae (30%), Cyanophyceae (22%), Zygnemaphyceae (16%), Bacillariophyceae (14%), Euglenophyceae (6%), Xanthophyceae (3%), Crysophyceae(3%), Dinophyceae (2%) and Cryptophyceae (2%). The phytoplankton community collected in subsurface was represented by 68.90%, of meso-planktonic organisms, 24.13% of micro-planktonic, 6% of nano-planktonic and 0.8% picoplanktonic. At this depth, the meso-planktonic organisms were the most abundant during the diurnal cycle.

The phytoplankton density had a diurnal variation pattern close to the chlorophyll-a variation pattern (**Figure 24**). It presented a minimum at 15 h and a maximum at 24 h. The total richness and the diversity followed roughly the same pattern and exhibit a maximum at 15 h and a minimum at 21h.

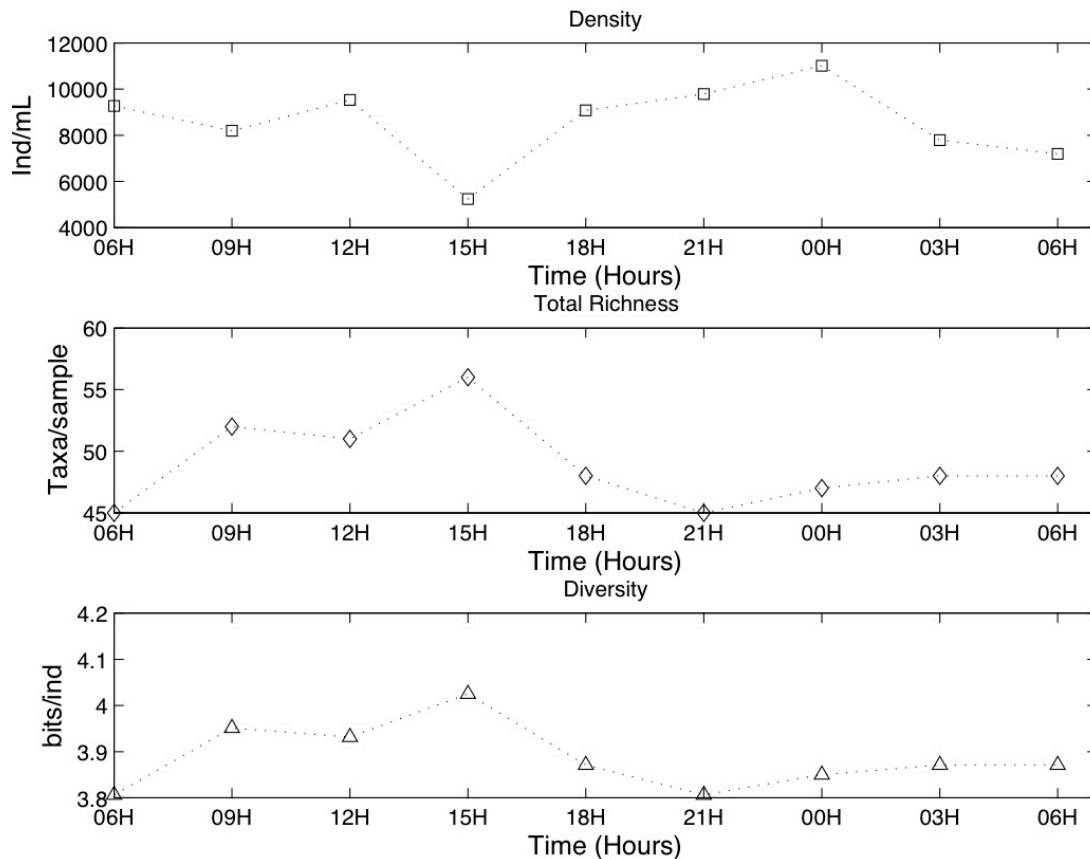


Figure 24 Phytoplankton community density (Top plot), total richness (middle plot) and diversity (bottom plot) in the Janauacá L. during the 24H cycle.

The total biovolume ranged from 20.9 to 155.7 mm³/L. The total biovolume remained relatively constant along the diurnal cycle, except at 15 h, when it presented a maximum. This sharp increase was related with the *Volvox globator* species dominance that contributed 103.7 mm³/L to the biovolume (**Figure 25**).

The most common species throughout the diurnal cycle were *Dolichospermum solitarium*, *Dolichospermum cf. viguieri*, *Dolichospermum spiroides*, *Aulacoseira granulata var. angustissima*, *Planktothrix isothrix* and *Eutetramorus tetrasporus* (**Table 9**).

The phytoplankton community was represented by functional groups as follows: H2 (*Dolichospermum solitarium*), J (*Coelastrum cruciatum*), G (*Volvox globator*) and P (*Aulacoseira granulata var. angustissima*). According to (Pádisak, 2003, 2009), these groups are descriptors of the mesotrophic environments, and the switch between them throughout the day seems to be related to changes in the vertical water column structure. According to the results, the functional groups H2 is present in all the sampling times. On the opposite, groups E and G only appeared once, at 9 h and 15 h, respectively. P and H1, H groups were present all the time except at 15 h. The group J appeared at 6h, 9h, and 21

h. The turbulence in the water column appeared to favor G functional group while it disturbed several groups such as P, H1 and H.

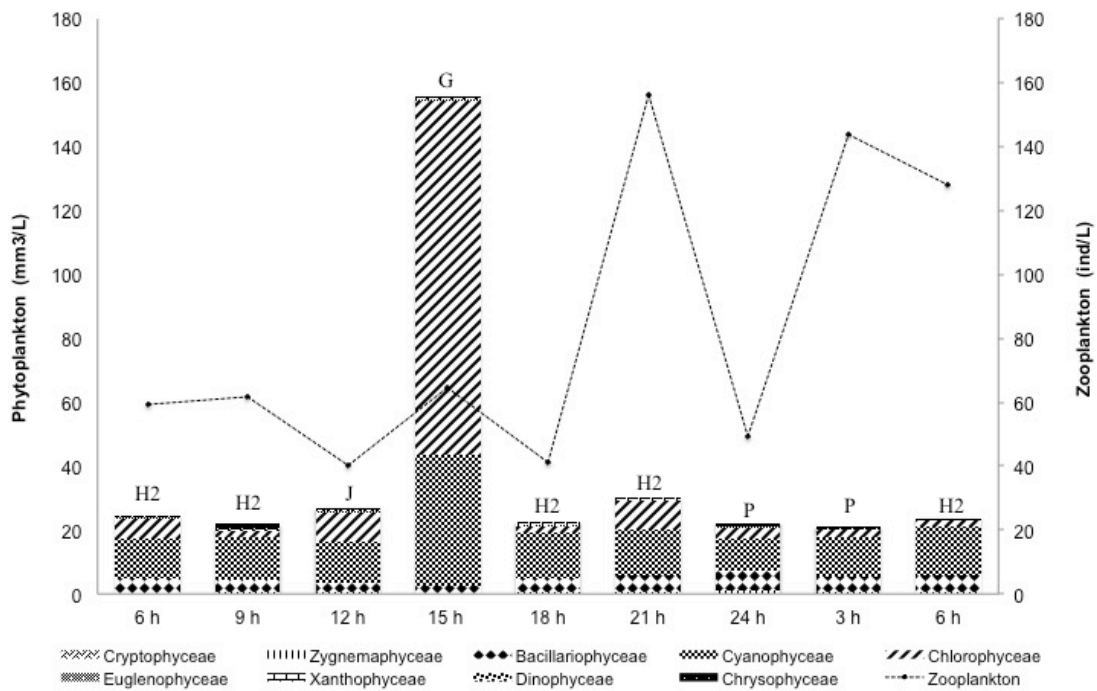


Figure 25 Variation of the total phytoplankton biovolume (mm^3/L) and total density of the zooplankton (ind/L) on the Janauacá Lake's surface, indicating the predominant functional groups at each time along diurnal cycle.

Table 9. Occurrence of functional groups of phytoplankton that prevailed throughout the diurnal cycle near the surface at the sampling station.

Functional Group	Species	6 h	9 h	12 h	15 h	18 h	21 h	24 h	3 h	6 h
	<i>Dolichospermum</i>									
H2	<i>solitarium</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Coelastrum</i>									
J	<i>cruciatum</i>	X		X			X			
	<i>Aulacoseira granulata</i> var.									
P	<i>angustissima</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
	<i>Dolichospermum</i>									
H1	<i>spiroides</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
	<i>planktothrix</i>									
S1	<i>isothrix</i>		X	X		X	X	X	X	X
	<i>Eutetramorus</i>									
F	<i>tetrasporus</i>		X		X	X	X	X	X	X

	<i>Mallomonas</i> cf.									
E	<i>Elongata</i>		X							
G	<i>Volvox globator</i>					X				
	<i>Dolichospermum</i>									
H	cf. <i>viguieri</i>	X	X	X		X	X	X	X	X
	<i>Westella</i> cf.									
J	<i>botryoides</i>						X	X	X	

24 zooplankton taxa were identified during the diurnal cycle. Cladocera and copepods were the most frequent groups, occurring in 100% of the samples. Nauplius from Cyclopoida and *Trichocerca cylindrica* were the most abundant species (Table 10). There were found representatives of Rotifera, Cladocera, Copepoda and other (larvae of Diptera, *Lesquereusiaspiralis* and Ostracoda) (Figure 26, Table 10).

The zooplankton density presented a minimum at 12h and 15 h with a value of 40 and 41.2 ind/L respectively, and a maximum at 21h with a value of 156 ind/L (Figure 26). The minimum zooplankton density at 15 h occurred the same time than phytoplankton community density and biovolume maximum. On the other side, total richness and diversity of the zooplankton community were minimal at 15h while the phytoplankton community diversity and richness were maximum.

Table 10 Occurrence of zooplankton species along the diurnal cycle near the surface at the sampling station

	6h	9h	12h	15h	18h	21h	24h	3h	6h
Rotifera									
<i>Ascomorpha ecaudis</i>		X			X	X	X	X	X
Bdelloidea	X					X	X		
<i>Brachionus calyciflorus</i>						X	X		
<i>Collotheca</i> cf. <i>ambigua</i>						X			
<i>Conochilus unicornis</i>			X						
<i>Filinia longiseta</i>		X		X					X
<i>Filinia opoliensis</i>	X			X	X				X
<i>Hexarthra intermedia</i>									
<i>brasiliensis</i>	X	X	X						

	6h	9h	12h	15h	18h	21h	24h	3h	6h
<i>Lecane luna</i>	X	X	X	X	X			X	X
<i>Polyarthra vulgaris</i>					X	X			X
<i>Ptygura linguata</i>	X	X		X	X	X		X	
<i>Synchaeta</i> sp.					X				
<i>Trichocerca cylindrica</i>		X							
<i>Trichocerca pusilla</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cladocera									
<i>Bosmina hagmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Daphnia gessneri</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Diaphanosoma birgei</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Copepoda									
Cyclopoida (adultos e copepoditos)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
náuplio de Cyclopoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Calanoida (adultos e copepoditos)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
náuplio de Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Outros									
Larva de Diptera (<i>Chaoborus</i>)				X	X	X	X	X	
<i>Lesquereusia spiralis</i>					X				

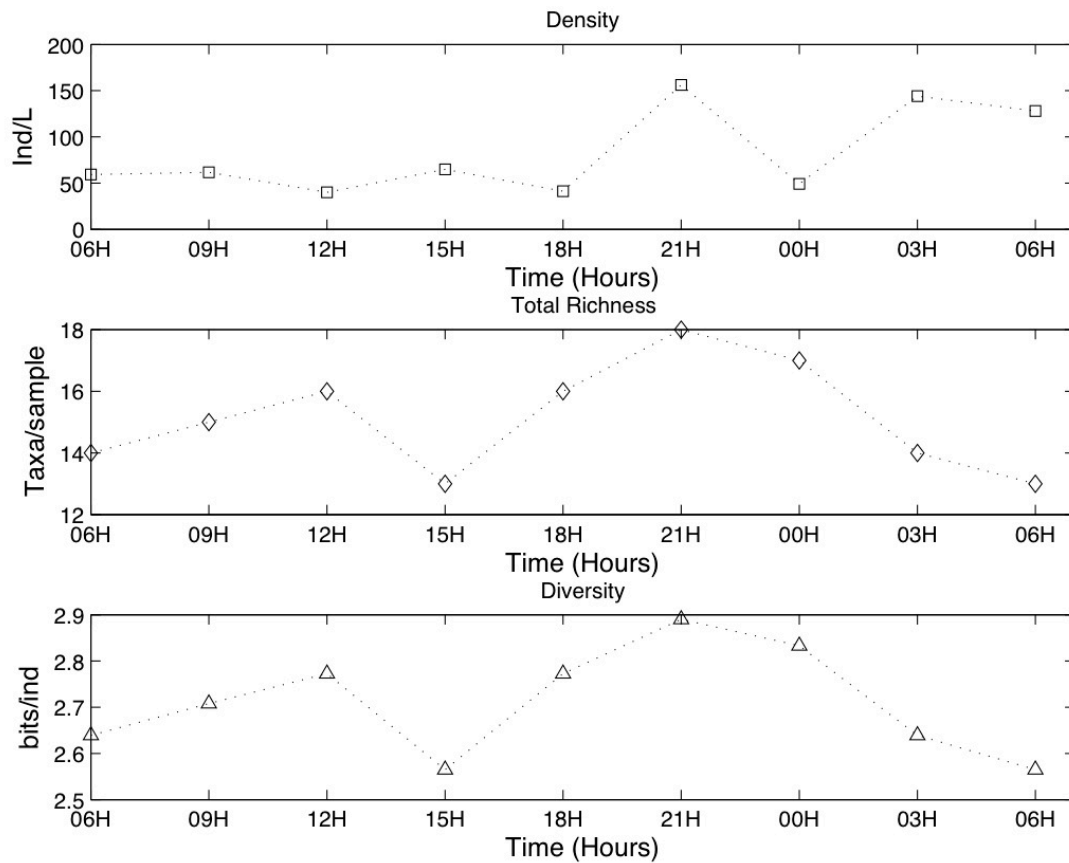


Figure 26 Zooplankton community density (Top plot), total richness (middle plot) and diversity (bottom plot) in the Janauacá L. during the 24H cycle.

