



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE UNB DE PLANALTINA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO  
RURAL

BRUNO ARAUJO FRIDERICHS

**Uso de grupos substitutos dentro da comunidade fitoplanctônica em planícies  
Amazônicas**

Brasília/DF

2016

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO  
RURAL

BRUNO ARAUJO FRIDERICHS

**Uso de grupos substitutos dentro da comunidade fitoplanctônica em planícies  
Amazônicas**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília/DF

2016

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

FF898u Friderichs, Bruno Araujo  
    Uso de grupos substitutos dentro da comunidade  
fitoplanctônica em planícies Amazônicas / Bruno Araujo  
Friderichs; orientador Ludgero Cardoso Galli Vieira.  
-- Brasília, 2016.  
    59 p.

    Dissertação (Mestrado - Mestrado em Meio Ambiente  
e Desenvolvimento Rural) -- Universidade de Brasília,  
2016.

    1. Fitoplâncton. 2. Grupos substitutos. 3.  
Concordância. 4. Simplificação. 5. Várzeas Amazônicas.  
I. Vieira, Ludgero Cardoso Galli, orient. II. Título.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA  
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL

**TERMO DE APROVAÇÃO**

**“Uso de grupos substitutos dentro da comunidade fitoplanctônica em planícies  
Amazônicas”**

***BRUNO ARAUJO FRIDERICHS***

Banca Examinadora

---

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira  
Presidente (UnB/FUP)

---

Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi  
Membro Interno vinculado ao programa (UnB)

---

Prof. Dr. Antônio Felipe Couto Junior  
Membro Externo não vinculado ao programa (UnB)

*“Maior que a tristeza de não ter vencido é a vergonha de não haver lutado!”*

Rui Barbosa

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus por iluminar o meu caminho e guiar meus passos todos os dias da minha vida!

A uma pessoa muito especial na minha vida, Flávia, meu pôr do sol, pelo incentivo, compreensão e por sempre estar ao meu lado. Sem você nada seria!

Ao meu pai pelo cuidado com a minha formação e pelos exemplos de determinação e perseverança em conquistar seus objetivos.

A minha mãe pelo amor e carinho que sempre me deu e por tantos ensinamentos.

A minha irmã Brenna pelos exemplos de determinação, perseverança e amor.

À Giovanna por me mostrar um belo motivo porque tenho que vencer meus desafios.

Ao Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira, meu orientador e professor, pela contínua paciência e disponibilidade em me receber sempre bem e acreditar na minha vitória, além do belo exemplo de profissional dedicado e que ama o que faz.

À Dr<sup>a</sup> Débora Fernandes Calheiros pela amizade e ensinamentos.

Ao Cleber Nunes Kraus pela disponibilidade em sempre poder ajudar e a grande força com os fitoplânctons.

Ao Leonardo e Ana Caroline pela força nos momentos difíceis, além da disponibilidade em ajudar.

Aos meus amigos Tainá e Marcos pela força e auxílio.

À equipe Ceddin, queridos colegas de trabalho, pelo incentivo nos momentos difíceis.

Aos membros da Banca Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi e Prof. Dr. Antônio Felipe Couto Junior pelas contribuições e ensinamentos.

Aos funcionários da secretaria do Mader pela prontidão em ajudar.

Aos companheiros de laboratório e do Mader pelas oportunidades de trocas de experiências.

A todos aqueles que não citei, mas que de alguma forma contribuíram para esta conquista.

Obrigado! Sem vocês, tenho certeza que este sonho não teria se tornado realidade. Agradeço a Deus por colocar vocês no meu caminho, tornando este percurso mais iluminado.

## RESUMO

As variações hídricas que ocorrem nas regiões de várzeas amazônicas promovem e direcionam respostas sazonais na comunidade fitoplanctônica. Se as respostas dos grupos fitoplanctônicos forem concordantes, no espaço e no tempo, então um desses grupos poderá ser utilizado como substituto do outro, podendo ser uma ferramenta útil para a simplificação do monitoramento ambiental. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar se os padrões gerados por diferentes resoluções taxonômicas e/ou numéricas e por classificações ecológicas são concordantes com os padrões observados para os dados de densidade de espécies do fitoplâncton. Também foi avaliada a concordância existente entre os dados ambientais relacionados aos dados de espécie e das classificações ecológicas. Os testes de Mantel e Procrustes foram empregados para medir as relações de concordância da estrutura espacial entre as matrizes geradas com os dados de espécie, gênero, família, grupos funcionais, grupos morfofuncionais, presença/ausência, além de dados ambientais. Os resultados foram expressivos para a correlação entre as matrizes de espécie e gênero, bem como para as matrizes de espécie e família, nos dois períodos avaliados, para ambos os testes estatísticos. Igualmente, a concordância entre espécie e dados de presença e ausência foi forte, apresentando  $r$  acima de 0,9 para os dois testes, nas duas estações analisadas. Entre espécie e grupos funcionais, a congruência também foi forte, para Procrustes e Mantel, em ambas as estações. Além disso, todos esses valores foram significativos ( $P < 0,05$ ). Assim, os resultados indicaram que os níveis taxonômicos de gênero e família, os dados de presença/ausência, bem como os grupos funcionais e morfofuncionais podem ser empregados como substitutos para a categoria de espécie, visando simplificar os programas de monitoramento, diminuindo os custos e tornando mais simples e rápidas as pesquisas para a conservação da biodiversidade.

**Palavras-chave:** Simplificação; Concordância; Grupos funcionais; Grupos morfofuncionais; Resoluções taxonômica e numérica.

## **ABSTRACT**

The hydric variations occurring in regions of Amazonian floodplains promote and direct responses in seasonal phytoplankton community. If the responses of phytoplankton groups were concordant, in space and time, so one of these groups can be used as a substitute for other, may be a useful tool for the simplification of environmental monitoring. The aim of this study was to evaluate whether the patterns generated by different taxonomic and or numerical resolutions and ecological classifications are consistent with the patterns observed for the species density data of phytoplankton. It also evaluated the existing concordance among the environmental data related to the species data and ecological classifications. Tests of the Mantel and Procrustes were used to measure the relationship of concordance of the spatial structure of the matrices generated with the species data, gender, family, functional groups, morphofunctional groups, presence/absence, and environmental data. The results were significant for the correlation between the matrices of species and gender, as well as matrices of species and family, in both periods, for both statistical tests. Also, the concordance between species and data presence and absence was strong, presenting  $r$  above 0.9 for the two tests, in the two seasons analyzed. Between species and functional groups, congruence was also strong for Procrustes and Mantel, in both seasons. Moreover, all these values were significant ( $P < 0.05$ ). Thus, the results indicated that the taxonomic levels of gender and family, the presence/absence data, as well as the functional and morphological and functional groups can be used as substitutes for the category of species to simplify the monitoring programs, reducing costs and making it quick and easy searches for biodiversity conservation.

**Keywords:** Simplification; Concordance; Functional groups; Morphofunctional groups; Taxonomic and numerical resolutions.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa das áreas de estudo no período da vazante.....	21
<b>Figura 2.</b> Mapa das áreas de estudo no período de seca.....	22
<b>Figura 3.</b> Densidade das famílias amostradas nas duas estações.....	26
<b>Figura 4.</b> Densidade das famílias e seus respectivos GFBMs durante o período de seca. ....	30
<b>Figura 5.</b> Densidade das famílias e seus respectivos GFBMs durante o período de vazante .	30
<b>Figura 6.</b> Densidade dos GFs durante o período de seca e vazante.....	31

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Resultados das médias e desvio padrão das variáveis ambientais.....	28
<b>Tabela 2.</b> Resultados das correlações e significâncias dos Testes de Mantel e Procrustes.....	31
<b>Apêndice 1.</b> Tabela com a lista de espécies coletadas em cada unidade amostral e classificações GFs e GFBMs durante a vazante.....	46
<b>Apêndice 2.</b> Tabela com a lista de espécies coletadas em cada unidade amostral e classificações GFs e GFBMs durante a seca nas áreas amostradas.....	52
<b>Apêndice 3.</b> Tabela suplementar dos parâmetros ambientais coletados e seus respectivos pontos de amostragem.....	56
<b>Apêndice 4.</b> Tabela suplementar com os GFs encontrados e suas características.....	58

## SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO.....	11
2. INTRODUÇÃO .....	12
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1. Dinâmica das planícies de inundação .....	14
3.2. Classificações ecológicas e resoluções taxonômicas e numéricas.....	16
3.3. Utilização de grupos substitutos no biomonitoramento.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	20
4.1. Área de estudo .....	20
4.2. Períodos de coleta das amostras.....	20
4.3. Variáveis ambientais .....	24
4.4. Variáveis biológicas.....	24
4.5. Classificação dos grupos.....	24
4.5.1. Grupos funcionais e morfofuncionais .....	24
4.6. Análises dos dados.....	26
5. RESULTADOS .....	27
6. DISCUSSÃO.....	33
7. CONCLUSÃO .....	36
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37

## 1. APRESENTAÇÃO

Essa dissertação de mestrado busca subsidiar informações que auxiliem no biomonitoramento dos recursos hídricos utilizando o fitoplâncton. No entanto, para que haja a utilização de espécies de fitoplâncton no monitoramento de ecossistemas aquáticos é necessário um bom nível de conhecimento especializado, pessoal qualificado disponível, recursos financeiros elevados e tempo suficiente para pesquisas de longo prazo. Todos esses fatores representam entraves para a aquisição de informações acerca desses ecossistemas utilizando o fitoplâncton. Nesse contexto, esse trabalho traz a proposta de grupos substitutos (“*surrogates*”), como forma de fornecer elementos que diminuam os entraves acima citados para o biomonitoramento dos ecossistemas.

A dissertação é apresentada em um único capítulo, com o objetivo de avaliar se classificações ecológicas para o fitoplâncton, além de diferentes resoluções taxonômicas e/ou numéricas são concordantes com dados de espécies fitoplanctônicas. Também serão analisadas as congruências entre variáveis ambientais com as matrizes de dados de espécies e classificações ecológicas. Se as diversas formas de abordagens avaliadas apresentarem uma forte concordância entre si, sugerindo respostas similares aos fatores analisados, então a utilização de qualquer uma dessas abordagens como substituto para dados de espécie, por exemplo, poderiam ser indicadas para o monitoramento de ecossistemas aquáticos diminuindo, assim, as dificuldades advindas do uso de espécies fitoplanctônicas e podendo contribuir, dessa maneira, para a simplificação do biomonitoramento ambiental.

## 2. INTRODUÇÃO

Uma das regiões mais produtivas dentro da Bacia Amazônica são as zonas úmidas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral dos rios, denominadas de várzeas (FIORE et al., 2005). Estas áreas são ricas em nutrientes, possuindo elevadas concentrações de matéria em suspensão, além de sofrerem alagamento sazonal devido à variação anual e monomodal do nível do rio Amazonas, originada pelo regime de chuvas da região Andina (JUNK, 1997). Essa flutuação no nível da água, por sua vez, caracteriza os pulsos de inundação, que promovem mudanças no ambiente físico-químico, afetando a biota, a qual responde através de adaptações (JUNK, 1989), morfológicas (ANJOS et al., 2008), fisiológicas (MAURENZA et al., 2012), anatômicas (DE SIMONE et al., 2003), fenológicas (PAROLIN, 2001) e adaptações etológicas (DUNCK et al., 2013), produzindo estruturas características nas comunidades.

As condições hídricas variáveis que ocorrem em planícies de inundação são fatores que promovem e direcionam respostas sazonais na comunidade fitoplanctônica, como observado por Oliveira e Calheiros (2000) em estudos no Pantanal. Segundo resultados encontrados por Gallardo et al., (2012) o pulso de inundação provocou a alteração da composição química da água, acarretando a substituição de espécies fitoplanctônicas autotróficas por espécies mixotróficas. Portanto, nos ecossistemas de várzea amazônica, as variações dos padrões sazonais de inundação e isolamento são tão variáveis quanto a dinâmica do fitoplâncton (TOWNSEND, 2006), cuja complexidade da distribuição é descontínua no tempo e no espaço, apresentando-se na forma de manchas “*patches*”, o que dificulta seu estudo (NOVO et al., 2005).

Assim, analisar a similaridade nos padrões de distribuição formados pelo fitoplâncton pode ajudar a compreender a dinâmica dos grupos, além de contribuir para o monitoramento desses grupos. É importante considerar que havendo concordância entre os diferentes grupos pode-se tentar reconhecer o mecanismo por trás desse padrão (VIEIRA et al., 2014). Como verificaram Rooney e Bayley (2012) avaliando a concordância de diversos grupos biológicos em ecossistemas de áreas úmidas no Canadá. Eles relacionaram os resultados dessa concordância com fatores ambientais e com impactos antrópicos e concluíram que alguns grupos estavam respondendo de forma similar a gradientes ambientais e que essas variáveis ambientais podiam ser monitoradas para fornecer estimativas das condições biológicas dos grupos.

A concordância pode ser definida como o grau no qual padrões, em um conjunto de locais, são similares entre diferentes grupos taxonômicos e se diferentes grupos respondem a gradientes ambientais idênticos através de múltiplas escalas espaciais (PAAVOLA et al., 2006). A forte concordância entre assembleias ou na riqueza de espécies entre grupos taxonômicos poderia resultar de um número de fatores, incluindo respostas semelhantes para o mesmo fator ambiental (JOHNSON e HERING, 2010). Além disso, avaliar a concordância entre os diferentes grupos nos mesmos locais pode ampliar os conhecimentos, ressaltando as semelhanças e diferenças de como esses organismos respondem ao ambiente (ALLEN et al., 1999). Por exemplo, Paavola et al., (2006), encontraram resultados onde a concordância da comunidade foi afetada principalmente pela extensão espacial e atribuíram esses resultados aos diferentes grupos taxonômicos que responderam a fatores ambientais similares e também ao gradiente latitudinal similar da estrutura da comunidade. Igualmente, a avaliação da influência da dinâmica temporal nos padrões de concordância, além de informativo, pode evidenciar variações nos padrões de concordância de diferentes grupos taxonômicos, fornecendo um melhor conhecimento das interações bióticas entre os grupos (GRENOUILLET et al., 2008). Além disso, dentro da comunidade fitoplanctônica, o estudo da concordância, pode contribuir para diminuição dos custos de programas de monitoramento da qualidade da água ou de estudos ecológicos de longa duração (CARNEIRO et al., 2010). Ademais, a avaliação da concordância é abrangente podendo ocorrer entre diferentes espécies (PADIAL et al., 2012) como entre grupos de plantas na avaliação de comunidades florestais (MÉDAIL et al., 1998) e entre macroinvertebrados, peixes e briófitas (PAAVOLA et al., 2006).

A concordância entre os grupos substitutos tem sido verificada por diversas abordagens, dentre as quais, através de resoluções taxonômicas superiores (CARNEIRO et al., 2010; XU et al., 2011; MACHADO et al., 2015) e de resoluções numéricas (CARNEIRO et al., 2010), bem como, por meio de grupos funcionais (GALLEGO et al., 2012; TRIGAL et al., 2014; MACHADO et al., 2015) e morfofuncionais (MACHADO et al., 2015). É importante salientar que havendo uma forte concordância entre os padrões formados entre os grupos, no espaço e no tempo, é possível a utilização de um dos grupos concordantes como substituto (LOPES et al., 2011). No entanto, é importante ter cautela ao verificar a concordância entre diferentes grupos, já que, a concordância pode ser diferente de acordo com a escala espacial e até mesmo com escalas iguais (BAE et al., 2014).

