



Universidade Federal do Rio Grande - FURG
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Diversidade de comunidades fitoplanctônicas e
sua relação com a heterogeneidade ambiental e
características da paisagem em lagoas costeiras**

Ana Paula Tavares Costa

Orientadora: Prof^{fa}. Dr^a. Fabiana Schneck

Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Rio Grande

2019



Universidade Federal do Rio Grande - FURG
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



Diversidade de comunidades fitoplanctônicas e sua relação com a heterogeneidade ambiental e características da paisagem em lagoas costeiras

Aluna: Ana Paula Tavares Costa
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Fabiana Schneck
Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande

2019

Dedico aos meus pais Amélia Maria Tavares Costa e Paulo Roberto Costa (*In memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço imensamente minha orientadora Prof^ª Dr^ª Fabiana Schneck pela oportunidade de desenvolver esta dissertação, confiança que me foi depositada e paciência (além de alguns puxões de orelha) ao longo dos últimos anos.

Agradeço ao Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp, co-orientador dessa dissertação, pelas relevantes contribuições, especialmente para a redação deste trabalho.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela disponibilização de bolsa de estudos. Aos laboratórios de Ecologia da Paisagem do Departamento de Ecologia e Ecotecnologia e Limnologia Aplicada do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (especialmente a Prof^ª Sandra Hartz, Prof^ª Luciane Crossetti, Prof. Fernando Becker e MSc. Taís Guimarães), ambos pertencentes a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) por disponibilizarem os dados e tornarem possível esta pesquisa.

Um agradecimento especial à minha família, principalmente aos meus pais por todo incentivo aos estudos e valores transmitidos enquanto compartilhávamos o mesmo plano. Agradeço também a todo apoio que recebi e continuo recebendo dos meus irmãos (Cleine, Zeti e Márcio) e da minha sobrinha Jú. Sem esse alicerce certamente não teria redigido este trabalho. Não posso deixar de lembrar aqui dos meus “filhos” de quatro patas que por muitas vezes ficaram deitados ao meu lado enquanto escrevia esses parágrafos.

Agradeço aos professores, colegas e grandes amigos do PPG-BAC, especialmente a Cássia e a Maiby por todos os auxílios, dúvidas esclarecidas e revisões de texto nos últimos tempos. Agradeço também a todos professores e técnicos do Laboratório de Limnologia (ICB) da FURG.

Agradeço à FURG por ter promovido encontros com pessoas maravilhosas ao longo dos últimos seis anos (em especial Manú, Fabi, Henrique, Jú e Larissa).

Como podemos ver, não somos capazes de construir nada sozinhos e não chegamos a lugar algum sem apoio. Meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

A diversidade biológica é comumente particionada em três componentes: diversidade alfa (encontrada em uma dada região), diversidade beta (variação na composição de espécies entre áreas) e diversidade gama (diversidade total encontrada em uma região mais ampla). A biodiversidade pode ser influenciada por fatores como heterogeneidade ambiental, produtividade primária, características estruturais dos ambientes e características de paisagem. No Antropoceno diversos fatores estressores antropogênicos são responsáveis pela redução da diversidade. Dentre esses fatores destaca-se a homogeneização ambiental e a modificação da paisagem natural para uso antrópico do solo, especialmente para fins de urbanização, monoculturas e pecuária. Nesta dissertação avaliei o efeito da heterogeneidade ambiental, produtividade primária, características estruturais (como área, forma e conectividade) de paisagem e tipos de uso de solo e cobertura da terra sobre a diversidade alfa e beta de comunidades fitoplanctônicas de 25 lagoas costeiras rasas no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. Utilizei regressões múltiplas com seleção manual de modelos para avaliar a resposta da diversidade alfa e beta em relação a heterogeneidade ambiental, produtividade primária e características da paisagem no entorno das lagoas. A produtividade primária (avaliada utilizando clorofila *a* como *proxy*) e as características estruturais das lagoas não afetaram a diversidade alfa e beta das comunidades fitoplanctônicas. Todavia, a heterogeneidade ambiental se relacionou positivamente com a diversidade beta (dados de abundância), e a diversidade alfa e beta (dados de presença-ausência e abundância) se relacionaram positivamente com a porcentagem de uso e cobertura da terra por áreas úmidas no entorno das lagoas e negativamente com a porcentagem de uso e cobertura do solo por áreas campestres. Nesse sentido, verificamos que a diversidade beta é promovida por fatores que atuam em diferentes escalas: heterogeneidade ambiental dentro das lagoas e uso e cobertura da terra no entorno das lagoas. Este estudo aponta ainda os efeitos negativos de áreas campestres no entorno de ecossistemas aquáticos (tanto para a diversidade alfa quanto para a beta) e a relevância da preservação de áreas úmidas, além de manutenção da heterogeneidade ambiental para a promoção da diversidade da comunidade fitoplanctônica, principais produtores primários desses ecossistemas.

Palavras-chave: uso do solo; ambientes lênticos; fitoplâncton; diversidade alfa; diversidade beta

ABSTRACT

Biological diversity is commonly partitioned into three components: α -diversity (found in a region), β -diversity (variation in species composition among localities) and γ -diversity (total diversity found in a larger region). Biodiversity can be influenced by factors such as environmental heterogeneity, primary productivity, structural characteristics of the environments and landscape characteristics. In the Anthropocene several anthropogenic impacts are responsible for the reduction of biodiversity. These factors include environmental homogenization and modification of natural landscape for anthropic land use, especially for urbanization, monocultures and livestock. In this work I evaluated the effect of environmental heterogeneity, primary productivity, structural characteristics (such as area, shape and connectivity of coastal lakes) and land use and cover types on alpha and beta diversity of phytoplankton communities of shallow coastal lakes on the northern coast of Rio Grande do Sul state, southern Brazil. I used multiple regressions with manual selection of models to evaluate the response of alpha and beta diversity in relation to environmental heterogeneity, primary productivity and landscape characteristics around the lakes. Primary productivity (evaluated using chlorophyll *a* as proxy) and structural characteristics of the coastal lagoons did not affect alpha and beta diversity of phytoplankton communities. However, environmental heterogeneity was positively related with beta diversity (abundance data), and alpha and beta diversity (presence-absence and abundance data) were positively related with the percentage of land use and cover by wetlands and negatively with the percentage of land use and cover by livestock. In this context, I verified that beta diversity is driver by factors that operate on different scales: environmental heterogeneity within lakes and land cover around lakes. This study also points the negative effects of livestock areas around aquatic ecosystems (both for alpha and beta diversity) and the relevance of wetlands preservation, as well maintenance of environmental heterogeneity for the promotion of phytoplankton diversity, the main primary producers of these ecosystems.