The results of a multiple regression using PCA scores and the density and richness of the zooplankton community are summarized in **Table 11**. It is observed that the principal component 1 that explained 33% of the environmental data explained 40% of the phytoplankton biovolume ($p > 0.05$). Although it is not statistically significant, the phytoplankton and zooplankton densities were inversely correlated. The same trend was observed for the richness.

Table 11. Multiple regression between PCA scores, zooplankton density (Dzoo), zooplankton richness (Szoo) and phytoplankton biovolume, density and richness in May 2010 in the Janauacá's Lake during the diurnal cycle.

	Variáveis	Beta	t (4)	P	Adjusted R2
Biovolume	Eixo 1	0.92	2.79	0.05	0,40
	Eixo 2	-0.38	-0.59	0.59	
	Dzoo	0.46	0.72	0.51	
	Szoo	0.11	0.34	0.75	
Densidade	Eixo 1	-0.91	-2.43	0.07	0,23
	Eixo 2	0.65	0.90	0.42	
	Dzoo	-0.98	-1.35	0.25	
	Szoo	0.11	0.31	0.77	
Riqueza	Eixo 1	0.59	1.25	0.28	0,38
	Eixo 2	-0.38	-0.41	0.70	
	Dzoo	0.12	0.13	0.90	
	Szoo	-0.11	-0.25	0.82	

4. Discussion

Physical environment and abiotic data

The importance of diel variations in the dynamics of Brazilian tropical aquatic systems has been supported by several studies (Barbosa, 1981; Melack and Fisher, 1983; Simonato, 1986; Esteves *et al.*, 1988; Alves *et al.*, 1988, Toledo *et al.* 1988; Huszar *et al.* 1994; Ramirez, 1996). In tropical environments, temperatures and light intensity are both fairly constant throughout the year and the aquatic systems are more governed by diurnal heating/cooling alternances than by the heat and light seasonal variations. If the phytoplankton community structure is clearly impacted by the seasonal water fluctuations as stressed by Junk *et al.*, (1989), and was evidenced in the Janauaca L. (Arantes Miranda, *et al.*, submitted) and other Amazonian floodplain environments (Huszar and Reynolds, 1997, Melo and Huszar, 2004, Silva *et al.*, 2010, among others), diel variations in environmental conditions are also important and their monitoring through detailed 24 H studies helps understanding ecosystem's dynamics.

The spatio-temporal variations observed for most of the monitored limnological variables clearly reflected the interplay between biotic activities and vertical mixing processes at the sampling location. At this period of the water year, the depth is sufficiently great to prevent the complete vertical mixing of the water column by convective cooling at nighttime and a persistent thermocline maintains at a depth, which oscillated between 2.2 and 3.6 meters. The temperature gradient at this depth was ranging between 1°C-3.5°C. The persistence of a thermocline within this range of depth was already reported for other Amazonian floodplains (Tundisi *et al.*, 1984, Huszar and Reynolds, 1997 among others). Within the

range of temperature observed in the Lake, the density structure resists to wind mixing for wind-speed less than 4.2 m.s⁻¹ (Huszar and Reynolds, 1997). During the 24h cycle, a surficial thermocline marked with a temperature gradient that rose up to 4.5°C installed in the morning, but it was easily eroded by the isolated rain and wind events that occurred early in the afternoon. These events cooled the uppermost layers inducing a convectonal mixing of the water column, sufficient to destroy the surficial thermocline between 15 and 18h. From this time, the nocturnal cooling contributes to deepen the stable thermocline. The Brunt-väisälä vertical distribution showed several stability inversions along depth, in particular from 12 h to 18 h reflecting the unstable meteorological conditions at this period of the day.

The persistent thermocline was strong enough to isolate the deeper layers from the surface, inducing a contrasted distribution of dissolved oxygen, chlorophyll-a and nutrients. The layers below the thermocline remain hypoxic, whole along the cycle while above the dissolved oxygen saturation steadily decreased from near- or oversaturation at the top to under-saturation downward. The vertical mixing brings water richer in oxygen downward favoring the nitrification process likely explaining the opposite variation pattern between ammonia and nitrate. The RFU sensor shows an accumulation of chlorophyll-a material at layers surrounding the persistent thermocline and to a less extent around the non-persistent thermocline. Around the thermocline, the intrusion of nutrients from the nutrient-rich bottom layer and the increase in water density, which slowed or prevented particles settling, may explain the higher phytoplankton density as reported in various studies. The chlorophyll-a accumulation around the thermocline is not reflected in the distribution of the oxygen, as it is likely rapidly consumed through oxidation processes such as nitrification as evoked above. The upper layers remained depleted in nutrients especially in ammonia and if the vertical mixing is bringing nutrients upwards there are rapidly consumed near the surface.

Phytoplankton and Zooplankton response:

The variation in the vertical water column structure alterates the distribution of the chemical and physico-chemical conditions, favors the renewal of oxygen in deeper layers, the entrance of nutrients in upper layers and influenced directly and indirectly the vertical distribution of living organisms.

The distribution of the sampling time in the ordination diagram of the PCA analyze (**Figure 23**) demonstrated that the phytoplankton bottom-up control exerted by nutrients in one hand and by temperature, water transparence and dissolved oxygen was varying along the 24 H cycle. It was observed two main groups of hours. Samples collected at the intervals

of 6, 12 and 15 hours positively correlated with the axe 1 with water transparency, water temperature and dissolved oxygen. During this period, the weather remained sunny and without strong winds. These circumstances may have favored phytoplankton productivity highly correlated with dissolved oxygen.

Samples collected at other times group left in the diagram corresponds to nighttime samples. In this group we also found the sample collected at 9 h, time when the sky was obscured by clouds and intermittent rain occurred. These meteorological conditions seem to favor the occurrence of the species *Coelastrum cruciatum* at 12 h. Lindenschmidt and Chorus (1998), linked the presence of *Coelastrum* sp. to environments that have undergone periods of unsteadily stratification.

At 15 pm, time with higher correlation with water transparency and dissolved oxygen, it was observed an increase in phytoplankton biomass, when *Volvox globator* species was dominant. This mesoplanktonic species presents a large biovolume and a low chlorophyll-*a* content in function of its morphological characteristics. Its dominance explains 66% of total biovolume, and the low concentration of chlorophyll *a* observed at this time. The incidence of this Chlorophyceae is likely to be related with the water column stratification and depletion in nutrient concentration at this time.

The species *Dolichospermum solitarium*, representative of H2, association was the most frequent species and their prevalence at 6, 9, 18, 21 and 6 hours seems to be related to waters rich in dissolved organic matter. These species ascend to the surface in a matter of minutes due to the presence of gaseous protoplasmic vacuoles (Reynolds and Walsby, 1975; Margalef, 1981; Reynolds, 1987).

The species *Aulacoseira granulata var. angustissima* predominated at 24 and 3 h. According to Kruk *et al* (2002), this genus may be described as R-strategists organisms. It belongs to the P association, which, according to Reynolds (2002), presents a good tolerance to mixed environments and higher turbidity. The prevalence of this species was also related to the concentration of silica and PO_4^{3-} in the environment. Our results are in agreement with works from Turkia and Lepisto (1999). They also found that this species presented large correlations with phosphorus.

In general Cyanophyceae predominated, followed by Chlorophyceae and Bacillariophyceae throughout the diurnal cycle, all represented by species associated with mesotrophic environments.

Environmental factors influence the occurrence of planktonic species. In tropical regions, the daytime heat input and pronounced local variability in wind speed during the day, for example, are determining daily factors of changes in the process of thermal stratification of the water column; this phenomenon is important in the selection of

phytoplankton species that act on the populations' succession (Reynolds, 1999; Barbosa and Padisák, 2002). During the 24 h cycle, our results suggest a bottom-up control of the phytoplankton biovolume through water temperature, water transparency (that controls photoinhibition) and nutrients (orthophosphate and silicate).

In addition to environmental factors, herbivor's grazing is undoubtedly a major cause of phytoplankton populations' control. In this study 24 *taxa* of zooplankton were identified, from which Copepods and cladocerans were the most frequent, and Cyclopoida's nauplii and *Trichocerca cylindrica* species the most abundant. Regarding Copepoda, species of the Cyclopoida order have prevailed in meso-eutrophic environments (Tundisi, 2008; Rocha *et al.*, 1995). Although the zooplankton do not depend directly on nutrients for their survival, as they are affected by the quality and quantity of algae, bacteria and detritus; the trophic state of the environment can influence the richness, structure, body size and productivity of the zooplankton community (Sladeczek, 1958, McCauley and Kalff, 1981, Harper, 1992).

Even if not statistically significant, the multiple regression results showed that the density and richness variations of the phytoplankton were inversely influenced by the zooplankton community in terms of density and richness throughout the diurnal cycle. The observed relationship was inversely proportional to the density between the two communities, addressing that the zooplankton migrates in regions where it finds greater food availability. Our results are in agreement with previous studies showing that the zooplankton's grazing is not the main controlling factor of phytoplankton community but it's still an important factor (Rejas and Muylaert, 2010).

The zooplankton richness also seems to exert an impact on the phytoplankton richness that were inversely proportional in our study. Copepods of the Cyclopoida order are considered omnivores, with ability to handle very large phytoplankton particles, able to feed on colonies including cyanobacteria (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1997). This ability interfered on the phytoplankton richness by exerting impact only on grazed selected taxa. Moreover, the dominance of colonial and filamentous algae starts to favor cyclopoid species, which due to their raptorial habits are able to break colonies and filaments (Esteves and Sendacz, 1988; Rocha *et al.*, 1995; Tundisi-Matsumura *et al.* 2000 and 2002).

5. Summary and conclusions

We presented a detailed study of the phytoplankton community expressed in terms of density, richness, diversity, biovolume and functional groups along a diurnal cycle in the potamophase of the Janauacá Floodplain Lake. Beside we follow the zooplankton community (in term of density, richness and diversity) and limnological data; The results confirm the hypothesis of a bottom-up controlled exerted by light, temperature and

nutrients. The zooplankton density and richness were also important in the community control even if not statistically significant.

8. Artigo 3. VARIAÇÃO TEMPORAL DE ELEMENTOS QUÍMICO E TRAÇO NO LAGO JANAUCÁ E FATORES REGULADORES, AMAZONAS/BRASIL

Resumo

O ciclo hidrológico dos rios é a principal fonte de renovação da fertilidade das áreas inundáveis e exerce influência marcante nas características limnológicas das águas amazônicas. Este trabalho teve como objetivo geral avaliar os principais responsáveis pela regulação dos elementos traço no Lago Janauacá ao longo de ciclo hidrológico. O lago apresenta distintas fontes de contribuição de elementos traço, como as naturais advindas do rio Solimões e da bacia, além das antrópicas causadas pelos usos múltiplos na bacia. A coleta das amostras para a determinação de elementos traço, bem como de variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, OD, temperatura da água, transparência da água) e do fitoplâncton foram realizados nos períodos de seca (outubro de 2009), enchente (fevereiro de 2010), cheia (maio de 2010), vazante (agosto de 2010) e seca (setembro de 2010).

As matrizes de correlação e multivariadas elucidaram inter-relações entre os elementos-traço totais e variáveis ambientais analisadas. A comunidade fitoplanctônica não foi determinante no balanço/controle desses elementos no lago.

Palavras-chave: Elementos-traço, fitoplâncton, Lago Janauacá, bacia amazônica

1. Introdução

A planície amazônica apresenta oscilações sazonais em seu nível d'água, o pulso de inundação (Junk *et al*, 1989). Estas áreas figuram no ciclo biogeoquímico global como importante fonte, escoadouro e meio de transformação de diversos materiais orgânicos e inorgânicos. Além disso, podem receber e processar grande parte do influxo de nutrientes oriundos dos sistemas fluviais e das atividades antropogênicas aos quais estão associadas (Mitsch e Gosselink, 2000).

A liberação de metais traços da crosta continental é amplamente controlada pela erosão e alteração química das rochas, bem como pela ação antrópica. Várias são as ações humanas que causam o lançamento de metais pesados na Amazônia, tais como a preparação da terra para o cultivo, o garimpo, a combustão de derivados de petróleo e a preparação do solo por meio de queimadas (Seyler e Boaventura, 2003).

O entendimento dos processos que controlam a disponibilidade e a mobilidade de elementos traço na água é essencial para a predição de seu transporte no meio ambiente e para o entendimento do seu ciclo biogeoquímico, visando a redução de possíveis efeitos deletérios sobre a saúde humana e a qualidade ambiental.

