Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Arthur Cupertino Serpa dos Santos

AGRUPAMENTO TAXONÔMICO OU FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON: QUAL O MELHOR DESCRITOR DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS?

Dissertação de Mestrado

Belo Horizonte

2018

Arthur Cupertino Serpa dos Santos

AGRUPAMENTO TAXONÔMICO OU FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON: QUAL O MELHOR DESCRITOR DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS?

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Cleber C. Figueredo

Co-orientadora: Profa. Dra. Gabriela V. Rückert

Belo Horizonte,

janeiro, 2018

Bolsa:

CNPq
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

Apoios:

ECMVS

unileste MG
Centro Universitário do Leste de Minas Gerais

FAPEMIG

FGPA
FUNDAÇÃO GERALDO PERLINGEIRO ABREU

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Kátia, pelo apoio e amor incondicional, pelas lições ensinadas a cada dia e por ser o exemplo de pessoa que quero ser.

Ao meu orientador Cleber Cunha Figueredo, por ter contribuído tanto para o meu crescimento profissional, pela paciência e companheirismo ao longo de 7 anos e por ser o exemplo de biólogo e profissional que quero me tornar.

À minha família, base para todas as minhas conquistas e onde consigo força e paz para melhorar sempre.

À minha co-orientadora Gabriela Von Rückert, pela parceria essencial para a construção de diversos trabalhos desde a minha graduação, e pelo apoio ao longo de todos esses anos.

À equipe do Laboratório de Pesquisa Ambiental do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (UNILESTE), pelo apoio técnico e disponibilização de dados essenciais para este estudo.

Ao Prof. Björn Gücker pelo auxílio com as análises estatísticas e contribuições indispensáveis ao trabalho.

A todos os colegas do Laboratório de Ficologia, cuja amizade sempre tornou o aprendizado e o trabalho mais prazerosos.

A todos os meus amigos, especialmente à Larissa, pelo companheirismo em tantos momentos vividos juntos e que, direta ou indiretamente, tornaram essa caminhada mais fácil.

Aos amigos (alunos e professores) do Curso de Campo do ECMVS de 2017, pelas três semanas fantásticas vividas no Parque do Rio Doce, com muito aprendizado e inúmeros momentos de diversão (e sofrimento).

Aos doutores Iola Gonçalves Boëchat, Rafael Leitão e Wander Ferreira, por aceitarem o convite para compor a banca de avaliação deste trabalho.

Às agências de fomento CNPq, FAPEMIG e FGPA, pela bolsa de mestrado e fornecimento de verba para execução do projeto.

RESUMO

Ambientes lênticos localizados próximos uns dos outros são afetados similarmente pelo clima regional, sendo muito úteis para identificar relações entre o fitoplâncton e variáveis ambientais. Para isso, a estrutura da comunidade pode ser sintetizada em agrupamentos baseados na função, características fisiológicas ou morfológicas dos organismos. O objetivo do presente estudo foi comparar a eficiência da classificação taxonômica com a de grupos funcionais baseados na morfologia (GFBM) para explicar as respostas do fitoplâncton às diferenças ambientais em seis reservatórios tropicais. As hipóteses são: 1) as variações espaciais das condições ambientais serão mais importantes que as variações temporais; 2) a classificação em GFBM é mais eficiente em explicar as diferenças entre os ambientes. Em termos físicos e químicos, verificou-se diferenças entre os reservatórios, coincidindo com o padrão de diferenciação registrado em relação à estrutura da comunidade fitoplanctônica, tanto para a classificação taxonômica quanto nos GFBMs. Em termos físicos e químicos, os ambientes se diferenciaram principalmente pela concentração de nutrientes, refletido também pelo índice de estado trófico. Apesar de a sazonalidade homogeneizar moderadamente os ambientes, notou-se que as comunidades diferiram entre si para ambas as classificações e estas apresentaram poder explicativo similar (16% para a taxonômica e 17% para os GFBMs) e foram associadas às mesmas variáveis ambientais. Entretanto, a classificação funcional foi mais eficiente em diferenciar um maior número de reservatórios, o que permite uma melhor avaliação da influência das condições ambientais sobre a composição das comunidades. A simplicidade e facilidade de uso dos GFBM frente à classificação taxonômica fazem com que essa classificação seja mais aplicável para monitoramentos de longa duração ou para comparação de um grande número de ambientes.

Palavras-chave: função ecológica, estrutura de comunidades, morfologia, taxonomia.

ABSTRACT

To better identify the connection between environmental variables and phytoplankton communities, we can study nearly distributed lenthic systems, which are thus affected by the same climatic conditions. In these studies, the community structure is generally simplified by classifications based on the organism's functions, physiology or morphological traits. We aimed to compare the efficiency of assemblages based on taxonomy and the morphology based functional groups (MBFG) classification to explain variations in phytoplankton communities under different environmental conditions. Our hypotheses are: 1) spatial variations in environmental conditions are more important than temporal variations; 2) MBFG's are more efficient to explain the difference between systems. Physical and chemical variables were different among the six reservoirs studied, resulting in a pattern of similarity that was reflected in the structure of phytoplankton community, for both taxonomical and morphological groups. Differences among reservoirs were mainly determined by nutrients concentrations, reflected in the trophic state index. Even though seasonality moderately homogenized the systems, both classifications distinguished the communities with similar explanatory power (16% for taxonomy and 17% for MBFG), and were influenced by the same environmental variables. However, the classification in MBFG was more efficient to distinguish systems, the influence of environmental conditions on phytoplankton composition can be better evaluated based on this classification. The morphological classification can be useful for long-term monitoring programs or studies that compare a great number of systems, due to its simplicity and easiness, compared to taxonomic classification.

Keywords: ecological function, community structure, morphology, taxonomy.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 8
1. 1. Interações da comunidade fitoplanctônica com variáveis ambientais 8
1. 2. Agrupamentos para avaliação da comunidade 11
2. MÉTODOS 15
2. 1. Área de estudo 15
2. 2. Métodos de amostragem e análises da água 16
2. 3. Análise estatística 19
3. RESULTADOS 21
3. 1. Variáveis climáticas 21
3. 2. Variáveis físicas e químicas 22
3. 3. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas 23
3. 4. Análises multivariadas 26
4. DISCUSSÃO 32
4. 1. Características físicas e químicas 32
4. 2. Estrutura das comunidades 35
4. 3. Comparação entre classificações 38
5. CONCLUSÃO 42
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 44

1. INTRODUÇÃO

1.1. Interações da comunidade fitoplanctônica com variáveis ambientais

Muitos estudos sobre comunidades aquáticas procuram avaliar as conexões entre as características dos organismos com as variáveis ambientais de cada local (e.g.: Jackson et al., 2001; Beisner et al., 2006; Heino et al., 2009). Tais estudos se baseiam no fato que todas as espécies (ou agrupamentos de espécies) apresentam limites de tolerância quanto às condições físicas, químicas e biológicas do ambiente que podem ser utilizados para a avaliação do sistema. Com isso, organismos ou grupos específicos, que são favorecidos sob determinadas condições ambientais, podem ser utilizados para descrever os ambientes de modo sintético. Por exemplo, bioindicadores são amplamente utilizados em programas de monitoramento para indicar a qualidade da água (Junqueira & Campos, 1998; Kuklina et al., 2013) e prever as características do ambiente mediante um levantamento de dados menos amplo (Džeroski et al., 2000).

Para qualquer grupo de organismos, as condições ambientais influenciam as dinâmicas populacionais, a distribuição de espécies e o desenvolvimento e manutenção da estrutura da comunidade. Tais aspectos são influenciados tanto pelas mudanças temporais e espaciais mais previsíveis de variáveis ambientais, como pela instabilidade do ambiente relacionada aos distúrbios estocásticos (Levandowsky, 1972; Reynolds, 2006). Essas variações temporais e espaciais nas condições selecionam organismos e influenciam a comunidade associada ao ambiente (Jamil et al., 2014). Para avaliar tais padrões, estudos com amostragem ao longo do tempo, capazes de avaliar as oscilações temporais quando aplicados às comunidades de cada ambiente. Organismos de crescimento rápido e ciclo de vida

curto, como a fitoplanctônica, se tornam valiosos para tais estudos, por responderem mais rapidamente às mudanças nas condições ambientais (Anneville et al., 2004).

O fitoplâncton é importante para a avaliação de sistemas aquáticos, principalmente por responder rapidamente às mudanças ambientais. Além do alto dinamismo, relacionado ao crescimento populacional de cada espécie, organismos fitoplanctônicos apresentam uma grande capacidade de dispersão (Finlay & Clarke, 1999). Assim, diferentes espécies podem chegar a um mesmo ecossistema aquático, mas a composição da comunidade será influenciada principalmente pelas condições locais que afetam de modo distinto as taxas de crescimento de cada espécie (Hillebrand & Azovsky, 2001; Beisner et al. 2006). A relação íntima entre as condições locais e esses organismos faz com eles sejam ótimos modelos para avaliação do ecossistema, como evidenciado em estudos clássicos sobre a limitação de nutrientes e, até mesmo, competição em sistemas aquáticos (Tilman, 1977; Tilman & Sterner, 1984; Sommer, 1985). Os principais fatores reguladores do crescimento fitoplanctônico são a temperatura, a pluviosidade, as concentrações de micro- e macronutrientes, as concentrações de gases, a competição e a herbivoria (Fernandes et al., 2005; Reynolds, 2006). Além das diferenças espaciais, tais fatores frequentemente apresentam variações sazonais que podem favorecer o crescimento de diferentes clados ou grupos específicos (Alves-da-Silva et al., 2007; Pâlsson & Granéli, 2004). Os padrões climáticos geram oscilações sazonais nas variáveis físicas e químicas da água, que resultam em variações também sazonais no fitoplâncton (Lehman, 2000; Alvain et al., 2008).

A temperatura influencia diretamente nas taxas de crescimento e pode limitar o desenvolvimento quando em valores muito baixos ou muito elevados (Rhee & Gotham, 1981; Edwards et al., 2016). Essa variável geralmente apresenta

oscilações que seguem o mesmo padrão temporal das variações na intensidade da radiação solar sendo que ambas apresentam maior amplitude nos sistemas temperados. Entretanto, padrões cíclicos também são observados nas comunidades fitoplanctônicas dos trópicos, sujeitas a condições muito mais estáveis de temperatura (Figueredo & Giani, 2001; De Senerpont Domis et al., 2013; Moura et al., 2013). Isso ocorre porque os ecossistemas aquáticos tropicais são marcados por outras variações climáticas sazonais, influenciadas principalmente pelo regime de chuvas. A pluviosidade geralmente afeta indiretamente o crescimento do fitoplâncton, uma vez que é responsável por gerar mudanças nas variáveis físicas e químicas da água (Zhou et al., 2012, Fuentes & Petrucio, 2015). Além disso, a pluviosidade pode dificultar o acúmulo de biomassa fitoplanctônica por resultar diretamente na diluição das densidades populacionais e também no arraste dos organismos para fora do sistema (Huszar & Reynolds, 1997).

Uma vez que as comunidades fitoplanctônicas são fortemente afetadas por condições climáticas, espera-se que climas similares resultem na estruturação de comunidades semelhantes. Assim, ambientes aquáticos distintos, mas localizados próximos uns dos outros, seriam afetados pelo clima (essencialmente temperatura e pluviosidade) de maneira semelhante (Magnuson et al., 1990), o que deveria resultar em comunidades fitoplanctônicas com muitas características em comum. Porém, características diferentes entre os ambientes, como profundidade e concentração de nutrientes, geram uma variação espacial que também afeta a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Santos et al., 2016). Essas variações são causadas por diferentes influências locais, que geram diferenças nas condições ambientais. Fatores como a composição natural do solo, tipos de vegetação das margens ou modificações antrópicas devido ao uso do solo, podem gerar a diferenciação

espacial dos ambientes, entre sistemas ou dentro de um mesmo corpo d'água (Gücker et al., 2009; Graeber et al., 2015).