Key-words: land use; lentic environment; phytoplankton; alpha diversity; beta diversity

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação segue o modelo sugerido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Federal do Rio Grande – FURG e está dividida em três seções. A primeira parte é constituída de uma Introdução Geral onde abordo o tema proposto por esta dissertação, seguido pelos objetivos e hipóteses, abrangendo os seguintes temas: diversidades alfa e beta, heterogeneidade ambiental, produtividade primária, características da paisagem e comunidades fitoplanctônicas de lagoas costeiras. A segunda seção do trabalho é constituída por um manuscrito conduzido com a seguinte pergunta: como a diversidade alfa e beta de comunidades fitoplanctônicas respondem à heterogeneidade ambiental, produtividade primária, características estruturais de paisagem (como área, forma e conectividade das lagoas) e de cobertura da terra e uso do solo? A terceira seção do trabalho é relativa às considerações finais e perspectivas referentes a dissertação. A principal conclusão do trabalho é que a heterogeneidade ambiental e o uso e cobertura da terra exercem influência positiva sobre a diversidade fitoplanctônica de lagoas costeiras, bem como o uso e cobertura do solo por áreas campestres exercem influência negativa sobre essa comunidade. O manuscrito deverá ser submetido à revista *Hydrobiologia* e segue a formatação da revista, com exceção do idioma.

SUMÁRIO

Lista de figuras	ix
Lista de tabelas	xi
Material suplementar	12
INTRODUÇÃO GERAL	13
Diversidade Biológica	13
Fatores determinantes da diversidade beta em ambientes aquáticos continentais	14
Comunidade fitoplanctônica	18
Lagoas costeiras	21
Referências.....	23
CAPÍTULO 1.....	29
Resumo.....	29
Introdução.....	30
Materiais e Métodos.....	32
Delineamento amostral.....	33
Variáveis limnológicas.....	33
Variáveis de paisagem.....	34
Variáveis biológicas.....	35
Análise de dados.....	35
Resultados.....	36
Discussão.....	37
Referências.....	40
Figuras.....	47
Tabelas.....	54
Material suplementar.....	55
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	59

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

Fig. 1 Esquema representativo dos três componentes da diversidade adaptado de Anderson et al. (2011). A riqueza de espécies encontradas em uma unidade amostral denomina-se diversidade alfa. A diversidade beta pode ser classificada em: (a) direcional: a variação na composição de espécies ocorre em função de um gradiente espacial, temporal ou ambiental e (b) não-direcional: a variação na composição de espécies entre pontos amostrais, independente da ocorrência de um gradiente. O somatório das espécies encontrada em todas as unidades amostrais denomina-se diversidade gama.

Manuscrito

Fig. 1 Localização das lagoas amostradas no estado do Rio Grande do Sul. Os pontos vermelhos indicam a localização das 25 lagoas em que realizamos as coletas.

Fig. 2 Comparação entre os valores mínimos, máximos e a mediana da heterogeneidade ambiental (mensurada através da PERMDISP com a utilização da Distância Euclidiana) encontrada para cada uma das 25 lagoas estudadas.

Fig. 3 Comparação entres os valores mínimos, máximos e a mediana da diversidade beta encontrada para cada uma das 25 lagoas estudadas. A) dados qualitativos com a utilização do coeficiente de dissimilaridade de Sørensen, B) dados quantitativos com a utilização do coeficiente de Bray-Curtis.

Fig. 4 Diversidade alfa (logaritmizada) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

Fig. 5 Diversidade beta (dados de presença-ausência utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Sørensen) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

Fig. 6 Diversidade beta (dados de abundância utilizando o coeficiente de Bray-Cutis) em relação a heterogeneidade ambiental das lagoas em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

Fig. 7 Diversidade beta (dados de abundância utilizando o coeficiente de Bray-Curtis) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

LISTA DE TABELAS

Manuscrito

Tabela 1 Resultado dos modelos finais das regressões lineares múltiplas através da seleção manual de modelos. Er. Padrão = erro padrão; Val. “t” = Valor de “t”; R^2 ajust = R^2 ajustado; GL = graus de liberdade.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Material suplementar 1 Nomes das 25 lagoas estudadas e suas respectivas coordenadas geográficas centrais.

Material suplementar 2 Valores mínimos e máximos, média e desvio padrão (\pm) das variáveis limnológicas coletadas nas 25 lagoas. Cond = condutividade elétrica; Cor = Cor da água; CID = carbono inorgânico dissolvido; COD = carbono orgânico dissolvido; COP = carbono orgânico particulado; COT = carbono orgânico total; NO₂ = nitrito; NO₃ = nitrato; NH₃-NH₄ = amônia; NT = nitrogênio total; NTD = nitrogênio total dissolvido; OD = oxigênio dissolvido; OD Sat = oxigênio dissolvido saturado; Prof. = profundidade; PSR = fósforo reativo solúvel; PT = fósforo total; SSF = sólidos suspensos fixos; SST = sólidos suspensos totais; SSV = sólidos suspensos voláteis; SRS = sílica reativa solúvel; Transp. = transparência; Turb. = turbidez.

Material suplementar 3 Análise de Coordenadas Principais (PCA) aplicada para dados de uso do solo. Os números indicam as lagoas e as flechas indicam as classes de uso. DU = Dunas; AG = Agricultura; FL = Área florestada; GR = áreas campestres; WA = Áreas úmidas.

INTRODUÇÃO GERAL

Diversidade biológica

As medidas de diversidade biológica são usadas em estudos de cunho ecológico há mais de um século e, atualmente seguem como ferramentas essenciais para estudos em ecologia (Magurran, 2004). Em geral, as medidas de diversidade biológica são aplicadas para compreender padrões de distribuição espaço-temporal dos organismos em seus mais variados ambientes (Magurran, 2004) e para avaliar a integridade de diferentes ecossistemas (Magurran, 2004; Santana et al., 2017).

A forma mais simples de determinar a diversidade é a partir do número de espécies (i.e. riqueza de espécies) em um determinado local (Magurran, 2004). Entretanto, podem ser utilizadas também métricas que levam em consideração tanto a riqueza de espécies como a variação de abundância das espécies, como por exemplo o índice de Shannon (Magurran, 2004), o qual é um dos mais antigos e ainda utilizado (Mendes et al., 2008). Um outro atributo que pode ser utilizado junto à riqueza de espécies em medidas de diversidade é a equabilidade de cada espécie dentro das comunidades, ou seja, a representatividade das espécies dentro das comunidades (Melo, 2008).

Como foi sugerido por Whittaker (1960), a diversidade pode ser subdividida em três componentes: (i) diversidade alfa (e.g. riqueza de espécies), correspondente à diversidade encontrada em uma dada área; (ii) diversidade beta, que é a variação na composição de espécies entre dois ou mais locais amostrados e (iii) diversidade gama, que é a diversidade total encontrada em um nível regional. Ainda, de acordo com Anderson et al. (2011), a diversidade beta pode ser “não direcional”, ou seja, com variações na composição das comunidades biológicas entre pontos amostrais, ou “direcional”, em que as alterações na composição das comunidades biológicas ocorrem em função de um gradiente ambiental, espacial ou temporal (Fig. 1).