Em sistemas aquáticos em regimes não-turbulentos, como em lagos, esses elementos podem variar em escala espacial e/ou temporal. Podem interagir com outros solutos, formando complexos e permanecendo na forma dissolvida ou podem também se unir a partículas inorgânicas ou orgânicas por meio de adsorção e assimilação por microrganismos, ficando, nesse caso, na forma particulada. Uma vez particulado, o elemento-traço pode precipitar-se ou sedimentar-se no fundo do corpo d'água, e retornará à forma dissolvida por meio da mineralização da biota, desadsorção ou ressolubilização.

O fitoplâncton pode regular a presença de elementos a partir da sua superfície, como também pode absorver e assimilar nutrientes e elementos traço essenciais, portanto, a absorção e a acumulação de elementos traço pelos organismos aquáticos dependem, principalmente, da quantidade de elementos traço, os quais são diretamente adsorvidos à sua superfície corporal. A forma de penetração desses elementos nos organismos pode ser tanto a partir de soluções como por meio da cadeia trófica.

Parte dos trabalhos realizados com elementos traço analisaram rios e ribeirões de porte médio ou grande, sendo raros os estudos realizados em várzea, que constituem zonas preferenciais de deposição de sedimentos, matéria orgânica e metais associados (Guimarães *et al*, 2000). Os lagos amazônicos atuam como um sumidouro dentro do sistema fluvial, durante o armazenamento grandes mudanças na química da água podem ocorrer devido à intensa atividade biológica, em que o plâncton pode ser um elemento

chave na dinâmica dos ecossistemas. Vários elementos transportados por lixiviação do continente são rapidamente assimilados pelo fitoplâncton, tornando-o um bom indicador biogeoquímico (Junk *et al.*, 1989).

Neste trabalho o objetivo foi investigar a influência do fitoplâncton como colaborador/regulador dos processos responsáveis pelo balanço dos elementos traço dentro do lago Janauacá, uma vez que esse balanço é o resultado também de atividades dos organismos que interferem nos ciclos químicos e na composição química da água.

2. Material e métodos

Área de estudo

O Lago Janauacá, localizado no município de Careiro, por ficar 40 km de Manaus, tem apresentado desenvolvimento rápido de pequenas comunidades, e a estimativa populacional segundo dados do IBGE (2007) é de 31.070 habitantes. Em censo realizado em 1996, a densidade populacional registrada foi de 17.505 habitantes.

A planície de inundação de Janauacá é ainda uma área bastante preservada, detentora de uma parcela importante da diversidade aquática, razão pela qual ali é relevante a realização de estudos limnológicos e de biodiversidade.

Geologicamente, a região está inserida nos domínios da província de depósitos Cenozóicos, constituída por sedimentos quaternários representados por aluviões de origem recente (Holocênicas). Esta área continua sendo modificada pela atividade do rio, por meio de processos de erosão e sedimentação (Junk e Furch, 1980).

O Lago Janauacá é um lago grande, com 180 km² de área máxima alagável, que está conectado ao Rio Solimões ao norte por um paraná, ou canal, de 12 km de comprimento. O Rio Solimões é um rio de água branca com uma alta concentração de sólidos em suspensão. Ao sul, o Lago Janauacá recebe a influência de igarapés, com águas provenientes da bacia local (Figura 27).

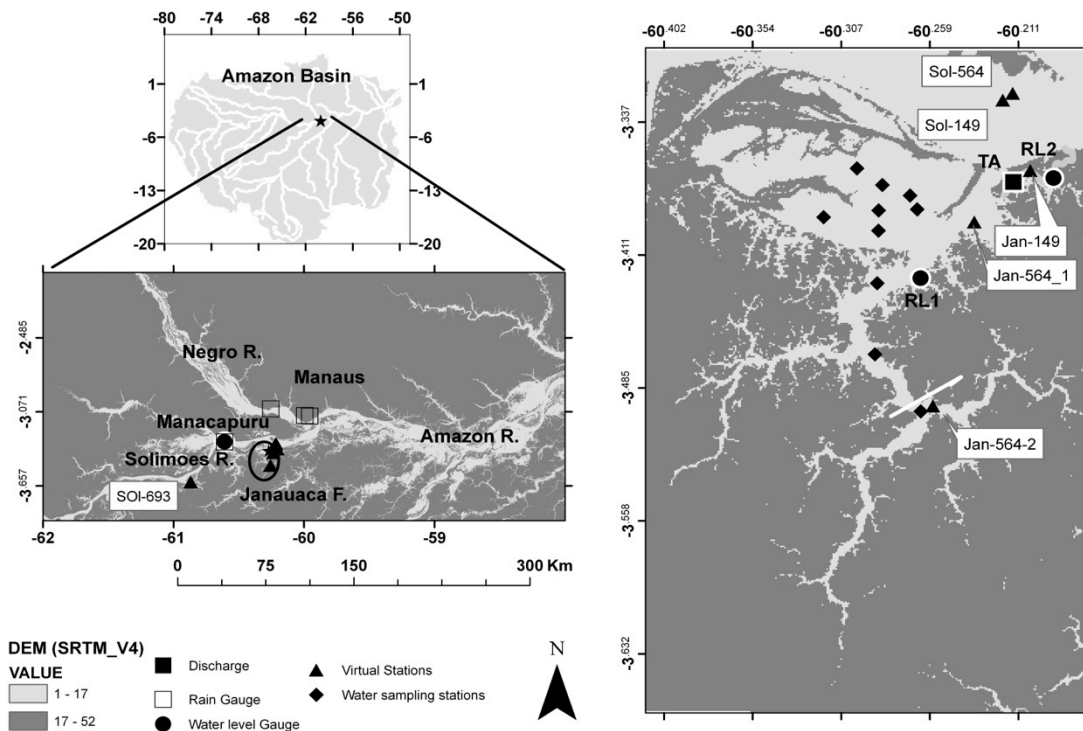


Figure 27. Localização do Lago Janauacá e posições de medidores do nível da água *in situ* (●), medições de vazão (■), estações de altimetria virtuais (▲), pluviômetros (□) e locais de amostragem de água (u). O limite sul do domínio é definido em linha em branco (Bonnet *et al*, 2011).

Dados biológicos e limnológicos

As amostragens foram realizadas ao longo do ciclo hidrológico na seca (outubro de 2009), enchente (fevereiro de 2010), cheia (maio de 2010), vazante (agosto de 2010) e seca (setembro de 2010).

As amostras de água foram coletadas em subsuperfície (0,5 m) utilizando garrafa de Van Dorn para posterior análise das variáveis abióticas e bióticas.

As amostras quantitativas de fitoplâncton foram coletadas e acondicionadas em frascos escuros, com capacidade de 100 mL e tampa esmerilhada, e fixadas com solução de lugol acético.

Dados de temperatura da água, condutividade elétrica, pH, profundidade, oxigênio dissolvido foram obtidos a partir de eco-sonda (YSI 6820 – V2). As amostras de água foram coletadas para a determinação de concentrações de clorofila-a (Arar e Collins, 1997) e nutrientes Grasshoff (1983).

Para os elementos traço, as amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno de 1 L previamente desmineralizadas com solução de ácido nítrico (HNO₃) a

25% (v/v), lavadas com água deionizada e secas. As amostras foram filtradas com membrana de celulose de 0,22 µm e acidificadas com HNO₃⁻ bidestilado 10% (v/v), para posterior determinação de elementos traço usando espectrometro de massa quadrupolo, com fonte de plasma (ICP-MS) Agilent 7500 ce.

A contagem das algas foi realizada pelo método de Uthermöhl (1958) mediante o uso de microscópio invertido Zeiss modelo Telaval 31, com aumento de 400x. O tempo de sedimentação das amostras foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara, segundo critério de Lund *et al* (1958). A câmara de sedimentação utilizada variou em função da densidade de organismos presentes, podendo ser de 5 mL, 10 mL ou 50 mL. Os campos foram contados até que o número de indivíduos da espécie dominante atingisse um total mínimo 100 ou que, pelo menos, estabilizassem vinte campos contados sem a ocorrência de espécie nova. Os campos de contagem foram distribuídos em transectos verticais e horizontais paralelos cobrindo praticamente toda a área da câmara.

A comunidade fitoplanctônica foi analisada quanto à riqueza específica (número de táxons), categoria de frequência (Dajoz, 1973), biovolume (Hillebrand *et al*, 1999).

Análises estatísticas

Para detecção de padrões gerais ao longo do ciclo hidrológico das variáveis ambientais e elementos traço foi realizada análise de redundância (RDA), análise de coordenada principal (PCOA) - por meio de matriz da distância euclidiana com dados previamente padronizados.

A correlação de Pearson foi realizada entre os dois primeiros eixos da PCOA referente aos dados de elementos traços e das variáveis ambientais.

3.Resultados

Dos elementos químicos e traço e das variáveis ambientais estudadas, os que mais apresentaram oscilações ao longo do estudo foram P, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Rb, Mo, Sn, Sb, Pb, U, MES, clorofila *a*, NO₃⁻, PO₄³⁻, NH₄⁺ e profundidade. A enchente apresentou as maiores concentrações médias das seguintes variáveis: Na, Mg, Al, P, K, Ca, V, Cr, Fe, Ni, Cu, Rb, Sr, Mo, Sb, Ba, Condutividade elétrica, HCO₃⁻, PO₄³⁻ e NH₄⁺ (Tabela 12).

Table 12. Estatística descritiva das variáveis abióticas e clorofila *a* medidas na seca, enchente, cheia, vazante e seca no Lago Janauacá. (M=média; CV=Coeficiente de variação). N=55

Elementos químicos e traço e variáveis ambientais	Seca/09	Enchente/10	Cheia/10	Vazante/10	Seca/10	Coeficiente de variacao
	Média	Média	Média	Média	Média	
Na ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1981,50	2793,00	1786,75	1805,33	2082,56	19,71
Mg ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	972,07	1656,05	1047,05	984,07	910,90	27,54
Al ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	6,53	13,98	13,24	11,78	7,18	32,86
P ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	3,30	13,86	<LD	1,79	<LD	-
K ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1073,29	1756,19	1082,28	974,33	947,40	28,69
Ca ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4964,65	6643,87	4651,44	5027,81	4094,67	18,72
V ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,32	0,46	0,40	0,26	0,50	25,38
Cr ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,09	0,24	0,08	0,17	0,12	47,64
Mn ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	52,95	35,31	8,69	96,00	6,19	92,67
Fe ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	53,17	454,13	95,15	490,12	46,33	98,42
Co ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,06	0,12	0,06	0,17	0,11	42,55
Ni ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,68	0,87	0,68	0,50	0,70	18,92
Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,37	1,01	1,05	0,38	0,85	45,35
Zn ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,55	6,29	7,13	4,10	3,84	28,00
As ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,90	0,90	0,76	1,11	0,72	17,62
Rb ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,96	6,64	2,58	2,82	2,07	53,70
Sr ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	32,81	56,66	37,65	34,06	29,09	28,48
Mo ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,08	0,22	0,15	0,10	0,22	44,28
Sn ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,02	0,04	0,06	0,16	0,13	70,85
Sb ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,03	0,08	0,05	0,02	0,06	47,97
Ba ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	16,90	37,04	28,91	21,76	19,14	33,22
Pb ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,09	0,25	0,31	0,36	1,26	101,51
U ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,01	0,03	0,03	0,01	0,02	47,27
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	55,00	81,57	63,37	58,08	51,11	19,27
pH	6,61	7,29	6,75	6,74	6,34	5,12
MES (mg/L)	14,88	7,16	11,99	10,27	44,06	84,95
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,23	4,50	5,81	5,10	8,14	24,44
temperatura água ($^{\circ}\text{C}$)	31,93	30,44	30,60	30,97	31,17	1,88
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	33,09	14,83	21,24	16,02	37,17	41,39
HCO_3^- (mmol.L^{-1})	0,41	0,67	0,45	0,42	0,24	35,10

Elementos químicos e traço e variáveis ambientais	Seca/09	Enchente/10	Cheia/10	Vazante/10	Seca/10	Coeficiente de variaçao
	Média	Média	Média	Média	Média	
NO ₃ ⁻ (µmol/L)	3,83	2,61	1,87	0,68	0,37	75,81
PO ₄ ³⁻ (µmol/L)	0,11	0,63	0,30	0,29	0,11	73,56
NH ₄ ⁺ (µmol/L)	0,40	5,09	1,97	0,85	0,31	115,79
Profundidade (m)	3,33	4,42	9,17	8,21	1,36	62,36
Transparência da água (m)	0,60	1,01	0,99	0,92	0,46	31,59

Legenda: MES (material em suspensão)

O biovolume variou de 0,6 a 4631 mm³/L no período de enchente de 2010. Nos demais períodos o biovolume médio foi de 287 mm³/L (Figura 28). Dentre os táxons amostrados 98% apresentaram biovolumes relativos menores que 1% e as espécies *Phormidium* sp e *Oscillatoria amoena* contribuíram com 84% do biovolume total, sendo que *Phormidium* sp foi a espécie com o maior biovolume relativo (72%). As espécies *Trachelomonas volvocina*, *Dolichospermum spiroides*, *Rhodomonas* cf. *minuta*, *Neochloris aquática*, *Lagerheimia* sp1, *Closterium* cf. *moniliferum* e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* ocorreram em mais de 70% das amostras analisadas.