Os grupos substitutos são aqueles que apresentam fortes correlações, bem como alta significância, podendo ser usados para refletir bem a variação da biodiversidade de outros

táxons e para fins preditivos (HEINO, 2010). Um substituto ecológico pode ser um processo ecológico, uma espécie, um ecossistema ou mesmo fatores abióticos que serão usados para representar outros aspectos dentro de um sistema ecológico (HUNTER JR et al., 2016). Estes grupos, por exemplo, têm sido empregados para representar a biodiversidade de grupos menos estudados (LOPES et al., 2011), facilitando a conservação (FAVREAU et al., 2006; HEINO et al., 2009) e permitindo realizar rápidas avaliações da biodiversidade (LOPES et al., 2011), já que a insuficiência de recursos disponíveis para pesquisas taxonômicas mais amplas fazem desses grupos um bom instrumento para o monitoramento biológico (HEINO et al., 2009).

Nesse contexto, o estudo teve como objetivo avaliar se os padrões de distribuição espacial ao nível de espécie da comunidade fitoplanctônica, em várzeas amazônicas, são concordantes com os padrões gerados por resoluções taxonômicas e/ou numérica, além de classificações ecológicas para o fitoplâncton. Mais especificamente, as seguintes questões serão avaliadas: (i) existe concordância entre as matrizes de espécie e grupos funcionais e morfofuncionais; (ii) existe relação entre as matrizes de espécie, grupos funcionais e morfofuncionais com a matriz ambiental; (iii) os padrões de ordenação espacial realizados com as matrizes de gênero e/ou família são concordantes com o padrão gerado pela matriz de espécies; (iv) os padrões de ordenação espacial realizados com a matriz de presença/ausência de espécies são concordantes com o padrão gerado pela matriz de densidade de espécies fitoplanctônicas.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 DINÂMICA DAS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO**

A bacia Amazônica possui uma vasta planície de inundação, que é formada por um complexo sistema de rios, canais, lagos, ilhas e barreiras que frequentemente são modificados devido à sedimentação e ao transporte de material particulado em suspensão (AFFONSO et al., 2011). Para caracterizar essa região foram propostas diferentes classificações com diversos critérios tais como hidroquímica, produção biológica e parâmetros biológicos (JUNK, 1983). Uma das primeiras tentativas de classificação foi proposta por Sioli (1950), que estabeleceu critérios baseados na coloração da água e nos parâmetros físico-químicos, propondo três denominações que classificam essa região como “águas brancas”, “águas pretas” e “águas claras”. Posteriormente, Sioli e Klinge (1964) consideraram as diferenças nessas águas relacionando-as com as condições dos solos nas respectivas regiões de cabeceira. Assim, a "água branca" ou barrenta origina-se dos Andes e de outras montanhas, é amarelada

e turva, apresentando elevadas concentrações de sais minerais dissolvidos e de material suspenso inorgânico, além de pH neutro. Já a “água preta” tem como região de cabeceira as planificações em geral e é rica em substâncias húmicas dissolvidas, com coloração escura. O valor de pH é baixo e a concentração de minerais dissolvidos é muito baixa. Por último, as “águas claras”, têm coloração verde-amarelada e transparente, com valores de pH variando entre muito ácido e neutro. Além disso, a concentração de sais minerais dissolvidos apresenta valores muito baixos a moderadamente elevados. Quanto à origem, essas águas derivam dos Maciços do Brasil Central e das Guianas e das terras firmes da região do terciário da Amazônia. Assim, as várzeas são consideradas áreas inundáveis pelas “águas brancas”, uma vez que possuem grande quantidade de sedimentos em suspensão originada na região andina, onde o relevo irregular favorece os processos frequentes de erosão.

Em planícies de inundação, como as várzeas, por exemplo, a principal força motriz responsável pela existência, produtividade e interação é o ciclo de flutuação do nível da água, que resulta em um prolongado e previsível período anual de inundação sobre uma extensa área ao longo dos rios (JUNK, 1989).

A área total da planície inundável na Amazônia é de 1.350.000 km<sup>2</sup>, sendo dois terços desse total, constituído por áreas de várzea (JUNK, 1993). Essas planícies de inundação são alagadas de acordo com a sazonalidade da região, originada pelo regime de chuvas na região Andina, o que provoca a flutuação anual, regular, monomodal e de grande amplitude no nível da água do Rio Amazonas (AFFONSO et al., 2011). O regime monomodal dos rios da Amazônia é constituído por um único pulso de inundação anual, (BARBOSA et al., 2008), sendo identificados quatro períodos durante esse evento. O período de águas altas, ou cheia, que tem início em maio e vai até meados de julho. A seca, que compreende os meses de setembro, outubro e novembro. A enchente, que começa no final de novembro e se estende até o início de maio, e a vazante com início em julho prolongando-se até o mês de setembro (RAMALHO et al., 2009). Cada período apresenta características diferentes e exerce influência na estrutura e dinâmica de comunidades aquáticas, especialmente no fitoplâncton (RODRIGUES, 1994; HUSZAR E REYNOLDS, 1997; IBAÑEZ, 1998; HUSZAR, 2000). As várzeas são ambientes frágeis, que embora apresentem solos férteis, os estoques biológicos ainda são pouco conhecidos (AMAPÁ, 2000).

O pulso de inundação regula a vegetação das áreas alagáveis, cuja biota responde através de adaptações das espécies à interação entre frequência, magnitude e previsibilidade dos eventos (LYTLE e POFF, 2004). Tais adaptações são respostas às mudanças físico-químicas resultantes das variações entre as fases terrestres e aquáticas (NOGUEIRA e

COUTO, 2004), apresentando tanto adaptações morfológicas, quanto anatômicas, fisiológicas e fenológicas, além de mudanças nos ciclos de vida, no crescimento e na reprodução de espécies, devido à sincronia com o pulso de inundação (PIEIDADE et al., 2001). Para Bittencourt e Amadio (2007), a variação no nível da água, é um evento previsível para a biota existente nessas várzeas, que ajustam os processos do seu ciclo biológico para usufruir dos benefícios e/ou tolerar as desvantagens oriundas de alterações no meio, porém a intensidade e a duração de cada etapa dessa flutuação constituem fatores de imprevisibilidade para tais organismos.

O pulso de inundação é fundamental para os processos ecológicos da várzea, o qual ocasiona a transformação periódica dos ambientes terrestres em aquáticos (AFFONSO et al., 2011), sendo responsável pela complexidade sazonal dos ecossistemas aquáticos da região (JUNK et al., 1989). Diversos autores relacionaram as variações sazonais observadas no fitoplâncton às mudanças na dinâmica dos ambientes ocasionadas pelo pulso de inundação (TRAIN et al., 2000; MELO e SOUZA, 2009; ALMEIDA e MELO, 2011; ALVES et al., 2011; MIRANDA, 2013). Entretanto, não existe apenas um mecanismo único para justificar a manutenção da diversidade biológica desses ambientes aquáticos, pois vários organismos podem ter ajustes parecidos com essas condições ambientais (PIEIDADE et al., 2014).

### **3.2 CLASSIFICAÇÕES ECOLÓGICAS E RESOLUÇÕES TAXONÔMICAS E NUMÉRICAS**

Algumas abordagens têm sido testadas como grupos substitutos, dentre elas as classificações ecológicas, como os grupos morfofuncionais (GFBMs) (GALLEGO et al., 2012; MACHADO et al., 2015) e os grupos funcionais (GFs) (GALLEGO et al., 2012; TRIGAL et al., 2014) as resoluções taxonômicas (CARNEIRO et al., 2010; MACHADO et al., 2015) e resoluções numéricas (CARNEIRO et al.), além de variáveis ambientais (MACHADO et al., 2015).

Uma das mais recentes classificações ecológicas, conhecida como grupos morfofuncionais (GFBMs) (KRUK et al., 2010), é centrada na morfologia dos organismos (incluindo as características fisiológicas e funcionais). Essa abordagem provou ser útil ao prever o efeito das condições ambientais em assembleias de fitoplâncton (GALLEGO et al., 2012). Os GFBMs repercutem em propriedades funcionais do fitoplâncton que serão selecionados em ambientes particulares (KRUK et al., 2010). Para Kruk e Segura (2012) a morfologia captura preferências do grupo do fitoplâncton e fornece valores empíricos para descrever o seu modelo de habitat. Os autores asseguram que a abordagem dos grupos

morfofuncionais é útil na redução de diversidade de espécies para uma diversidade de funções, diminuindo a complexidade e fornecendo uma ferramenta eficiente para explorar os efeitos das mudanças ambientais sobre o fitoplâncton. A abordagem das características morfológicas deve ser relativamente fácil para medir e ter relações claras com as propriedades dos grupos funcionais do fitoplâncton. Além disso, deve ser de fácil aplicação e carga de trabalho, bem como deve ter custos reduzidos quando comparados à identificação a nível de espécie (BALATA et al., 2011).

Nos grupos funcionais (GFs), os seus representantes típicos são alocados por características tais como tipo de habitat, tolerância e sensibilidade às condições ambientais (FRANCESCHINI et al., 2010). Agrupar as espécies com características funcionais semelhantes é essencial para a compreensão das suas relações com o ambiente onde elas se encontram distribuídas (VALE et al., 2011). Segundo Dias e Huszar (2011), espécies distintas de fitoplâncton, mas que respondem da mesma forma a gradientes ambientais indicam a possibilidade da formulação de uma teoria geral fundamentada em suas características funcionais. Dessa forma, a finalidade dessa abordagem é encontrar padrões na distribuição e dinâmica das populações fitoplanctônicas, que estejam relacionados, por exemplo, aos impactos ambientais antrópicos (FRANCESCHINI et al., 2010). Conforme Zhu et al., (2013) a abordagem dos grupos funcionais para fitoplâncton tem sido usada para representar respostas à eutrofização, dentre outras aplicações. Esses mesmos autores utilizando a abordagem funcional de grupos para levantamento da dinâmica do fitoplâncton encontraram na biomassa dos principais grupos funcionais de fitoplâncton uma correlação significativa com fatores ambientais e nutrientes.

Outra forma de abordagem que vêm sendo testada para uso como grupos substitutos, são as resoluções numéricas (CARNEIRO et al., 2010) e taxonômicas (LANDEIRO et al., 2012). As resoluções numéricas indicam quando os padrões de concordância entre os grupos biológicos avaliados são mantidos através dos dados de presença/ausência de espécies em substituição aos dados de abundância, por exemplo. Já a resolução taxonômica aborda a utilização táxons mais elevados como os de gênero ou família de fitoplâncton como substitutos para a identificação a nível de espécie. Esse tipo de abordagem oferece grandes vantagens, uma vez que a identificação de espécies de fitoplâncton depende do exame de estruturas que podem não estar presentes naquele momento, ou envolve ainda grupos com alta variabilidade morfológica, além da complexidade de alguns grupos para identificação e também depende do conhecimento do ciclo de vida específico de cada espécie (CARNEIRO

et al., 2010). No entanto, alguns autores consideram que a utilização de táxons mais elevados deve ser usada com cautela (HEINO, 2014).

### **3.3 UTILIZAÇÃO DE GRUPOS SUBSTITUTOS NO BIOMONITORAMENTO**

Alterações nas relações de equilíbrio entre as variáveis químicas, físicas e biológicas podem resultar em profundos impactos sobre a comunidade planctônica e comprometer a produtividade do sistema aquático (LUCINDA, 2007), bem como a conservação desses ambientes. Além disso, as mudanças ambientais podem alterar a dinâmica de crescimento e perda de populações da comunidade fitoplanctônica, de acordo com suas tolerâncias ecológicas específicas (DIAS e HUSZAR, 2011). Como verificado por Souza e Fernandes (2009) o fitoplâncton foi afetado pelo ciclo climatológico e por variáveis ambientais que podem ter influenciado a comunidade estudada.

A conservação de um ecossistema só ocorre se houver um bom nível de informação sobre a sua estrutura e funcionamento (CALHEIROS, 2003), por isso, é importante a escolha das melhores variáveis por parte do pesquisador para uma descrição mais eficiente do problema (GIRÃO et al., 2008). No entanto, somente o monitoramento físico e químico da água é pouco eficaz na determinação de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e pode ser insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (GOULART e CALLISTO, 2003). Já a utilização de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água é fundamentada na resposta dos organismos em relação ao meio onde vivem (BUSS et al., 2003).

O monitoramento biológico é uma eficiente ferramenta na avaliação das respostas dessas comunidades a modificações nas condições ambientais originais (GOULART e CALLISTO, 2003). Para Marques et al., (1999) a qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambiente lênticos ou lóticos. Mormul et al., (2009) corroboraram com essa afirmação ao verificarem que houve diminuição na riqueza de espécies em um rio neotropical, em uma área que sofreu impacto antrópico. Igualmente, Spetter et al., (2013) observaram relação entre a disponibilidade de nutrientes no ecossistema com determinada floração de espécie fitoplanctônica. Nassar e Fahmy (2016), sugeriram uma possível relação do aumento da densidade de uma população de fitoplâncton e a diversidade de espécies em lagos no Egito à eutrofização. Järvinen et al., (2013) por sua vez, descreveram a composição característica e os

táxons indicadores, utilizando dados de densidade em lagos europeus que não sofreram pressão antropogênica.

Para Litchman e Klausmeier (2008) o fitoplâncton é um excelente modelo de sistemas para abordar questões ecológicas fundamentais, pois além de seu pequeno tamanho, os períodos das gerações são curtos, as populações são numerosas e são de fácil de manipulação em condições que requerem controle dentro do laboratório. Ainda segundo os autores, esses organismos fornecem um sistema ideal para testar abordagens baseadas nas características por causa de sua relativa simplicidade e os traços bem definidos. Além disso, o fitoplâncton apresenta fácil dispersão e possui propágulos viáveis em quase todos os ambientes (NISHIMURA et al., 2015), possuindo adaptações próprias para sobreviver às intempéries do ambiente (REYNOLDS, 2006). Algumas espécies de fitoplâncton possuem elevada proporção de potenciais mixotróficos, o que também pode ser considerada uma estratégia bem sucedida para sistemas tropicais, constituindo, assim, uma ferramenta útil para compreensão da comunidade fitoplanctônica nesses ambientes (ALVES-DE-SOUZA et al., 2006).

Contudo, as pesquisas com identificação a nível de espécie, principalmente para o fitoplâncton, tem demonstrado a necessidade do emprego de grupos substitutos para descrever a biodiversidade e função ecológica de ecossistemas aquáticos (GALLEGO et al., 2012) e para utilização no monitoramento ambiental (PADIAL et al., 2012; VIEIRA et al., 2015). Os programas de monitoramento podem ter melhor custo total se apenas um ou poucos grupos puderem prever sobre outros grupos (PADIAL et al., 2012), pois principalmente as pesquisas de longo prazo nem sempre têm disponibilidade de tempo e pessoal qualificado para uso de grupos taxonômicos mais específicos.