Apesar do conceito de diversidade beta ser antigo (veja Whittaker, 1960), foi observado que o número de publicações que abordam esse tema começou a aumentar significativamente a partir dos anos 2000 (Melo et al., 2011). Após esse período, é possível encontrar na literatura estudos que abordam o conceito de diversidade beta para diferentes comunidades biológicas (Kessler et al., 2009; Santos et al., 2015; Winegardener et al., 2017; Cook et al., 2018). Ainda, considerando que a redução da diversidade biológica pode ser resultado de alterações nas composições das comunidades nos ecossistemas, medidas de diversidade beta são consideradas atualmente métricas importantes para avaliar a

biodiversidade em ambientes terrestres (Jiménez-Valverde et al., 2010) e aquáticos (Winegardener et al., 2017).

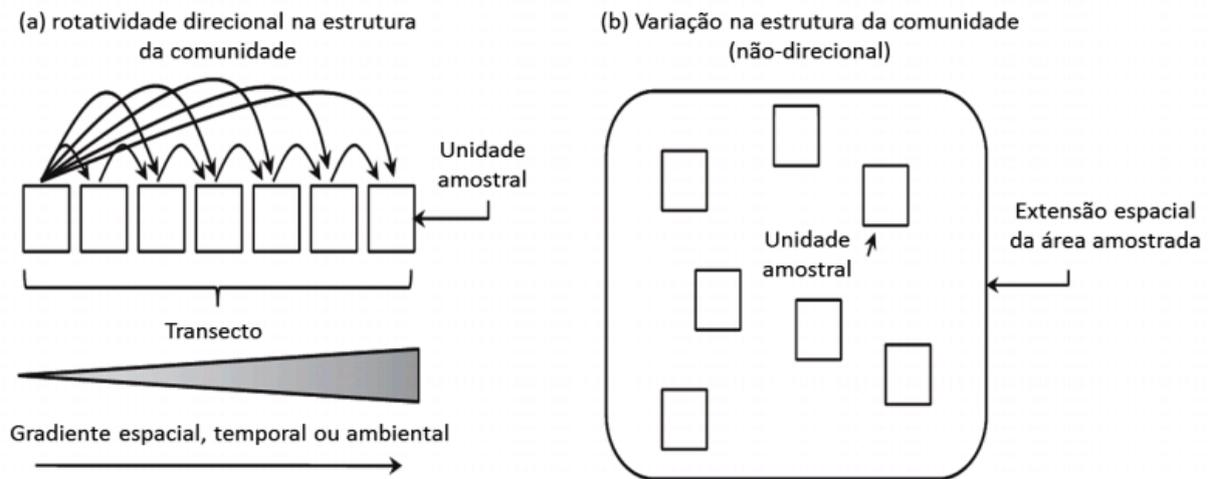


Fig. 1: Esquema representativo dos três componentes da diversidade adaptado de Anderson et al. (2011). A riqueza de espécies encontradas em uma unidade amostral denomina-se diversidade alfa. A diversidade beta pode ser classificada em: (a) direcional: a variação na composição de espécies ocorre em função de um gradiente espacial, temporal ou ambiental e (b) não-direcional: a variação na composição de espécies entre pontos amostrais, independente da ocorrência de um gradiente. O somatório das espécies encontrada em todas as unidades amostrais denomina-se diversidade gama.

Fatores determinantes da diversidade em ecossistemas aquáticos continentais

Diversos fatores que serão mencionados a seguir são responsáveis por influenciar a diversidade, tanto alfa como beta, em ambientes aquáticos continentais. A heterogeneidade ambiental, por exemplo, é um importante mecanismo provedor da diversidade alfa (avaliada através da riqueza de espécies) (Johnson et al., 2003; Miserendino et al., 2018) e diversidade beta (Zorzal-Almeida et al., 2017). A produtividade primária, também pode ser considerada uma boa variável preditora para a diversidade beta (Chase, 2010) e alfa quando em concentrações intermediárias (Zhang et al., 2018). Ainda, diferentes características de paisagem como a extensão espacial, forma dos habitats (especialmente em relação a ambientes lênticos), conectividade entre ecossistemas aquáticos e tipos de uso de solo e cobertura da terra no entorno de ambientes aquáticos podem ter influência positiva ou negativa sobre a diversidade aquática (Guimarães et al., 2014; Petsch, 2016; Zorzal-Almeida et al., 2017; Bohnenberger et al., 2018).

Na ecologia de comunidades os conceitos de “complexidade” e “heterogeneidade” ainda se confundem (Kovalenko et al., 2012). Entretanto, consideramos aqui o conceito de heterogeneidade ambiental como variações ambientais (e essas variações podem ser nas características químicas e/ou físicas que existem em um ambiente aquático) que ocorrem nas localidades dentro de uma região maior (Heino et al., 2015). Por outro lado, a complexidade de habitat está mais intimamente relacionada com estruturas físicas dos habitats (como por exemplo a complexidade de habitat que pode ser gerada por macrófitas aquáticas) (Kovalenko et al., 2012).

A heterogeneidade ambiental espacial é um dos fatores responsáveis por influenciar a riqueza de espécies (diversidade alfa) (Miserendino et al., 2018) e promover a diversidade beta em ambientes aquáticos (Alves-de-Souza et al., 2017; Zorzal-Almeida et al., 2017). Esse padrão foi verificado em um estudo de Miserendino et al. (2018), no qual os autores concluíram que o aumento da heterogeneidade ambiental favorece a riqueza de espécies de macroinvertebrados, ou seja, em ambientes mais heterogêneos encontrou-se maior riqueza de espécies. Ainda, a relação positiva entre diversidade beta e heterogeneidade ambiental pode ser explicada pelo fato que ambientes mais heterogêneos disponibilizam mais nichos, permitindo o estabelecimento de espécies com diferentes requerimentos de nicho em diferentes locais, acarretando em maior variação entre as comunidades (Leibold et al., 2004). Nesse sentido, estudos realizados em ambientes aquáticos demonstram que a heterogeneidade ambiental pode ser observada, por exemplo, pela estratificação vertical de lagos que influencia no padrão de distribuição da comunidade zooplanctônica (Thackeray et al., 2006), pelas alterações química e física que ocorre ao longo do percurso de um rio (Vanotte et al., 1980) ou em função das características de paisagem que ocorrem no entorno de ambientes aquáticos (Ferreira et al., 2017). Em contrapartida, a homogeneização dos ecossistemas provocada por atividades antrópicas acarreta na redução da diversidade beta (Siqueira et al., 2015).

A produtividade primária é um outro fator responsável por promover a diversidade alfa (Zhang et al., 2018) e beta em ambientes aquáticos (Chase, 2010). Entretanto, para que essa relação seja positiva as concentrações de clorofila *a* não podem ser muito elevadas, caso contrário observamos o padrão inverso – resultado do processo de eutrofização artificial (Zhang et al., 2018). Ainda, foi demonstrado mais recentemente que a eutrofização artificial é responsável pela redução temporal da diversidade beta (ou seja, ocorreu homogeneização das

comunidades ao longo do tempo) de macroinvertebrados em riachos de terceira e quarta ordem (Cook et al., 2018).