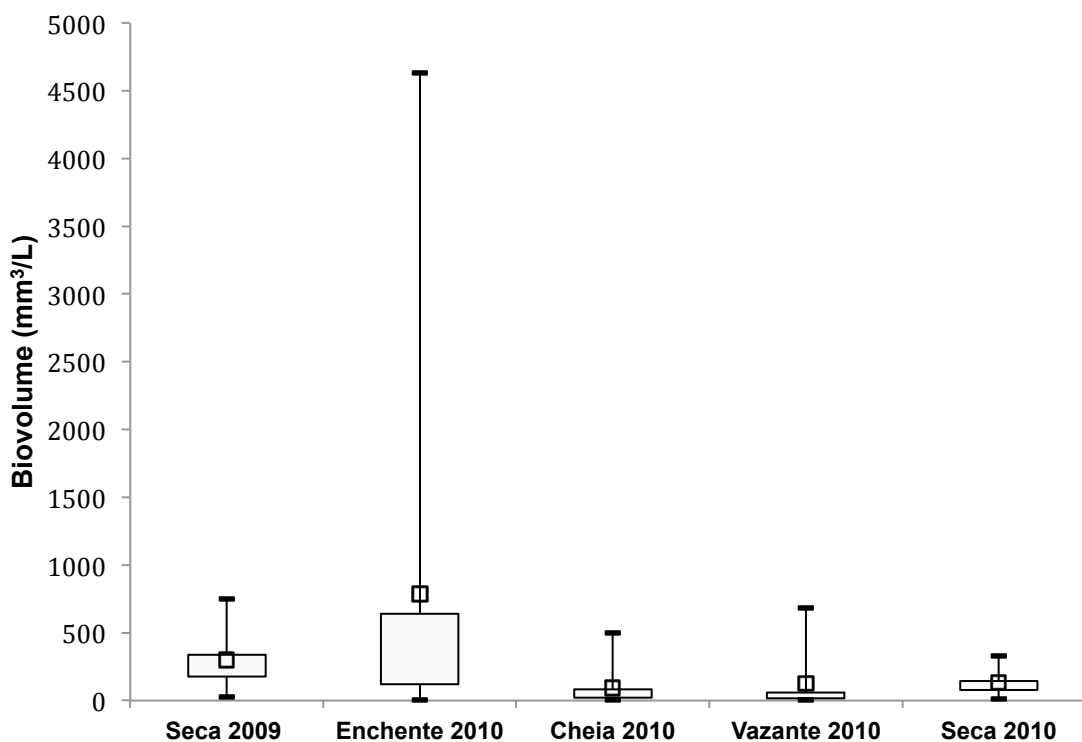


Figure 28. Biovolume do fitoplâncton (mm³/L) nos períodos de seca de 2009, enchente, cheia, vazante e seca de 2010 no Lago Janauacá. N=55.

O diagrama de ordenação (Figura 29) foi elaborado com os dois primeiros eixos da Análise de Redundância que explicaram 40,3% da variação percentual acumulada da relação entre elementos traço, variáveis ambientais e biovolume. A análise mostrou que existe estruturação entre as matrizes de dados ($p=0,001$ e $F=3,60$).

Verificou-se, que houve relação entre os escores dos elementos traço com as variáveis ambientais (Tabela 13).

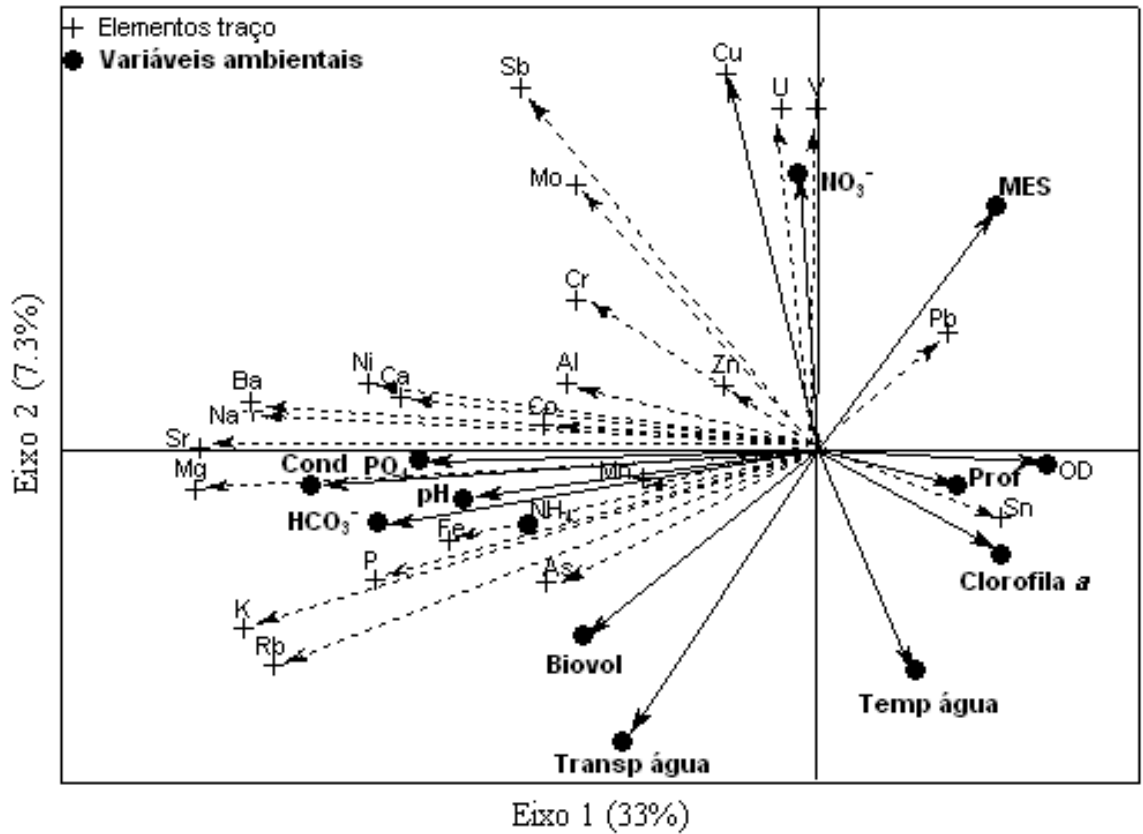


Figure 29. Análise de redundância (RDA) entre as variáveis ambientais (temperatura da água, clorofila, material em suspensão (MES), NO₃⁻, profundidade, biovolume, transparência da água, NH₄, pH, HCO₃⁻, PO₄³⁻ e elementos traço no Lago Janauacá das 55 unidades amostrais nos períodos de seca de 2009, enchente, cheia, vazante e seca de 2010.

Table 13. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas das águas do lago Janauacá e os dois primeiros eixos de ordenação (PCOA) para o período compreendido entre a seca de 2009 e seca de 2010.

	Seca 2009		Enchente		Cheia		Vazante		Seca 2010	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Na	0,99	0,13	0,92	-0,15	-0,54	-0,81	-0,58	-0,69	0,96	-0,26
Mg	0,99	-0,01	0,93	-0,17	0,03	-0,99	-0,52	-0,81	0,92	-0,23
Al	-0,85	0,52	0,03	-0,59	-0,32	0,27	-0,95	0,20	-0,05	0,67
P	0,39	0,52	0,75	-0,21	-0,93	-0,10	-0,99	0,08	-0,25	-0,84
K	0,85	-0,53	0,97	-0,08	0,11	-0,95	0,02	-0,79	0,89	0,24
Ca	0,93	0,36	0,56	0,47	-0,88	0,01	-0,91	0,02	0,48	-0,74
V	-0,04	-0,28	-0,57	-0,60	-0,83	0,29	-0,80	0,41	-0,42	0,20
Cr	-0,28	0,86	-0,52	0,09	-0,96	-0,08	0,06	0,91	-0,83	-0,13
Mn	0,80	0,11	0,65	0,39	-0,48	0,17	-0,95	-0,17	-0,35	0,59
Fe	0,32	-0,77	0,76	-0,25	-0,27	-0,03	-0,95	-0,16	0,45	-0,03
Co	-0,03	-0,89	0,83	-0,07	-0,86	0,14	-0,92	-0,24	0,78	0,32
Ni	1,00	-0,01	0,67	-0,27	-0,70	-0,38	-0,64	0,31	0,85	-0,01
Cu	0,60	-0,09	-0,75	-0,42	-0,84	0,18	-0,80	-0,14	0,89	0,34
Zn	-0,01	1,00	-0,07	0,30	-0,77	0,26	-0,73	0,67	-0,27	-0,86
As	1,00	0,01	0,88	-0,20	-0,34	-0,86	-0,95	-0,21	0,29	0,19
Rb	0,10	0,97	0,97	0,15	0,24	-0,85	-0,55	0,77	-0,73	-0,40
Sr	0,99	-0,14	0,82	-0,38	-0,02	-0,97	-0,54	-0,83	0,93	-0,17
Mo	0,80	0,40	-0,15	-0,80	-0,75	-0,25	0,49	-0,54	0,51	0,43
Sn	-0,19	-0,98	-0,26	0,79	-0,50	-0,17	0,56	-0,61	-0,15	0,59
Sb	0,83	0,56	-0,48	-0,27	-0,99	0,03	-0,74	0,61	0,75	-0,40
Ba	0,96	0,27	0,93	-0,17	-0,36	-0,26	-0,87	-0,49	0,73	-0,34
Pb	0,47	-0,30	-0,02	0,87	-0,83	0,31	-0,76	0,08	0,41	-0,55
U	0,44	-0,89	-0,80	-0,42	-0,62	0,06	-0,81	-0,31	0,40	0,77
Condutividade elétrica	-0,10	0,93	0,90	-0,27	-0,59	0,66	0,54	-0,69	0,96	0,06
pH	-0,62	0,63	0,23	0,41	-0,57	0,08	0,27	0,76	0,01	0,63
MES	0,97	0,21	-0,64	-0,63	0,86	0,16	0,95	0,23	0,06	-0,84
Oxigênio Dissolvido	-0,88	0,36	-0,42	0,45	-0,85	0,26	-0,82	0,24	0,55	0,61
Temperatura da água	-0,72	0,07	0,58	-0,16	-0,30	0,66	-0,72	-0,22	-0,35	0,40
Clorofila a	-0,23	0,96	-0,28	0,67	-0,48	0,57	-0,01	0,28	0,86	0,37
HCO ₃ ⁻	0,43	0,88	0,87	-0,32	-0,15	0,19	0,54	-0,69	0,47	0,34
NO ₃	-0,49	0,10	-0,71	-0,60	0,53	0,48	-0,86	-0,35	-0,64	0,20

	Seca 2009		Enchente		Cheia		Vazante		Seca 2010	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
PO ₄ ³⁻	-0,78	-0,55	0,79	-0,28	0,64	0,21	-0,59	-0,43	-0,48	0,66
NH ₄	-0,71	-0,24	0,68	-0,07	0,51	0,54	0,35	-0,91	-0,70	0,40
Profundidade	-0,88	-0,37	-0,85	0,09	-0,58	-0,54	0,77	0,59	-0,75	-0,52
Transparência da água	-0,90	0,40	0,73	0,47	-0,81	-0,34	-0,89	0,41	-0,74	0,43
Biovolume	-0,29	0,09	0,44	0,17	-0,48	0,51	-0,12	-0,35	0,41	-0,10

Legenda: MES (material em suspensão)

A partir da análise de regressão obtida com os escores da PCOA, observa-se que algumas variáveis ambientais apresentaram correlação significativa com os elementos traço dependendo do período analisado durante o ciclo hidrológico, com exceção da seca de 2009, que não apresentou nenhuma correlação significativa (Tabela 14).

No período de enchente, os elementos Na, Mg, P, K, Fe, Co, As, Rb, Sr e Ba foram correlacionados com as variáveis ambientais condutividade elétrica, transparência da água, HCO₃⁻ e PO₄³⁻.

No período de cheia, os elementos P, Ca, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Sb e Pb foram correlacionados com o material em suspensão.

Durante a vazante os elementos U, Pb, Ba, Sb, As, Zn, P, Al, Cu, Co, Fe, Mn, V, Ca, P foram inversamente relacionados ao pH. E na seca de 2010, os elementos Na, Mg, K, Co, Ni, Cu, Sr, Sb e Ba se correlacionaram à condutividade elétrica e à clorofila *a*.

Table 14. Regressão simples entre os eixos da ordenação de elementos traço e das variáveis ambientais para cada período analisado no Lago Janauacá. (et=elementos traço e amb=variáveis ambientais).

	r	P	Períodos
et-1 X amb-1	-0,24	0,765	
et-1 X amb-2	0,90	0,103	Seca
et-2 X amb-1	-0,84	0,164	2009
et-2 X amb-2	0,01	0,989	
et-1 X amb-1	0,96	<0.001	
et-1 X amb-2	0,08	0,769	Enchente
et-2 X amb-1	-0,09	0,751	2010
et-2 X amb-2	0,48	0,069	

	r	P	Períodos
et-1 X amb-1	-0,55	0,028	
et-1 X amb-2	0,39	0,138	Cheia
et-2 X amb-1	0,38	0,146	2010
et-2 X amb-2	-0,10	0,717	
et-1 X amb-1	0,10	0,851	
et-1 X amb-2	0,90	0,016	Vazante
et-2 X amb-1	-0,54	0,268	2010
et-2 X amb-2	0,32	0,533	
et-1 X amb-1	0,89	0,001	
et-1 X amb-2	-0,13	0,744	Seca
et-2 X amb-1	-0,19	0,628	2010
et-2 X amb-2	-0,47	0,206	

4. Discussão

É reconhecida a importância das várzeas como controladora das cheias dos rios, além do papel crucial que desempenham ao nível da sustentabilidade ecológica, através dos complexos processos físicos e biogeoquímicos que nela ocorrem e proporcionam abrigo para muitas espécies.