Os grupos substitutos podem prever a variação da biodiversidade de outros grupos taxonômicos (HEINO, 2010). Assim, se houver congruência significativa entre os níveis taxonômicos mais elevados e os menores, então, os grupos substitutos podem ser usados e os recursos podem ser direcionados para outros fins, como a continuidade dos programas de biomonitoramento de longo prazo (CARNEIRO et al., 2010).

O grau de associação entre os grupos taxonômicos pode ser utilizado para selecionar o indicador mais apropriado para determinada situação, além disso, a informação complementar fornecida por vários grupos concordantes também pode ser usada para melhorar a eficácia da conclusão de estudos ecológicos (BOWMAN, 2008). É bom salientar, que para os ecossistemas de várzea, um possível grupo substituto, no mínimo, deveria ser capaz de representar as mudanças que ocorrem nos fatores físicos-químicos, hidrológicos e

sedimentológicos, além da capacidade para detectar padrões sazonais e permitir restaurar os padrões espaciais representados por diferentes grupos biológicos (VIEIRA et al., 2015).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 ÁREA DE ESTUDO**

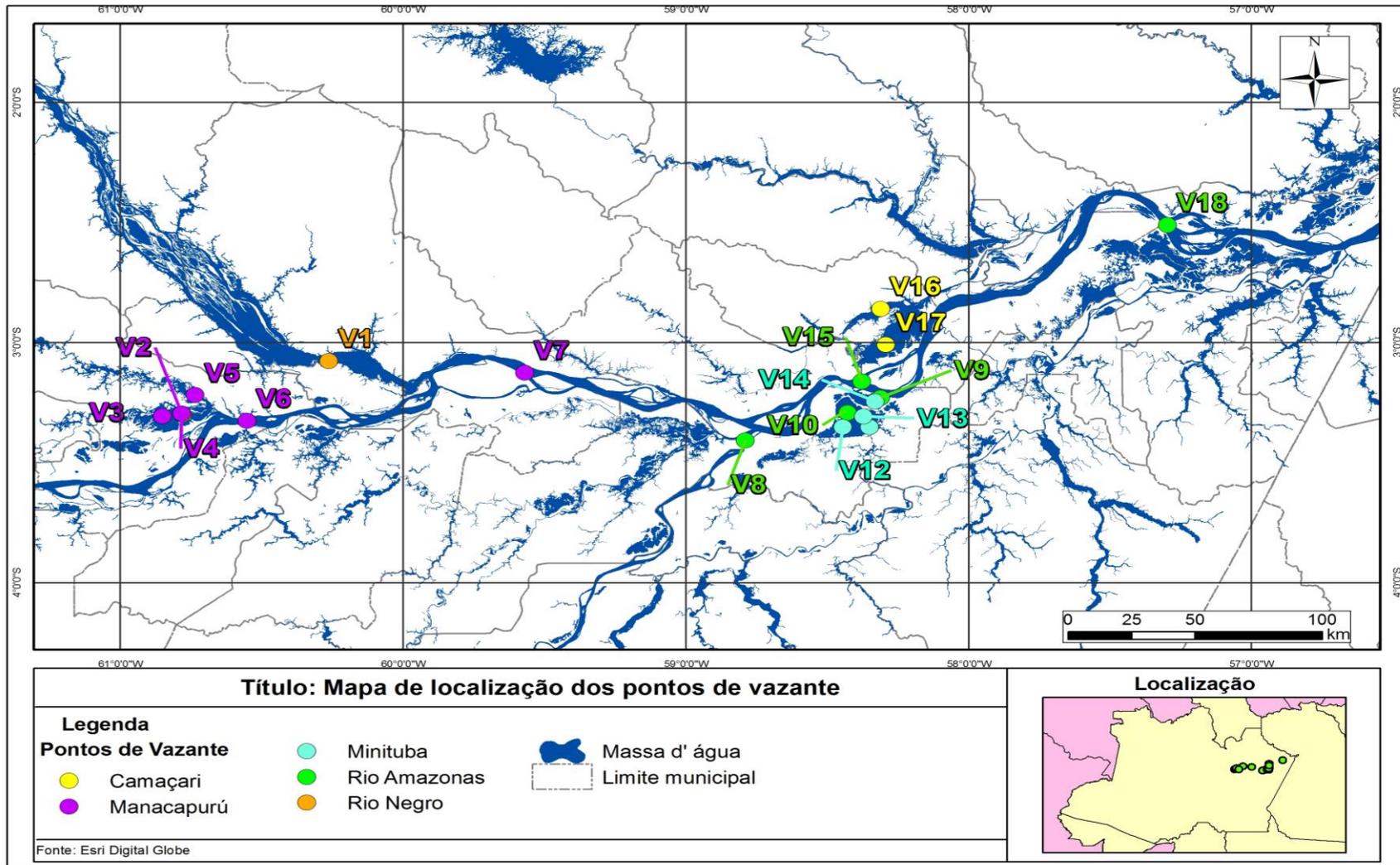
O estudo foi realizado em um segmento do Rio Amazonas, tendo início no Rio Negro, no estado do Amazonas, finalizando as coletas no Rio Tapajós, no Estado do Pará, região norte do Brasil. Neste percurso o Rio Amazonas recebe carga de diferentes tributários com características singulares, a começar pelo Rio Negro e mais a jusante o Rio Madeira e Rio Tapajós (Figuras 1 e 2).

O clima das regiões de estudo é caracterizado como *Af* (clima tropical úmido ou superúmido), pela classificação de Köppen, apresentando elevado índice pluviométrico anual com todos os meses registrando total de chuvas superior a 60 mm e com a temperatura média do mês mais frio do ano maior que 18°C, além de uma estação seca de pequena duração (ALVARES et al., 2013). A geologia da região de várzeas está dividida entre a deposição holocênica e pleistocênica (SIOLI, 1984), sendo assim denominada como uma bacia sedimentar fanerozóica (REIS et al., 2006). Os solos dessas áreas desenvolvem-se sobre sedimentos recentes que juntamente com a flutuação sazonal do volume de água e o elevado nível do lençol freático, favorecem inicialmente o processo de formação de novos solos (TEIXEIRA et al., 2007). Pedologicamente, os solos da área de estudo estão representados pelas ordens dos Gleissolos, Neossolos flúvicos e Organossolos. Tais solos possuem uma elevada fertilidade natural, sendo que os Neossolos estão nas partes mais elevadas do interior das várzeas, enquanto os Gleissolos estão na parte mais interior e mais rebaixada das várzeas (MAIA e MARMOS, 2010).

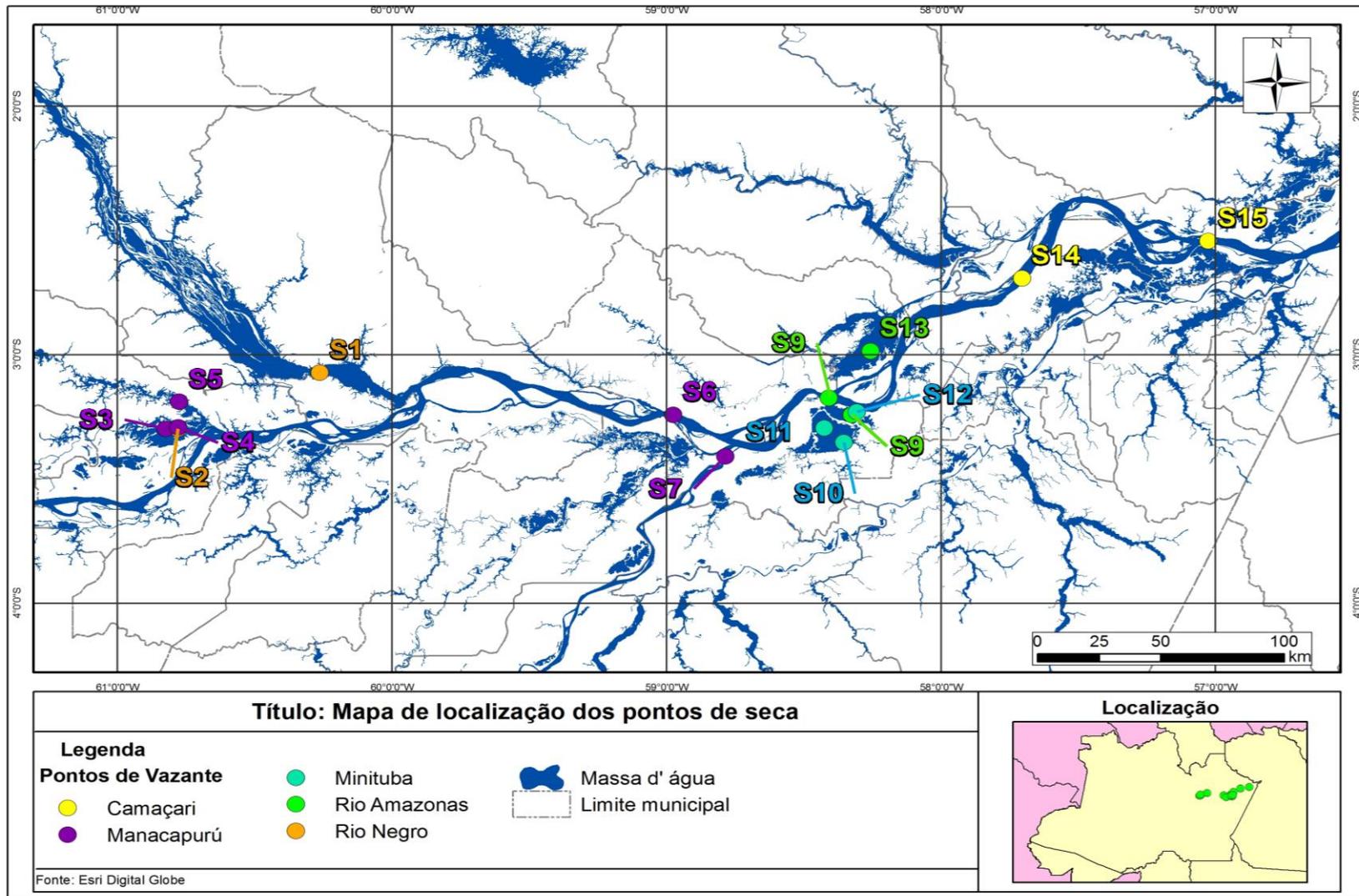
### **4.2 PERÍODOS DE COLETA DAS AMOSTRAS**

A amostragem ocorreu durante os períodos de seca (outubro/novembro de 2009) e vazante (agosto/setembro de 2010). Um total de 36 unidades de amostragem foi avaliado, sendo 15 amostras coletadas durante a estação seca e 21 amostras na estação de vazante (Figuras 1 e 2).

A precipitação registrada para a região nos meses de outubro/novembro de 2009 (seca), foi de 100 e 200 mm. Já a precipitação no período de agosto/setembro de 2010 (vazante), ficou entre 50 e 100 mm na região dos pontos de coleta (INPE, 2016).



**Figura 1.** Mapa das áreas de estudo no período de vazante.



**Figura 2.** Mapa das áreas de estudo no período de seca.

### **4.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS**

Em cada local de amostragem as seguintes variáveis foram mensuradas por meio de uma sonda multiparâmetro (modelo YSI 6820-V2): temperatura da água, condutividade elétrica, pH e oxigênio (dissolvido e saturação). A alcalinidade foi determinada pelo método de titulação de Gran (SCHOTT TitroLine easy) e os macronutrientes Cl, Na, K, Ca, Mg, SO<sub>4</sub> e NH<sub>4</sub> foram determinados de acordo com Grasshoff (1999).

Além destas variáveis, foram filtrados cerca de 500 a 750 ml de água, no sistema NALGENE utilizando filtros de fibra de vidro (0,47 µm de porosidade; Millipore Whatman GF/F), para a obtenção de clorofila-*a*. A extração da clorofila foi realizada com 10 ml de álcool etílico a 96%, e as análises feitas pelo método de fluorescência, aferindo-se duas vezes a leitura da amostra (ARAR e COLLINS, 1997).

### **4.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS**

A quantificação da densidade do fitoplâncton foi aferida pelo método de Uthermöhl (1958), através de microscópio invertido, com aumento de 400x. A biomassa do fitoplâncton foi estimada a partir do volume da comunidade fitoplanctônica (mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>), efetuando a correção para as diatomáceas, no intuito da redução do volume celular do vacúolo. Determinou-se a biomassa através do produto entre o número de indivíduos e o volume médio de cada organismo, considerando as dimensões médias de 25 indivíduos de cada espécie. A partir dos dados coletados, foi realizada a classificação taxonômica do fitoplâncton, baseada no procedimento de Van Den Hoek et al., (1995).

### **4.5 CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS**

#### **4.5.1 GRUPOS FUNCIONAIS E MORFOFUNCIONAIS**

Os grupos funcionais (GFs) do fitoplâncton foram aferidos de acordo com a classificação proposta por Reynolds et al., (2002) e atualizado por Padisák et al., (2009). Conforme sugerido por Padisák et al., (2009), optou-se também por utilizar o trabalho de Souza et al., (2008), uma vez que essa classificação é mais indicada para a área de estudo. Além dos traços funcionais dos organismos, a classificação de Reynolds se baseia também nos fatores ambientais sob as quais as espécies fitoplanctônicas devem existir, bem como pode indicar possíveis padrões de co-ocorrência (BRASIL e HUSZAR, 2011). Segundo Reynolds et al., (2002), o entendimento dos padrões similares dos grupos planctônicos facilita a explicação das diferenças nas estruturas dos grupos, sendo a base para serem feitas

previsões válidas sobre a estrutura do fitoplâncton. O artigo publicado por Reynolds et al., (2002) apresenta 31 grupos funcionais. O trabalho apresentado por Padisák et al., (2009) atualiza este número para um total de 41 grupos funcionais. De acordo com Silveira (2013) tais classificações facilitam o entendimento de processos bióticos que ocorrem no tempo e no espaço, definindo relações entre as características das espécies e os fatores abióticos.

Os GFs são representados por códigos alfa-númericos, e classificados conforme o tipo de habitat, além de tolerâncias e sensibilidades de cada grupo. Neste estudo, somente os GFs que obtiverem 5% da biovolume total por unidade amostral foram considerados para a avaliação.

Para a classificação dos GFBMs foi adotado o critério de Kruk et al., (2010). Tal classificação divide as variáveis avaliadas em contínuas (volume individual, área de superfície, dimensão linear máxima, média e faixa de intervalo) e categóricas (presença e frequência de aerótopos, flagelos, mucilagem, heterocistos, estruturas exoesqueléticas silicosas e frequência média). Assim, de acordo com esses critérios, os grupos foram incluídos em sete grupos conforme sua morfologia:

*Grupo I:* pequenos organismos com alta relação volume individual e área de superfície. As espécies desse grupo são de tamanho pequeno com rápida taxa de crescimento individual e alta abundância numérica.