Tanto a heterogeneidade ambiental como a produtividade primária são fatores – ou também denominados filtros ambientais – que atuam sobre as comunidades (e favorecem o mecanismo *species-sorting*) em uma escala local (e.g. dentro de uma lagoa) (Leibold et al., 2004; Jamoneau et al., 2017; Alahuhta et al., 2018). Na perspectiva do mecanismo de *species-sorting* a ocorrência das espécies nas comunidades depende de fatores abióticos que atuam sobre elas como filtros ambientais (Leibold et al., 2004). Além de heterogeneidade ambiental e produtividade primária, outros fatores como paisagem (e.g. extensão espacial: Jamoneau et al., 2017; forma: Bohnenberger et al., 2018; conectividade: Guimarães et al., 2014) e o uso do solo no entorno dos ambientes aquáticos (Siqueira et al., 2015) também são fatores importantes na determinação da diversidade alfa e beta em uma escala mais ampla. Não raramente se encontra na literatura relações positivas entre a extensão espacial de um ambiente ou o tamanho da área (esse segundo termo mais utilizado para diversidade alfa) e a diversidade alfa (McArthur & Wilson, 1967) e beta (Zorzal-Almeida et al., 2017). Isso porque em extensões maiores ocorrerá pontos amostrais dissimilares o que favorecerá a ocorrência de diferentes espécies (Zorzal-Almeida et al., 2017). Foi evidenciado também que a interação entre a forma e a área que um determinado ambiente aquático apresenta pode ser considerado um filtro ambiental capaz de explicar a diversidade de macrófitas, uma vez que lagoas com formas mais complexas abrigam mais espécies do que lagoas cuja forma se aproxima a um formato circular (Soga et al., 2013). A conectividade entre ambientes aquáticos é considerada um outro fator capaz de favorecer a diversidade alfa em uma determinada região (Guimarães et al., 2014). Contudo, levando em consideração que a limitação por dispersão que os organismos apresentam é um dos mecanismos provedores da diversidade beta (Leibold et al., 2004) entende-se que a conectividade entre ambientes possui relação negativa com a diversidade beta pois esta facilitaria o fluxo de espécies entre as comunidades.

Segundo Anderson et al. (1976) utiliza-se o termo “uso do solo” para classificar áreas nas quais ocorrem o uso antrópico do solo. Outro termo comumente encontrado na literatura é “cobertura da terra”, que é usualmente aplicado quando a área é coberta por uma paisagem natural (e.g. área florestada) (Anderson et al., 1976). Existem evidências históricas e arqueológicas de que as transformações causadas por atividades humanas na superfície da Terra pelo uso da terra tiveram início há milhares de anos (Ruddiman, 2015). As primeiras atividades agrícolas, por exemplo, tiveram início há mais de 12000 anos com a chamada

Revolução Neolítica no Crescente Fértil (parte de uma região conhecida atualmente como Oriente Médio), concomitantemente, os primeiros animais selvagens começaram a ser domesticados (originando a pecuária) na mesma região (Ruddiman, 2015). Em seguida, os resquícios da agropecuária originada no Crescente Fértil passaram a ser encontrados nos continentes Asiático, Europeu, e por último nas Américas (Ruddiman, 2015).

Os impactos causados pelas transformações da paisagem natural para uso do solo, seja para fins de agropecuária, como para urbanização, podem acarretar em diversos danos aos ecossistemas aquáticos. Dentre eles podemos destacar a homogeneização de habitats, (Siqueira et al., 2015; Petsch, 2016), e consequente homogeneização biótica (Petsch, 2016), que se dá em função da perda de muitas espécies sensíveis e à prevalência de algumas espécies tolerantes (Scott & Halfman, 2001). Na literatura é possível encontrar diversos estudos que evidenciam a problemática do uso antrópico do solo sobre a diversidade biológica. A modificação da paisagem natural para fins de urbanização, por exemplo, acarreta em redução na riqueza de espécies e homogeneização de comunidades, quando comparado parques nacionais e áreas urbanas (McKinney, 2006). Em um trabalho de revisão alguns autores ressaltam que fatores estressores antropogênicos são responsáveis pela redução da diversidade beta e destacam a agricultura e a urbanização como principais estressores importantes para essa perda (Socolar et al., 2016). Ainda, pode-se destacar o trabalho de Johnson & Angeler (2014), no qual os autores verificaram uma redução na diversidade beta de comunidades de macroinvertebrados e de peixes com o aumento do uso do solo para agricultura.

Em suma, se pode verificar na literatura que recentemente diversas são as comunidades biológicas utilizadas para auxiliar a compreensão acerca de como filtros ambientais como heterogeneidade ambiental, produtividade primária e características da paisagem estão atuando sobre as comunidades aquáticas. Para ambientes aquáticos continentais se pode destacar a comunidade de macroinvertebrados, comumente utilizada como objeto de estudo para verificar os padrões responsáveis por estruturar as comunidades (Johnson & Angeler, 2014; Siqueira et al., 2015; Cook et al., 2018). Entretanto, a comunidade fitoplanctônica é considerada de grande relevância para a conservação de ambientes aquáticos e estudos acerca da estruturação dessas comunidades são encontrados com menor frequência.

Comunidade fitoplanctônica

Em ambientes aquáticos, o plâncton é o conjunto de organismos que estão adaptados a viver em suspensão na coluna d'água (Esteves & Suzuki, 2011). O fitoplâncton é um dos componentes do plâncton e esse grupo pode ser definido como um conjunto de microrganismos, que em geral são fotossintéticos, adaptados a viver parte ou todo seu ciclo de vida em suspensão em águas abertas (Reynolds, 2006). A comunidade fitoplanctônica pode ainda ser classificada de acordo com o seu tamanho: ultraplâncton (<2 µm), nanoplâncton (2–20 µm), micropoplâncton (20–200 µm), mesoplâncton (200 µm–2 mm) e macropoplâncton (>2 mm) (Esteves & Suzuki, 2011).

O fitoplâncton é na sua essência composto por algas. As algas podem variar desde células microscópicas até as grandes florestas de *kelps*, o que torna a definição desses organismos ainda imprecisa. Contudo, a principal característica que agrupa todas as algas é a ausência do embrião multicelular matrotófico (característica considerada mais derivada já presente em briófitas), ou seja, embrião nutrido pela célula-mãe (Van den Hoek et al., 1995). As algas são encontradas em maior abundância e diversidade em ambientes aquáticos (águas dulcícolas, salobras e marinhas), porém esse grupo também pode ser encontrado em ambientes terrestres como em superfícies rochosas, cavernas, solos e sobre a neve (Hoffmann, 1989).