No espaço multidimensional (nicho ecológico), a ocorrência dos organismos é afetada por inúmeras variáveis ambientais. Por isso, métodos que sintetizem as informações e reduzam as variáveis a serem quantificadas são úteis para facilitar o levantamento de dados e, inclusive, avaliar os efeitos de mudanças antrópicas nos ecossistemas de modo mais rápido. Assim, ambientes próximos apresentam condições ideais para estudos que visam identificar as relações entre variáveis físicas e químicas com cada grupo do fitoplâncton, de um modo mais independente dos efeitos diretos do clima. Nesses casos pode-se simplificar as várias conexões entre o ambiente e o fitoplâncton por identificar de modo mais preciso a influência de cada variável física e química no favorecimento de grupos específicos, bem como a influência do entorno natural ou da ação antrópica sobre essas variáveis.

1.2. Agrupamentos para avaliação da comunidade

Além de sua importância na transferência de matéria e de energia e na estruturação dos ecossistemas aquáticos, a comunidade fitoplanctônica também sintetiza as condições ambientais (Dickman et al., 2008), o que faz com que esses organismos sejam utilizados como indicadores no monitoramento da qualidade da água (Padisák et al., 2006). Para a avaliação do fitoplâncton e de sua capacidade de descrever os sistemas é comum simplificar a estrutura desta comunidade com base na função dos organismos e nas características fisiológicas ou morfológicas semelhantes entre si. Com isso, os organismos podem ser agrupados em conjuntos maiores e menos detalhados que a listagem completa de espécies da comunidade (e.g.: Reynolds et al., 2002; Salmaso & Padisák, 2007; Kruk et al., 2010).

Tradicionalmente, as predições de variações espaciais ou temporais do fitoplâncton se baseiam na análise da composição em espécies ou grupos taxonômicos maiores, como filos ou classes, os quais permitem maior previsibilidade do que as análises feitas ao nível específico (Sommer et al., 1986; Figueredo et al., 2016). Entretanto, a classificação taxonômica não representa diretamente a função ecológica de cada espécie no ecossistema. O tamanho e a forma dos indivíduos podem variar consideravelmente mesmo para um mesmo gênero, bem como certas adaptações funcionais, como heterocitos, podem estar presentes ou não, dependendo das condições ambientais (Litchman et al., 2003). Assim, as condições locais são determinantes da composição da comunidade por exercerem uma pressão seletiva que favorece grupos de organismos que compartilham características adaptativas similares, mesmo não sendo relacionadas taxonomicamente (Webb et al., 2002; Salmaso & Padisák, 2007). Diante disso, há situações em que a classificação taxonômica não é a melhor ferramenta para descrever as características ambientais que estão afetando as comunidades.

Como alternativas ao agrupamento taxonômico tradicional, surgiram novas abordagens que levam em consideração não apenas a classificação filogenética, mas também a morfologia e a função dos organismos (Lavorel et al., 1997; Follows et al., 2007). A proposta é que tais agrupamentos permitam a predição da composição e estrutura das comunidades segundo as condições ambientais. Reynolds (2002) propôs agrupamentos considerando somente as espécies dominantes, com base em certas exigências que seriam relacionadas a um determinado padrão de condições ambientais. As espécies foram agrupadas em 33 grupos funcionais (GFs) (Padisák et al., 2009). Apesar de permitir a previsão da distribuição e dinâmica de populações naturais do fitoplâncton (Reynolds, 2002), o

alto grau de refinamento dos GFs estabelecidos por Reynolds leva à necessidade de informações sobre atributos que nem sempre são facilmente observados, principalmente sobre características fisiológicas espécie-específicas (Weithoff, 2003). A dificuldade na identificação e avaliação das características utilizadas nos GFs faz com que tal classificação seja passível de erro, podendo gerar conclusões incorretas sobre a comunidade fitoplanctônica (Padisák et al., 2009).

Em contraponto aos aspectos fisiológicos, características morfológicas apresentam a vantagem de serem facilmente quantificadas e de apresentarem uma forte conexão com aspectos da função ecológica das espécies (Reynolds, 1997; Litchman & Klausmeier, 2008). As taxas de crescimento, perdas por sedimentação, absorção de nutrientes e de luz, por exemplo, estão associadas às dimensões lineares, volume e razões superfície-volume dos organismos (Reynolds, 1998; Litchman et al., 2007; Naselli-Flores et al., 2007; Chindia e Figueredo, 2018 in press). Além disso, a eficiência dos herbívoros sobre o fitoplâncton também é afetada pelas características morfológicas das algas e cianobactérias que compõem essa comunidade (Smetacek, 2001; Long & Hay, 2006). Assim, sistemas de classificação funcional com base na morfologia seriam mais simples, de fácil aplicação e adequados para descrever as comunidades algais. Kruk et al. (2010) propuseram uma nova classificação funcional das espécies sem a necessidade da avaliação de características fisiológicas, condições ambientais e afinidade filogenética. Sua classificação funcional baseada em morfologia (CFBM) se fundamenta em características facilmente observadas, como volume, maior medida linear, área superficial e a presença ou ausência de certas estruturas celulares (flagelo, mucilagem, parede de sílica, aerótopos e heterocistos). Nessa classificação, os organismos são agrupados em sete grupos funcionais baseados em morfologia

(GFBMs). Apesar de utilizarem apenas características morfológicas, os GFBMs refletem as características funcionais dos organismos (Kruk et al., 2010). A facilidade na observação dos atributos morfológicos minimiza as falhas de outras classificações mais complexas e também aumenta a agilidade na geração de dados.

Na literatura científica, nota-se que os grupos funcionais fitoplanctônicos são geralmente utilizados em pesquisas com amostragens em dois períodos distintos, abrangendo condições climáticas opostas. Entretanto, as altas taxas de crescimento desses organismos fazem com que variações nas condições ambientais gerem respostas muito rápidas. Visto isso, amostragens contínuas são importantes para identificar os padrões da comunidade fitoplanctônica frente às oscilações sazonais das variáveis ambientais.

Neste estudo, testou-se a eficiência da classificação filogenética e da classificação funcional de Kruk et al. (2010) em explicar as respostas do fitoplâncton às variações ambientais em seis reservatórios em cascata, com uma grande proximidade espacial que os coloca sob as mesmas condições climáticas. A primeira hipótese é que as variações espaciais das condições ambientais serão mais importantes que as variações sazonais para a dinâmica das comunidades. A segunda hipótese é que a classificação morfológica é mais eficiente do que a taxonômica para descrever as respostas do fitoplâncton às condições ambientais.

2. MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em seis reservatórios construídos ao longo do Córrego Nossa Senhora (tributário do Rio Piracicaba, Bacia Hidrográfica do Rio Doce), localizado em Ipatinga, Minas Gerais (de 19º29’23’’S-42º35’47’’O a 19º30’14’’S-42º35’12’’O). Os reservatórios estão inseridos na área do Centro de Biodiversidade da Usipa (CEBUS), pertencente à Associação Esportiva e Recreativa Usipa. O CEBUS é uma instituição científica que atua em projetos de educação ambiental e de perpetuação de espécies. Sua área é de 80.000 m^2 e conta com quiosques, viveiros de animais (mamíferos, répteis e aves silvestres), recinto para animais domésticos, trilhas para visitação, lagoas e um viveiro de mudas. O Centro também recebe, realiza triagem, trata e abriga animais silvestres encaminhados ao IBAMA e Polícia Ambiental. Toda a área, incluindo o entorno, era coberta originalmente por mata atlântica, a qual foi substituída em maior parte por fragmentos de floresta secundária e algumas plantações de *Eucalyptus*.

Os reservatórios estudados diferem quanto à área superficial e profundidade média, porém todos são rasos (<1m de profundidade máxima) e com pequena área superficial (<1ha). O primeiro reservatório é denominado Lagoa Pedreira, hoje sujeito à menor influência antrópica e sendo cercado por vegetação fechada, característica de floresta secundária em estágio médio de regeneração. Logo a jusante (990m) está o reservatório Lagoa Viveiros, situado ao lado de um viveiro de mudas de plantas nativas. Em seguida (360m) está a Lagoa Macacos, localizada dentro do recinto de nove macacos-prego (*Sapajus* sp.). A água da Lagoa Macacos é bombeada para a Lagoa Jacaré a aproximadamente 5m, onde residiam, no

período de amostragem, 23 jacarés-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*). O penúltimo reservatório, a 1m da Lagoa Macacos, é a Lagoa Capivara, localizada em meio a um recinto que abrigava 21 capivaras em 2011. No mês de fevereiro de 2012 um projeto de recuperação do reservatório realizou a mudança desses animais para outro recinto. O reservatório mais a jusante, a 5m de distância da Lagoa Capivara, é a Lagoa Pedalinhos. Sendo o maior dos seis sistemas, o reservatório é utilizado para recreação e passeios em pequenas embarcações (pedalinhos) pelos visitantes do Clube. Entretanto, o uso dos pedalinhos ficou suspenso durante o período do estudo devido a uma floração intensa de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). O clima regional é tropical semi-úmido e quente com temperatura média de 22ºC e pluviosidade de aproximadamente 1478 mm/ano (Tavares et al., 2007). As chuvas são distribuídas de modo heterogêneo ao longo do ano, com o período chuvoso entre os meses de outubro e abril e a estação seca de maio a setembro (Figueredo et al. 2014).

2.2. Métodos de amostragem e análises da água

As coletas foram realizadas mensalmente, de setembro de 2011 até agosto de 2012, abrangendo uma estação chuvosa e uma estação seca. Dados meteorológicos mensais (temperatura do ar e chuva) foram providos pela rede de monitoramento de qualidade do ar de Ipatinga. Devido às pequenas dimensões dos reservatórios, e considerando estudos prévios (ver Figueredo et al., 2014), apenas um ponto para a amostragem foi escolhido em cada um desses sistemas. A profundidade da zona eufótica foi estimada a partir da profundidade do disco de Secchi multiplicada por 3 (Dokulil & Teubner, 2000). As variáveis pH, oxigênio dissolvido e temperatura foram determinadas *in situ* com uma sonda multiparâmetros

Hanna® 9828. As amostras de água foram obtidas manualmente utilizando um frasco para coleta na camada superficial (entre 0 e 30 cm de profundidade) do ponto de coleta, sendo armazenadas em garrafas de polietileno e mantidas refrigeradas até o processamento em laboratório, ainda no mesmo dia de amostragem.

O processamento das amostras consistiu da divisão destas em 3 frações, sendo uma obtida após filtração em filtros de fibra de vidro GF-3 (Macherey-Nalgen®) e outras duas acondicionadas em frascos sem qualquer tratamento prévio. A fração filtrada foi utilizada para a quantificação dos nutrientes nitrogenados dissolvidos (amônio, nitrito e nitrato) (APHA, 2005), e fósforo solúvel reativo (PRS). As análises de concentração de amônio foram feitas a partir do método do fenato, enquanto a concentração de nitrato foi obtida por meio do método de redução a nitrito mediada por cádmio. As análises de sólidos suspensos totais (SST) foram realizadas por método gravimétrico considerando o material particulado retido em um filtro de fibra de vidro GF-3 (Macherey-Nalgen®) de massa conhecida, sendo determinadas as frações inorgânica e orgânica após incineração do filtro a 550ºC. A primeira fração não filtrada foi mantida congelada até a realização das análises de P-total, segundo métodos colorimétricos descritos em APHA (2005). A digestão do fósforo total foi feita com ácido nítrico-ácido sulfúrico, sendo a concentração de P determinada em seguida pelo método do ácido ascórbico. As concentrações de P disponíveis nos sistemas foram consideradas como correspondendo aos valores de P-total, uma vez que as concentrações de PRS, quantificadas segundo método espectrofotométrico (Spectroquant Merck®), estiveram quase sempre abaixo dos níveis detectáveis. Todas as análises das variáveis físicas e químicas foram realizadas no Laboratório de Pesquisa Ambiental do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (UNILESTE).