Devido a pulsação do aporte de água fluvial, as várzeas apresentam uma alta dinâmica espacial e temporal das variáveis físicas, químicas e biológicas. No presente estudo observa-se um aumento na concentração de elementos químicos e traço e da condutividade elétrica durante o período de enchente, associado à contribuição do rio com a importação de matéria para o Lago Janauacá. De acordo com a variação do nível das águas nos diferentes períodos do ciclo hidrológico, estes sistemas influenciam ou são influenciados pelos processos biogeoquímicos que ocorrem nas águas da várzea local (Bonnet *et al.*, 2008; Perez, 2008). Essa ideia foi proposta por Neiff (1990) usando os termos de “pulsos de energia e matéria” baseado no conceito de “pulso de inundação” de Junk *et al* (1989), sendo a flutuação de nível dos rios considerada como uma fundamental função de força de entrada de energia externa para manter os processos e mecanismos (Tundisi e Matsumura -Tundisi, 2008).

Nesse mesmo período observou-se maior variação do biovolume fitoplanctônico, o que corrobora o conceito de perturbação intermediária, no qual a biodiversidade é maior no sistema sujeito as perturbações moderadas que permitam manter as comunidades em um estado instável. Assim, uma cheia é uma perturbação que pode ser severa e provocar uma redução na diversidade, mas se intermediária (ou normal no senso hidrológico) pode induzir uma maior diversidade (Junk e Wantzen, 2004).

A análise de regressão simples mostra que no período de enchente os elementos Na, Mg, P, K, Fe, As, Rb, Sr e Ba estiveram relacionados com a transparência da água, condutividade elétrica, HCO_3^- e PO_4^{3-} . Nesse período a mobilidade e a disponibilidade dos elementos traço nos ambientes aquáticos, foram controladas por variáveis ambientais e não pelo biovolume. Embora nem todas as variáveis ambientais sejam igualmente importantes para todos os elementos, todos eles são, de certa forma, afetados por esses processos (Jiann *et al.*, 2005; He *et al.*, 2005). Os elementos Fe, Mn, Cu, Zn, Al, Ca, Mg, Sr, Ba, Na, K foram os mesmos encontrados por Junk e Furch (1980) em trabalho de caracterização química das águas de rios e igarapés da Bacia Amazônica no trecho Cuiabá - Porto Velho – Manaus. A análise dos resultados, em combinação com as informações existentes sobre a geologia da região, mostrou uma relação intensiva entre as águas e a geologia da bacia.

Os elementos P, Ca, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Sb e Pb apresentaram relação direta com o material em suspensão do meio e inversa com oxigênio dissolvido no período da cheia - aspectos que afetam diretamente o comportamento da matéria inorgânica e orgânica, particulada e dissolvida, uma vez que a partícula em suspensão interage com a matéria dissolvida (Dyer, 1973; Miranda *et al.*, 2002). Com relação ao cromo, um estudo realizado por Barros e Aguiar (1996) mostrou que suas maiores concentrações estavam associadas ao material particulado semelhante ao que foi encontrado neste estudo.

Na vazante, observa-se que os elementos U, Pb, Ba, Sb, As, Zn, P, Al, Cu, Co, Fe, Mn, V e Ca, foram inversamente proporcionais ao pH do meio. Sabe-se que os elementos traço de maneira geral precipitam como resultado de mudanças de pH, oxidação e outras mudanças da composição química e, além disso, os processos de complexação inerente às águas naturais são ainda mais complexos. Segundo Solomons e Förstner (1984) as principais causas de precipitação e complexação de metais são: a oxidação de componentes reduzidos de ferro, manganês e sulfetos, adsorção ou co-precipitação de íons à argilas e matéria orgânica particulada e reação de troca iônica, principalmente com argilas. Dentre as diversas reações biogeoquímicas, uma das mais importantes são as interações que ocorrem entre Fe e Mn e os demais metais e substâncias presentes na coluna d'água. Próximo à interface água-sedimento, pode ocorrer uma zona anóxica de depleção de O_2 , onde reações de redução e dissolução de óxidos de Fe (III) e Mn (IV) podem liberar metais catiônicos (Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+}) ou oxianions (AsO_3^{-3}) que se encontravam adsorvidos a estes óxidos (Stumm e Morgan, 1996). A dissolução destes óxidos leva também à liberação de Fe^{2+} e Mn^{2+} que, uma vez atingindo a região óxica próxima à superfície, sofrem oxidação e re-precipitação, levando novamente à formação de óxidos de Fe (III) e Mn (IV). Estes podem adsorver elementos traço dissolvidos e,

eventualmente, sofrerem sedimentação no fundo do sistema aquático, ficando sujeitos a novos ciclos de redução e dissolução.

Na seca de 2010, os elementos Na, Mg, K, Co, Ni, Cu, Sr, Sb e Ba foram correlacionados com a condutividade elétrica e clorofila *a*. Queiroz *et al* (2009), verificaram em estudo realizado no Rio Solimões, que os valores de condutividade elétrica e das concentrações de Ca, Mg, HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ba, Sr, Cu, Sc, V e Co são as variáveis mais significativas para caracterizar as águas estudadas.

O fitoplâncton não foi determinante como fator regulador dos elementos traço no Lago Janauacá. A disponibilidade dos elementos aos microorganismos (biodisponibilidade) depende essencialmente de sua presença na solução (dissolvido) e esta presença é governada pela composição e reação do meio pelas condições de oxi-redução e pela cinética das reações. A cinética das reações depende de atributos do ambiente aquático e de suas tendências para formar precipitados insolúveis e co-precipitados com outros minerais, formando complexos com a matéria orgânica e adsorvendo os minerais.

A presença de moléculas orgânicas no sistema pode alterar as relações de sorção do metal. Huang e Lin (1981) observaram que a adsorção do íon pode ser inibida devido à sua complexação com moléculas orgânicas ou, ainda, pode haver competição entre eles pelos mesmos locais de adsorção; a retenção do metal pode ser aumentada se este forma, com o material orgânico um complexo com alta afinidade pela superfície adsorvente e pode não haver mudança perceptível se o ligante se complexa fracamente ao íon, pois o complexo formado tem pouca afinidade com a superfície.

Não há um número universal e exato de elementos químicos essenciais ao fitoplâncton, já que certos elementos são essenciais para determinadas espécies ou grupos taxonômicos e não o são para outros. Reconhecem-se 15 a 21 dentre eles o carbono (C), nitrogênio (N), oxigênio (O), fósforo (P), manganês (Mn), cobre (Cu) e zinco (Zn) como universalmente necessários. Estes elementos determinam em cada sistema a composição específica do fitoplâncton. A preferência é pelos elementos químicos cuja absorção é energeticamente mais viável.

5. Conclusão

Os elementos químicos e traço encontrados no Lago Janauacá estão relacionados com a formação geológica da bacia e foram regulados por processos ambientais ao longo do ciclo hidrológico. A comunidade fitoplanctônica não foi diretamente determinante no balanço/controlado desses elementos no Lago.

A planície de inundação de Janauacá é ainda uma área bastante preservada, possivelmente detentora de uma parcela importante da diversidade aquática, razão pela qual existe grande interesse pelo comportamento dos elementos traço e pela persistência

destes no meio, pela sua bioacumulação via cadeia trófica e principalmente, pelo seu fornecimento aos sistemas hídricos em grande quantidade, o que pode ser causado por fontes antropogênicas.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, F.F. 2007. Fitoplâncton de um lago de inundação amazônico (lago Catalão, Amazonas-Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. INPA/UFAM. Manaus. 79f.
- Alves, C.P.P. 2011. Dinâmica do fitoplâncton e a relação com os principais processos de transferência de água e sedimento entre o rio Amazonas e a várzea do Lago Grande de Curuai (PA). Dissertação de Mestrado em Ecologia e Evolução. Universidade Federal de Goiás.
- Alves, V. R. e.; Cavalcanti, C. G. B. e Mattos, S. P. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no Lago Paranoá. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 2, p. 199-218, 1988.
- Amoros, C. and Bornette, G., 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47(4): 761-776.
- Arar, E.J.; Collins, G.B. (1997) – “In vitro” determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater phytoplankton by fluorescence. EPA, Cincinnati. (EPA method 445.0).
- Arcifa, M. S., Gomes, E. A. T e Meschiatti, A. J. 1992. Composition and fluctuations of the zooplankton of a tropical Brazilian reservoir. *Arch. Hydrobiol.* 123: 479-495.
- Barbosa, F. A. R. Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na lagoa Carioca – Parque Florestal do Rio Doce, MG, Brasil. 1981. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – Doutorado – Universidade Federal de São Carlos, UFSCar).
- Barbosa, F. A. R.; Tundisi, J. G. Diel variations in a shallow tropical Brazilian Lake I. The influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. *Archiv fur Hydrobiologie*. v. 116, n. 3, p. 333-349, 1989.
- Barbosa, N. B., Rocha, J. B., Zeni, G., Emanuelli, T., Beque, M. C. & Braga, A. L. (1998). Effect of organic forms of selenium on delta-aminolevulinate dehydratase from liver, kidney, and brain of adult rats. *Toxicol Appl Pharmacol* 149(2): 243-253.
- Barbosa, F.A.R., Padisák, J. 2002. The forgotten lakes stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verh. Internat. Verein. Limnol* 27 (5): 1-11.
- Barros, M. A. S. D ; Souza-Aguiar, E. F.. Capítulo I: O elemento Cromo e suas características. 1996.
- Barroux, G., Viers, J., Seyler, P., Oliva, P., Dupré, B., Guyot, J.L., Pinelli, M. How plants of the Amazon floodplain (Brazil) can affect the geochemical status of trace elements in the Amazon River mainstream? *Journal Physical*. a. 4, v. 107, p. 119–125, 2006.

- Batley GE, Apte SC & Stauber JL. 2004. Speciation and bioavailability of trace metals in water: Progress since 1982. *Australian Journal of Chemistry*, 57: 903-919.
- 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.
- Bittencourt, M. M.; Amadio, S. A. Proposta para a identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões – Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, v. 37, n. 2, p. 303-308, 2007.
- Blomqvist, P; Pettersson, A. e Hyenstrand, P. 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archives Hydrobiologie*, 132: 141-16.
- Bonnet, M.P., Lambach, B., Boaventura, G., Seyler, F., Barbosa, C., Santos da Silva, J., Moreira-Turcq, P., Durieux, L., Cochonneau, G., Melack, J., Hess, L. and Seyler, P., .submitted. Hydrology of amazonian floodplain lakes. *Journal of Hydrology*.
- Bonnet, M.P.; Barroux, G.; Martinez, J.M.; Seyler, F.; Moreira-Turcq, P.; Cochonneau, G.; Melack, J.M.; Boaventura, G.; Maurice-Bourgoin, L.; León, J.G.; Roux, E.; Calmant, S.; Kosuth, P.; Guyot, J.L. e Seyler, P. (2008). Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuaí). *Journal of Hydrology* 349, 18-30.
- Bonnet, M.P., Lambach, B., Boaventura, R.G., Oliveira, E C A., Seyler, F., Calmant, S. and Seyler, P., 2011. Impact of the 2009 exceptional flood on the flood plain of the Solimões river In: IUGG2011 (Editor), *Conceptual and Modelling Studies of Integrated Groundwater, Surface Water, and Ecological Systems Proceedings of Symposium H01*. IAHS Publ. 345, July 2011, Melbourne, Australia.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien and New York.
- Buffle, J. *Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach*. New York. Ellis Horwood, 1990.
- Calijuri, M. C., Dos Santos, A. C. A.; Jati, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *Journal of Plankton Research*, v.24, n.7, p.617-634, 2002.
- Calijuri, M.C. Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização. Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1988.
- Camargo, O.A.; Valadares, J.M.A.S. e Dechen, A.R. Efeitos do pH e da incubação na extração do manganês, zinco, cobre e ferro do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 6:83-88, 1982.