A comunidade fitoplanctônica é composta por organismos responsáveis por desempenhar um papel ecológico fundamental nos ambientes aquáticos continentais, especialmente nos ambientes lênticos (Esteves & Suzuki, 2011), uma vez que compõe a base da cadeia alimentar aquática, sendo o seu crescimento limitado principalmente por nitrogênio e fósforo (Hecky & Kilhan, 1988). As algas podem apresentar hábito unicelular, colonial ou filamentosos (Van den Hoek et al., 1995). Ainda, a predominância ou ausência de um determinado grupo normalmente ocorre em função das características abióticas que o ambiente apresenta, por exemplo, em ambientes eutrofizados artificialmente ocorre uma abundância exacerbada de espécies de cianobactérias pertencentes ao gênero *Microcystis* (Reynolds et al., 2002). Já em lagos caracteristicamente oligotróficos, é comum encontrar espécies do gênero *Dinobryum*, pertencente à classe Chrysophyceae (Reynolds et al., 2002).

Os organismos fitoplanctônicos possuem uma série de adaptações que permitem que os mesmos se mantenham na coluna d'água, reduzindo a velocidade de sedimentação (Reynolds, 2006). A presença de estruturas como bainhas e cápsulas de mucilagem, espinhos e processos angulares favorecem não só a flutuação, mas também auxiliam como mecanismos

de proteção contra predação, principalmente pelo zooplâncton (Esteves & Suzuki, 2011). Além disso, em alguns grupos pode ocorrer mixotrofia, ou seja, podem apresentar variações no seu metabolismo (alternando de um metabolismo heterotrófico para autotrófico, por exemplo) como estratégia de sobrevivência em função de variações nas condições ambientais (Lourenço, 2006).

A comunidade fitoplanctônica é composta por uma grande variedade de divisões de algas. Dentre essas divisões, pode-se destacar algumas de maior relevância para ambientes aquáticos continentais, segundo Van den Hoek et al. (1995):

- Divisão Cyanobacteria: também conhecidas anteriormente como algas azuis, esse grupo recebe esse nome devido a um pigmento chamado ficocianina. São células procarióticas que podem ocorrer de forma unicelular, colonial ou em filamentos. Muitas espécies neste grupo apresentam células especializadas como acinetos (responsáveis pela formação de esporos de resistência) e heterócitos (células fixadoras de nitrogênio) que atuam em condições ambientais desfavoráveis, como por exemplo, em escassez de nutrientes. Em ambientes eutrofizados artificialmente, algumas espécies (como por exemplo, *Microcystis aeruginosa*) podem formar florações nocivas em função da produção de cianotoxinas.
- Divisão Rhodophyta: integrante do grupo das “algas vermelhas”, esse grupo é caracterizado pela ausência de flagelo (característica derivada), que foi perdido no grupo ao longo de processos evolutivos. As algas pertencentes à esta divisão possuem maior variedade de pigmentos acessórios e são capazes de atingir águas mais profundas do que qualquer outro grupo.
- Divisão Chlorophyta: integrante do grupo das “algas verdes”, a principal classe ocorrente em águas dulcícolas é Chlorophyceae. O amido é o principal material de reserva energética desse grupo. Algumas espécies podem ocorrer como cenóbios, ou seja, possuem um padrão e número de células definido (como por exemplo, *Desmodesmus* sp.).
- Divisão Charophyta: também pertencentes ao grupo das “algas verdes”, junto com Chlorophyta. Em ambientes aquáticos dulcícolas os táxons predominantes são: Zignematales, que em geral formam filamentos não ramificados e fazem reprodução por conjugação; Desmidiales, formam hemicélulas idênticas (como por exemplo: *Cosmarium* sp.) e Charales, algas macroscópicas, normalmente encontradas em ambientes oligotróficos.

- Divisão Euglenophyta: esse grupo pode apresentar o metabolismo mixotrófico (alternando o comportamento heterotrófico ou autotrófico, dependendo das condições ambientais) ou auxotrófico (ou seja, suplementam a fotossíntese através de outras fontes de matéria orgânica). O principal material de reserva energética desse grupo é o paramilo, que fica armazenado em grãos ou anéis (e esses anéis podem facilitar a identificação desse grupo a nível de gênero). Os cloroplastos de Euglenophyta possuem três membranas, provavelmente originadas a partir da endossimbiose de outra alga.
- Divisão Dinophyta: também conhecidos como dinoflagelados, possuem como principal característica a presença de um flagelo transversal, inserido na região denominada cíngulo, e um longitudinal, que facilitam o movimento rotacional desses organismos e permitem maior superfície de contato para absorção de nutrientes. Os três tipos de metabolismo ocorrem nesse grupo (fototrófico e mixotrófico). Alguns grupos - maioria marinhos - podem apresentar bioluminescência (maioria representada pelo gênero *Noctiluca*), através da atividade enzimática da luciferase que transforma energia química em energia luminosa, e formar florações não nocivas na zona de rebentação marinha.
- Divisão Ochrophyta: quatro principais características definem esse grupo (i) presença de dois flagelos (ocorrente nos gametas), sendo um curto e liso e o outro alongado composto por três estruturas (base, haste e fios terminais); (ii) presença de fucoxantina como pigmento acessório; (iii) tilacóides em formato de lamelas e (iv) crisolaminarina como principal material de reserva energética. Dentro da divisão Ochrophyta a classe mais representativa é Bacillariophyceae (conhecidas comumente como diatomáceas), facilmente caracterizada pela presença da frústula, uma carapaça ornamentada incrustada de sílica. Outras classes encontradas em ambientes dulcícolas pertencentes a esta divisão são: Chrysophyceae, Xanthophyceae e Raphidophyceae.
- Divisão Cryptophyta: normalmente possuem hábito unicelular, raramente formando colônias. Esse grupo possui os cloroplastos envoltos por quatro membranas, sendo o amido o principal material de reserva energética desse grupo. Essa é a única divisão a apresentar ejectiosomos (importante mecanismo de proteção contra predação). Além disso, o flagelo diferenciado é composto por duas estruturas apenas (não possuem a base, diferentemente de Ochrophyta).

Lagoas costeiras

Lagoas costeiras são ecossistemas que possuem grande relevância para a manutenção da biodiversidade aquática uma vez que abrigam uma variedade de espécies de flora e fauna, tanto migratórias como locais (Levin et al., 2001). Além disso, são responsáveis por promover uma série de serviços ecossistêmicos para a população humana. Dentre esses importantes serviços podemos destacar o fornecimento de pesca, abastecimento de água doce e recreação (Levin et al., 2001; Newton et al., 2018).

No Brasil, os ambientes de lagoas costeiras ocorrem desde o Nordeste até a região Sul (Esteves, 2011). Esses ambientes possuem como característica a baixa profundidade e sofrem grande influência de atividades eólicas, tornando-os polimíticos, ou seja, não há um período de estratificação definido, podendo sofrer vários eventos de circulação durante o dia (Esteves & Barbieri, 2011).