Para caracterizar troficamente cada reservatório, foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET - Lamparelli, 2004) a partir das concentrações mensais de P-total (PT). Também foram estimados os IET's médios de cada reservatório com base nas concentrações mensais de P-total. A equação que indica o cálculo de Índice de estado trófico para fósforo total é:

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

A outra fração não filtrada foi acondicionada em um frasco de 300 mL e preservada com solução de Lugol acético, sendo enviada para o Laboratório de Ficologia – ICB/UFMG. Essa amostra foi usada para quantificação da comunidade fitoplanctônica em microscópio invertido, de acordo com a metodologia de Utermöhl (1958). Os indivíduos foram contados ao longo de transectos aleatórios nas câmaras de sedimentação, até que ao menos 100 indivíduos da espécie mais abundante fossem quantificados. A contagem sempre correspondeu ao menos a um transecto completo (equivalente a 28 campos), contado mesmo quando a densidade da comunidade era alta e 100 indivíduos da espécie mais abundante eram quantificados em menor número de campos. Após a quantificação da comunidade, as espécies foram agrupadas em filos (agrupamento taxonômico) e também em termos de grupos funcionais. As espécies do fitoplâncton de cada reservatório foram separadas nos sete GFBMs (Kruk et al., 2010) considerando a maior dimensão linear, biovolume, razão superfície/volume, presença de flagelo, mucilagem ou aerótopos. (Fig.1): Grupo I – organismos pequenos com elevada razão superfície/volume; Grupo II – organismos flagelados pequenos com estruturas silicosas; Grupo III – organismos filamentosos grandes com aerótopos; Grupo IV – organismos de tamanho médio, sem estruturas especializadas; Grupo V – flagelados unicelulares de tamanho médio a grande; Gupo VI – organismos não flagelados com

revestimento impregnado com silício; Grupo VII – organismos coloniais envoltos por mucilagem. Dentre os sete grupos, quatro incluem organismos pertencentes a diferentes grandes grupos taxonômicos, dois são constituídos de alguns representantes de apenas um grupo taxonômico (Grupo II Crhysophyceae – atualmente incluídas no filo Ocrhrophyta, Grupo III Cyanobacteria) e apenas o Grupo VI é totalmente formado por todos os organismos pertencentes de um filo taxonômico (Bacillaryophyta).

Os dados da comunidade fitoplanctônica foram sempre analisados em termos de biovolume. O cálculo do biovolume das espécies foi feito a partir do número de células multiplicado pelo volume celular médio, calculado utilizando modelos geométricos (Rott, 1981; Hillebrand, 1999; Sun & Liu, 2003). A partir do biovolume das espécies, foram determinados os biovolumes das respectivas classes taxonômicas e dos GFBMs pelo somatório do volume das populações correspondentes a cada divisão.

2.3. Análise estatística

Uma matriz de correlação de Pearson foi calculada para examinar a correlação entre as variáveis físicas e químicas. Para explorar os padrões encontrados no conjunto de dados foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) utilizando o software [R] (versão 3.4.3; R core team, 2014). Devido à alta correlação observada na análise de Pearson, nem todas as variáveis foram incluídas na PCA. Para obter a homocedasticidade e a normalidade necessárias às análises, todos os dados foram transformados (log_{10}).

Análises de variância multivariada por permutação (PermANOVA) foram realizadas com os dados dos GFBM e dos grupos taxonômicos a fim de testar se

houve diferenças entre os reservatórios e entre os meses de amostragem considerando 50.000 aleatorizações. Foi utilizada a função *adonis* do pacote *vegan* do programa [R] (versão 3.4.3; R core team, 2014).

Para identificar variáveis ambientais que explicariam diferenças espaciais e temporais na comunidade fitoplanctônica, utilizou-se uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), baseando-se em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. Foi realizado um pré-tratamento com transformação em raiz quadrada e "Wisconsin double standardization". As análises foram realizadas com a função *dbrda* do pacote *vegan* do programa [R] (versão 3.4.3; R core team, 2014).

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis climáticas

As variáveis climáticas seguiram o padrão típico da região, com uma estação quente e úmida (outubro a abril) e outra fria e seca (maio a agosto) (Fig.1). A precipitação apresentou alta variação ao longo do ano, com maior valor (11,9 mm) da média diária em dezembro de 2011 e o menor (0 mm) em julho de 2012. As médias mensais da temperatura do ar foram sempre acima de 20ºC, oscilando entre 21 ºC (julho/2012) e 27 ºC (janeiro e fevereiro/2012).

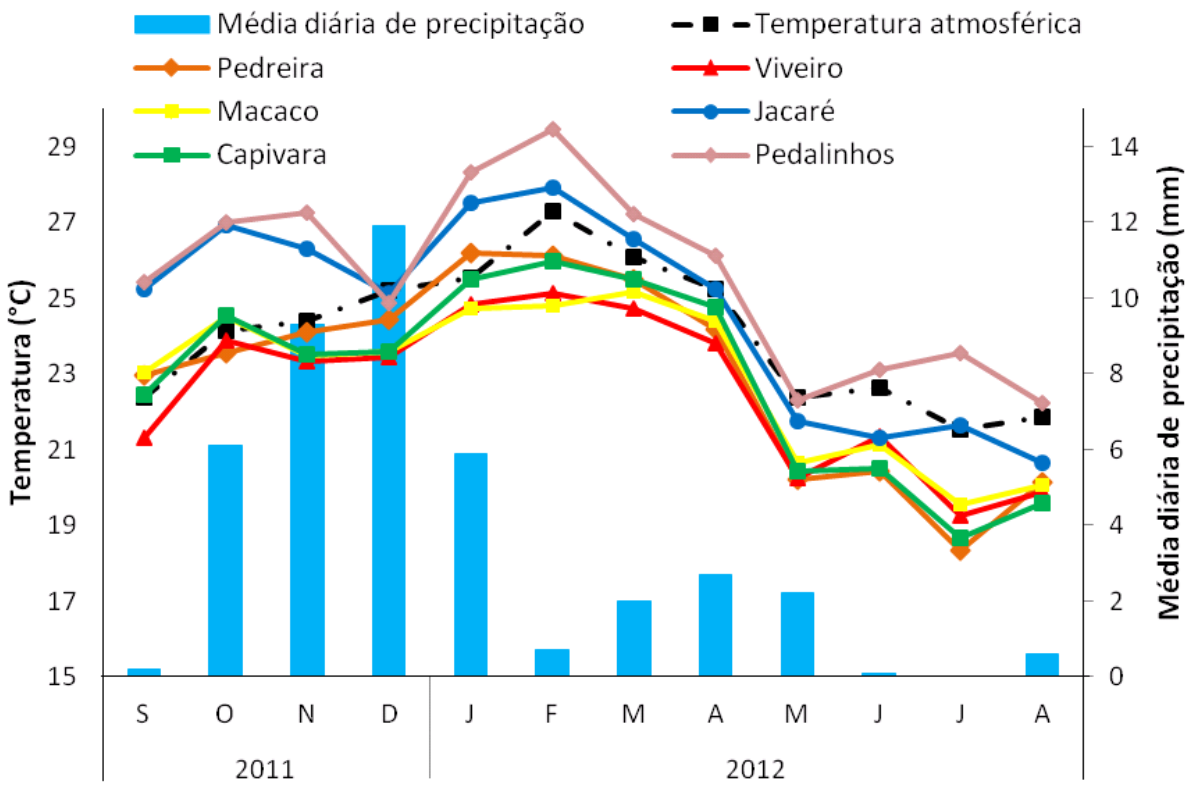

Figura 1: Valores das médias mensais de precipitação e temperatura atmosférica durante o período estudado. Dados climáticos foram obtidos pelo sistema de monitoramento da qualidade do ar de Ipatinga.

As temperaturas da água seguiram o mesmo padrão da temperatura atmosférica, porém os valores absolutos diferiram entre os reservatórios (Fig. 1). A temperatura média anual mais baixa foi encontrada na Lagoa Viveiro e a mais alta na Lagoa Pedalinhos (Tabela 1).

3.2. Variáveis físicas e químicas

De maneira geral, nota-se que a maioria das variáveis físicas e químicas encontra-se em uma faixa de valores com pequena amplitude (Tabela 1), exceto a concentração média de SST e clorofila a, que exibiram valores muito altos (97,8 mg/L e 27,1 µg/L, respectivamente) na Lagoa Jacaré. Mesmo apresentando valores variados para a profundidade de Secchi, a pequena profundidade dos reservatórios fez com que a zona eufótica se estendesse por toda a coluna d'água na maioria dos sistemas, com exceção da Lagoa Jacaré.

Tabela 1: Variáveis ambientais caracterizando os seis reservatórios em cascata no Centro de Biodiversidade da USIPA (CEBUS), Ipatinga/MGno período de setembro/2011 a agosto/2012. Valores representam as médias, com desvio padrão entre parênteses, dos dados obtidos durante os meses de amostragem.

	Pedreira	Viveiro	Macacos	Jacaré	Capivara	Pedalinhos
Condutividade (µS/cm)	25,6 (2,4)	59,5 (9,0)	82,1 (14)	93,3 (27,3)	91 (26,3)	97,7 (14,8)
Temperatura (ºC)	23 (2,6)	22,6 (2,1)	23 (2)	24,7 (2,6)	25,6 (2,5)	25,6 (2,4)
pH	6,5 (0,4)	6,2 (0,4)	6,5 (0,3)	7,8 (0,9)	6,6 (0,3)	7,9 (0,9)
Prof. de Secchi (cm)	37,2 (8,2)	49,3 (11,8)	39 (11,6)	14,8 (3,6)	36,8 (15,1)	56 (21,9)
NH_4^+ (mg/L)	0,03 (0,06)	0,2 (0,1)	0,3 (0,1)	0,5 (0,4)	0,4 (0,4)	0,06 (0,07)
NO_3^- + NO_2^-(mg/L)	0,03 (0,04)	0,04 (0,05)	0,2 (0,2)	0,2 (0,2)	0,2 (0,1)	0,04 (0,05)
P-total (mg/L)	0,05 (0,02)	0,05 (0,02)	0,09 (0,06)	0,3 (0,1)	0,1 (0,1)	0,08 (0,07)
SST (mg/L)	19,6(0,4)	10,9(3,5)	19,3(9,9)	97,8(17)	28(28,5)	19,5(16,3)
Chl-*a* (µg/L)	6,1 (10,2)	5,5 (8)	3,2 (4,1)	27,1 (20,4)	5,2 (9,5)	4,9 (3,6)

NH_4^+ = Íon amônio; NO_3^- = Nitrito; NO_2^- = Nitrato; P-total = fósforo total; SST = sólidos suspensos totais; Chl-*a* = Clorofila a

O índice de estado trófico (IET) médio mostrou que os reservatórios se dividiram em três classes, sendo estas compostas por: dois reservatórios mesotróficos, três eutróficos e um hipereutrófico (Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios (para dados dos 12 meses amostrados) do Índice de Estado Trófico (IET) dos reservatórios estudados, seguidos pela classificação desses sistemas.