*Grupo II:* pequenos organismos flagelados com estruturas exoesqueléticas silicosas. Apresentam baixa biomassa e não representam uma significativa ameaça à qualidade da água.

*Grupo III:* espécies com grandes filamentos e aerótopos. São organismos grandes e crescem lentamente, mas a sua elevada razão volume/área de superfície confere uma maior tolerância a condições limitantes de luz.

*Grupo IV:* organismos de médio tamanho, sem traços especializados e com tolerância moderada para limitação de recursos.

*Grupo V:* flagelados unicelulares de médio para grande tamanho. O tamanho e relação volume/área de superfície média, a presença de flagelos e a produção de cistos permite que esses organismos possam tolerar baixos níveis de nutrientes.

*Grupo VI:* organismos não flagelados com exoesqueleto de sílica. Representado somente por diatomáceas, esse grupo possui alta densidade de células. Quando dominantes em reservatórios podem causar sérios problemas de filtração.

*Grupo VII:* colônias mucilaginosas grandes. O tamanho e volume elevados e a baixa relação volume / área de superfície tendem a tornar as espécies desse grupo sensíveis à baixa oferta de recursos. Podem produzir toxinas e substâncias alelopáticas.

#### 4.6 ANÁLISES DOS DADOS

Foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para as matrizes de dados com o objetivo de ordenar as unidades de amostragem segundo suas características biológicas e/ou ambientais. Para a realização desta análise foram utilizados os índices de distância de Bray-Curtis (matrizes de gêneros, famílias e densidade), de distância Euclidiana (matriz ambiental) e de Jaccard (matriz de presença/ausência de espécies) (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

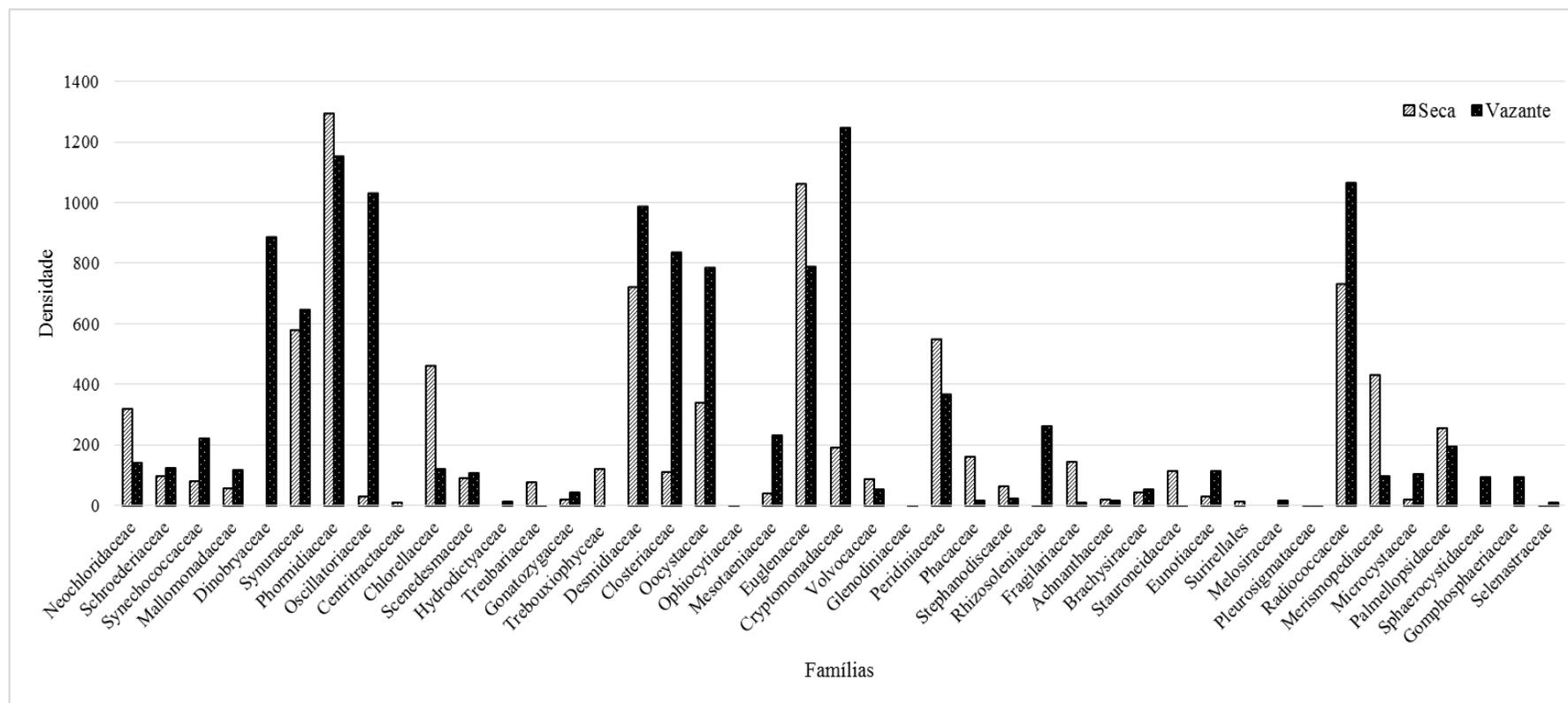
Os dois primeiros eixos da PCoA foram utilizados na análise de Procrustes (PERES-NETO e JACKSON, 2001) para comparar o grau de concordância entre as duas matrizes de dados. A estatística resultante é o valor de  $r$ , que varia de 0 (ausência de concordância) a 1 (concordância perfeita). A significância do valor de  $r$  foi obtida por meio do teste de Monte Carlo, através de 9.999 aleatorizações. Também foi aplicado o teste de Mantel para verificar a correlação existente entre as matrizes de distância. Este teste fornece uma estatística também denominada  $r$ , mas que varia entre +1 (correlação positiva perfeita) e -1 (correlação negativa perfeita), sendo 0 uma ausência de correlação. A significância foi obtida por meio de 9.999 aleatorizações (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Os dois métodos foram utilizados a fim de evitar erros de interpretação devido à escolha dos métodos de análise (Ver GIORIA et al., 2011; RIBAS e PADIAL, 2015). O teste de Procrustes é considerado mais poderoso do que o teste de Mantel. Ele tem maior poder porque mede a associação utilizando as observações originais (dados brutos) ou suas ordenações, enquanto o teste de Mantel mede a associação entre as matrizes de distância (PERES-NETO e JACKSON, 2001).

Os testes de Procrustes e Mantel foram empregados para medir as relações de concordância da estrutura espacial entre o conjunto de dados a nível de espécie com os dados de grupos funcionais (GFs) e morfofuncionais (GFBMs), para verificar a similaridade entre as matrizes de espécie, GFs e GFBMs com as matrizes de variáveis ambientais e para avaliar se a ordenação realizada com dados de espécies possui correlação das ordenações geradas com dados de gênero e/ou família. Por fim, essas análises estatísticas também foram utilizadas para verificar se a ordenação das unidades de amostragem realizada com dados de presença/ausência de espécies apresenta correlação com a ordenação gerada com dados de

densidade. As correlações ( $r$ ) consideradas fortes foram aquelas em que os valores foram superiores a 0,7 (HEINO, 2010). Todas as análises foram realizadas no software gratuito R versão 3.2.3 (*R Development Core Team*), utilizando o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2015).

## **5. RESULTADOS**

O total de espécies fitoplanctônicas encontradas nas várzeas amazônicas, nos dois períodos de amostragem foi de 170 táxons (Apêndice 1). Na estação seca, a família mais representativa foi a Aulacoseiraceae, seguida pelas famílias Nostocaceae, Pseudanabaenaceae e Phormidiaceae. No período de vazante, as famílias mais representativas foram a Nostocaceae, Aulacoseiraceae e Aphanizomeniaceae, respectivamente. No entanto, como essas famílias apresentaram proporções elevadas em relação às demais, elas foram retiradas do gráfico para que as outras famílias pudessem ser melhores visualizadas (Figura 3).



**Figura 3.** Densidade (ind. mL<sup>-1</sup>) das famílias amostradas nas duas estações.

A média da temperatura registrada para os períodos de coleta foi de aproximadamente 31 °C. Os valores de pH encontrados para os locais de coleta estão dentro do observado para a região, que segundo Sioli e Klinge (1962), é de aproximadamente 7. Os resultados dos demais parâmetros avaliados estão apresentados na tabela 1. Os valores específicos de cada variável ambiental por unidade amostral estão detalhados no apêndice 3.

**Tabela 1.** Valores de média e desvio padrão (*D.P.*) das variáveis ambientais coletadas no estudo.

	<i>Seca</i>		<i>Vazante</i>	
	<i>Média</i>	<i>D.P.</i>	<i>Média</i>	<i>D.P.</i>
<b>Temp</b> (°C)	31.51	0.68	31.23	0.81
<b>Cond</b> (μS/cm)	56.86	15.11	51.28	16.12
<b>pH</b>	6.69	0.56	7.06	0.58
<b>O<sub>2</sub></b> (% sat)	80.90	23.48	78.17	28.80
<b>O<sub>2</sub></b> (mg/L)	5.83	1.50	5.82	2.05
<b>Alc.Total</b>	0.40	0.11	0.33	0.13
<b>Chl-a</b>	12.72	8.82	8.33	6.86
<b>Cl</b> (mg L <sup>-1</sup> )	0.15	0.06	1.46	0.44
<b>SO<sub>4</sub></b> (mg L <sup>-1</sup> )	4.80	2.41	1.68	0.78
<b>Ca</b> (mg L <sup>-1</sup> )	11.26	3.23	5.39	1.82
<b>Mg</b> (mg L <sup>-1</sup> )	2.39	0.73	0.95	0.34
<b>Na</b> (mg L <sup>-1</sup> )	2.56	0.79	1.75	0.56
<b>K</b> (mg L <sup>-1</sup> )	1.32	0.42	0.74	0.18
<b>NH<sub>4</sub></b> (mg L <sup>-1</sup> )	3.27	2.30	1.03	0.43

Em relação aos grupos morfofuncionais (GFBMs), todos os 7 grupos, segundo a classificação de Kruk et al., (2010) foram encontrados nas duas estações avaliadas.

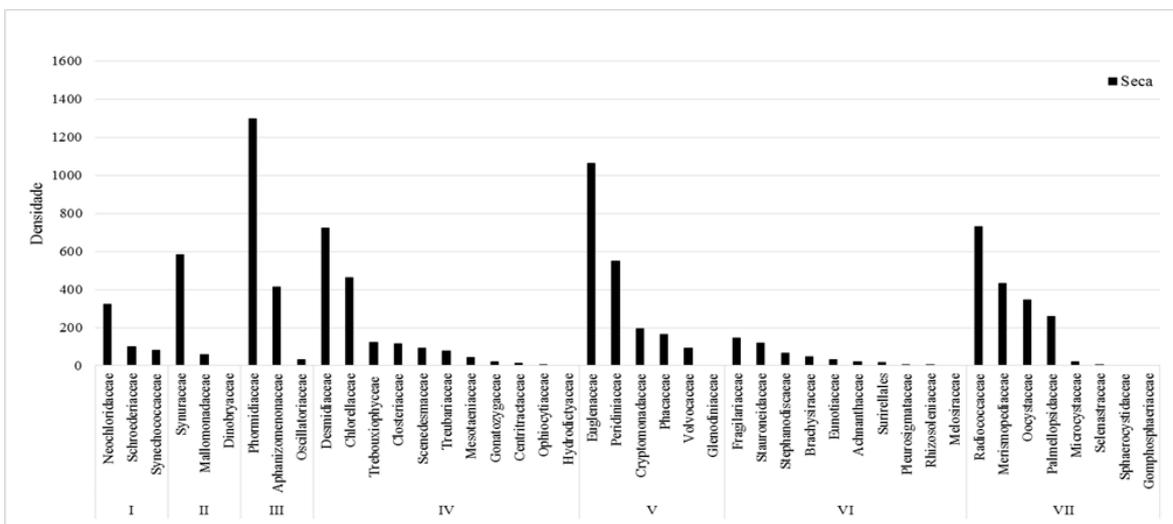
As famílias que apresentaram proporções elevadas em relação às demais dentro dos seus respectivos GFBMs foram retiradas da apresentação do gráfico, para que as outras famílias que foram menos expressivas pudessem ser melhores visualizadas.

Os GFBMs II e I foram os menos representativos nesses dois períodos, respectivamente. O grupo III foi o mais representativo no período de vazante, constituído pelas famílias Nostocaceae, Aphanizomeniaceae, Phormidiaceae e Oscillatoriaceae, em ordem decrescente de densidade. Além disso, esse grupo foi o único que não coincidiu com a sequência de densidade encontrada para os GFBMs nos períodos de seca e vazante. O segundo grupo com o índice mais elevado foi o VI, com dominância da família Aulacoseiraceae, seguido pelo grupo IV, com valor mais alto da família Desmidiaceae.

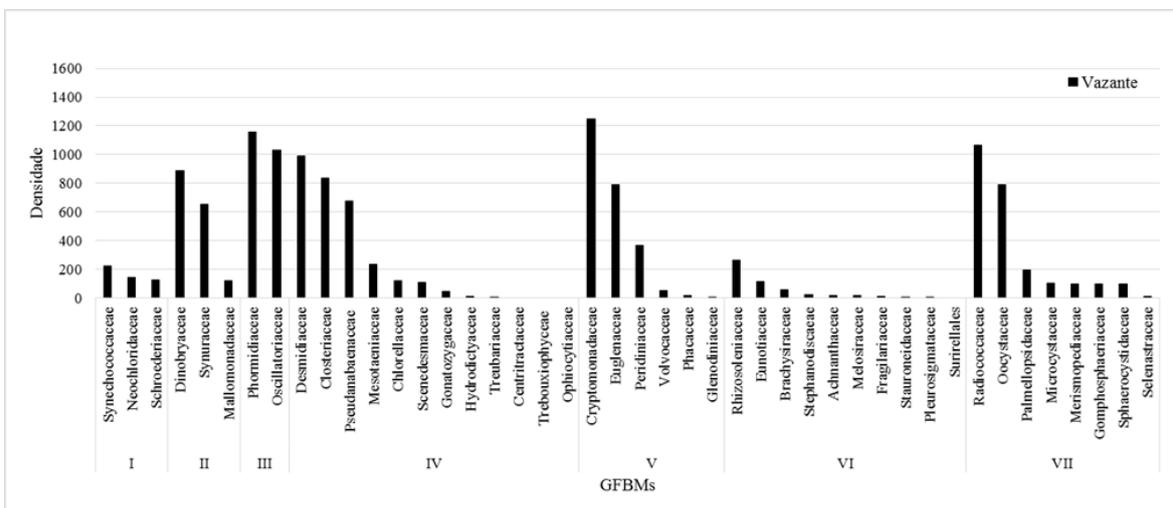
Na estação seca, o GFBM com maior densidade foi o grupo VI, destacando-se a família Aulacoseiraceae. Sequencialmente, os grupos III, IV, V, VII, II e I, representados respectivamente pelas famílias Nostocaceae, Pseudanabaenaceae, Euglenaceae,

Radiococcaceae, Synuraceae e Neochloridaceae, tiveram maior representatividade (Figura 04).