Na região Sul do Brasil diversos corpos de água tiveram sua origem durante o Holoceno através de eventos de regressões e transgressões marinhas (Schwarzbald & Schäfer, 1984). Em função desses eventos e atividades eólicas, ocorreu a deposição de sedimento que isolou diversos corpos de água dando origem à planície costeira do Rio Grande do Sul (RS) (Schwarzbald & Schäfer, 1984). Inseridos na planície costeira do RS podemos encontrar os ecossistemas de lagoas costeiras, ambientes considerados naturalmente heterogêneos e dinâmicos (Tomazelli & Willwock, 1991). Diferentes níveis de conexões que podem ocorrer entre as próprias lagoas e com águas oceânicas através de estuários garantem variações nas condições abióticas dessas lagoas (Kennish & Paerl, 2010). Além disso, podem ocorrer variações nas concentrações de salinidade em função da própria proximidade com o estuário em conjunto com períodos de seca. Ainda, eventos como o El Niño podem alterar regimes de precipitação acarretando em eventuais alterações no nível da água dessas lagoas (Tomazelli & Willwock, 1991).

Na planície costeira do Rio Grande do Sul ocorre o sistema hidrográfico do Rio Tramandaí que forma um complexo de 41 lagoas inseridas entre os municípios de Osório, Cidreira, Pinhal e Tramandaí. Diferentes graus de conexão que ocorrem entre as lagoas caracterizam o que se chama popularmente de “Rosário de Lagoas”. Esses corpos d’água são considerados relativamente jovens (uma vez que tiveram sua formação nos últimos 5000 anos) (Schwarzbald & Schäfer, 1984). Esse complexo de lagoas se encontra no litoral norte do RS e possuem características morfométricas peculiares, como fraca relação entre área e profundidade, ou seja, apesar de algumas possuírem grandes extensões, são rasas (Tomazelli

& Willcock, 1991). Mais recentemente esses ecossistemas vêm sofrendo com diversos impactos de origem antrópica, responsáveis pela degradação da qualidade da água e modificação da paisagem natural no entorno para uso da terra, principalmente para fins de agricultura, pecuária e urbanização (Guimarães, 2013).

Objetivos

Objetivo geral

Tendo em vista a relevância da comunidade fitoplanctônica para a manutenção da biodiversidade aquática, esta dissertação tem como objetivo geral avaliar a diversidade alfa e beta de comunidades fitoplanctônicas e sua relação com a heterogeneidade ambiental local e variáveis da paisagem de 25 lagoas localizadas no litoral norte do Rio Grande do Sul.

Objetivos específicos

- Testar se as lagoas diferem na heterogeneidade ambiental e na diversidade beta.
- Testar se a heterogeneidade ambiental e a produtividade primária são boas preditoras para as diversidades alfa e beta das comunidades fitoplanctônicas.
- Testar se as características ambientais estruturais das lagoas, como área, grau de conectividade e forma, possuem influência sobre as diversidades alfa e beta das comunidades fitoplanctônicas, bem como diferentes usos do solo e cobertura da terra no entorno das lagoas.

Hipóteses

Trabalhei nessa dissertação com as seguintes hipóteses: (i) a diversidade alfa e beta das comunidades fitoplanctônicas dentro das lagoas estão relacionadas de forma positiva com a heterogeneidade ambiental, produtividade primária, área e forma das lagoas; (ii) o grau de conectividade entre lagoas afetará de forma positiva a diversidade alfa e negativa a diversidade beta e (iii) a diversidade alfa e a diversidade beta apresentarão relação negativa com o aumento no uso antrópico do solo e positiva com o aumento na cobertura da terra.

Referências

- Alahuhta, J., M. Lindholm, C.P. Bove, E. Chappuis, J. Clayton, M. Winton, T. Feldmann, F. Ecke, E. Gacia, P. Grillas, M.V. Hoyer, L.B. Johnson, A. Kolada, S. Kosten, T. Lauridsen, B.A. Lukács, M. Mjelde, R.P. Mormul, L. Rhazi, L. Sass, M. Sondergaard, J. Xu & J. Heino, 2018. Global patterns in the metacommunity structuring of lake macrophytes: regional variations and driving factors. *Oecologia* 188: 1167–1182.
- Alves-de Souza, C., T. Benevides, J.B.O. Santos, P.V. Dassow, L. Guillou & M. Menezes, 2017. Does environmental heterogeneity explain temporal β diversity of small eukaryotic phytoplankton? Example from a tropical eutrophic coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 39: 698–714.
- Anderson, J.R., E.E. Hardy, J.T. Roach & R.E. Witmer, 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. Geological Survey, Washington.
- Anderson, M.J., T.O. Crist, J.M. Chase, M. Vellend, B.D. Inouye, A.L. Freestone, N.J. Sanders, H.V. Cornell, L.S. Comita, K.F. Davies, S.P. Harrison, N.J.B. Kraft, J.C. Stegen & N.G. Swenson, 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.
- Bohnenberger, J.E., F. Schneck, L.O. Crossetti, M.S. Lima & D. Motta-Marques, 2018. Taxonomic and functional nestedness patterns of phytoplankton communities among coastal shallow lakes in southern Brazil. *Journal of Plankton Research* 40: 555–567.
- Browne, R.A., 1981, Lakes as islands: biogeography distribution, turnover rates, and species composition in the lakes of Central New York. *Journal of Biogeography* 8: 75–83.
- Chase, J.M., 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328: 1388–1391.
- Cook, S.C., L. Housley, J.A. Back & R.S. King, 2018. Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology* 99: 47–56.
- Esteves, F.A., 2011. Considerações históricas sobre a ciência da limnologia. In: Esteves F.A. (Ed) *Fundamentos de Limnologia* 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 1–23.

- Esteves, F.A., 2011. Gênese dos ecossistemas lacustres. In: Esteves F.A. (Ed) Fundamentos de Limnologia 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 83–112.
- Esteves, F.A. & R. Barbieri, 2011. Radiação solar e seus efeitos em ecossistemas aquáticos continentais. In: Esteves F.A. (Ed) Fundamentos de Limnologia 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 137–166.
- Esteves, F.A. & M.S. Suzuki, 2011. Comunidade fitoplanctônica. In: Esteves F.A (Ed) Fundamentos de Limnologia 3ª ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 375–445.
- Ferreira, W.R., L.U. Hepp, R. Ligeiro, D.R. Macedo, R.M. Hughes, P.R. Kaufmann & M. Castillo, 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373.
- Guimarães, T.F.R., 2013. Influência de variáveis de paisagem sobre a riqueza e composição de assembleias de peixes em lagoas costeiras no Sul do Brasil. Porto Alegre. UFRGS, Dissertação (Mestrado em Ecologia). 90p.
- Guimarães, T.F.R., S.M. Hartz & F.G. Becker, 2014. Lake connectivity and fish species richness in Southern Brazilian coastal lakes. *Hydrobiologia* 740: 207–217.
- Hecky, R.E. & P. Kilhan, 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* 33: 796–822.
- Heino, J., A.S. Melo & L.M. Bini, 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running waters systems. *Freshwater Biology* 60: 223–235.
- Hoffmann, L., 1989. Algae of terrestrial habitats. *The Botanical Review* 55: 77–105.
- Jamoneau, A., S.I. Passy, J. Soininen, T. Lebourcher & J. Tison-Rosebery, 2017. Beta diversity of diatoms species and ecological guilds: response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. *Freshwater Biology* 63: 62–73.
- Jiménez-Valverde, A., A. Baselga, A. Melic & N. Txasko, 2010. Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conservation and Diversity* 3: 51–60.