Reservatório	Classificação (meses)	IET Médio	Classificação média
Pedreira	2 oligotróficos, 7 mesotróficos e 3 eutróficos	59	**Mesotrófico**
Viveiro	9 mesotóficos e 3 eutróficos	58	**Mesotrófico**
Macacos	5 mesotróficos, 5 eutróficos e 2 supereutróficos	62	**Eutrófico**
Jacaré	3 supereutróficos e 9 hipereutróficos	69	**Hipereutrófico**
Capivara	4 mesotróficos, 5 eutróficos, 2 supereutróficos e 1 hipereutrófico	62	**Eutrófico**
Pedalinhos	7 mesotróficos, 3 eutróficos e 2 supereutróficos	61	**Eutrófico**

3.3. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas

Foram encontrados 269 *taxa* de organismos fitoplanctônicos, com variação dos grupos predominantes em cada reservatório. A Lagoa Macacos e a Lagoa Pedalinhos, com 119 e 116 espécies respectivamente, foram os sistemas mais ricos.

A comunidade da Lagoa Pedreira foi dominada durante todo o período amostrado por espécies de Bacillaryophyta (Fig. 2), principalmente do gênero *Aulacoseira*. Os reservatórios Viveiro e Capivara apresentaram dominância de Euglenophyta, filo principalmente representado pelos gêneros *Trachelomonas* e *Euglena* neste local. A Lagoa Jacaré e Lagoa Macacos também apresentaram dominância de Euglenophyta (principalmente *Trachelomonas*) em alguns meses amostrados, enquanto a classe Chlorophyta foi o grupo mais representativo no restante do período amostrado, com destaque para espécies do gênero *Desmodesmus*, *Crucigeniella* e *Dictyosphaerium*. Devido às frequentes florações de *Cylindrospermopsis raciborskii*, Cyanobacteria foi o grupo mais representativo em 50% dos meses amostrados na Lagoa Pedalinhos (Fig. 2).

Em todos os reservatórios foi possível identificar a presença de todos os sete GBMF em pelo menos um dos meses amostrados (Fig.3). A Lagoa Pedreira foi dominada pelo grupo VI durante todo o período. Para Lagoa Viveiro, Macacos e Capivara o grupo V apresentou dominância na maioria do período amostrado. Ainda na Lagoa Macacos, os grupos IV e VII apresentaram dominância secundária em alguns meses amostrados. Na Lagoa Pedalinhos, o grupo III foi o mais representativo, enquanto na Lagoa Jacaré os grupos IV e V foram os mais abundantes no período avaliado (Fig.3).

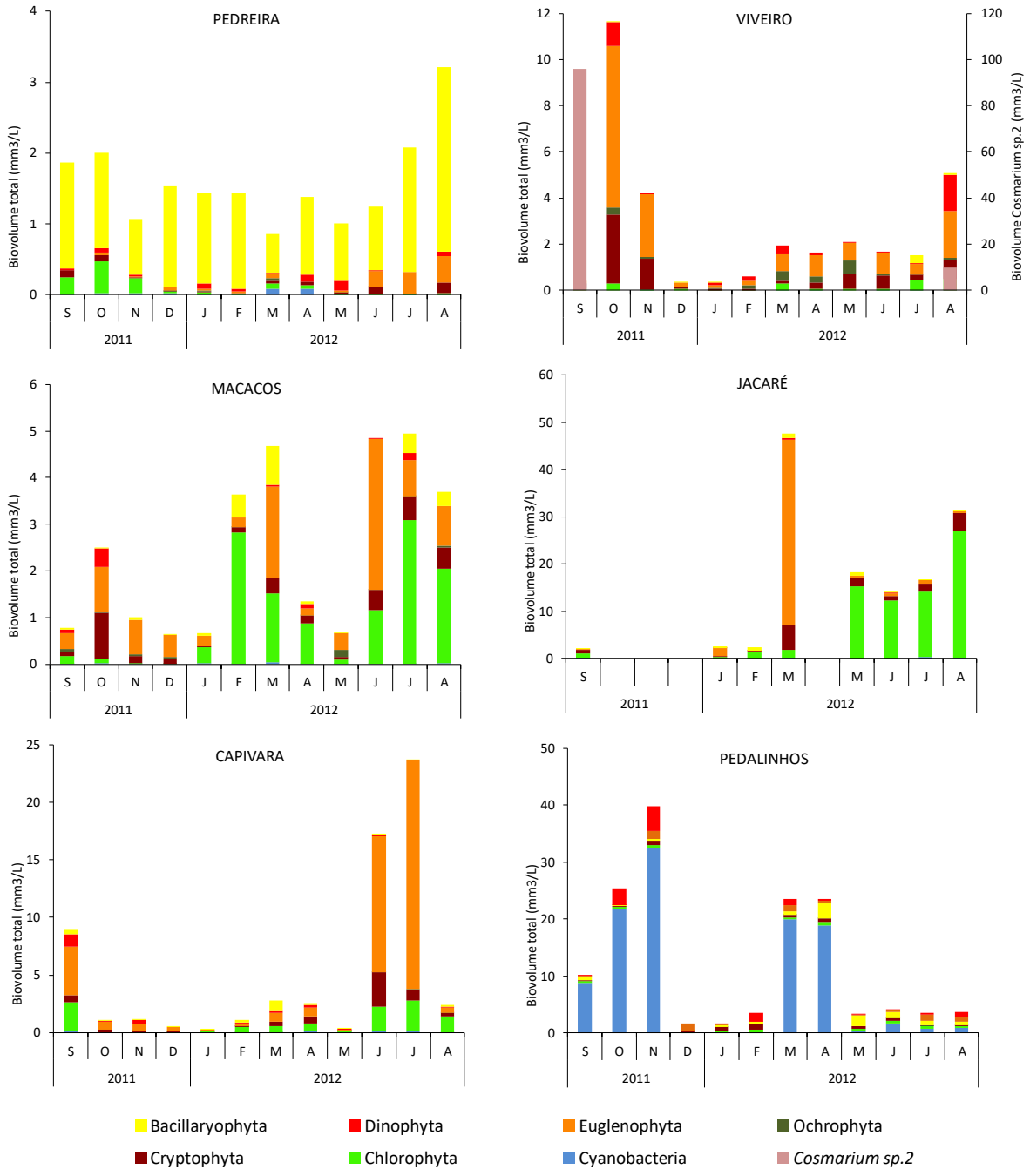

Figura 2: Estrutura da comunidade fitoplanctônica, de acordo com o biovolume dos grupos taxonômicos de cada reservatório, durante o período de amostragem.

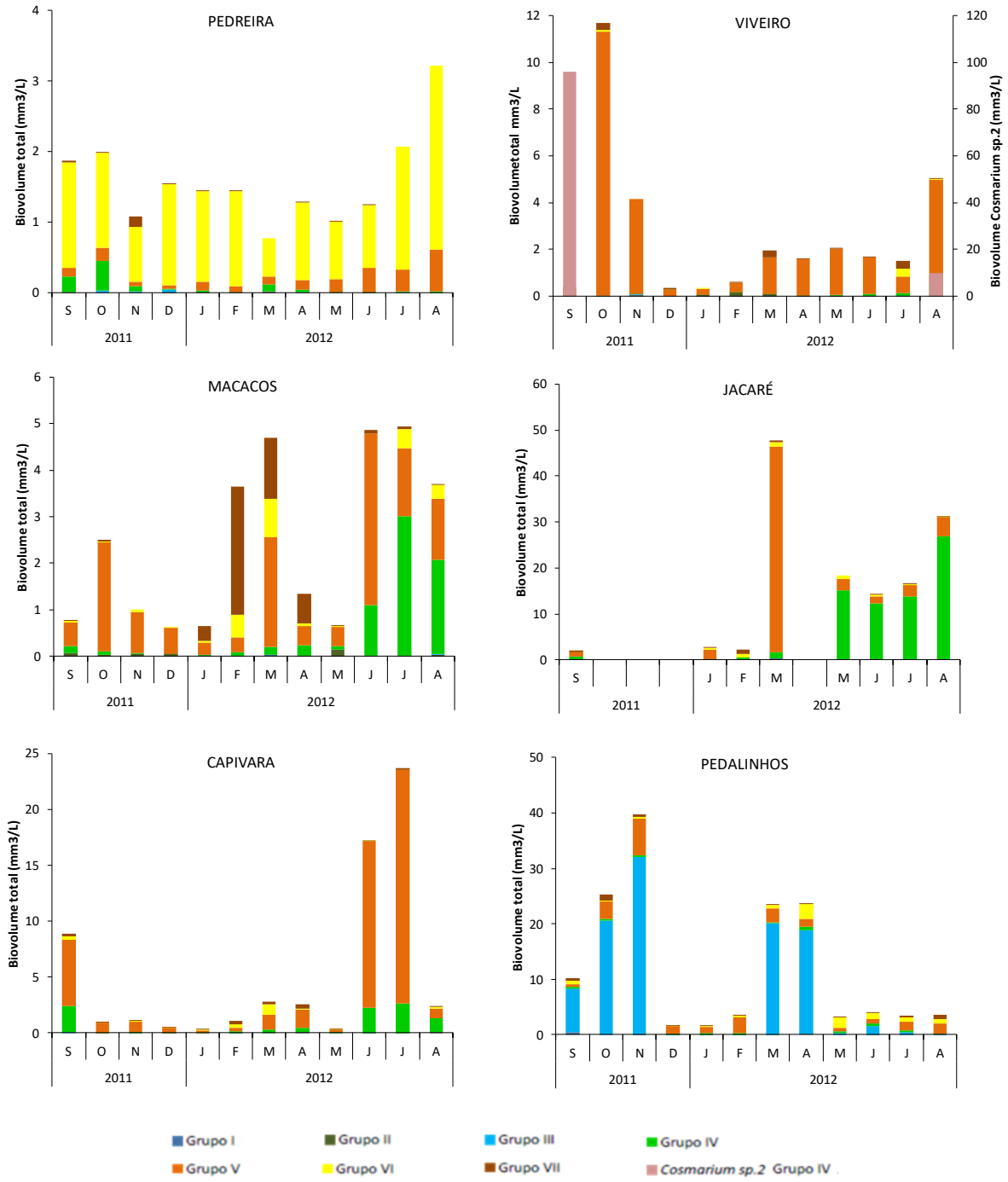

Figura 3: Estrutura da comunidade fitoplanctônica, de acordo com o biovolume dos GFBM de cada reservatório, durante o período de amostragem.

3.4. Análises multivariadas

Foi verificada uma diferenciação entre os reservatórios estudados, devido principalmente às concentrações de nutrientes, luminosidade e temperatura da

água. Esses dados corresponderam a 60% da variabilidade encontrada entre os reservatórios (Fig. 4).