No período de vazante, pode ser observado um maior número de famílias com valores significativos em relação ao GFBM III, pois apesar da família Nostocaceae ter apresentado um valor mais elevado, as outras famílias desse grupo também obtiveram valores expressivos, quando comparadas com os demais grupos (Figura 5). Além disso, esse grupo foi o único que superou os valores do mesmo GFBM no período de seca, já que os valores de densidade na estação seca aumentaram para as demais famílias em relação à vazante.

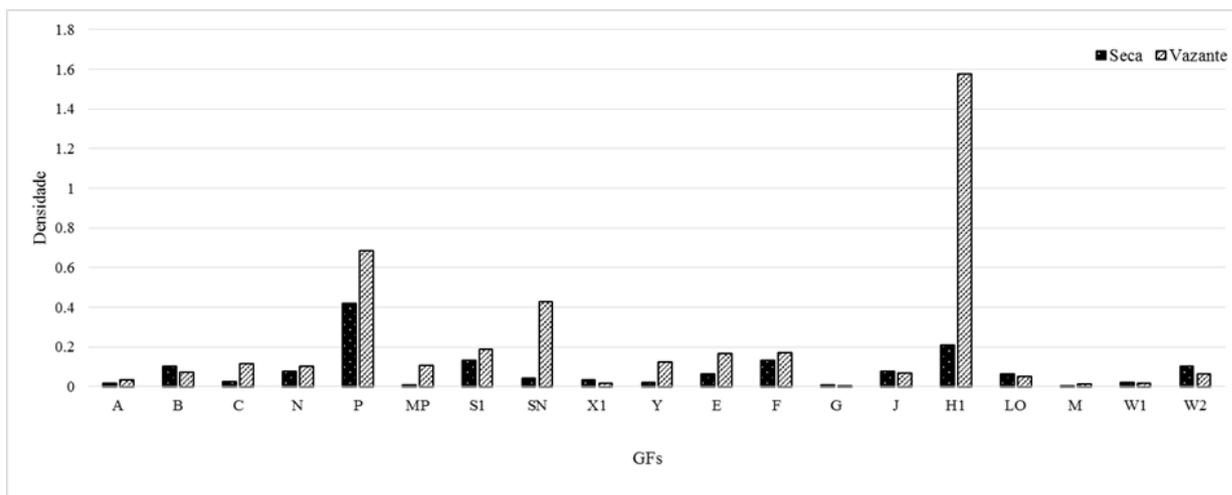


**Figura 4.** Densidade (ind. mL<sup>-1</sup>) das famílias e seus respectivos GFBMs durante o período da seca.



**Figura 5.** Densidade (ind. mL<sup>-1</sup>) das famílias e seus respectivos GFBMs durante o período da vazante.

Os GFs encontrados nas duas estações avaliadas foram A, B, C, N<sub>A</sub>, P, MP, S1, Sn, X1, Y, E, F, G, J, H1, Lo, M, W1 e W2. O grupo que obteve a maior densidade na vazante foi H1, seguido pelo P e Sn. Já durante o período da seca o grupo P, teve o maior valor de densidade, seguido pelos grupos H1 e F. O grupo H1 foi o que apresentou a densidade mais contrastante entre seca e vazante e também apresentou a maior densidade entre todos os grupos nos dois períodos (Figura 6).



**Figura 06.** Densidade e os respectivos GFs amostrados durante o período de seca e vazante.

Os coeficientes de correlação para as matrizes de espécie e gênero foram significativos ( $P < 0,05$ ), apresentando pequena diferença quanto ao método analítico (Mantel e Procrustes), com todos os valores de  $r > 0,7$ . A concordância entre as matrizes de espécie e família foi forte ( $r > 0,7$ ) e significativa ( $P < 0,05$ ) para as duas estações estudadas, de acordo com Mantel e Procrustes, sendo os valores dessa última análise mais elevados  $r > 0,9$  (Tabela 02). Sendo assim, esses resultados expressivos para a significância e correlação corroboram a hipótese alternativa, sugerindo que o uso de dados de gênero e família como substitutos para dados de espécie pode ser eficiente para todas as espécies fitoplanctônicas estudadas, nos dois períodos de amostragem.

Ambos os resultados dos testes identificaram correlações significativas ao avaliar as relações de concordância entre os dados de espécie com os dados de presença e ausência ( $P < 0,05$ ). Quanto aos valores de  $r$ , nas duas análises, os índices ficaram acima de 0,9 para os dois períodos avaliados, evidenciando sua utilização para grupo substituto (Tabela 02).

Os valores de concordância para espécie e GFs foram significativos para as duas análises estatísticas, nos dois períodos avaliados ( $P < 0,05$ ). Os níveis de concordância entre os GFs e a densidade de espécies foram fortes para Procrustes e Mantel, considerando as duas

estações. Os valores obtidos estão entre  $0,7 < r < 0,8$ . Nesse sentido, o uso de GFs para substituir espécie pode ser uma alternativa.

A concordância entre as matrizes de densidade de espécies e GFBMs foi forte para o teste de Procrustes ( $r > 0,7$ ). No teste de Mantel, apesar do valor de  $P$  ter sido significativo, a correlação não foi forte nos dois períodos sendo menor na estação seca. A significância entre os GFBMs e densidade de espécies foi similar ao resultado de GFs e espécies (Tabela 02).

A correlação matricial para espécie e dados ambientais nos testes de Mantel e Procrustes, para os dois períodos amostrais, demonstraram valores com baixa correlação ( $r < 0,3$ ). Os índices foram mais significantes para a análise de Procrustes e Mantel durante o período da vazante, apresentando os valores de correlação, acima de 0,5, com  $r = 0,54$  para Mantel e  $r = 0,58$  para Procrustes. Além disso, os resultados não foram significativos durante o período da seca para os dois testes, com todos os valores de  $P$  acima de 0,05 (Tabela 02).

As correlações entre as matrizes de variáveis ambientais e de GFs apresentaram baixa congruência, para os dois testes analisados, tanto na seca quanto na vazante, embora significantes. Entre as matrizes de dados ambientais e GFBMs a concordância entre os grupos obteve valores para Procrustes, com  $r < 0,5$  e para Mantel, com  $r < 0,3$  nos dois períodos de estudo. Além disso, os valores não foram significativos, para dados ambientais com GFs ou com GFBMs para ambos testes, no período da seca (Tabela 02).

**Tabela 2.** Correlação ( $r$ ) e significância ( $P$ ) dos dados de densidade do fitoplâncton e variáveis ambientais através das estatísticas de Procrustes e Mantel.

Períodos	Grupos	Teste de Procrustes		Teste de Mantel	
		R	P	R	P
Seca	Espécie x Gênero	<b>0,94</b>	0,0001	<b>0,89</b>	0,0001
	Espécie x Família	<b>0,89</b>	0,0001	<b>0,81</b>	0,0001
	Espécie x Presença/Ausência	<b>0,97</b>	0,0001	<b>0,96</b>	0,0001
	Espécie x GFs	<b>0,89</b>	0,0001	<b>0,72</b>	0,0001
	Espécie x GFBMs	<b>0,82</b>	0,0001	<b>0,56</b>	0,0001
	Variáveis ambientais x Espécie	0,36	0,2824	0,26	0,0961
	Variáveis ambientais x GFs	0,29	0,4664	0,31	0,0710
	Variáveis ambientais x GFBMs	0,35	0,2983	0,19	0,1186
Vazante	Espécie x Gênero	<b>0,97</b>	0,0001	<b>0,90</b>	0,0001
	Espécie x Família	<b>0,93</b>	0,0001	<b>0,83</b>	0,0001
	Espécie x Presença/Ausência	<b>0,97</b>	0,0001	<b>0,94</b>	0,0001
	Espécie x GFs	<b>0,88</b>	0,0001	<b>0,73</b>	0,0001
	Espécie x GFBMs	<b>0,78</b>	0,0001	<b>0,62</b>	0,0001
	Variáveis ambientais x Espécie	<b>0,58</b>	0,0009	<b>0,54</b>	0,0001
	Variáveis ambientais x GFs	0,55	0,0013	0,26	0,0135
	Variáveis ambientais x GFBMs	0,48	0,0123	0,26	0,0209

Os resultados indicaram que as matrizes de espécie podem ser substituídas por resoluções taxonômicas como gênero, família e GFs, bem como por dados de presença e ausência. Entre essas matrizes mencionadas, nos dois testes estatísticos, elas obtiveram forte correlação e foram significativos nas duas estações analisadas.

A similaridade matricial entre a densidade de espécies e os dados ambientais foi significativa e congruente apenas na vazante, e dessa forma, os dados de espécie devem ser usados com cautela. O mesmo resultado pode ser observado entre as matrizes de dados ambientais e GFBMs, na seca. Já na vazante, mesmo sendo significativos, os valores de correlação foram baixos.

## 6. DISCUSSÃO

A família Phormidiaceae, referente ao GFBM III, a mais representativa no período de vazante, foi constituída pela espécie *Planktothrix isothrix*, uma cianobactéria filamentosa, planctônica, que possui células com inúmeros aerótopos e habita ambientes de água doce, formando florações em águas eutrofizadas a hipertrofizadas (KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 2005; BICUDO e MENEZES, 2006). De uma forma geral, as cianobactérias são dominantes em ambientes aquáticos com maior nível trófico e elevação da temperatura da água, são tolerantes à turbulência e à deficiência de luz, apresentando-se mais sensíveis à deficiência de Nitrogênio do que à falta de luz (REYNOLDS, 1998). Resultados similares foram encontrados por Câmara (2011), investigando os padrões de variações limnológicas e relações ecológicas entre comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, no semi-árido. Segundo o autor, as cianobactérias pertencentes ao GFBM III estiveram presentes durante todo o período de estudo, em lagos eutrofizados, coincidindo com os meses de maior nível de Fósforo (P) e aumento de Nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), bem como os GFBMs IV e VI estiveram associados ao aumento desses nutrientes. Além disso, o fato de ser o único a alternar a posição entre os demais GFBMs, pode estar relacionado à estratégia de adaptação regional ligada à morfologia funcional decorrente do distúrbio ecológico provocado pela renovação das águas (REYNOLDS, 1998).

O grupo funcional H<sub>1</sub>, tendo como representantes espécies do gênero *Anabaena*, obteve a densidade mais contrastante entre seca e vazante e também apresentou a maior densidade entre todos os grupos nos dois períodos. As espécies do grupo H<sub>1</sub> são S-estrategistas e são sensíveis ao stress da inundação e dependentes do equilíbrio hidrológico da estação seca (STEVIC' et al., 2013). Além disso, como habitam desde ambientes oligotróficos

a hipereutróficos, são dominantes nos ecossistemas de ocorrência (GEMELGO et al., 2009), com isso é possível inferir que as características adaptativas do grupo H<sub>1</sub> podem ter contribuído para a maior densidade desse GF. Quando as espécies que compõem o grupo H<sub>1</sub> ocorrem há perda de diversidade funcional (BORICS et al., 2012), De acordo com Gemelgo et al., (2009) o grupo H<sub>1</sub> pode ser utilizado como indicador ambiental de regiões tropicais.

Os altos valores obtidos para as correlações e as expressivas significâncias entre as matrizes de gênero e família com a matriz de espécie, sugeriram a possibilidade da utilização de gênero e/ou família como substitutos para dados de densidade de espécies. Notou-se um decréscimo dos valores de correlação para níveis taxonômicos superiores, assim como observado em estudos realizados por Carneiro et al., (2010), Gallego et al., (2012) e Machado et al., (2015). A utilização de gêneros de algas como substitutos para espécie fornece grandes benefícios, já que nesse caso a identificação não depende da presença de estruturas que nem sempre estão aparentes a nível de espécie ou ainda grupos que possuem grande variabilidade quanto à morfologia, além da necessidade de conhecimento do ciclo de vida individual de determinadas espécies (CARNEIRO et al., 2010). É importante considerar alguns fatores quando for optar pelo uso de gênero, como diferentes grupos biológicos possuem respostas aos mecanismos evolutivos, distintas e individuais, além de levar em conta a variação dos critérios escolhidos para agrupar espécies em gênero entre os taxonomistas, fatores que podem influenciar na eficácia da resolução taxonômica (RIBAS, 2013). Da mesma forma, Gallego et al., (2012) corroboram com o uso de abordagens baseadas em táxons de gênero e família para prever relativamente bem tanto a riqueza do fitoplâncton quanto a composição da assembleia. Jiang et al., (2013) avaliando a eficácia do uso de táxons mais elevados como substitutos para descrever espécies concluíram que a riqueza de espécies estava correlacionada com a riqueza de táxons maiores. Os autores recomendaram o uso do nível de gênero como substituto para estimar a biodiversidade da fauna de macroinvertebrados em lagos, servindo para desenvolver estratégias de conservação. Machado et al., (2015) recomendam o uso de níveis taxonômicos mais altos, como gênero e família, para substituir espécies porque, segundo os autores, respostas ecológicas similares serão obtidas em qualquer dos três níveis taxonômicos, porque eles têm padrões espaciais semelhantes.

Com relação à substituição dos dados de espécie por presença e ausência, as correlações fortes obtidas nos dois testes e a existência de uma alta significância, indicaram a possibilidade do uso dos dados de presença e ausência. Esses resultados foram similares aos encontrados por Ribas e Padial (2015) que sugeriram dados de presença e ausência como substitutos para dados de espécies de diferentes grupos biológicos, como o fitoplâncton, sendo

uma ótima estratégia para aperfeiçoar as avaliações biológicas em planícies de inundação, reduzindo tempo e custos, e servindo como suporte em tomadas de decisão. Gomes et al., (2015) encontraram fortes correlações e alta significância entre os dados de densidade e de presença e ausência de zooplâncton independentemente do período analisado. Além disso, Xu et al., (2011) consideraram que a perda de informações foi muito pequena ao serem utilizados dados de presença e ausência para comunidades ciliadas planctônicas.

Os resultados obtidos nas correlações entre a matriz de espécie com as matrizes de GFs e GFBMs, indicaram que o uso dessas classificações ecológicas como grupos substitutos pode ser recomendado, sendo uma alternativa viável. Contudo o uso de GFBMs deve ser usado com cautela. Vários autores concordam com esses resultados e alternam as opiniões sobre a eficácia dos grupos ecológicos de acordo com a especificidade de cada estudo. Para Gallego et al., (2012) o uso de GFs foi relativamente bom para prever a riqueza e composição do fitoplâncton, em contrapartida, os autores observaram limitações para os GFBMs nesse aspecto. Igualmente, Stanković et al., (2012) consideraram que as análises realizadas com GFs foram melhores para prever características do fitoplâncton do que as análises feitas com GFBMs, uma vez que os GFs deixaram mais evidentes as divisões do fitoplâncton, e foram mais eficientes para dividir mais especificamente grupos como o das diatomáceas, o que tornaram os resultados mais evidentes. O mesmo não ocorreu com os GFBMs, já que as diatomáceas foram inseridas apenas no grupo VI. Além disso, conforme os autores, a classificação de GFBMs é baseada em lagos, limitando a sua aplicação para rios, por exemplo. Žutinić et al., (2014) também compartilham dessas afirmações sobre as divisões das diatomáceas serem melhor descritas através dos GFs do que por meio dos GFBMs e ressaltam que os grupos baseados na morfologia são menos sensíveis para descreverem a variabilidade individual de grupos de algas. No entanto, esses mesmos autores observaram que os GFBMs foram mais eficientes para descrever a sucessão do fitoplâncton em lagos cársticos profundos e deram as respostas estatísticas mais eficientes, sendo relativamente mais simples e objetivos.