- Johnson, M.P., N.J. Frost, M.W.J. Mosley, M.F. Roberts & S.J. Hawkins, 2003. The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions. *Ecology Letters* 6: 126–132.
- Johnson, R.K. & D.G. Angeler, 2014. Effects of agricultural land use on stream assemblages: taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators* 45: 386–393.
- Kennish, M.J. & H.W. Paerl, 2010. *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, Florida.
- Kessler, M., S. Abrahamczyk, M. Bos, D. Buchori, D.D. Putra, S.R. Gradstein, P. Höhn, J. Kluge, F. Orend, R. Pitopang, S. Saleh, C.H. Schulze, S.G. Sporn, I.S. Dewenter, S.S. Tjitrosoedirdjo & T. Tschardtke, 2009. Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications* 19: 2142–2156.
- Kovalenko, K.E., S.M. Thomaz & D. M. Warfe, 2012. Habitat complexity: approaches and futures directions. *Hydrobiologia* 685: 1–17.
- Leibold, M.A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J.M. Chase, M.F. Hoopes, R.D. Holt, J.B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covich, C. Dahm, C. Erséus, K.C. Ewel, R.T. Kneib, A. Moldenke, M.A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer & J.M. Weslawski, 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430–451.
- Lourenço, S.O., 2006. *Cultivo de Microalgas Marinhas: Princípios e Aplicações*. RiMa, São Carlos.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260.
- Magurran, A., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.

Martiny, J.B.H., B.J.M. Bohannan, J.H. Brown, R.K. Colwell, J.A. Fuhrman, J.L. Green, M.C. Horner-Devine, M. Kane, J.A. Krumis, C.R. Kuske, P.J. Morin, S. Naeem, L. Ovreas, A.L. Reysenbach, V.H. Smith & J.T. Staley, 2006. Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. *Nature Reviews* 4: 102–112.

Melo, A.S., 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 21–27.

Melo, A.S., F. Schneck, L.U. Hepp, N.R. Simões, T. Siqueira & L.M. Bini, 2011. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 318–331.

Mendes, R.S., L.R. Evangelista, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography* 31: 450–456.

Miserendino, M.L., C. Brand, L.B. Epele, C.Y. Prinzi, G.H. Omad, M. Archangelsky, O. Martínez & A.M. Kutschker, 2018. Biotic diversity of benthic macroinvertebrates at contrasting glacier-fed systems in Patagonia Mountains: the role of environmental heterogeneity facing global warming. *Science of the Total Environment* 622: 152–163.

Newton, A., A.C. Brito, J.D. Icelly, V. Derolez, I. Clara, S. Augus, G. Schernewski, M. Inácio, A.I. Lillebo, A. I. Sousa, B. Béjaoui, C. Solidoro, M. Tosic, M. Cañedo-Arguelles, M. Yamamuro, S. Reizopoulou, H.C. Tseng, D. Canu & V. Khokhlov, 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50–65.

Petsch, D.K., 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 101: 113–122.

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: 417–428.

Reynolds, C.S., 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Ruddiman, W.F., 2015. *A Terra Transformada*. Bookman, São Paulo.

- Santana, L.M., L.O. Crossetti & C. Ferragut, 2017. Ecological status assessment of tropical reservoirs through the assemblage index of phytoplankton functional groups. *Brazilian Journal of Botany* 40: 695–704.
- Santos, J.B.O., L.H.S. Silva, C.W.C. Branco & V.L.M. Huszar, 2015. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 764: 171–186.
- Schwarzbald, A. & A. Schäfer, 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana* 9: 87–104.
- Scott, M.C. & G.S. Helfman, 2001. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries* 26: 6–15.
- Siqueira, T., C.G. Lacerda & V.S. Saito, 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream communities? *Biotropica* 47:509–516.
- Socolar, J.B., J.J. Gilroy, W.E. Kunin & D.P. Edwards, 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution* 31: 67–80.
- Soga, M., N. Ishiyama, M. Sueyoshi, Y. Yamaura, K. Hayashida, I. Koizume & J.N. Negishi, 2013. Interaction between patch area and shapes: lakes with different formation process have contrasting area and shape effects on macrophyte diversity. *Landscape and Ecological Engineering* 10: 55–64.
- Thackeray, S.J., D.G. George, R.I. Jones & I.J. Winfield, 2006. Statistical quantification of the effect of thermal stratification on patterns of dispersion in a freshwater zooplankton community. *Aquatic Ecology* 40: 23–32.
- Tomazelli, L.J. & J.A. Willwock, 2001. Geologia do sistema lagunar holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências* 18: 13–24.
- Van den Hoek, C., D.G. Mann & H.M. Jahns, 1995. *Algae: An introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130–137.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279–338.

Winegardner, A.K., P. Legendre, B.E. Beisner & I. Gregory-Eaves, 2017. Diatom diversity patterns over the past *c.* 150 years across the conterminous United States of America: Identifying mechanisms behind beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 26: 1–13.

Wit, R. & T. Bouvier, 2006. ‘Everything is everywhere, but, the environment selects’; what did Bas Becking and Beijerinck really say? *Environmental Microbiology* 8: 755–758.

Zhang, M., D. Straile, F. Chen, X. Shi, Z. Yang, Y. Cai, J. Yu & F. Kong, 2018. Dynamic and drivers of phytoplankton richness and composition along productivity gradient. *Science of the Total Environment* 625: 275–284.

Zorzal-Almeida, S., L.M. Bini & D.C. Bicudo, 2017. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800: 7–16.