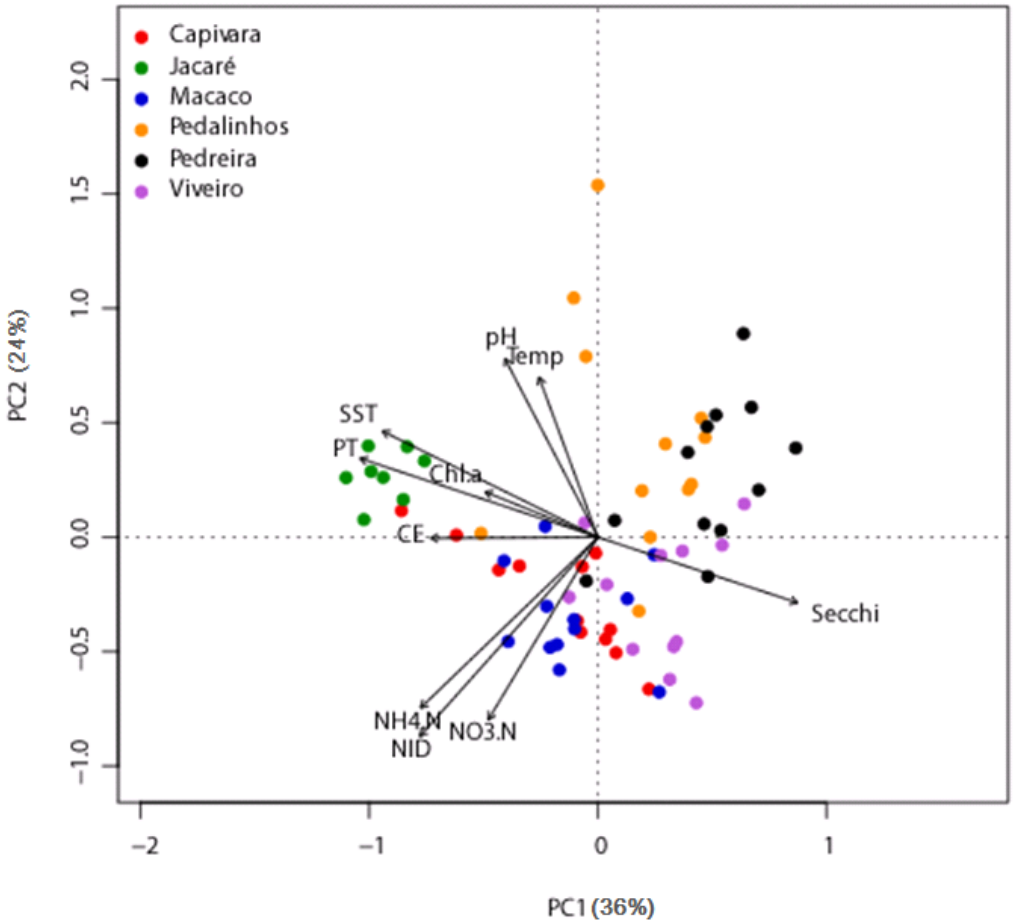

Figura 4: Análise dos componentes principais (PCA) indicando correlação entre as amostras mensais dos seis reservatórios amostrados (pontos) e as dez variáveis ambientais (setas). (Chl-a = clorofila a, CE = condutividade elétrica, NH_4.N= nitrogênio amoniacal, NID = nitrogênio inorgânico dissolvido, NO_3.N = nitrogênio na forma de nitrato + nitrogênio na forma de nitrito, Secchi = profundidade de Secchi, PT = fósforo total, temp = temperatura da água, SST = sólidos suspensos totais).

O eixo 1, que corresponde a 36% da variância dos dados, apresenta um gradiente dominante relacionado ao fósforo total (P-Total), amônio (NH_4.N) e profundidade de Secchi. Já o eixo 2, o qual explica 24% da variância total dos

dados, representa um gradiente secundário relacionado às variáveis nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), nitrato (NO_3.N) e temperatura da água. A diferenciação para as variáveis físicas e químicas em relação ao eixo 1 é claramente relacionado ao estado trófico, influenciado fortemente pela concentração dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Tal padrão é semelhante ao encontrado na avaliação dos estados tróficos de cada reservatório. A Lagoa Pedreira e a Lagoa Viveiro, ambas mesotróficas, apresentaram maior sobreposição de pontos. Já os reservatórios classificados como eutróficos (Lagoa Capivara, Lagoa Macacos e Lagoa Pedalinhos) foram representados por pontos concentrados em uma mesma região em relação ao eixo PC1, enquanto os pontos da Lagoa Jacaré (hipereutrófica) apresentaram pouca sobreposição com os demais.

Para os grupos taxonômicos, foi possível identificar que as comunidades fitoplanctônicas dos reservatórios diferem entre si (p = 0,002), porém não houve diferença entre os meses amostrados (p = 0,17). A comparação entre os reservatórios indicou que tanto a Lagoa Pedalinhos como a Lagoa Pedreira diferiram de todos os outros reservatórios (Tabela 3).

Para os GFBM também foram observadas diferenças entre as comunidades dos reservatórios (p = 0,002), porém, como observado para a abordagem taxonômica, não houve diferenças sazonais (p = 0,22). Assim como para os grupos taxonômicos, a comparação entre os reservatórios indicou que a Lagoa Pedreira difere de todos os outros sistemas (Tabela 4). Os reservatórios Pedalinhos, Macacos e Viveiro foram diferentes entre si, bem como os reservatórios Jacaré e Viveiro.

Tabela 3: Resultados da PermANOVA comparando os reservatórios e meses de estudo em termos de biovolume dos grupos taxonômicos, seguidos pelos resultados do teste pareado comparando os reservatórios.

	GL	SQ	M	R2	Pr(>F)
Reservatórios	5	6,754	1,351	0,340	0,002
Meses	11	2,628	0,239	0,132	0,168
Resíduos	51	10,491	0,206	0,528	
Total	67	19,873		1	

Teste pareado:

Grupos	Pedreira	Viveiro	Macacos	Jacaré	Capivara	Pedalinhos
Pedreira	X					
Viveiro	0,015	X				
Macacos	0,015	1	X			
Jacaré	0,03	0,135	0,12	X		
Capivara	0,015	1	1	0,135	X	
Pedalinhos	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	X

GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; M = média dos quadrados. Valores significativos (p<0,05) estão destacados.

Tabela 4: Resultados da PermANOVA comparando os reservatórios e meses de estudo em termos de biovolume dos GFBM, seguidos pelos resultados do teste pareado comparando os reservatórios.

	GL	SQ	M	R2	Pr(>F)
Reservatórios	5	6,300	1,260	0,330	0,002
Meses	11	2,507	0,228	0,131	0,224
Resíduos	51	10,280	0,202	0,539	
Total	67	19,086		1	

Teste pareado:

Grupos	Pedreira	Viveiro	Macacos	Jacaré	Capivara	Pedalinhos
Pedreira	X					
Viveiro	0,015	X				
Macacos	0,015	1	X			
Jacaré	0,015	0,015	0,135	X		
Capivara	0,015	1	1	0,24	X	
Pedalinhos	0,015	0,045	0,03	0,06	0,075	X

GL = grau de liberdade; SQ = soma dos quadrados; M = média dos quadrados. Valores significativos (p<0,05) estão destacados.

A dbRDA baseada nos grupos taxonômicos foi significativa (p = 0,001), explicando 16% da variação total. Três eixos foram significativos (p < 0,05) sendo

que os dois primeiros explicaram 8,2% e 3,4% respectivamente. Apenas cinco variáveis incluídas na análise foram relacionadas significativamente com a determinação do padrão dos grupos taxonômicos (Fig 5), sendo elas: temperatura, condutividade elétrica, pH, concentração de nitrogênio amonical e sólidos suspensos totais.

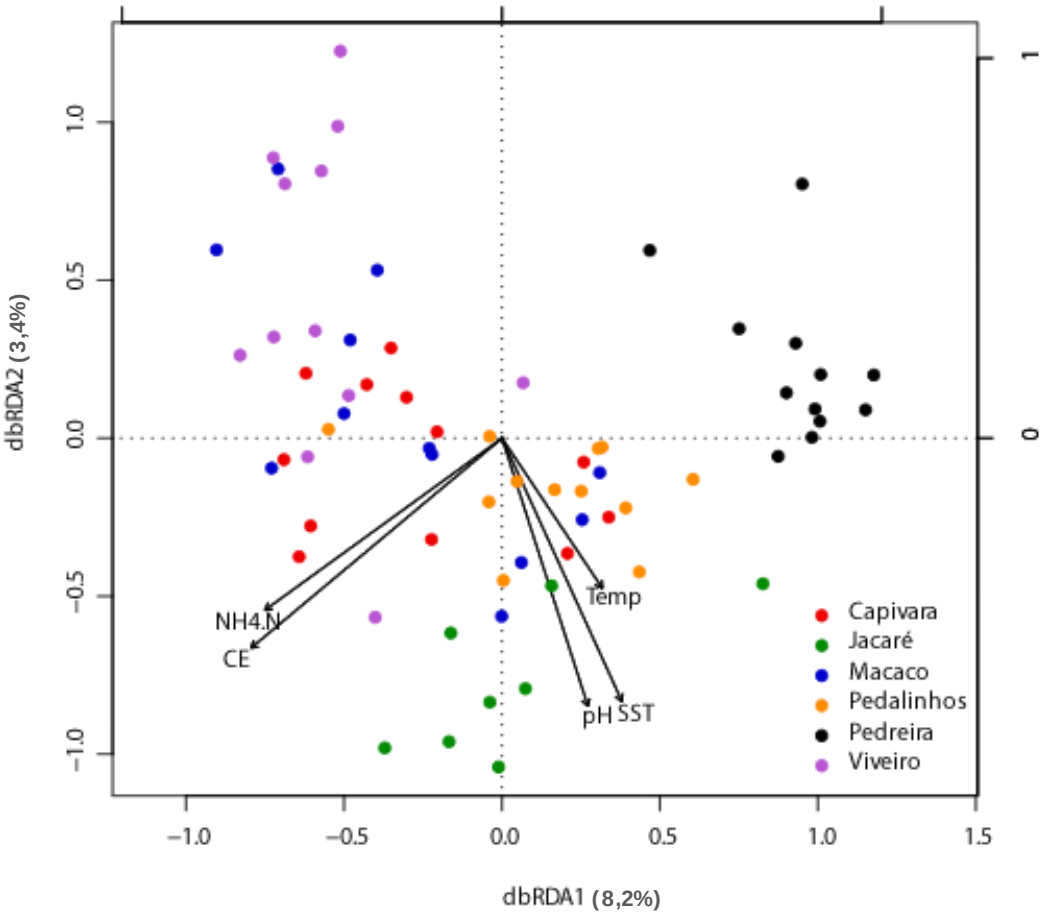

Figura 5: Análise de redundância baseada na distância (dbRDA) utilizada para identificar as variáveis ambientais que explicam as diferenças nas composições baseadas nos grupos taxonômicos nos seis reservatórios estudados. CE = condutividade elétrica; NH4.N = nitrogênio amoniacal, temp = temperatura da água, SST = sólidos suspensos totais.

A dbRDA baseada nos GFBM também foi significativa (p = 0,001), explicando 17% da variação total, com dois eixos significativos (p = 0,001). Os eixos 1 e 2

explicaram 8,4% e 4,2% respectivamente. Assim como a análise para os grupos taxonômicos, apenas as variáveis condutividade elétrica, nitrogênio amonical, pH, sólidos suspensos totais e temperatura foram relacionadas significativamente com a determinação do padrão de dispersão das amostras segundo os GFBM (Fig 6).