- Casali, S., Calijuri, M.C., Barbarisi, B., Renó, V.F., Affonso, A.G., Barbosa, C., Silva, T.S.F., Novo, E.M.L.M. 2011. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in lower Amazon floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23:260-270.
- Cavalcante, P.R.S.; Rodrigues, M. do S.; Barroso, M.F.S.; Barbieri, R.; Serra C.L.M. e Oliveira, R.C.A. 2007. Diel variation of limnological parameters in a reservoir in northeastern Brazil (Boa Esperança, Maranhão/Piauí): rainy period. *Lakes e Research and Management* 12: 35-42.
- Correia, A.L. Histórico da deposição de elementos traço na Bacia Amazônica Ocidental ao longo do século XX. Tese Universidade de São Paulo. 2003. 205 p.
- Costa IAS, Cunha SRS. Panosso R, Araújo, MFF, Melo, JLS e Eskinazi-Sant'Anna EM. 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, Volume 13, Número 2
- Curi, N. e Franzmeier, D.P. Effect of parent rocks on chemical and mineralogical properties of some Oxisols in Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:153-158, 1987.
- Dajoz, R. 1973. *Ecologia geral*. 2.ed. Petrópolis: Vozes/Universidade de São Paulo, 472p.
- Devercelli M. 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Parana River (Argentina). *Hydrobiologia*. 639:5–19.
- Dolbec, J.; Mergler, D.; Larribe, F.; Roulet, M.; Lebel, J. e Lucotte, M. 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 271: 87-97.
- Domitrovic, Y.Z. 2003. Effect of fluctuation in water level of phytoplankton development in three lakes of the Paraná River floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510: 175-193.
- Dyer, K.R. *Estuaries: a physical introduction*. New York: Wiley-Interscience, 1973. 140p.
- Edmondson, WT. and Winberg, GH. 1971. *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. Oxford: Blackwell. 358 p.
- Esteves, K. E. Alimentação de cinco espécies forrageiras (Pisces, Characidae) em uma Lagoa Marginal do Rio Mogi-Guaçu, SP. Tese de Doutorado, UFSCar, 1992. 230p.
- Esteves, F.A.; Bozelli, R.L; Camargo, A.F.M.; Roland, F.e Thomaz, S.M. 1988. Variação diária (24 hs) 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 Brasil*, v2, p99-127.
- Esteves, K. E. e Sendacz, S. 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnol. Bras.*, 11: 587-604.
- Esteves, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

- Fageria, N.K.; Zimmermann, F.I.P. e Lopes, A.M. Resposta do arroz irrigado à aplicação de fósforo, zinco e calcário. R. Bras. Ci. Solo, 1:72-76, 1977
- Falkowski, P.G., Katz, M.E., Knoll, A.H., Quigg, A. & Raven, J.A. 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. Science, 305:354–360.
- Filizola N., Seyler F., Mourão M.H., Arruda W., Spínola N., Guyot J.G. 2009. Study of the Variability in Suspended Sediment Discharge at Manacapuru, Amazon River, Brazil. Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis, 16(2):93-99.
- Fisher, T.R., 1979. Plankton and primary production in aquatic systems of the central Amazonbasin. Comparative Biochemistry and Physiology a-Physiology 62, 31–38.
- Fittkau, E. J. (1970). Role of caiman in the nutrient regime of mouth-lakes of Amazon affluents. Biotropical 2(2):138-142.
- Freitas, M.; Freitas, Corrêa da Silva, M.; Marmoz, L. (2003) A Ilusão da Sustentabilidade; EDUA, Manaus, AM.
- Frost, T. M., D. L. Deangelis, S. M. Bartell, D.J. Hall; H. Hurlbert. 1988. Scale in the design and interpretation of aquatic community research, p. 229-260. In S. R. Carpenter [ed.], Complex interactions in lake communities. Springer.
- Furch, K. 1984. Water chemistry of Amazon basin: the distribution of chemical elements among freshwaters. Amazon limnology and landscape ecology of a mighty tropical tropical river its basin.
- Furch, K.; Junk, W. J. 1997. Physico-chemical conditions in floodplains lakes, p. 69-108. In: W.J. Junk. (Org.).The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. 1 ed. Berlin: Springer Verlag. 126 pp.
- Gaillardet, J., Viers, J., Dupre, B. Trace Elements in River Waters In: Drever, J.I., Hollandet, E.D., Turekian, K.K. (eds) Treatise on Geochemistry. Oxford: Elsevier-Pergamon, 2003. p. 225-263, v. 5.
- Garcia-de-Emiliani, M.O. 1993. Seasonal sucession of phytoplankton in a lake of the Paraná River floodplain, Argentina. Hydrobiologia 264: 101-114.
- Garcia de Emiliani, M. O. 1997. Effects of level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). Hydrobiologia. 357:1-15.
- Gibson, C. E. e Smith, R. V. 1982. Freshwater Plankton. In: Carr, N. G. Whitton, B.A. (Eds.). The biology of cyanobacteria. Blackwell. Oxford. p. 463-90.
- Goulding, M.; Smith, N.J.H. Floods Fortune - Ecology e Economy Along the Amazon. Colombia University Press, New York, 1996, 193p.
- Granado, D.C. 2008. Influência da Variação Hidrométrica na comunidade fitoplanctônica na região de transição rio Paranapanema:reservatório de Jurumirim (SP). Tese de Doutorado, Escola de engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
- Grasshoff, K. (1983). Methods of seawater analysis. Weinhein: Verlag Chemie. 317p.

- Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. New York: John Wiley and Sons. 222 p p.
- Guilherme, L. R. G.; Marques, J. J.; Pierangeli, M. A. P.; Zuliani, D. Q.; Campos, M. L.; Marchi, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: Tópicos em ciências do solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4.
- Guimarães, G. de A.; Vieira, J. L. Aspectos ambientais e toxicológicos dos metais pesados. Pará, 2000.
- Gurnell, A., Petts, G. and Peter, W., 2011. Hydrology and ecology of river systems, Treatise on water science. Elsevier, Oxford, pp. 237-269.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of Freshwaters. Principles, problems and restoration. London:Chapman e Hall. 327p.
- Harris, G.P. 1986. Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation. New York, Chapman and Hall.
- He, Z.L.; Yang, X.E.; Stoffella, P.J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, v.19, n. 2-3, p.125–140, 2005.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschiel, D., Pollingher, U. e Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. Journal of Phycology 35: 403-424.
- Hoorn C., Guerrero J., Sarmiento G. A., Lorente M.A. Andean tectonics as a cause for changing drainage patterns in Miocene northern South America. Geology, 23(3). 1995. p.237-240.
- Huang, C.P.; Lin, Y.T. Specific adsorption of Co (II) and [Co (III)-EDTA]- complexes on hydrous oxide surfaces. In: TEWARI, P. H. (ed). Adsorption from aqueous solutions. New York, Plenum Press,. p. 61-91. 1981
- Huszar, V.L. 1994. Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Huszar, V.L.M. e Reynolds, C.S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. Hydrobiologia 346: 169-181.
- Huszar, V.L.M. e Caraco, N.F. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphologicalfunctional descriptors in six temperate lakes. Freshwater Biology, 40: 679-696.
- Huszar, V. L. M. 2000. A comunidade fitoplanctônica e sua relação com o pulso de hidrológico e o rejeito de bauxita. In: Bozelli, R., Esteves, F. A. e Roland, F. (Eds.).

- Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico, Rio de Janeiro, Inst.Biologia-UFRJ/Soc. Bras. Limnologia, p: 91-104.
- Ibañez, M.S.R. 1998. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* 362: 79-83.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem populacional. Careiro, 2007.
- Jiann, K.T., Wen, L.S., Santschi, P.H. Trace metal (Cd, Cu, Ni and Pb) partitioning, affinities and removal in the Danshuei River estuary, a macro-tidal, temporally anoxic estuary in Taiwan. *Marine Chemistry* 96, 293-313, 2005.
- Junk, W. J.; Furch, K. 1980 Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. I. Trecho Cuiabá – Porto Velho - Manaus. *Acta Amazonica* 10(3): 611-633.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*, 106: 110-127.
- Junk, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjova, D. (eds.) *Wetlands in the Amazon floodplain*. *Hidrobiologia*, 263:155-162.
- Junk, W.J. e Silva, C.J. 1995. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplains. In: Tudisi, J.G., Bicudo, C.E.M., Tundisi, T.M. (eds.): *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro. 195-217.
- Junk, W.J., 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains. In: W.J. Junk (Editor), *The central-amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological studies. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, pp. 3-22.
- Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden, 2000, p. 584.
- Junk, W.J. and Wantzen, K.M., 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications - an update, Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Phnom Penh, Cambodia, pp. 117-149.
- Klaveness, D. 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: C.D. Sandgren (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 105-133.

- Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G. e Reynolds C.S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24, 901–912.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S. and Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, vol. 55, p. 614-627.
- Kurki H, Vuorinen I, Bosma E and Bweba D 1999 Spatial and temporal changes in copepod zooplankton communities of Lake Tanganyika. *Hydrobiol.* 407: 105 – 114.
- Lebel, J.; Mergler, D. *et al.* Neurotoxic effects of low – level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environmental Research*, section A79, p.20-32, 1998.
- Legendre L, Demers S (1984) Towards dynamic biological oceanography and limnology *Can J Fish Aquat Sci* 41:2-19.
- Lesack, L.F.W. and Melack, J.M., 1995. Flooding hydrology and mixture dynamics of lake water derived from multiple sources in an amazon floodplain lake. *Water Resource Research*, 31(2): 329-345.
- Lindenschmidt K.E.; Chorus, I. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *Journal of Plankton Research*, London, v. 20, n.10, p.1927-1951, 1998.
- Litchman E, Klausmeier CA. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol.Syst.* 39:615–39.
- Lobo, E. 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.
- Lopes, M.R.M.; Bicudo, C.E. de M. e Ferragut, M.C. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- Loverde-Oliveira, S.M. e Huszar, V.L.M. 2007. Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 117-130.
- Loverde-Oliveira, S. M. ;Huszar, V. L. M.Efeitos do pulso de inundação sobre a qualidade da água da lagoa do Coqueiro, Pantanal de Poconé, Mato Grosso. In: Jeater Waldemar Maciel Correa Santos. (Org.). *Produção do Espaço e Transformações Socioambientais das Paisagens do Mato Grosso*. Cuiabá: Edufmt, 2010, v., p. 82-102.
- Lowe-McConnell, R. H. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press. 382 pp.1987.

- Lund, J.W.G., Kipling, C. e Lecren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*. 11:143-170.
- Marengo, JA., Tomasella, J., Soares, WR., Alves, LM. and Nobre, CA. 2011. Extreme climatic events in the Amazon basin: climatological and hydrological context of previous floods. *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 85, p. 1-13.
- Margalef, R. 1981. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona. 1010 pp.
- Martins, A.S. Avaliação das Águas Superficiais sob Uso e Ocupação na Sub - Bacia do Rio Candeias/Ro -Amazônia Ocidental. Dissertação de Mestrado apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho/RO. 2009
- Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. e Tundisi, J. G. 1997. Carbon Uptake by *Scolodiatomus corderoi* and *Thermocyclops minutus* Feeding on Different Size Fractions of Phytoplankton from Lake Dom Helvécio. In: Tundisi, J.G. e e Saijo, Y. (eds) *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo, School of Engineering at São Carlos, Center for Water Resources and Applied Ecology. 513p.
- Matsumura-Tundisi, T.; Luzia, A.P. e Tundisi, J.G. 2000. Estado Trófico dos Reservatórios em Cascata do Médio e Baixo Tietê (SP) e Manejo para o Controle da Eutrofização. In: Straškraba, M. e Tundisi, J.G. (eds.) *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Volume 9: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas*. São Carlos: ILEC, IIE. 300p.
- Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. e Rocha, O. 2002. Zooplankton diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 671-674.
- Mayorga, E., Aufdenkampe, A. Processing of bioactive elements in the Amazon River system. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. IAHS Special Publication, n. 6, p. 1-24, 2002.
- Mccauley, E. e Kalff, J. 1981. Empirical Relationships between Phytoplankton and Zooplankton Biomass in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 38:458- 463.
- Medeiros, P.R. de; Barbosa, J.E. de L.; Silva, A.M.A. da. e Crispim, M.C.B. 2006. Vertical and nictemeral dynamics of limnological variables in a tropical Brazilian Dam. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* (1): 73-80.
- Melack, J. M.; Fisher, R. T. Diel oxygen variation and their ecological implications in Amazon flood-plain lakes. *Archiv fur Hydrobiologie*, v. 98, n. 4, p. 422-442, 1983.

- Melack, J.M. and L.L. Hess. 2010, Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. Pages 43-59. In W.J. Junk and M. Piedade (eds.) Amazonian floodplain forests : Ecochysiology, ecology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Springer.
- Melo, S. e Huszar, V.L. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lagoa Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research* 22: 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*, 18 (1-2): 1-10.
- Mertes, L.A.K. 1997. Documentation and significance of the perirheic zone on inundated floodplains. *Water Resources Research*, vol. 33, no. 7, pages 1749–1762.
- Mihaljevic M, Stevic F, Horvatic J, Kutuzovic BH. 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian Floodplain lake (Kopacki Rit Natural Park, Croatia). *Hydrobiologia*. 618:77–88.
- Miranda, L. B.; Castro, B. M.; Kjerfve, B. Princípios de oceanografia física de estuários. São Paulo: EDUSP, 2002. 414 p.
- Mitsch, J.W.; Gosselink, J.G. 2000. *Wetlands*. John Wiley e Sons, Inc, New York, USA. 920p.
- Molinier, M., Guyot, J.L., Oliveira, E. and Guimaraes, V., 1996. Les regimes hydrologiques de l'amazone et de ses affluents. In: P. Chevallier and B. Pouyaud (Editors). *L'hydrologie tropicale: géoscience et outil pour le développement*. AIHS, Paris, pp. 209-222.
- Nabout, J.C., Nogueira, I.S. e Oliveira, L.G. 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rain and dry seasons. *Journal of Plankton Research* 28: 181-193.
- Nascimento, E. L., Gomes, J.P.O, Almeida, R., Bastos, W.R., Bernardi, J.V.E., Miyai, R.K. Mercúrio no plâncton de um lago natural amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 1, n. 3, p. 1-6, 2006.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15 (6): 424-441.
- Neill, C.; Elsenbeer, H.; Krusche, a. V.; Lehmann, J.; Markewitz; Figueiredo, R.de O. Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Amazon: Results from small watershed studies and the Lage-Scale Biosphere- Atmosphere Experiment. *Hydrological Processes*. 20(12): 2467-2477. 2006.