Nossos resultados apontaram que os dados ambientais podem ser mais uma estratégia, para a substituição de dados de espécie, GFs e GFBMs, apesar de apresentar alguns resultados não significantes. Contudo, os valores não satisfatórios encontrados na seca, sugerem que mais estudos devem ser feitos, contemplando diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos, do que os mensurados neste estudo e que poderiam ter uma maior influência sobre a comunidade fitoplanctônica. Semelhantes resultados foram relatados por Gallego et al., (2012) que encontraram respostas mais precisas para captar as influências ambientais em GFs

do que em GFBMs. Contudo, os autores não recomendaram o uso de abordagens ecológicas para predizer relações grupos/ambiente, uma vez que a maior variância explicada pelos testes estatísticos utilizados pelos autores foi obtida a partir de informações sobre a estrutura da comunidade. Assim, esses mesmos autores salientam que grupos substitutos devem ser aplicados com cautela e selecionados para coincidir com o objetivo do estudo.

Observou-se que os menores valores encontrados nos resultados para a estatística  $r$  quase sempre foram encontrados no teste de Mantel. Assim, observa-se que uma interpretação ecológica de relações não deve ser dependente apenas do valor de um único método estatístico (GIORIA et al., 2011), o que justifica termos optado em utilizar dois testes estatísticos nesta pesquisa. Segundo os autores, várias abordagens devem ser usadas para avaliar as relações entre táxons e verificar a resposta de cada grupo taxonômico às variadas condições ambientais locais e regionais.

## **7. CONCLUSÃO**

Os níveis taxonômicos de gênero e família, os dados de presença/ausência, além dos grupos funcionais e morfofuncionais fitoplanctônicos podem ser empregados como substitutos no intuito da simplificação de programas de monitoramento, diminuindo os custos e tornando mais simples e rápidas as pesquisas para a conservação da biodiversidade. Para a utilização das variáveis ambientais como substitutos para dados de espécie, grupos funcionais e morfofuncionais são necessários mais estudos.

Contudo, é importante salientar que para a simplificação do monitoramento ambiental é necessário levar em consideração mais fatores, e não apenas os valores de concordância e significância dos testes estatísticos. Nesse caso, para a escolha e utilização de um grupo substituto, além dos dados estatísticos obtidos, podem também ser avaliados o tamanho da região e suas características físicas, químicas e biológicas, o orçamento do projeto, a disponibilidade de mão de obra especializada e tempo hábil. Outro ponto a ser considerado é o objetivo da pesquisa, por exemplo, o monitoramento de determinado recurso hídrico, utilizando dados a nível de espécie pode fornecer mais informações relevantes quando se busca detectar respostas toxicológicas e houver um interesse em trabalhar com grupos mais específicos, ainda que seja necessário consumir mais recursos e mão de obra qualificada.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFFONSO, A. G.; ARRAUT, E. M.; RENÓ, V. F., LEÃO, J. A. D.; HESS, L.; QUEIROZ, H.; NOVO, E. M. L. M. Estudo da dinâmica de inundação na várzea Amazônica através de termo-sensores. **Anais... XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, 2011.

ALLEN, A. P.; WHITTIER, T. R.; LARSEN, D. P.; KAUFMANN, P. R.; O'CONNOR, R. J.; HUGHES, R. M.; STEMBERGER, R. S.; DIXIT, S. S.; BRINKHURST, R. O.; HERLIHY, A. T.; PAULSEN, S. G. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 56, n. 11, p. 2029-2040, 1999.

ALMEIDA, F. F.; MELHO, S. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de um lago de inundação amazônico (LãCatalao, Amazonas, Brasil). **Neotropical Biology & Conservation**, v. 6, n. 2, p. 112-123, 2011.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, C. P. P. **A dinâmica do fitoplâncton em uma várzea amazônica** – variações sazonal e nictimeral (Várzea do Lago Grande de Curaí - Pará, Brasil). 2011. 92 p. Dissertação (mestrado em Ecologia e Evolução). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, 2011.

ALVES-DE-SOUZA, C.; MENEZES, M.; HUSZAR, V. Composição e grupos funcionais do fitoplâncton de uma lagoa costeira tropical húmica, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 701-708, 2006.

AMAPÁ. Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá. **Zoneamento Ecológico Econômico da Área Sul do Estado do Amapá** – ATLAS. Macapá: IEPA/GEA/AP, 2000.

ANJOS, M.; OLIVEIRA, R.; ZUANON, J. Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 45-50, 2008.

ARAR, E. J.; COLLINS, G. B. **In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence**. Cincinnati (OH): National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development US Environmental Protection Agency. (EPA publication; method no. 445.0). 1997.

BAE, M. J. et al. Concordance of diatom, macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales: Implications for ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 47, p. 89-101, 2014.

BALATA, D.; PIAZZI, L.; RINDI, F. Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection of responses to stress. **Marine biology**, v. 158, n. 11, p. 2459-2469, 2011.

BARBOSA, K. M. N.; PIEDADE, M. T. F.; KIRCHNER, F. F. Estudo temporal da vegetação herbácea da várzea da Amazônia Central. **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2ed. Rima: São Carlos, 2006.

BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para 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.

BORICS, G.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; LUKÁES, B. A.; VÁRBÍRÓ, G. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 251-262, 2012.

BOWMAN, M. F.; GUNN, J. M.; INGRAM, R.; MORGAN, G.; PATERSON, A. M; REID, R. A. Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the precambrian shield. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, n. 5, p. 919-932, 2008.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CALHEIROS, D. F. **Influência do pulso de inundação na composição isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) das fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai, Pantanal-MS**. 2003. 164p. Tese (Doutorado em ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. 2003.

CARNEIRO, F. M.; BINI, L. M.; RODRIGUES, L. C. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 249-255, 2010.

COELHO, R. M. P. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em Zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RiMa, 2004. 371p.

CONCEIÇÃO, M.C.A. **Análise estrutural de uma floresta de várzea no Estado do Pará**. 1990. 107f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, UFPR, 1990.

DE SIMONE, O.; JUNK, W. J.; SCHMIDT, W. Central Amazon floodplain forests: root adaptations to prolonged flooding. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 50, n. 6, p. 848-855, 2003.

DIAS, J. B.; HUSZAR, V. L. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

DUNCK, B.; BORTOLINI, J. C.; RODRIGUES, L.; RODRIGUES, L. C.; JATI, S.; TRAIN, S. Functional diversity and adaptative strategies of planktonic and periphytic algae in isolated tropical floodplain lake. **Brazilian Journal of Botany**, v. 36, n. 4, p. 257-266, 2013.

FAVREAU, J. M.; DREW, C. A.; HESS, G. R.; RUBINO, M. J.; KOCH, F. H.; ESCHELBACH, K. A. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 12, p. 3949-3969, 2006.

FIGLIOTTI, M. F. et al. Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. **Water research**, v. 39, n. 20, p. 5017-5026, 2005.

FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; DE REVIERS, B.; PRADO, J. F.; HAMLAOUI, S. **Algas**: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. Artmed. 332p., 2010.

GALLARDO, B.; ESPAÑOL, C.; COMIN, F. Aquatic metabolism short-term response to the flood pulse in a Mediterranean floodplain. **Hydrobiologia**, v. 693, n. 1, p. 251-264, 2012.

GALLEGO, I.; DAVIDSON, T. A.; JEPPESEN, E.; PÉREZ-MARTÍNEZ, C.; SÁNCHEZ-CASTILLO, P.; JUAN, M.; CASAS, J. J. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 575-585, 2012.

GEMELGO, M. C. P.; MUCCI, J. L. N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p.1001-1013, 2009.

GIORIA, M.; BACARO, G.; FEEHAN, J. Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: Potential pitfalls and solutions. **Acta Oecologica**, v. 37, p. 187-194, 2011.

GIRÃO, E. G.; DE ANDRADE, E. M.; DE FREITAS ROSA, M.; DE ARAÚJO, L. D. F. P.; MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibas pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agronômica**, n. 1, v. 38, p. 17-24, 2008.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.

GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; TUDESQUE, L.; LEK, S.; BARAILLÉ, Y.; LOOT, G. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 4, p. 592-603, 2008.

HEINO, J. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 112-117, 2010.

\_\_\_\_\_. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? **Ecological Indicators**, v. 36, p. 186-194, 2014.

HEINO, J. et al. Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 12, p. 3085-3098, 2009.

HUSZAR, V. L. M. Fitoplâncton. In BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; ROLAND, F. (Eds.). **Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico**. Rio de Janeiro: SBL. Instituto de Biologia, 342p., 2000.

HUSZAR, V. L. M.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian Floodplain Lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to gradual environmental change. **Hydrobiologia**, v. 346, n. 1-3, p. 169-181, 1997.

IBAÑEZ, M. S. R. Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian Floodplain Lake. **Hydrobiologia**, v. 362, n. 1-3, p. 79-83, 1998.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Previsão climática**. Disponível em <<http://clima1.cptec.inpe.br/>> Acesso em 27/05/2016.

JÄRVINEN, M.; DRAKARE, S.; FREE, G.; LYCHE-SOLHEIM, A.; PHILLIPS, G.; SKJELBRED, B.; PASZTALENIEC, A. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes. **Hydrobiologia**, v. 704, n. 1, p. 97-113, 2013.

JOHNSON, R. K; HERING, D. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 978-992, 2010.

JUNK, W. J. Aquatic habitats in Amazonia. **The Environmentalist**, v. 3, n. 5, p. 24-34, 1983.

\_\_\_\_\_. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: **The Central Amazon Floodplain**, Springer Berlin Heidelberg, p. 3-20, 1997.

\_\_\_\_\_. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains. In: HOLMNIELSEN, L. B.; BALSLEV, H. (Eds.). **Tropical Forest Botanical Dynamics Speciation and Diversity**, London: Academic, p. 47-64. 1989.

\_\_\_\_\_. Wetlands of tropical South America. In: HIGHAM, D.; EJNY, S.; SYKYJOVA, D. (Eds). Wetlands in the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, Bucuresti, v. 263, p. 155-162, 1993.

KOMÁREK, J. E ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota. Teil: Oscillatoriales. In: BÜDEL, B.; GÄRDNER, G.; KRIENITZ, L.; SCHAGUL, M. (eds.). Subwasserflora von mitteleuropa. **Spektrum Akademischer Verlag**, 759p., 2005.

KRUK, C.; SEGURA, A. M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. In: (Ed.). Phytoplankton responses to human impacts at different scales: **Springer**, p. 191-202, 2012.

KRUK, C.; HUSZAR, V. L.; PEETERS, E. T.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LÜRLING, M.; SCHEFFER, M. A. morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M.; COSTA, F. R.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; SOUZA, J. L.; JAMILE MORAES, J.; MAGNUSSON, W. E. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 366-373, 2012.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. **Numerical ecology**. Elsevier, 2012.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, p. 615-639, 2008.

LOPES, P. M.; CALIMAN, A.; CARNEIRO, L. S.; BINI, L. M.; ESTEVES, F. A.; FARJALLA, V.; BOZELLI, R. L. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1171-1176, 2011.

LUCINDA, I. **Estudo de comunidades planctônicas (bacterioplâncton, nanoflagelados, fitoplâncton e zooplâncton) em um pequeno reservatório tropical** – experimentos com mesocosmos. 2007. 249f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2007.

LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 2, p. 94-100, 2004.

MACHADO, K. B.; BORGES, P. P.; CARNEIRO, F. M.; DE SANTANA, J. F.; VIEIRA, L. C. G.; DE MORAES HUSZAR, V. L.; NABOUT, J. C. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. **Hydrobiologia**, v. 743, n. 1, p. 255-267, 2015.

MAIA, M. A. M.; MARMOS, J. L. **Geodiversidade do estado do Amazonas**. Manaus, CPRM, 275p., 2010.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A Comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira Biologia**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.

MAURENZA, D.; MARENCO, R. A.; PAROLIN, P.; PIEDADE, M. T. F. Physiological responses to flooding and light in two tree species native to the Amazonian floodplains. **Aquatic botany**, v. 96, n. 1, p. 7-13, 2012.

MÉDAIL, F.; ROCHE, P.; TATONI, T. Functional groups in phytoecology: an application to the study of isolated plant communities in Mediterranean France. **Acta Oecologica**, v. 19, n. 3, p. 263-274, 1998.

MELO, A. S. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 164, n. 3, p. 309-323, 2005.

MELO, F.; SOUZA, K. F. Flutuação anual e interanual da riqueza de espécies de desmídiás (Chlorophyta-Conjugatophyceae) em um lago de inundação amazônico de águas pretas (Lago Cutiuauá, Estado do Amazonas, Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 235-243, 2009.

MIRANDA, E. C. A. O. **Influência do pulso de inundação do rio solimões sobre os processos geoquímicos e comunidade fitoplanctônica do lago Janauacá, Amazonas, Brasil**. 2013. 125p. Tese (doutorado em Geociências Aplicadas), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013.

MORMUL, R. P.; JUNIOR, S. P.; VIEIRA, L. A.; MONKOLSKI, A.; POVH, E. B. Caracterização das condições ambientais de um rio neotropical a partir da densidade, composição e riqueza de taxa de invertebrados bênticos. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 379-386, 2009.

NASSAR, M. Z. A.; FAHMY, M. A. Effects of some environmental factors on the population density and species diversity of phytoplankton in Bitter Lakes, Egypt. **Rendiconti Lincei**, v. 27, n. 2, p. 291-298, 2016.

NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. O estudo fitoplâncton com base nos grupos funcionais: origens e um vislumbre sobre seu futuro. In: POMPÊO *et al.* (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

NOGUEIRA, F.; COUTO, E. G. Amostragem em planícies de inundação. In: BICUDO, C.E. M.; BICUDO, D. C. (Eds.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos, RIMA, p. 281-293, 2004.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M.; MELACK, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; PEREIRA FILHO, W. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. **Anais... Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**, v. 12, p. 3175-3182, 2005.

OKSANEN, F.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**, 2015.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 427, n. 1, p. 101-112, 2000.

PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J.; JACKSON, D.; MÄKI-PETÄYS, A. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. **Ecological Applications**, v. 16, n. 1, p. 368-379, 2006.

PADIAL, A. A.; DECLERCK, S. A.; DE MEESTER, L.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; RODRIGUES, L. C., TAKEDA, A.; TRAIN, S.; LUIZ F. M. VELHO, L. F. M.; BINI, L. M. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 11, p. 2411-2423, 2012.

PAROLIN, P. Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. **Oecologia**, v. 128, n. 3, p. 326-335, 2001.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 169-178, 2001.