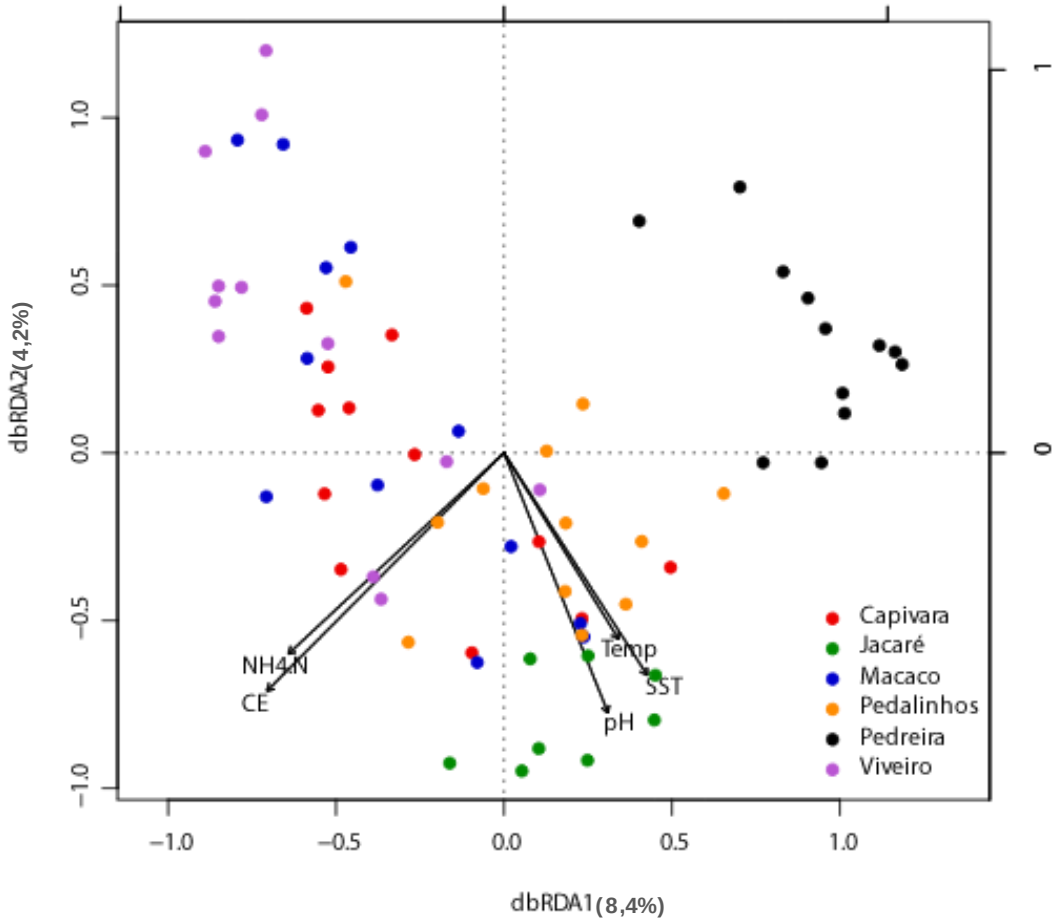

Figura 6: Análise de redundância baseada na distância (dbRDA) utilizada para identificar as variáveis ambientais que explicam as diferenças nas composições baseadas em GFBM nos seis reservatórios estudados. CE = condutividade elétrica; NH4.N = nitrogênio amoniacal, temp = temperatura da água, SST = sólidos suspensos totais.

4. DISCUSSÃO

4.1. Características físicas e químicas

Uma vez que a distância entre os reservatórios é pequena (sempre <1km), as variáveis climáticas regionais (temperatura atmosférica e pluviosidade) serviriam para caracterizar todos os habitats igualmente. A temperatura atmosférica variou pouco durante o período estudado, além de apresentar valores sempre próximos da faixa ótima (20 a 25°C) para o crescimento do fitoplâncton (Rhee & Gotham, 1981). Apesar disso, particularidades nas características de cada reservatório foram importantes em diferenciar os ambientes quanto à temperatura da água. Mesmo em condições de temperaturas relativamente estáveis, é comum serem observados padrões sazonais cíclicos em muitos aspectos dos ambientes tropicais, geralmente associados ao regime de chuvas (Talling, 1986). As chuvas afetam direta e indiretamente o fitoplâncton por causarem diluição dessa comunidade e dos nutrientes, perdas por escoamento superficial, que eliminam parte dos organismos planctônicos, e mistura da coluna-d'água, que leva à ressuspensão de sólidos e aumento da turbidez em períodos chuvosos (Figueredo & Giani, 2001; Zhou et al., 2012). A pluviosidade apresentou grande amplitude de variação e sazonalidade cíclica na região de estudo, sendo esperada a influência da mesma sobre a dinâmica temporal dos reservatórios. Entretanto, por ocorrer com a mesma frequência e intensidade em todos os reservatórios, seus efeitos diretos não devem ter sido especialmente importantes na diferenciação desses ambientes em termos espaciais.

As condições climáticas são ainda associadas à disponibilidade de luz nos ecossistemas, o que é principalmente evidenciado devido às variações na irradiação solar ao longo das estações do ano (Philips et al., 1997). Uma vez que a luz é um recurso fundamental na determinação do crescimento fitoplanctônico (Cole & Cloern, 1984; Cloern, 1987; Phillips et al., 1997), alterações na disponibilidade desse recurso implicam em efeitos na abundância e estrutura do fitoplâncton (Philips et al., 1997; Havens et al., 2003). A influência da intensidade luminosa sobre a produtividade e crescimento dos organismos varia entre grupos fitoplanctônicos (Singh & Singh, 2015), o que provavelmente influenciou a composição das comunidades, gerando diferenças entre os sistemas estudados. Embora nos ambientes estudados, a transparência da água tenha oscilado ao longo do tempo, não foi identificado qualquer período de limitação por esse recurso. Isso ocorreu devido à baixa profundidade dos reservatórios, fazendo com que a zona eufótica atingisse toda a coluna-d'água nos pontos amostrados na maior parte do período estudado. Apesar de não ter sido detectada a limitação por luz nos pontos coletados, isso pode não refletir o que ocorre em toda a extensão dos reservatórios, uma vez que em alguns casos os pontos de amostragem não foram os mais profundos desses sistemas. Entretanto, a diferenciação dos ambientes em relação à transparência da água também pode indicar que condições diferentes de disponibilidade de luz, ainda que nunca limitantes, ocorreram entre os reservatórios.

No presente estudo, as concentrações de Nitrogênio (NO_3^-+NO_2^-,NH_4^+ e NID) e fósforo (P Total) foram mais importantes para a diferenciação dos habitats do que os efeitos diretos do clima. Se o clima fosse uma força mais importante, poderia ser esperada uma maior homogeneidade entre os ambientes, visto que as condições climáticas eram as mesmas para todos os reservatórios. Entretanto, a dispersão dos

pontos nas análises multivariadas mostrou pouca sobreposição, mesmo com a variação sazonal dos ambientes. Isso pode ser parcialmente explicado pelo fato de que, apesar da disponibilidade de nutrientes ser afetada pelas condições climáticas, pode não ocorrer padrões sazonais evidentes, principalmente em ambientes sob influência antrópica intensa (Figueredo et al., 2016b), por exemplo. Essas conexões entre disponibilidade de nutrientes e o fitoplâncton são úteis para a caracterização dos corpos d'água, uma vez que certos padrões podem ser esperados. Diferenças espaciais ou temporais na disponibilidade de nutrientes podem ser fundamentais em diferenciar ambientes em termos das comunidades biológicas presentes (Loza et al., 2014; Viana et al., 2014). A limitação por baixas concentrações de nutrientes é um importante regulador do fitoplâncton (Tilman et al., 1982), sendo que N e P estão entre os principais determinantes da dinâmica e estrutura dessa comunidade em regiões tropicais (Dillon & Rigler, 1974; Schindler, 1977).

As diferentes estratégias de organismos planctônicos para obtenção de nutrientes são relacionadas à sua fisiologia e determinam sua habilidade de competir por nutrientes limitantes (Litchman et al., 2007). Com isso, espécies adaptadas a condições com baixa disponibilidade de determinado nutriente são favorecidas em ambientes com essa limitação nutricional, como as algas mixotróficas e algumas cianobactérias em ambientes com limitação por N (Stoecker, 1999; Havens et a., 2003; Figueredo et al., 2014). Além da limitação por nitrogênio, alterações nas concentrações de fósforo também são determinantes para o surgimento de florações de cianobactérias (Figueredo et al., 2016a). Altas concentrações de nutrientes podem aumentar a capacidade de suporte dos ambientes, permitindo um aumento na biomassa fitoplanctônica no estágio inicial da eutrofização (Kane et al., 2014). Ainda que os valores de IET calculados nesse estudo tenham sido determinados

exclusivamente pela concentração de P, notou-se que os mesmos apresentaram capacidade de síntese das condições tróficas dos sistemas estudados, pois o gradiente de classificação obtido pelo IET foi similar à distribuição dos pontos na PCA, uma análise baseada em grande número de variáveis. Tal fato é especialmente relevante porque ainda que o gradiente de mesotrófico a hipereutrófico esteja em uma faixa restrita, o mesmo foi capaz de distinguir parcialmente os reservatórios, demonstrando a importância do P para a diferenciação dos ambientes.

Apesar da presença do gradiente de estado trófico, a variação temporal dos reservatórios gerou certa sobreposição de pontos entre os reservatórios mesotróficos (Pedreira e Viveiro) e eutróficos (Pedalinhos, Capivara e Macacos). Entretanto, isso não influenciou na separação da Lagoa Jacaré (hipereutrófica), que se diferenciou de todos os reservatórios em todo o período amostrado. A sobreposição de pontos pela variação temporal indica que, além do estado trófico (ou concentrações de P), outros fatores também são importantes na descrição dos ambientes ao longo do ano.

4.2. Estrutura das comunidades

A partir das diferenças ou similaridades entre reservatórios segundo as condições ambientais, espera-se que a diferenciação dos ambientes segundo características biológicas siga o mesmo padrão, uma vez que as variáveis físicas e químicas influenciam a dinâmica e composição da comunidade fitoplanctônica.

As menores concentrações de Clorofila-a e nutrientes, além dos maiores valores da transparência da água nos reservatórios Pedreira e Viveiro coincidem com os IETs (mesotróficos) de ambos. As propriedades encontradas nesses dois ambientes são características de ambientes onde a produção primária é limitada principalmente pela disponibilidade de nutrientes (Goldman, 1988). Espécies de Desmidiaceae (Grupo IV) estiveram presentes tanto na Lagoa Pedreira quanto na Lagoa Viveiro e estão possivelmente associadas com a condição mesotrófica dos reservatórios, uma vez que as desmídias são bioindicadores de ambientes não poluídos e de estados tróficos mais baixos (Coesel, 1977, 1983). Em adição a essa observação, destaca-se que a Lagoa Pedreira foi dominada principalmente por espécies de diatomáceas (Bacillaryophyta), únicas representantes do Grupo VI, sendo que indivíduos do gênero *Aulacoseira* compuseram a maior parte da biomassa. A ocorrência de certas espécies desse gênero está associada ao estado trófico do ambiente (Bicudo et al., 2016), sendo que algumas são selecionadas em ambientes com menor trofia e com alta disponibilidade de luz (Lange et al., 2011). Em alguns casos, além de diferentes espécies estarem associadas a diferentes estados tróficos, até mesmo atributos morfológicos de uma mesma população de *Aulacoseira* sp., como proporção de espinhos ou de filamentos curvos, também podem ser importantes para descrever condições ambientais, complementando as informações usadas na bioindicação (Ponader & Potapova, 2007; Wang et al., 2017).

As condições mesotróficas da Lagoa Viveiro coincidiram com a dominância de espécies unicelulares flageladas representantes dos filos Euglenophyta e Cryptophyta (GF V). Tais espécies geralmente apresentam maior tolerância a condições de baixa concentração de nutrientes por apresentarem alta mobilidade,

permitindo migrações até zonas mais ricas nesses recursos, e por serem capazes de produzir cistos (Reynolds et al., 2002). Além disso, a capacidade de mixotrofia e fagotrofia por algumas espécies desses filos são vantagens competitivas em condições de baixa disponibilidade de luz e nutrientes inorgânicos dissolvidos, especialmente se houver altas concentrações de nutrientes orgânicos (Jones, 2000).