- Nogueira, F. e Couto, E.G. 2004. Amostragem em planícies de inundação. Pp. 281-293. In: C.E. de M. Bicudo e D. de C. Bicudo (eds.). Amostragem em Limnologia. São Carlos, RIMA.
- Nogueira, I.S.; Nabout, J.C.; Ibañez, M.S.R; Bourgoïn, L.M. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta limnologica brasiliensia*. 22(3): 0-10.2010.
- Nush, E.A., Palme, G., 1975. Biologische methoden fur die praxis der gewisseruntersuchung GWF, 116(12):562 - 565.
- Odum, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*. 164. 262-270.1969.
- Oliveira, M.D. e Calheiros, D.F. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 427: 101-112.
- Padisák, J; Crossetti, LO; Naseli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, vol. 621, p. 1-19.
- Padiere, J., Gruberts, D. e Skute, A. 2007. Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia* 592: 303-314.
- Peres, A.C. e Senna, P.A.C. 2000. Estudo quantitativo e estatístico do fitoplâncton da Lagoa do Diogo em um ciclo hidrológico. In: J.E. Santos e J.S.R. Pires (eds.). Estação Ecológica de Jataí. Rima, São Carlos, pp. 482-495.
- Perez, M. A.P. 2008. Biogeoquímica da Várzea do Lago Grande de Curuai, Rio Amazonas, Pará, Brasil: caracterização, origem, ciclagem e destino do material orgânico e inorgânico. Tese de Doutorado, Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, Brasil. 274pp.
- Peters, N.E., Bohlke, J.K., Brooks, P.D., Burt, T.P., Gooseff, M.N., Hamilton, D.P., Mulholland, P.J., Roulet, N.T., Turner, J.V. and Peter, W., 2011. Hydrology and biogeochemistry linkages, *Treatise on water science*. Elsevier, Oxford, pp. 271-304.
- Petrucio, M.M. e Barbosa, F.A.R. 2004. Diel variations of phytoplankton and bacterioplankton production rates in four tropical lakes in the middle Rio Doce basin (southeastern Brazil). *Hydrobiologia* 513: 71-76.
- Pinto-Coelho, 2004. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: Bicudo, C. E. DE M. & Bicudo, D. DE C. eds. Amostragem em limnologia. São Carlos, RiMa. p.149-166.
- Pivato, M.B.; Train, S. e Rodrigues, L.C. 2006. Dinâmica nictemeral das assembleias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de

- Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. *Acta Scientifica Biologica Scientifica* 28(1): 19-29.
- Pombo, L.C. & Klamt, E. Adsorção de zinco e cobre de dois solos do estado do Rio Grande do Sul. *R. Bras. Ci. Solo*, 10:191-194, 1986.
- Putz, R; Junk, W.J. 1997. Phytoplankton and periphyton. In: W.J. Junk (ed.). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*. Springer Verlag, Berlin, pp. 207-222.
- Queiroz, Maria Mireide Andrade. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães: Amazonas - Brasil. *Acta Amaz.*, 2009, vol.39, no.4, p.943-952.
- Queiroz, S. O. P; Teslezlaf, R.; Matsura, E. E. Metodologia para avaliação da salinidade do solo em ambiente protegido. *Irriga, Botucatu*, v. 14, n. 3, p. 383-397, jul.-set., 2009.
- R Development Core Team, version 2.10.0. 2009. The R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez, J. J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el embalse punchiná, Antioquia, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 7, 1996.
- Ramírez, J.J.R. e Bicudo, C.E.M. 2002. Variation of climatic and physical co - determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62: 1-14.
- Ramírez, J.J. e Bicudo, C.E. de M. 2003. Diurnal, vertical, and among sampling days variation of dissolved O₂, CO₂ and pH in a shallow, tropical reservoir (Garças reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15(3): 19-30.
- Ramírez, J.J. e Bicudo, C.E. de M. 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter, and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology* 65(1): 141-157.
- Reynolds C. S., Walsby A. E. Water-blooms. *Biol. Rev.* 1975;50:437-481.
- Reynolds, C. S. 1987. Community organisation in the freshwater plankton. In *Organisation of Communities, Past and Present* (eds J. H. R. Gee e P. S. Giller), pp. 297-325. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Reynolds, C. S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. Em: SANDGREN, C. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. New York: Cambridge University Press. p.388-433, 1988.
- Reynolds, C.S. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Germany: Ecology Institute, 1997.

- Reynolds, C.S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: Tundisi, J.G.; Straskraba, M. (Ed.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos:International Institute of Ecology, 1999. p. 439-456.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli - Flores, L., Melo, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428, 2002.
- Reynolds, C.S. Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press, 2006, 564p.
- Richey, J.E., Mertes, L.A.K., Dunne, T., Victoria, R., Forsberg, B.R., Tancredi, A.C.F.N.S. and Oliveira, E., 1989. Source and routing of the amazon river flood wave. *Global Biogeochemical Cycles*, 3(3): 191-204.
- Robertson, B.; Hardy, E. R. 1984. Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In: Sioli, H. The Amazon The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. [S.l.]: The Hague, Dr. W. Junk. p. 337-352.
- Rocha, O.; Sendacz, S. e Matsumura-Tundisi, T. 1995. Composition, Biomass and Productivity of Zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. e Matsumura-Tundisi, T. (eds.) Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society. 376p.
- Ronqui, L.B. Caracterização Limnológica e Avaliação de Efeitos Ambientais causados por Efluentes de Mina de urânio sobre populações microbianas planctônicas da Represa das Antas, Caldas (M.G.). 2008. Dissertação. USP.
- Roozen FCJM, Geest GJ, Ibelings BW, Roijackers R, Scheffer M, Buijse AD. 2003. Lake age and water level affect the turbidity of floodplain lakes along the lower Rhine. *Freshwater Biol.* 48:519–31.
- Rott, E.1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations.Schweiz. Z. Hydrol., 43, 34–62.
- Round , F. E. The ecology of algae. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. Cap. 7, p. 243-356.
- Roux, E., Cauhope, M., Bonnet, M.P., Calmant, S., Vauchel, P. and Seyler, F., 2008. Daily water stage estimated from satellite altimetric data for large river basin monitoring. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1): 81-89.
- Ruttner, F. 1966. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press. Toronto. 295p.
- Salmaso, N. e Padisak J. 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia.v.* 578. pp. 97-112.
- Sanchez, L 1992. Etude du phytoplankton des lacs d'inondation du bas Orénoque: relations avec les facteurs du milieu. Tese l'Univ. Paul Sabatier, Toulouse. 227pp.

- Saunders III, J. F., Lewis-Jr, W. M. 1988. Dynamics and control mechanisms in a tropical zooplankton community (Lake Valencia, Venezuela). *Ecological Monographs* 58 (4): 337- 353.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman e Hall. London.
- Schwoerbel, J. 1987. *Handbook of limnology*. Chichester, England: Elliot Horwood.
- Setaro, F. V., and J. M. Melack. 1984. Responses of phytoplankton to experimental nutrient enrichment in an Amazon floodplain lake. *Limnol. Oceanogr.* 29: 972-984.
- Seyler, P., Boaventura, G. R. 2003. Distribution and partition of trace Metals in the Amazon Basin. *Hydrological Processes*, 1345-1361.
- Sioli, H. The amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In SIOLI, H. *The amazon – Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin*. *Monographiae Biologicae*. Junk, Dordrecht. Pp. 127-165, 1984.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana* 1(3): 267-277.
- Siqueira, G. W., Pereira, S. F. P., Aprille, F. M. 2006. Determinação dos elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do Rio Amazonas. *Acta Amazonica*, 36(3): 321-326.
- Silva IG, Moura NA, Dantas EW and Bittencourt-Oliveira MC. 2010. Structure and dynamics of phytoplankton in an Amazon lake, Brazil. *Rev Biol Trop* 4: 1421-1436.
- Simonato, A. D. Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP. São Carlos, 1986, 153 p. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de São Carlos.
- Sládeček, V. 1958. A Note on the Phytoplankton-Zooplankton Relationship. *Ecology*, 39(3):547-549. Sládeček, 1958.
- Snell, T. W., Serra, M. 1998. Dynamics of natural rotifer populations. *Hydrobiologia* 368: 29- 35.
- Solomons, W. e Forstner, U. 1984. "Metals in the Hidrocycle". Berlin: Springer – Verlag 349p.
- Stallard, R. F.; Edmond, J. M. 1983. Geochemistry of the Amazon. 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, 88:9671-9688.
- Stross R.G.; Chisholm S. W.; Downing. A. 1973. Causes of daily rhytms in photosynthet rates of phytoplankton. *Biol. Bull.* 145:200-209.
- Stumm, W.; Morgan, J. J. 1996. *Aquatic chemistry - chemical equilibria and rates in natural waters*. John Wiley e Sons, New York, USA. 1022pp.

- Takamura, N.; Yasuno, M. Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in hypertrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 112, p. 53-60, 1984.
- Talling, J.F. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East África). In. *Rev. ges. Hydrobiol.*, 51. p. 545-621, 1966.
- Talling, J.F. e J. Lemoalle. 1998. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. 441pp. Austrália.
- Tanaka M., Girard G., Davies R., Peut A., Bignel N., *Metrologia*, 2001, 38, 301-309.
- Taniguchi, G.M., Bicudo, D.C. e Senna, P.A.C. 2005. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e fitocoplâncton em uma lagoa da planície de inundação do Rio MogiGuaçu. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 137-147.
- Templeton, D. M.; Ariese, F.; Cornelis, R. *et al.* Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements: definitions, structural aspects, and methodological approaches. *Pure Applied Chemistry*, v. 72, n.8, p. 1453-1470, 2000.
- Thomaz, S.M; Bini, L.M.; Bozelli, R.L. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hidrobiologia* 579:1-13.
- Tilzer, MM. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnology and Oceanography*, 1973, vol. 18, p.15- 30.
- Tockner, K., F. Malard & J.V. Ward. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14:2861-2883.
- Tockner, K. and Stanford, J.A., 2002. Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3): 308-330.
- Toledo, L. G.; Freitas, J. S.; Ferreira, C. J. A.; *Variações diurnas de parâmetros limnológicos no lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. Acta Limnologica. Brasiliensia*, v. 2, p. 219-237, 1988.
- Train, S. e 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.
- Trevisan, G.V.; Forsberg, B.R. 2007. Relationship among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central amazonia lakes. *Hydrobiologia* 568:357-365.
- Tundisi, J. G.; T. Matsumura-Tundisi; R. Henry; O. Rocha e K. Hino. 1984. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: Tundisi, J.G. (ed.) *Limnologia e manejo de represas*. vol. 1. Tomo 1. São Paulo:Série Monografias em Limnologia/USP.
- Tundisi, J.G. e Matsumura Tundisi, T. *Limnologia*. São paulo: Oficina de Textos, 2008.

- Turkia, J. e L. Lepistö (1999): Size variations of planktonic AulacoseiraThwaites (Diatomae) in water and in sediment from Finnish lakes of varying trophic state. - J. Plankton Res. 21: 757-770.
- Twiss, M. R; Errecalde, O.; Fortin, C.; Campbell, P. G. C; Jumarie, C.; Denizeau, F.; Berkelaar, E.; Hale, B.; van Rees, K. Guidelines for studies of metal bioavailability and toxicity – why metal speciation should be considered and how! Metal Speciation Studies, Version 6 – Mar, 2000.
- Twiss, M. R; Errecalde, O.; Fortin, C.; Campbell, P. G. C; Jumarie, C.; Denizeau, F.; Berkelaar, E.; Hale, B.; van Rees, K. Coupling the use of computer chemical speciation models and culture techniques in laboratory investigations of trace metal toxicity. Chem. Spec. Bioavail. 13:9-24, 2001.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodic. Mitteilung Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. 37: 130-137.
- Viers, J., Barroux, G., Pinelli, M., Seyler, P., Oliva, P., Dupré, B., Boaventura, G.R. The Influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstream (Brazil). Science of the Total Environment, v. 339, p. 219-232, 2005.
- Warren L.A., Haack E.A., 2001 Biogeochemical controls on metal behaviour in freshwater environments. Earth-Science Reviews 54 2001.261–320
- Weithoff, G. 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? Freshwater Biology, 48:1669-1675.
- Wetzel, R. G. Limnology - lake and river ecosystems: academic press. 2001. 1006p.

10. Conclusão e perspectiva

As planícies de inundação são ambientes particulares caracterizados por uma variação muito grande do nível de água e essa flutuação previsível da inundação provocada pelos grandes rios explica a sua biodiversidade e a sua produtividade.

A compreensão dos fatores reguladores ou limitantes à ocorrência e à abundância das populações fitoplanctônicas requer a realização de estudos básicos sobre a composição de espécies, tamanho das populações e sobre como estas variam no tempo e no espaço. A dinâmica desta estrutura é determinada pelo hidrodinamismo dos rios que age como uma força acionadora dos ecossistemas aquáticos, interagindo com os organismos através de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Sabe-se que os rios, se comparado com as outras fontes de contribuição de água na planície de inundação, exercem uma influência muito grande na estruturação da comunidade fitoplanctônica. Além dessa flutuação no nível da água, surgem questionamentos sobre a existência de outras forças controladoras nessa comunidade, ou seja, se há também relevante influência da herbivoria (controle descendente) ou mesmo da limitação de recursos no ambiente como luminosidade, nutrientes e temperatura (ascendente).