PIEIDADE, M. T. F.; ALMEIDA E VAL, V. M. F. D.; LOPES, A.; HENRIQUE, H. S.; FÉ, L. M. L.; WITTMANN, F. Organismos aquáticos e de áreas úmidas em uma Amazônia em transição. **Ciência e Cultura**, v. 66, n. 3, p. 34-40, 2014.

PIEIDADE M. T. F.; WORBES M.; JUNK W. J. Geo-ecological controls on elemental fluxes in communities of higher plants in Amazonian floodplains. In: McClain, M. E.; Victoria, R. L.; Richey, J. E. (Eds.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. Oxford: Oxford University, p. 209-234, 2001.

RAMALHO, E. E.; MACEDO, J.; VIEIRA, T. M.; VALSECCHI, J.; CALVIMONTES, J.; MARMONTEL, M.; QUEIROZ, H. L. Ciclo hidrológico nos ambientes de várzea da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá – Médio rio Solimões, período de 1990 a 2008. **Uakari**, v. 5, n. 1, p. 61-87, 2009.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015.

REIS, N. J., ALMEIDA, M. E., RIKER, S. L., FERREIRA, A. L. Geologia e recursos minerais do Estado do Amazonas. Manaus: CPRM, 125p. 2006

REYNOLDS, C. S. Ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

\_\_\_\_\_. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369, p.11-26, 1998.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RIBAS, L. G. D. S. **Padrões de beta-diversidade de espécies de múltiplas comunidades aquáticas são suficientemente explicadas por dados de gênero**. 2013. 39f. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

RIBAS, L. G. D. S.; PADIAL, A. A. The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. **Hydrobiologia**, v. 747, p. 83-95, 2015.

RODRIGUES, M. S. **Biomassa e produção fitoplanctônica do Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Amazonas)**. 1994. 200p. Tese de Doutorado. Manaus: Fund. Univ. Amazonas/INPA, 1994.

ROONEY, R. C.; BAYLEY, S. E. Community congruence of plants, invertebrates and birds in natural and constructed shallow open-water wetlands: Do we need to monitor multiple assemblages? **Ecological Indicators**, v. 20, p. 42–50, 2012.

SILVEIRA, M. H. **Estrutura e dinâmica do Fitoplâncton e fatores direcionadores da dominância de cianobactérias em uma lagoa rasa subtropical (Lagoa do Peri, SC)**. 2013. 106p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SIOLI, H. Das Wasser im Amazonasgebiet. **Forsch. Fortschr.**, v. 26, n. 21-22, p. 274-280, 1950.

\_\_\_\_\_. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. (Eds.). **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**, p. 127-165, 1984.

SIOLI, H.; KLINGE, H. Solos, tipo de vegetação e água na Amazônia. **Boletim geográfico**, n.179, mar./abr. 1964.

SOUZA, M. B. G.; BARROS, C. F. A.; BARBOSA, F.; HAJNAL, É.; PADISÁK, J. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p. 211–224, 2008.

SOUZA, B. D. Â.; FERNANDES, V. O. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Scientiarum Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 245-253, 2009.

SPETTER, C. V.; POPOVICH, C. A.; ARIAS, A.; ASTEASUAIN, R. O.; FREIJE, R. H.; MARCOVECCHIO, J. E. Role of Nutrients in Phytoplankton Development during a Winter Diatom Bloom in a Eutrophic South American Estuary (Bahía Blanca, Argentina). **Journal of Coastal Research**, v. 31, n. 1, p. 76-87, 2013.

STANKOVIĆ, I.; VLAHOVIĆ, T.; UDOVIĆ, M. G.; VÁRBÍRÓ, G.; BORICS, G. Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 217-231, 2012.

STEVIĆ, F.; MIHALJEVIĆ, M.; ŠPOLJARIĆ, D. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. **Hydrobiologia**, v. 709, n. 1, p. 143-158, 2013.

TEIXEIRA, W. G.; PINTO, W. H.; LIMA, H. N.; MACEDO, R. S.; MARTINS, G. C.; ARRUDA, W. D. C. Os solos das várzeas próximas a calha do Rio Solimões–Amazonas no Estado do Amazonas. In: Workshop geotecnologias aplicadas às áreas de várzea na Amazônia. **Anais...** Manaus: Ibama, p. 29-36, 2007.

TOWNSEND, S. A. Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 163-179, 2006.

TRAIN, S.; OLIVEIRA, M. D.; QUEVEDO, M. T. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 389-395, 2000.

TRIGAL, C.; FERNANDEZ-ALAEZ, C.; FERNANDEZ-ALAEZ, M. Congruence between functional and taxonomic patterns of benthic and planktonic assemblages in flatland ponds. **Aquatic sciences**, v. 76, n. 1, p. 61-72, 2014.

VIEIRA, L. C.; RIBEIRO, H. R.; VITAL, M. V.; DA SILVA, L. C.; DE SOUZA, A. C. B.; PINHEIRO, R. C.; BINI, L. M. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 36-41, 2014.

VIEIRA, L. C. G.; PADIAL, A. A.; VELHO, L. F. M.; CARVALHO, P.; BINI, L. M. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 374-381, 2015.

XU, H.; JIANG, Y.; ZHANG, W.; ZHU, M.; AL-RASHEID, K. A. An approaches to determining potential surrogates for analyzing ecological patterns of planktonic ciliate communities in marine ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, v.18, n. 8, p. 1433-1441, 2011.

ZHU, K.; BI, Y.; HU, Z. Responses of phytoplankton functional groups to the hydrologic regime in the Daning River, a tributary of Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v. 450, p. 169-177, 2013.

ŽUTINIĆ, P.; GLIGORA, U. M.; KORALJKA, K. B.; PLENKOVIĆ-MORAJ, A.; PADISÁK J. Morpho-functional classifications of phytoplankton assemblages of two deep karstic lakes. **Hydrobiologia**, v. 740, n. 1, p. 147–166, 2014.

**9. Apêndice 1.** Códons dos GFs e GFBMs classificados no estudo e lista das espécies fitoplanctônicas por unidade amostral durante a vazante.

Espécie	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	
<i>Achnanthes cf inflata</i>	MP	VI	X																				X	
<i>Actinastrum aciculare</i>	G	IV		X	X										X			X						
<i>Actinastrum hantzchii</i>	G	IV																	X					
<i>Anabaena cf crassa</i>	H1	III										X	X	X	X	X		X	X			X		
<i>Anabaena cf sphaerica</i>	H1	III		X																				
<i>Aphanizomenon cf gracile</i>	H1	III																	X					
<i>Aphanocapsa annulata</i>	K	VII		X									X	X										
<i>Asterionella sp1</i>	C	VI																		X				
<i>Asterococcus cf limneticus</i>	F	VII		X									X						X					X
<i>Aulacoseira cf ambigua</i>	C	VI			X			X				X	X	X			X				X	X		
<i>Aulacoseira granulata var angustissima</i>	P	VI							X			X		X	X	X	X			X				X
<i>Aulacoseira granulata var granulata</i>	P	VI	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira herzogii</i>	B	VI								X					X					X	X			X
<i>Aulacoseira sp</i>	B	VI		X	X			X	X		X				X	X				X	X	X		
<i>Brachysira cf vitrea</i>	A	VI	X	X																				
<i>Catenococcus cf tortuosus</i>	F	VII										X			X			X	X	X				
<i>Closterium cf cornu Ehrenberg</i>	P	IV								X				X	X					X				
<i>Closterium cf lineatum</i>	P	IV		X										X					X					
<i>Closterium cf moniliferum</i>	P	IV		X	X	X		X		X	X			X	X		X	X						X

Espécie	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	
<i>Closterium gracile</i>	P	IV				X					X										X	X		
<i>Closterium</i> sp	P	IV			X		X															X		
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	G	IV									X			X										
<i>Cosmarium cyclicum</i> var <i>arcticum</i>	N <sub>A</sub>	IV																						
<i>Cosmarium</i> sp 3	N <sub>A</sub>	IV								X				X										
<i>Cosmarium</i> sp 5	N <sub>A</sub>	IV			X		X					X						X					X	
<i>Crucigeniela pulcra</i>	G	IV								X				X	X								X	
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Y	V	X	X	X							X	X	X	X		X		X	X			X	
<i>Cryptomonas marssonii</i>	Y	V					X																	
<i>Cyanogranis</i> sp1	G	I										X							X					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	VI	X	X																				
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	SN	III			X	X	X		X	X	X	X	X	X	X			X	X		X	X		
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	G	IV																					X	
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	G	IV	X																					
<i>Dinobryon</i> sp 1	E	II			X	X											X							
<i>Dolichospermum</i> cf <i>viguieri</i>	H1	III		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum solitarium</i>	H1	III			X					X	X	X	X	X	X		X	X	X				X	
<i>Dolichospermum spiroides</i>	H1	III						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Espèce	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21
<i>Euastrum cf binale</i>	N <sub>A</sub>	IV								X				X									
<i>Eudorina elegans</i>	G	V			X		X										X						
<i>Euglena acus</i> (Ehrenberg)	W1	V					X	X															
<i>Euglena promixa</i> , Dangeard	W1	V					X												X				
<i>Euglena</i> sp 4	W1	V		X																		X	
<i>Eunotia cf</i> <i>asterionelloides</i> Hust.	N <sub>A</sub>	VI	X					X									X			X			X
<i>Eutetramorus</i> <i>planctonicus</i>	F	VII		X						X		X	X										
<i>Eutetramorus</i> sp 1	F	VII		X	X				X	X		X		X	X								
<i>Eutetramorus</i> <i>tetrasporus</i>	F	VII																	X				
<i>Geitlerinema</i> <i>amphibium</i> (Agardh ex Gomont)	S1	III				X	X										X		X		X		
<i>Glochidinium cf</i> <i>penardiforme</i>	LO	V	X		X		X										X	X					
<i>Gomphosphaeria</i> <i>lacustris</i>	LO	VII			X		X												X				
<i>Gonatozygon pilosum</i>	N <sub>A</sub>	IV			X				X	X													
<i>Gyrosigma cf</i> <i>attenuatum</i>	MP	VI							X														
<i>Haplotaenium minutum</i>	N <sub>A</sub>	IV		X				X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Kirchneriella</i> <i>irregularis</i>	F	VII		X																X			
<i>Lagerheimia</i> sp	F	VII			X		X												X				

Espécie	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21
<i>Mallomonas</i> sp 1	E	II	X													X							
<i>Mallomonas</i> sp 2	E	II		X			X						X										X
<i>Mallomonas</i> cf <i>elongata</i>	E	II															X						
<i>Melosira</i> cf <i>varians</i>	P	VI					X															X	
<i>Merismopedia trolleri</i> Bachman	LO	VII								X										X			
<i>Mesotaenium</i> cf <i>macrocoecum</i> Kützing	T	IV																X					
<i>Microcystis</i> sp2	M	VII										X	X							X			X
<i>Neochloris aquatica</i>	X1	I			X		X	X					X								X		
<i>Oocystis</i> cf <i>marssonii</i>	F	VII		X	X		X			X		X	X		X					X			X
<i>Oscillatoria</i> cf <i>amoena</i>	MP	III										X	X					X	X			X	X
<i>Pediastrum duplex</i>	G	IV							X							X							
<i>Peridiniopsis</i> <i>amazonica</i>	LO	V																					X
<i>Peridinium</i> cf <i>palustre</i>	LO	V												X									
<i>Peridinium</i> cf <i>volzii</i>	LO	V	X		X		X										X						
<i>Peridinium</i> cf <i>wisconsinense</i>	LO	V															X						
<i>Phacus pleuronectes</i>	W1	V		X	X																		
<i>Phormidium</i> sp 2	S1	IV		X	X											X					X		
<i>Phormidium</i> sp1	S1	IV			X					X	X	X	X	X	X		X				X		
<i>Planktothrix isothrix</i>	S1	III		X	X	X		X		X		X	X	X	X			X	X				X
<i>Pseudanabaena</i> cf <i>catenata</i> Lauterborn	S2	IV		X	X	X		X	X				X							X	X		

Espécie	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21
<i>Rhodomonas</i> cf <i>minuta</i> , Skuja	Y	V	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X				X
<i>Scenedesmus acutus</i>	G	IV		X				X											X				
<i>Scenedesmus crassus</i>	G	IV																					X
<i>Scenedesmus</i> sp 4	G	IV		X	X																X		X
<i>Schroederia setigera</i>	X1	I		X	X												X				X		
<i>Sphaerocystis</i> cf <i>schroterii</i>	F	VII									X	X									X		
<i>Staurastrum</i> cf <i>leptocladum</i>	N <sub>A</sub>	IV								X								X				X	
<i>Staurastrum</i> <i>chaetoceras</i> (Schroeder)	P	IV												X									X
<i>Staurastrum gracile</i>	P	IV							X	X				X	X						X		
<i>Staurastrum sebaldi</i>	P	IV												X								X	
<i>Stauroidesmus</i> cf <i>leptodermus</i> (Lundell)	P	IV												X			X					X	
<i>Stauroneis</i> sp 1	A	VI	X																				
<i>Synura</i> sp 2	E	II										X		X	X			X	X				
<i>Tetrachlorella</i> <i>alternans</i>	X3	IV		X	X	X	X			X							X						
<i>Trachelomonas</i> cf <i>hispidia</i> (Perty)	W2	V								X													
<i>Trachelomonas</i> sp 3	W2	V		X	X	X																	
<i>Trachelomonas</i> <i>volvocina</i>	W2	V	X	X		X				X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	
<i>Treubaria</i> <i>triappendiculata</i>	F	IV		X																			

Espécie	GF	GFBM	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21
<i>Urosolenia cf eriensis</i>	A	VI															X						
<i>Urosolenia longiseta</i>	A	VI			X		X																
<i>Volvox cf aureus</i>	G	IV													X						X		

**Apêndice 2.** Códons dos GFs e GFBMs classificados no estudo e lista das espécies fitoplanctônicas por unidade amostral durante a seca.