Os reservatórios Macacos e Capivara, classificados como eutróficos, apresentaram comunidades similares. Ambos foram dominados principalmente por representantes do Grupo V, apresentando padrão similar à Lagoa Viveiro. Porém, esses ambientes também tiveram uma maior contribuição de espécies do Grupo IV (principalmente pertencentes ao gênero *Crucigeniella*) para a biomassa total, o que não ocorreu na Lagoa Viveiro. Isso pode estar associado ao estado trófico desses ambientes, uma vez que representantes do Grupo IV são favorecidos em condições com maior disponibilidade de nutrientes (principalmente N) (Kruk & Segura, 2012), típicas de ambientes eutrofizados. Sob concentrações elevadas de nutrientes, os organismos representantes do Grupo IV apresentam maiores taxas de crescimento que organismos de outros grupos. Entretanto, a ausência de estruturas especializadas faz com que esses organismos apresentem menos estratégias de competição adequadas a ambientes com limitação de nutrientes.

O reservatório Pedalinhos, também classificado como eutrófico, apresentou florações intermitentes constituídas principalmente por *Cylindrospermopsis raciborskii* (Grupo III), uma espécie de cianobactéria que é o foco de diversos estudos por sua toxicidade e aumento na frequência de florações em todo o mundo. Segundo Figueredo et al. (2014), essas florações estiveram associadas principalmente a períodos de baixa concentração de NID, principalmente em relação

à disponibilidade de fósforo. A presença de representantes do Grupo V, principalmente dinoflagelados, nos períodos entre as florações está associada a condições similares às encontradas nos reservatórios Macacos e Capivara, que favorecem espécies mixotróficas. O grupo IV também foi representativo em alguns meses amostrados, alternando com o aumento na biomassa dos dinoflagelados (Grupo V) e indicando uma relação inversa entre populações mixotróficas e aquelas tipicamente autotróficas (Khan, 1996; Hitchman & Jones, 2000).

Apesar da composição do fitoplâncton do reservatório Jacaré, único ambiente classificado com hipereutrófico, ser similar àquelas observadas nos reservatórios Capivara e Macacos, a densidade da comunidade fitoplanctônica foi maior em grande parte dos meses amostrados. A alta concentração de nutrientes permite que a biomassa total seja maior em ambientes hipereutróficos, que geralmente são dominados por uma ou poucas espécies (Jeppesen et al., 2000 Figueredo & Giani, 2001). Na maioria dos períodos com maior biomassa, a comunidade foi dominada por uma espécie (*Crucigenia mucronata*).

4.3. Comparação entre classificações (Grupos Taxonômicos vs. Grupos Funcionais)

A variação temporal gerou uma homogeneização parcial na dispersão dos pontos, sobrepondo alguns pontos que representam os ambientes em todas as análises multivariadas. Porém, a distinção dos ambientes em termos físicos e químicos ou biológicos foi relacionada principalmente com a separação espacial. Para os dados das comunidades fitoplanctônicas, ambas as classificações apresentaram poder descritivo similar para a diferenciação dos ambientes (16%

Grupos Taxonômicos, 17% GFBM) sendo influenciadas pelas mesmas variáveis físicas e químicas. O pequeno número de grupos faz com que a sensibilidade dos GFBM para sintetizar a resposta da comunidade seja menor em relação às outras classificações funcionais (Izaguirre et al., 2012; Hu et al., 2013). Grupos mais amplos abrangem espécies com requerimentos ambientais diferentes e que diferem nas respostas às condições ambientais. Por exemplo, o grupo VI agrupa todas as espécies de diatomáceas, que podem responder de maneiras diferentes ao estado trófico dos ambientes (Kelly & Whitton, 1995; Bicudo, 2016) ou a diferentes intensidades luminosas (Lavaud et al., 2007). Do mesmo modo, organismos mixotróficos são agrupados juntamente a outras espécies de flagelados estritamente autotróficos no grupo V (Izaguirre et al., 2012). Em contraponto, algumas condições ambientais podem afetar de maneira semelhante espécies não relacionadas taxonomicamente (Soares et al., 2013), fazendo com que a influência de algumas variáveis seja diluída entre os grupos taxonômicos. Diversos estudos demonstram que as classificações por grupos funcionais são melhores preditoras das condições ambientais quando comparadas às classificações taxonômicas (eg.: DE M & Nina, 1998; Kruk et al., 2011; Hu et al., 2013). Em um estudo comparando as diferentes classificações para comunidades de 211 ambientes, por exemplo, Kruk et al. (2011) demonstraram que a previsibilidade por meio das condições ambientais é maior para os grupos baseados em morfologia. O mesmo padrão foi resultado pelos resultados obtidos neste estudo.

Apesar de ter apresentado o mesmo poder descritivo que a classificação taxonômica, a avaliação dos ambientes pela classificação em GFBM foi capaz de distinguir um maior número de reservatórios entre si. Apenas as comunidades mais distintas (Pedreira, por ser dominada principalmente por diatomáceas, e Pedalinhos,

pela presença de florações de *C. raciborskii)* foram separadas pela classificação taxonômica. Algumas classes filogenéticas são mais abrangentes que outras quanto à morfologia dos organismos. Como exemplo, os representantes de Cyanobacteria apresentam, até mesmo em um nível intraespecífico, uma grande variedade de tamanho, agregações em colônias ou indivíduos isolados e filamentos com células especializadas, sendo encontrados em diversos ambientes distintos (Yamamoto & Nakahara, 2009). Já grupos como Cryptophyta são compostos por organismos com uma menor variação de forma e tamanho e apresentam maior restrição em relação às condições ambientais. Isso leva a uma diferença na a previsibilidade entre os grupos taxonômicos, não observada entre os grupos morfológicos (Kruk et al., 2011) e deve ter refletido nas diferenças da separação dos reservatórios pela permANOVA, quando aplicada aos dados de GFBM ou nos dados taxonômicos.

Ambas as classificações foram afetadas pelas mesmas variáveis físicas e químicas e apresentaram o mesmo padrão de dispersão dos pontos (Fig. 5 e 6). Porém as mesmas variáveis geraram uma maior separação das comunidades descritas por meio dos GFBM. Além disso, das cinco variáveis responsáveis pela separação dos ambientes em ambas as classificações, três (concentração de nitrogênio, luminosidade e temperatura) são consideradas como mais importantes para a dinâmica dos organismos dos grupos IV, V e VI (Kruk et al., 2012), os mais representativos nos ambientes estudados. Visto isso, pode-se dizer que as características morfológicas podem responder melhor às condições ambientais avaliadas em estudos de ecossistemas aquáticos do que a filogenia. Ou seja, duas espécies morfologicamente semelhantes têm maior chance de apresentarem funções similares do que duas espécies relacionadas filogeneticamente, mas com morfologias diferentes (Kruk et al., 2011).

Em uma situação ideal, o monitoramento da qualidade da água deveria quantificar as variáveis físicas, químicas e biológicas, de modo a prover uma avaliação completa das condições ambientais dos sistemas. Entretanto, o monitoramento completo possui maior custo e demanda mais tempo do que a avaliação de um único parâmetro biológico. Além disso, parâmetros biológicos podem ser simplificados em agrupamentos baseados na taxonomia ou em características funcionais, capazes de gerar informações confiáveis. A taxonomia não pode ser substituída pela classificação funcional, já que as características de cada espécie são essenciais para a correta classificação da mesma nos grupos funcionais (Padisák et al., 2009), além de ser importante a detecção de quais espécies dominam um grupo funcional, para avaliar questões relacionadas à conservação, toxicidade e bioindicação.

5. CONCLUSÃO

Mesmo estando sujeitos às mesmas condições climáticas, os ambientes estudados mostraram-se distintos em relação às características físicas e químicas, demonstrando que outros fatores ambientais são importantes localmente. Por outro lado, as oscilações sazonais nas características da água dos reservatórios seguiram intervalos de tempo similares. A diferenciação dos reservatórios se deu principalmente pelas concentrações de nutrientes, luminosidade e temperatura, variáveis comumente relacionadas à trofia dos ambientes. Como muitas características dos reservatórios seguiram padrões similares ao agrupamento gerado pelo IET, o mesmo se mostrou eficaz para descrever os ambientes, apesar de ser baseado apenas nas concentrações de P. Assim, nossos resultados confirmam que o IET pode ser uma variável de síntese eficiente para caracterizar a trofia dos ecossistemas aquáticos.

O fitoplâncton respondeu às variações nas características físicas e químicas, apresentando composições diferentes entre os reservatórios, independentemente do sistema de classificação (taxonômico ou morfológico) utilizado. Mesmo com a semelhança entre os poderes descritivos dos dois tipos de classificação, a maior separação dos ambientes pela classificação baseada em morfologia permite uma melhor avaliação das condições ambientais sobre a composição das comunidades fitoplanctônicas. Saber quais ambientes são distintos entre si pode auxiliar no planejamento de medidas de manejo específicas para cada ambiente, o que deveria ser menos eficiente ao se utilizar a classificação taxonômica.

A simplificação dos diversos parâmetros biológicos, físicos e químicos avaliados em ecossistemas aquáticos, por meio de índices (IET) e agrupamentos

funcionais, podem ter a mesma eficácia que avaliações completas das condições ambientais. Além disso, embora na literatura haja poucos exemplos de estudos de séries temporais utilizando os GFs, estes mostraram ser eficazes para esse tipo de amostragens contínuas e para a avaliação de oscilações sazonais. Esse tipo de uso permitirá realizar estudos de longa duração e que comparem um grande número de ambientes, complementando as informações de outros sistemas de simplificação dos parâmetros biológicos, físicos e químicos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves-da-Silva, S. M., G. Hermany & M. A. Oliveira, 2007. Diversity and ecological considerations on pigmented Euglenophyceae in the state park of the Jacuí delta, Rio Grande do Sul, southern Brazil. Biociências, 15:8-20.

Alvain, S., C. Moulin, Y. Dandonneau & H. Loisel, 2008. Seasonal distribution and succession of dominant phytoplankton groups in the global ocean: A satellite view. Global Biogeochemical Cycles, 22(3).

Anneville, O., S. Souissi, S. Gammeter & D. Straile, 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. Freshwater Biology, 49(1):98-115.

APHA, 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association WWA, Washington, DC.

Beisner, B. E., P. R. Peres-Neto, E. S. Lindström, A. Barnett & M. L. Longhi, 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. Ecology, 87(12):2985-2991.

Coesel, P. F., 1977. On the ecology of desmids and the suitability of these algae in monitoring the aquatic environment. Hydrobiological Bulletin, 11(1):20-21.

Coesel, P. F., 1983. The significance of desmids as indicators of the trophic status of freshwaters. Aquatic Sciences-Research Across Boundaries, 45(2):388-393.

Cole, B. E., & Cloern, J. E., 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. Marine Ecology Progress series, 17(1):15-24.

Cloern, J. E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. Continental Shelf Research, 7(11):1367-1381.

DE M, V. L., & F. Nina, 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical–chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological–functional descriptors in six temperate lakes. Freshwater Biology, 40(4):679-696.

De Senerpont Domis, L. N., J. J. Elser, A. S. Gsell, V. L. Huszar, B. W. Ibelings, E. Jeppesen, S. Kosten, W. M. Mooij, F. Roland, U. Sommer, E. Van Donk, M.

Winder & M. E. Lürling, 2013. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. Freshwater Biology, 58(3):463-482.

Dickman, E. M., J. M. Newell, M. J. González & M. J. Vanni, 2008. Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(47):18408-18412.

Dillon, P. J., & F. H. Rigler, 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnology and Oceanography, 19(5):767-773.

Dokulil, M. T., & K. Teubner, 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. Hydrobiologia, 438(1):1-12.

Džeroski, S., D. Demšar & J. Grbović, 2000. Predicting chemical parameters of river water quality from bioindicator data. Applied Intelligence, 13(1):7-17.