Outro aspecto importante é que são raros os estudos realizados em várzeas, que constituem zonas preferenciais de deposição de sedimentos, matéria orgânica e metais associados. Diante das inúmeras interações que o fitoplâncton estabelece no ambiente, emerge a pergunta sobre a importância do papel que desempenham na estruturação dos ambientes aquáticos além de serem produtores primários. Assim, é importante investigar os processos dentro destes lagos para compreender os mecanismos que controlam a química das águas da Amazônia já que o “balanço de materiais” de um ambiente aquático é o resultado também de atividades dos organismos que interferem nos ciclos químicos e na composição química da água.

Frente à complexidade desse ecossistema, surgem vários questionamentos para o melhor entendimento dos processos e da dinâmica nas planícies de inundação. Assim, foram definidos os seguintes objetivos:

- Caracterizar a estrutura da comunidade fitoplanctônica do Lago Janauacá ao longo de um ciclo hidrológico e avaliar as diferentes fontes de contribuição de água no Lago por meio da diversidade beta (artigo 1);
- Avaliar a dinâmica do fitoplâncton em ciclo nictemeral na potamofase e a influência ascendente e descendente sobre essa comunidade (artigo 2);

- Verificar a influência do fitoplâncton como colaborador do balanço de elementos químico e traço no Lago *Janauacá* – interferindo nos ciclos químicos e na composição química das águas (artigo 3).

No artigo 1, o fitoplâncton foi fortemente influenciado pela variação hidrométrica, sendo o rio Solimões e a água advinda da Bacia (igarapé) as principais forças atuantes na estruturação da comunidade fitoplanctônica (em termos de biovolume e densidade). De acordo com a diversidade beta, observou-se períodos bem definidos ao longo do ciclo hidrológico. No período de cheia, as estações amostrais relativas ao Rio, ao Lago e à Bacia, apresentaram-se muito próximas, evidenciando uma homogeneização das massas d'água com a inundação e conseqüentemente uma similaridade entre a comunidade fitoplanctônica entre as unidades amostrais. No entanto, na vazante e, particularmente, na seca a comunidade fitoplanctônica encontrada entre as unidades amostrais de ambientes lóticos e lênticos se encontraram muito afastadas.

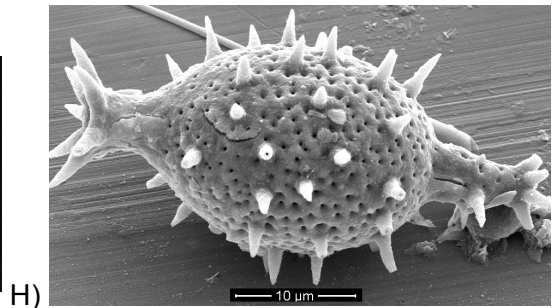
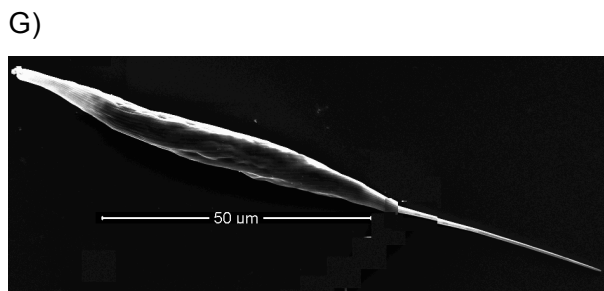
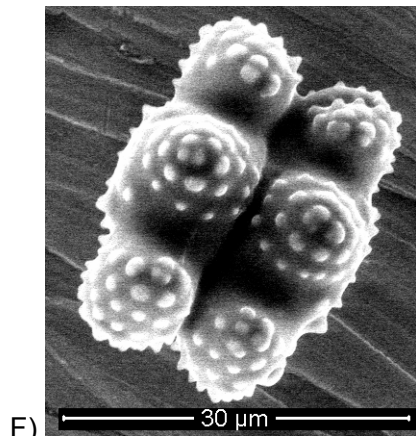
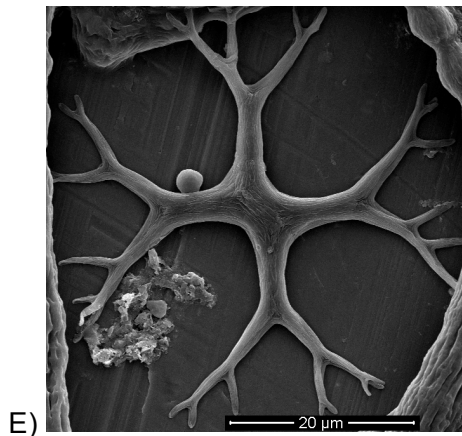
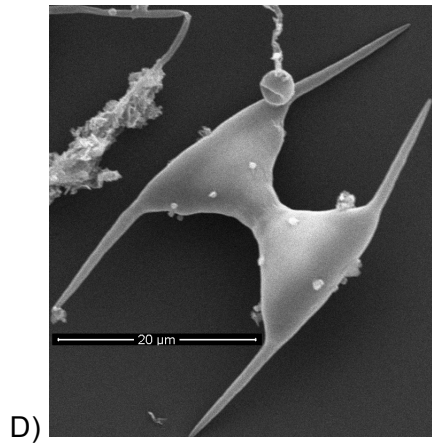
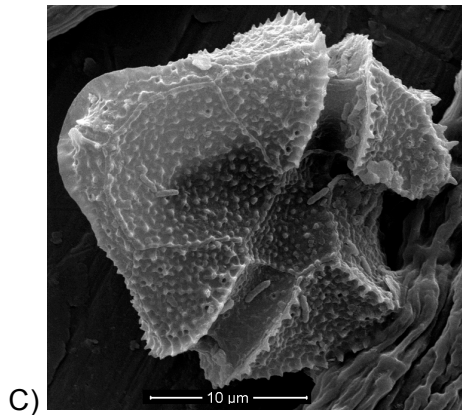
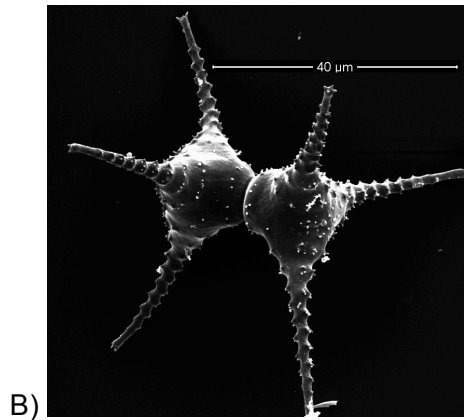
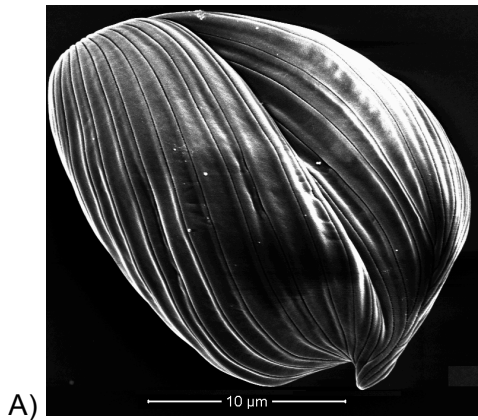
Com relação ao ciclo nictemeral (artigo 2), 40% da variação do biovolume do fitoplâncton pode ser explicado pelo controle ascendente (variáveis ambientais). A riqueza e a densidade do zooplâncton foi inversamente proporcional a riqueza e densidade do fitoplâncton, embora não significativo estatisticamente.

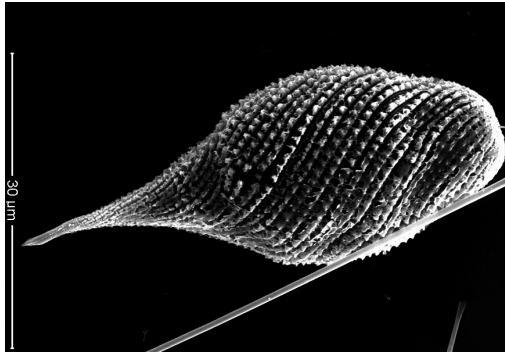
No artigo 3, os elementos químicos e traço encontrados no Lago *Janauacá* estão relacionados com a formação geológica da bacia e foram regulados por processos ambientais ao longo do ciclo hidrológico e, assim, a comunidade fitoplanctônica não foi diretamente determinante no balanço/controlado desses elementos no Lago.

A previsão de estudos futuros é analisar a comunidade fitoplanctônica em outras planícies de inundação, para verificar se a dinâmica entre esses ecossistemas é parecida. Neste sentido, verificar se as fontes de contribuição de água atuam da mesma maneira e tentar evidenciar os fatores de controle da biodiversidade desta comunidade, além de relacionar à morfologia da várzea. O projeto que está iniciando –Clim Fabiam, permitirá essa comparação entre as várzeas de *Janauacá* e de *Curuai*.

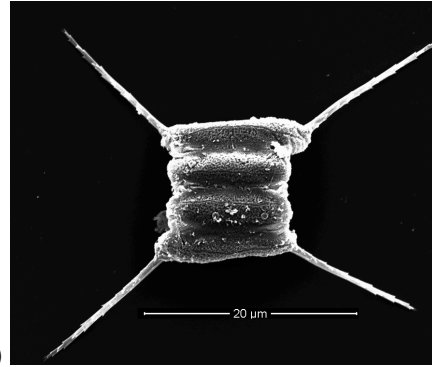
Outro aspecto importante em estudos posteriores é a realização de experimentos laboratoriais entre elementos traço e monoculturas para, sob condições controladas, entender se o fitoplâncton realmente atua como fator regulador desses elementos no meio ambiente. Não há um número universal e exato de elementos químicos essenciais ao fitoplâncton, já que certos elementos são essenciais para determinadas espécies ou grupos taxonômicos e não o são para outros. Uma parte dos experimentos já foram realizados mas a interpretação dos resultados ainda estão em andamento.

11. Anexo A - Prancha/organismos fitoplanctônicos





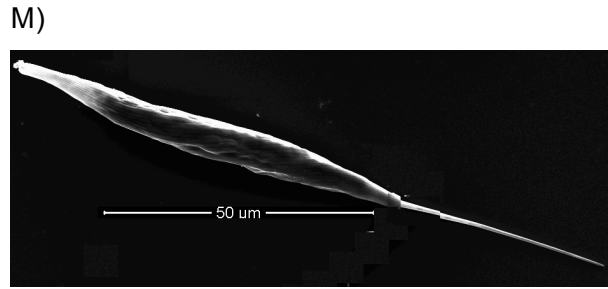
I)



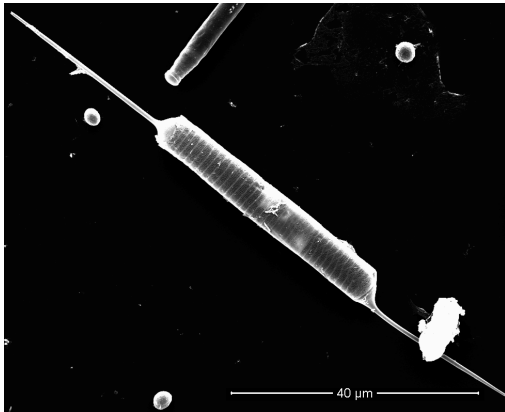
J)



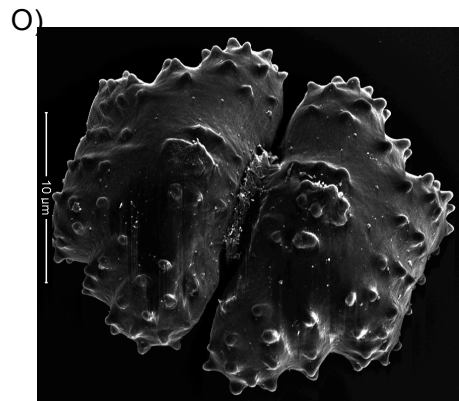
L)



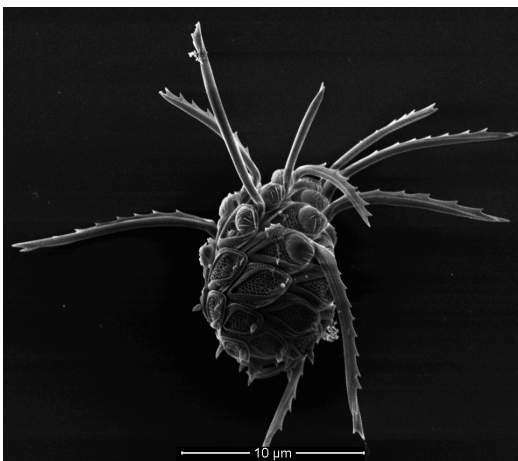
M)



N)



O)



P)

A) *Phacus pleuronectes* B) *Staurastrum gracile* C) *Peridinium* cf. *palustre* D) *Staurodesmus triangularis* E) *Isthmochloron gracile* F) *Staurastrum* sp G) *Euglena acus* H) *Trachelomonas* sp I) *Phacus* sp J) *Desmodesmus opoliensis* L) *Phacus longicauda* M) *Anabaena* cf. *crassa* N) *Urosolenia longiseta* O) *Cosmarium* sp P) *Lagerheimia* sp