Espécie	GF	GM	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15
<i>Achnanthes cf inflata</i>	MP	VI							X								
<i>Achnanthes cf minutíssima</i>	MP	VI														X	
<i>Actinastrum aciculare</i>	G	IV		X	X							X		X			
<i>Actinastrum hantzchii</i>	G	IV		X	X												
<i>Anabaena cf crassa</i>	H1	III									X						
<i>Anabaena cf sphaerica</i>	H1	III					X			X							
<i>Aphanocapsa annulata</i>	K	VII				X					X	X	X				
<i>Asterionella sp1</i>	C	VI												X			
<i>Asterococcus cf limneticus</i>	F	VII			X								X		X	X	X
<i>Aulacoseira cf ambígua</i>	C	VI							X					X			
<i>Aulacoseira granulata var angustissima</i>	P	VI	X	X	X		X			X	X	X	X			X	X
<i>Aulacoseira granulata var granulata</i>	P	VI	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Aulacoseira herzogii</i>	B	VI									X	X		X	X	X	X
<i>Aulacoseira sp.</i>	B	VI		X			X	X	X	X							
<i>Brachysira cf vítrea</i>	A	VI	X					X	X	X		X				X	X
<i>Catenococcus cf tortuosus</i>	F	VII													X		
<i>Centrtractus africanus</i>	N <sub>A</sub>	IV							X								
<i>Centrtractus sp 2</i>	N <sub>A</sub>	IV							X								
<i>Chodatella ciliata</i>	F	VII													X		
<i>Closterium cf lineatum</i>	P	IV						X		X	X						X
<i>Closterium cf moniliferum</i>	P	IV		X							X	X		X			X
<i>Closterium cf. cornu Ehrenberg</i>	P	IV											X				
<i>Closterium gracile</i>	P	IV			X												

Espécie	GF	GM	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15
<i>Closterium</i> sp	P	IV	X														X
<i>Cosmarium cyclicum</i> v. <i>arcticum</i>	N <sub>A</sub>	IV			X									X			
<i>Cosmarium</i> sp 3	N <sub>A</sub>	IV				X											
<i>Cosmarium</i> sp 5	N <sub>A</sub>	IV												X			
<i>Crucigeniela pulcra</i>	G	IV		X			X				X					X	
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Y	V	X		X		X					X	X	X			X
<i>Cryptomonas marssonii</i>	Y	V		X			X										
<i>Cyanogranis</i> sp1	G	I			X										X		
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	VI	X					X	X	X		X				X	X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	SN	III		X							X				X		
<i>Cymatopleura</i> cf <i>solea</i>	MP	VI												X			
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	G	IV						X									
<i>Dolichospermum</i> cf <i>viguieri</i> (Antes <i>Anabaena viguieri</i> )	H1	VII		X	X			X	X	X	X	X					X
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Antes <i>Anabaena</i> cf <i>solitaria</i> )	H1	III		X	X			X					X		X		
<i>Doliichospermum spiroides</i>	H1	III		X						X		X		X	X		
<i>Eudorina elegans</i>	G	V			X												
<i>Euglena</i> sp 4	W1	V										X		X			
<i>Eunotia</i> cf <i>lunaris</i> Ehrenberg	N <sub>A</sub>	VI				X											
<i>Eunotia</i> cf. <i>asterionelloides</i> Hust.	N <sub>A</sub>	VI								X							
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	F	VII		X	X								X	X	X		
<i>Eutetramorus</i> sp 1	F	VII		X	X				X	X							X
<i>Eutetramorus tetrasporus</i>	F	VII		X	X												
<i>Geitlerinema amphibium</i>	S1	III												X			
<i>Glochidinium</i> cf <i>penardiforme</i>	LO	V					X						X	X	X		

Espécie	GF	GM	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15
<i>Gonatozygon pilosum</i>	NA	IV		X	X												
<i>Gyrosigma cf attenuatum</i>	MP	VI					X										
<i>Haplotaenium minutum</i>	NA	IV								X	X	X		X	X		
<i>Kirchneriella irregulares</i>	F	VII										X					
<i>Lagerheimia sp</i>	F	VII			X		X				X			X			
<i>Mallomonas sp 2</i>	E	II			X							X	X		X		
<i>Merismopedia trolleri</i> Bachman	LO	VII									X			X			
<i>Mesotaenium cf macrococcum</i> Kützing	T	IV	X		X		X										
<i>Microcystis sp1</i>	M	VII		X	X												
<i>Neochloris aquática</i>	X1	I	X	X	X			X	X	X	X			X	X		
<i>Oocystis cf marssonii</i>	F	VII			X									X		X	
<i>Ophiocytium sp1</i>	NA	IV				X											
<i>Oscillatoria cf. amoena</i>	MP	III									X						
<i>Pandorina sp1</i>	G	V			X									X			
<i>Peridinium cf volzii</i>	LO	V	X				X										
<i>Peridinium cf wisconsinense</i>	LO	V					X										
<i>Peridinium cf. palustre</i>	LO	V					X	X									
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrbg.)	W1	V	X														
<i>Phacus pleuronectes</i>	W1	V		X	X		X				X			X		X	
<i>Phormidium sp 2</i>	S1	IV			X					X	X						
<i>Phormidium sp1</i>	S1	IV		X	X						X	X	X				
<i>Planktothrix isothrix</i>	S1	III						X				X	X		X	X	
<i>Pseudanabaena cf catenata</i> Lauterborn	S2	IV		X	X					X	X	X	X	X	X	X	
<i>Rhodomonas cf minuta</i> , Skuja	Y	V	X			X			X	X	X		X			X	X

Espécie	GF	GM	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15
<i>Scenedesmus acutus</i>	G	IV										X			X		
<i>Scenedesmus cf securiformis</i>	G	IV				X								X			
<i>Scenedesmus crassus</i>	G	IV				X											
<i>Scenedesmus</i> sp 4	G	IV		X	X												
<i>Schroederia setigera</i>	X1	I										X					
<i>Staurastrum cf leptocladum</i>	N <sub>A</sub>	IV												X			
<i>Staurastrum glabribrachiatum</i>	N <sub>A</sub>	IV												X			
<i>Staurodesmus cf. leptodermus</i> (Lundell)	P	IV		X	X									X			
<i>Stauroneis</i> sp 1	A	VI				X	X		X					X			
<i>Synedra cf ulna</i> Nitzsch	D	VI					X										
<i>Synura</i> sp 2	E	II		X	X												
<i>Tetrachlorella alternans</i>	X3	IV	X	X													
<i>Trachelomonas armata</i>	W2	V										X					
<i>Trachelomonas cf. hispida</i> (Perty)	W2	V						X				X					
<i>Trachelomonas</i> sp 2	W2	V				X	X					X					
<i>Trachelomonas volvocina</i>	W2	V			X			X				X	X		X		X
<i>Treubaria</i> sp1	F	IV												X			
<i>Treubaria triappendiculata</i>	F	IV			X							X					
<i>Urosolenia longiseta</i>	A	VI												X			
<i>Volvox cf aureus</i>	G	IV				X											
<i>Volvox globator</i>	G	IV					X										

**Apêndice 3.** Tabela suplementar com valores das variáveis ambientais encontradas no estudo nos respectivos pontos de amostragem.

	<b>Temp</b>	<b>Cond</b>	<b>pH</b>	<b>O<sub>2</sub>%sat</b>	<b>O<sub>2</sub>mg/L</b>	<b>Alca.T</b>	<b>Chl-a</b>	<b>Cl</b>	<b>SO4</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>Na</b>	<b>K</b>	<b>NH<sub>4</sub></b>
<b>S1</b>	31.900	8.000	4.660	78.300	5.730	0.041	1.729	0.033	0.380	0.8	0.380	0.774	0.650	3.056
<b>S2</b>	34.270	80.000	7.500	143.000	10.110	0.730	25.356	0.201	1.880	18.2	3.200	3.888	2.350	2.944
<b>S3</b>	32.210	78.000	6.590	64.000	4.700	0.591	26.685	0.328	2.920	16.4	2.920	3.384	1.840	2.278
<b>S4</b>	31.400	72.000	6.590	45.000	3.340	0.527	18.330	0.250	2.220	13.7	1.760	1.854	1.120	1.167
<b>S5</b>	31.330	10.000	4.970	17.000	1.250	0.067	9.907	0.057	3.084	1.6	0.620	0.801	1.060	2.833
<b>S6</b>	31.150	67.000	6.420	73.000	5.440	0.459	2.653	0.255	5.320	14.2	2.240	3.015	0.940	0.000
<b>S7</b>	31.870	77.000	7.150	99.700	7.290	0.468	6.698	0.125	16.279	12.1	4.320	3.114	1.580	3.111
<b>S8</b>	30.860	61.000	6.760	74.000	5.570	0.402	3.736	0.205	6.360	12.8	2.420	3.681	1.640	6.389
<b>S9</b>	30.420	56.000	6.680	67.000	5.090	0.372	11.397	0.120	6.700	10.7	3.160	3.771	2.380	10.500
<b>S10</b>	30.100	57.000	7.040	110.000	6.320	0.378	30.305	0.104	5.680	10.6	3.080	2.448	1.350	2.611
<b>S11</b>	32.270	53.000	7.130	104.000	7.600	0.340	28.469	0.080	3.700	10.1	2.480	2.196	1.020	3.368
<b>S12</b>	31.250	62.000	6.930	63.000	4.690	0.420	6.106	0.129	5.800	11.6	3.000	2.286	1.320	10.167
<b>S13</b>	31.720	44.000	8.550	124.000	9.110	0.368	13.398	0.146	2.820	9.5	1.560	1.656	0.790	0.700
<b>S14</b>	30.920	65.000	6.720	76.100	5.660	0.501	3.157	0.116	3.320	13.7	2.480	2.916	0.940	0.000
<b>S15</b>	31.020	63.000	6.760	75.500	5.610	0.417	2.878	0.194	5.580	12.9	2.340	2.754	0.930	0.000
<b>V1</b>	30.300	9.000	5.600	59.000	4.450	0.030	0.289	0.230	0.150	0.370	0.140	0.440	0.360	2.094
<b>V2</b>	31.000	69.000	6.990	29.000	2.160	0.502	8.125	1.860	1.200	8.390	1.160	2.430	0.960	1.082
<b>V3</b>	31.700	67.000	6.900	36.500	2.690	0.492	8.558	1.810	1.040	7.510	1.070	2.240	0.840	0.600
<b>V4</b>	30.500	70.000	7.100	17.700	1.330	0.495	5.825	1.880	1.240	8.390	1.150	2.350	0.910	0.937
<b>V5</b>	30.570	10.000	5.360	36.000	2.700	0.038	3.562	0.610	0.000	0.590	0.230	0.510	0.430	1.299
<b>V6</b>	29.800	58.000	6.900	46.000	3.670	0.518	1.781	2.280	2.520	8.250	1.050	2.950	0.750	1.371
<b>V7</b>	30.130	64.000	6.770	69.000	5.240	0.442	1.651	1.460	1.670	6.300	0.736	1.833	0.468	0.731
<b>V8</b>	31.100	88.000	7.330	108.000	8.030	0.494	4.950	1.100	7.570	7.006	2.365	2.694	0.957	1.044
<b>V9</b>	31.030	61.000	7.749	72.900	5.420	0.430	16.366	1.700	1.830	6.619	1.320	2.044	1.037	1.550
<b>V10</b>	32.230	65.000	7.030	97.000	7.060	0.410	12.013	0.770	1.060	5.923	0.940	1.196	0.693	0.972
<b>V11</b>	33.460	58.000	8.340	134.000	9.550	0.389	28.044	1.690	1.750	4.811	0.914	1.229	0.605	0.707

<b>V12</b>	32.900	61.000	8.500	134.000	9.640	0.411	22.202	1.270	1.950	6.340	1.470	2.050	1.094	1.213
<b>V13</b>	30.900	60.000	7.200	92.000	6.900	0.400	17.680	1.260	2.100	6.298	1.354	1.946	0.986	1.261
<b>V14</b>	31.700	61.000	6.890	93.000	6.830	0.422	12.338	1.380	1.590	6.792	1.328	2.001	1.065	0.851
<b>V15</b>	30.440	49.000	6.660	70.600	5.290	0.294	1.181	1.450	1.840	5.407	0.799	1.960	0.650	0.659
<b>V16</b>	31.600	12.000	6.160	92.000	6.820	0.058	4.511	0.520	0.250	1.376	0.210	0.592	0.273	0.683
<b>V17</b>	33.600	54.000	9.430	144.000	10.260	0.313	21.619	1.460	1.670	6.086	0.924	1.700	0.794	0.610
<b>V18</b>	30.660	48.000	6.880	70.000	6.400	0.281	0.704	1.780	1.770	5.326	0.823	2.070	0.700	0.851
<b>V19</b>	30.650	47.000	6.950	66.000	5.100	0.280	1.325	1.550	2.010	5.043	0.776	1.951	0.646	2.997
<b>V20</b>	30.530	48.000	6.980	63.000	4.420	0.281	0.842	1.430	1.700	5.075	0.801	1.944	0.685	0.144
<b>V21</b>	31.210	18.000	6.750	112.000	8.340	0.059	1.504	3.360	0.380	1.390	0.575	0.687	0.692	0.119

---

**Apêndice 4.** Tabela suplementar dos GFs encontrados nas áreas amostradas durante os dois períodos de coleta e suas respectivas características funcionais

<b>Códons</b>	<b>Modelos de Hábitats</b>	<b>Tolerâncias</b>	<b>Sensibilidades</b>
<b>A</b>	Lagos claros, profundos, pobres em nutrientes	Deficiência de nutrientes	Elevação do pH
<b>B</b>	Lagos mesotróficos, de pequenos a médio porte	Deficiência de luz	Aumento do pH, depleção Si, estratificação
<b>C</b>	Lagos eutróficos, de pequeno a médio porte	Deficiência de luz e C	Estratificação
<b>N<sub>A</sub></b>	Lagos oligo-mesotróficos, atelomíticos, de baixas latitudes	Condições intermediárias de luz, deficiência de nutrientes	Mistura profunda, baixas condições de luz
<b>P</b>	Epilímnio eutrófico	Luz moderada deficiência C	Estratificação, depleção de Si
<b>MP</b>	Lagos rasos, frequentemente agitados, turbidez inorgânica	Baixas condições de luz	Estratificação
<b>S<sub>1</sub></b>	Ambientes de misturas túrbidas	Condições altamente deficientes de luz	Escoamento
<b>S<sub>n</sub></b>	Ambientes de misturas quentes	Deficiência de luz e N	Escoamento
<b>X<sub>1</sub></b>	Ambientes eu-hipertróficos rasos	Estratificação	Condições de deficiência de nutrientes, herbivoria
<b>Y</b>	Ecosistemas lênticos	Condições de pouca luz	Fagotróficos
<b>E</b>	Geralmente lagos pequenos, rasos, pobres em bases ou lagoas heterotróficas	Condições de falta de nutrientes	Ambientes com deficiência de CO <sub>2</sub>
<b>F</b>	Lagos claros, profundamente misturados meso-eutróficos	Falta de nutrientes e alta turbidez	Ambientes com deficiência de CO <sub>2</sub>
<b>G</b>	Coluna d'água estagnada, rica em nutrientes, pequenos lagos eutróficos	Condições de luz alta	Deficiência de nutrientes
<b>J</b>	Sistemas rasos, misturados, altamente enriquecidos (incluindo muitos rios de baixa inclinação)	?	Condições de baixa luz

---

<b>K</b>	Colunas de águas rasas, ricas em nutrientes	?	Condições de baixa luz
<b>H1</b>	Lagos eutróficos, estratificados e rasos	Baixos teores de N	Ambientes misturados, baixas condições de luz e P
<b>L0</b>	Rasos e profundos, oligo para eutróficos, médios e grandes lagos	Condições de nutrientes segregados	Ambientes com deficiência de CO <sub>2</sub> , mistura prolongada ou profunda
<b>M</b>	Corpos d'água eutróficos para hipertróficos, de pequenos a médios tamanhos	Alta insolação	Escoamento, condições de pouca luz
<b>W1</b>	Lagoas (ainda que temporárias), ricas em matéria orgânica provenientes da agricultura e de esgotos	Alta DBO	Herbivoria
<b>W2</b>	Lagoas meso-eutróficas, mesmo temporárias, lagos rasos	?	?

---