Edwards, K. F., M. K. Thomas, C. A. Klausmeier & E. Litchman, 2016. Phytoplankton growth and the interaction of light and temperature: A synthesis at the species and community level. Limnology and Oceanography, 61(4):1232-1244.

Fernandes, L. F., P. D. Lagos, A. C. Wosiack, C. V. Pacheco, L. Domingues, L. Zenhder-Alves & V. Coquemala, 2005. Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos. Em: Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Andreoli, C. V & C. Carneiro. Sanepar Finep Curitiba: 303-366.

Figueredo, C. C., & A. Giani, 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. Hydrobiologia, 445(1):165-174.

Figueredo, C. C., & A. Giani, 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters, 39(4):264-272.

Figueredo, C. C., G. Von Rückert, A. Cupertino, M. A. Pontes, L. A. Fernandes, S. G. Ribeiro, & N. R. Maran, 2014. Lack of nitrogen as a causing agent of *Cylindrospermopsis raciborskii* intermittent blooms in a small tropical reservoir. FEMS Microbiology Ecology, 87(3):557-567.

Figueredo, C. C., R. M. Pinto-Coelho, A. M. M. Lopes, P. H. Lima, B. Gücker & A. Giani, 2016a. From intermittent to persistent cyanobacterial blooms: identifying the main drivers in an urban tropical reservoir. Journal of Limnology, 75(3).

Figueredo, C. C., G. V. Rückert & A. Giani, 2016b. The necessity of management in a lake of the Atlantic Forest biodiversity hotspot: nitrogen levels connected to a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. Acta Botanica Brasilica, 30(2):222-231.

Finlay, B. J., & K. J. Clarke, 1999. Ubiquitous dispersal of microbial species. Nature, 400(6747):828-828.

Follows, M. J., S. Dutkiewicz, S. Grant & S. W. Chisholm, 2007. Emergent biogeography of microbial communities in a model ocean. Science, 315(5820):1843-1846.

Fuentes, E. V., & M. M. Petrucio, 2015. Water level decrease and increased water stability promotes phytoplankton growth in a mesotrophic subtropical lake. Marine and Freshwater Research, 66(8):711-718.

Goldman, C. R., 1988. Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, Califomia-Nevada. Limnology and Oceanography, 33(6);1321-1333.

Graeber, D., I. G. Boëchat, F. Encina-Montoya, C. Esse, J. Gelbrecht, G. Goyenola, B. Gücker, M. Heinz, B. Kronvang, M. Meerhoff, J. Nimptsch, M. T. Pusch, R. C. S. Silva, D. von Schiller & E. Zwirnmann, 2015. Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. Scientific Reports, 5:16328

Gücker, B., I. G. Boëchat & A. Giani, 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. Freshwater Biology, 54(10):2069-2085.

Havens, K. E., R. T. James, T. L. East & V. H. Smith, 2003. N: P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental Pollution, 122(3):379-390.

Heino, J., R. Virkkala & H. Toivonen, 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. Biological Reviews, 84(1):39-54.

Hillebrand, H., & A. I. Azovsky, 2001. Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. Ecography, 24(3):251-256.

Hitchman, R. B., & H. L. Jones, 2000. The role of mixotrophic protists in the population dynamics of the microbial food web in a small artificial pond. Freshwater Biology, 43(2):231-241.

Hu, R., B. Han & L. Naselli-Flores, 2013. Comparing biological classifications of freshwater phytoplankton: a case study from South China. Hydrobiologia, 701(1):219-233.

Huszar, V. L. D. M., & C. S. Reynolds, 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. Hydrobiologia, 346(1-3):169-181.

Izaguirre, I., L. Allende, R. Escaray, J. Bustingorry, G. Pérez & G. Tell, 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. Hydrobiologia, 698(1):203-216.

Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden, 2001. What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58(1):157-170.

Jamil, T., C. Kruk & C. J. ter Braak, 2014. A unimodal species response model relating traits to environment with application to phytoplankton communities. PloS One, 9(5):e97583.

Jeppesen, E., J. Peder Jensen, M. SØndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. Freshwater Biology, 45(2):201-218.

Jones, R. I., 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. Freshwater Biology, 45(2):219-226.

Junqueira, V. M. & S. C. M. Campos, 199). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, 10(2):125-135.

Kane, D. D., J. D. Conroy, R. P. Richards, D. B. Baker & D. A. Culver, 2014. Re-eutrophication of Lake Erie: Correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass. Journal of Great Lakes Research, 40(3):496-501.

Kelly, M. G., & B. A. Whitton, 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology, 7(4):433-444.

Khan, M. A., 1996. The phytoplankton periodicities of two warm-climate lakes subject to marked seasonal variability. Journal of Tropical Ecology, 12(4):461-474.

Kruk, C., V. L. Huszar, E. T. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lürling, C. S. Rynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. Freshwater Biology, 55(3):614-627.

Kruk, C., E. T. H. M. Peeters, E. H. Van Nes, V. D. M. Huszar, L. S. Costa & M. Scheffer, 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. Limnology and Oceanography, 56(1):110-118.

Kruk, C., & A. M., Segura, 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. Hydrobiologia, 698(1):191-202.

Kuklina, I., A. Kouba & P. Kozák, 2013. Real-time monitoring of water quality using fish and crayfish as bio-indicators: a review. Environmental Monitoring and Assessment, 185(6):5043-5053.

Lamparelli, M. C., 2004. Graus de trofia em corpos d\'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento (Tese de doutorado, Universidade de São Paulo).

Lange, K., A. Liess, J. J. Piggott, C. R. Townsend & C. D. Matthaei, 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. Freshwater Biology, 56(2):264-278.

Lavaud, J., R. F. Strzepek & P. G. Kroth, 2007. Photoprotection capacity differs among diatoms: possible consequences on the spatial distribution of diatoms related to fluctuations in the underwater light climate. Limnology and Oceanography, 52(3):1188-1194.

Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg & T. D. A. Forbes, 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. Trends in Ecology and Evolution, 12(12):474-478.

Lehman, P. W., 2000. The influence of climate on phytoplankton community biomass in San Francisco Bay Estuary. Limnology and Oceanography, 45(3):580-590.

Litchman, E., D. Steiner & P. Bossard, 2003. Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and daylength. Freshwater Biology, 48(12):2141-2148.

Litchman, E., C. A. Klausmeier, O. M. Schofield & P. G. Falkowski, 2007. The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. Ecology Letters, 10(12):1170-1181.

Litchman, E. & C. A. Klausmeier, 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 39:615-639.

Long, J. D., & M. E. Hay, 2006. When intraspecific exceeds interspecific variance: effects of phytoplankton morphology and growth phase on copepod feeding and fitness. Limnology and Oceanography, 51(2):988-996.

Loza, V., E. Perona & P. Mateo, 2014. Specific responses to nitrogen and phosphorus enrichment in cyanobacteria: factors influencing changes in species dominance along eutrophic gradients. Water Research, 48:622-631.

Magnuson, J. J., B. J. Benson & T. K. Kratz, 1990. Temporal coherence in the limnology of a suite of lakes in Wisconsin, USA. Freshwater Biology 23(1):145-159.

Moura, A. N., J. S. Severiano, N. K. A. Tavares & E. W. Dantas, 2013. The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. Brazilian Journal of Biology 73(2):291-298.

Naselli-Flores, L., J. Padisák & M. Albay, 2007. Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? Hydrobiologia, 578(1):157-161.

Padisák, J., G. Borics, I. Grigorszky & E. Soróczki-Pintér, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia, 553(1):1-14.

Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia, 621(1):1-19.

Pâlsson, C. & W. Granéli, 2004. Nutrient limitation of autotrophic and mixotrophic phytoplankton in a temperate and tropical humic lake gradient. Journal of Plankton Research, 26(9):1005-1014.

Philips, E. J., M. Cichra, K. Havens, C. Hanton, S. Badylak, B. Rueter, B., M. Randall & P. Hansen, 1997. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow sub-tropical lake. Journal of Plankton Research, 19(3):319-342.

Ponader K. C. & M. G. Potapova, 2007. Diatoms from the genus Achnanthidium in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): ecology, distribution and taxonomical notes. Limnologica, 37:227–241

Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. Em: Sandgren, C. D. (Ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambrigde University Press, Cambridge: 388-434.

Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24(5):417-428.

Reynolds, C. S., 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

Rhee, G. & I. J. Gotham, 1981. The effect of environmental factors on phytoplankton growth: Temperature and the interactions of temperature with nutrient limitation. Limnology and Oceanography, 26(4):635-648.

Rott, E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 43(1):34-62.

Santos, J. B., L. H. Silva, C. W. Branco & V. L. Huszar, 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. Hydrobiologia, 764(1):171-186.

Salmaso, N. & J. Padisák, 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia, 578(1):97-112.

Schindler, D. W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, 195(4275):260-262

Singh, S. P. & P. Singh, 2015. Effect of temperature and light on the growth of algae species: a review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 50:431-444.

Smetacek, V., 2001. A watery arms race. Nature, 411(6839):745.

Soares, E. M., C.C. Figueredo, B. Gücker & I. G. Boëchat, 2013. Effects of growth condition on succession patterns in tropical phytoplankton assemblages subjected to experimental eutrophication. Journal of Plankton Research, 35(5):1141-1153.

Sommer, U., M. Gliwcz, M., W. Lampert & A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archives für Hydrobiologie, 106:433–471.

Sommer, U., 1985. Comparison between steady state and non-steady state competition: experiments with natural phytoplankton. Limnology and Oceanography, 30(2):335-346.

Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. Journal of Plankton Research, 25(11):1331-1346.

Talling, J. F., 1986. The seasonality of phytoplankton in African lakes. Hydrobiologia, 138:139–160.

Tavares, V. C., F. A. Perini & J. A. Lombardi, 2007. The bat communities (Chiroptera) of the Parque Estadual do Rio Doce, a large remnant of Atlantic Forest in southeastern Brazil. Lundiana, 8:35–47.

Team, R. C., 2014. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Tilman, D., 1977. Resource competition between plankton algae: an experimental and theoretical approach. Ecology, 58(2):338-348.

Tilman, D., S. S. Kilham & P. Kilham, 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. Annual Review of Ecology and Systematics, 13(1):349-372.

Tilman, D., & R. W. Sterner, 1984. Invasions of equilibria: tests of resource competition using two species of algae. Oecologia, 61(2):197-200.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen, 9:1-38.

Viana, D. S., L. Santamaría, K. Schwenk, M. Manca, A. Hobæk, M. Mjelde, C. D. Preston, R. J. Gornall, J. M. Croft, R. A. King, A. J. Green & J. Figerola, 2014. Environment and biogeography drive aquatic plant and cladoceran species richness across Europe. Freshwater Biology, 59(10):2096-2106.

Stoecker, D. K., 1999. Mixotrophy among dinoflagellates. Journal of Eukaryotic Microbiology, 46(4):397-401.

Wang, C., S. Lek, Z. Lai & L. Tudesque, 2017. Morphology of Aulacoseira filaments as indicator of the aquatic environment in a large subtropical river: The Pearl River, China. Ecological Indicators, 81:325-332.

Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeek & M. J. Donoghue, 2002. Phylogenies and community ecology. Annual review of ecology and systematics, 33(1):475-505.

Weithoff, G., 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton–a new understanding of phytoplankton ecology?. Freshwater Biology 48(9):1669-1675.

Yamamoto, Y. & H. Nakahara, 2009. Seasonal variations in the morphology of bloom-forming cyanobacteria in a eutrophic pond. Limnology, 10(3):185-193.

Zhou, G., X. Zhao, Y. Bi & Z. Hu, 2012. Effects of rainfall on spring phytoplankton community structure in Xiangxi Bay of the Three-Gorges Reservoir, China. Fresenius Environmental Bulletin, 21(11).