CAPÍTULO 1

A cobertura da terra e a heterogeneidade ambiental são fatores direcionadores da diversidade alfa e beta de comunidades fitoplanctônicas em lagoas costeiras*

Ana Paula Tavares Costa¹, Luiz Ubiratan Hepp² & Fabiana Schneck¹

¹Instituto de Ciências Biológicas – ICB, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Avenida Itália, Km 8, Rio Grande, 96203-900, RS, Brasil

²Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Biomonitoramento, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI, Erechim, 99709-910, RS, Brasil

E-mail para correspondência: anapaulatavarescosta@gmail.com

Resumo

Conduzimos o estudo com o objetivo de avaliar a diversidade alfa e a diversidade beta de comunidades fitoplanctônicas em relação às variáveis ambientais locais e características de paisagem de 25 lagoas costeiras localizadas no sul do Brasil. Para isso, obtivemos variáveis limnológicas e características da paisagem como área, forma e conectividade das lagoas e tipos de uso e cobertura do solo ocorrentes no entorno de cada lagoa. A diversidade alfa variou positivamente com a porcentagem de áreas úmidas e negativamente com a ocorrência de áreas campestres. De forma similar, a diversidade beta (dados de presença-ausência e dados de abundância) foi explicada positivamente pela variação na porcentagem de áreas úmidas e negativamente pela ocorrência de áreas campestres. Ainda, a diversidade beta (dados de abundância) se relacionou positivamente com a heterogeneidade ambiental dentro das lagoas. A partir desses resultados, sugerimos que a diversidade alfa das comunidades fitoplanctônicas é promovida pelo uso e cobertura da terra por áreas úmidas no entorno das lagoas e a diversidade beta é promovida por fatores que atuam em diferentes escalas: heterogeneidade ambiental dentro das lagoas e uso do solo no entorno dos ambientes.

Palavras-chave: características de paisagem; impactos antrópicos; ambientes lênticos; fitoplâncton

*A versão final do manuscrito para submissão contará ainda com os seguintes coautores: Luciane Oliveira Crossetti, Juliana Elisa Bohnenberger, Sandra Maria Hartz, Fernando Gertum Becker e Taís Guimarães.

Introdução

Um dos temas abordados na ecologia de comunidades é compreender quais são os fatores abióticos considerados chave para a estruturação das comunidades biológicas e, conseqüentemente como eles determinam os padrões de biodiversidade (Leibold et al., 2004). Dessa forma, com os impactos do Antropoceno sobre a biodiversidade, torna-se cada vez mais necessário a compreensão acerca dos fatores estruturadores das comunidades. Os ecossistemas aquáticos continentais, apesar da grande oferta de serviços ecossistêmicos que disponibilizam à população humana (Newton et al., 2018) e relevância para a manutenção da biodiversidade aquática (Allan & Flecker, 1993; Levin et al., 2001), estão sofrendo cada vez mais com as ameaças antrópicas, especialmente com impactos relacionados à modificação da paisagem natural para uso antrópico do solo (Siqueira et al., 2015).

Nesse contexto, a utilização de métricas para avaliar a biodiversidade é essencial para compreendermos como e porque os organismos estão distribuídos em determinados ambientes (Magurran, 2004). A forma mais simples de determinar a diversidade é a partir do número de espécies (ou riqueza de espécies) em uma determinada localidade (Magurran, 2004). Também podemos utilizar medidas que determinam a variação na composição de espécies entre dois ou mais pontos de amostragem, ou seja, a diversidade beta (Whittaker, 1960; Anderson et al., 2011), com o intuito de compreender os fatores que mantêm e modificam os padrões de biodiversidade em ambientes aquáticos (Socolar et al., 2016).

Em geral, a diversidade alfa e a diversidade beta apresentam uma relação positiva com a heterogeneidade ambiental (Stein et al., 2016; Miserendino et al., 2018). Por exemplo, em ambientes aquáticos a relação positiva entre diversidade alfa e heterogeneidade ambiental foi evidenciada para comunidades de macroinvertebrados (Miserendino et al., 2018). Ainda, a comunidade fitoplanctônica apresenta maior diversidade beta temporal em ambientes mais heterogêneos em ecossistemas de lagoas costeiras (Alves-de-Souza et al., 2017). Em sistemas de planície de inundação na região sul do Brasil também foi observado o aumento da diversidade beta da comunidade fitoplanctônica em função de maior heterogeneidade ambiental (Borges & Train, 2009). Em contrapartida, ecossistemas sujeitos a homogeneização antrópica, como consequência do processo de urbanização por exemplo, apresentam baixa diversidade alfa (McKinney, 2006) e beta (Winegardner et al., 2017; Cook et al., 2018).

A produtividade primária é considerada um outro fator responsável por promover a diversidade alfa (Zhang et al., 2018) e beta (Chase, 2010) em ambientes aquáticos continentais. Contudo, para que essa relação seja positiva, o enriquecimento de nutrientes no

ecossistema aquático deve ocorrer de forma lenta e gradual ao longo do tempo (Donohue et al., 2009). Em contrapartida, se o aumento nas concentrações de nutrientes ocorrer de forma exacerbada, como através de atividades antrópicas, é provável que ocorra o padrão inverso, ou seja, haverá redução tanto na diversidade alfa (Stomp et al., 2011; Zhang et al., 2018) como na diversidade beta, como foi evidenciado para comunidades de diatomáceas (Zorzal-Almeida et al., 2017), peixes (Menezes et al., 2015) e macroinvertebrados (Cook et al., 2018).

Em ambientes aquáticos continentais, diversas características de paisagem podem influenciar as comunidades. Para lagoas costeiras, por exemplo, tanto a conectividade entre as lagoas como a área são consideradas boas preditoras da diversidade alfa de comunidades de peixes (Guimarães et al., 2014; Liu & Wang, 2018), contudo o mesmo padrão não é comumente observado entre a diversidade beta e a conectividade entre ambientes (Liu & Wang, 2018). Ainda, o uso antrópico do solo, além de diminuir a qualidade da água (Simedo et al., 2018), é um dos maiores responsáveis pela redução da diversidade alfa (Blann et al., 2009) e da diversidade beta (Petsch, 2016) de comunidades biológicas. Esse padrão é observado tanto para ambientes lóticos (Pajunen et al., 2017) como para ambientes lênticos (Lougheed et al., 2008). Dentre os tipos de uso antrópico do solo que acarretam na redução da diversidade beta de comunidades aquáticas podem ser destacadas atividades de agropecuária (Lougheed et al., 2008; Siqueira et al., 2015) e de urbanização (McKinney, 2006; Cook et al., 2018). Em contrapartida, cobertura natural da terra (e.g. áreas florestadas) tende a influenciar positivamente a diversidade beta nos ecossistemas aquáticos (Siqueira et al., 2015).

A comunidade fitoplanctônica é essencial para a manutenção de ambientes aquáticos continentais, especialmente os lênticos, uma vez que os organismos fitoplanctônicos são os principais produtores primários desses ambientes e compõem a base da cadeia alimentar (Reynolds, 2006). Dessa forma, alterações na estrutura dessas comunidades podem acarretar em danos nos níveis tróficos superiores, uma vez que a disponibilidade de biomassa poderá ser reduzida para consumidores (Reynolds, 2006). Além disso, comunidades de microrganismos estão sendo cada vez mais utilizadas em estudos que abordam os padrões de distribuição à luz da biogeografia de ilhas (Martiny et al., 2006; Soininen et al., 2016).

Dentre os ambientes lênticos ocorrentes no Brasil, os ecossistemas de lagoas costeiras contribuem para a manutenção da biodiversidade aquática (Levin et al., 2001) e fornecem uma série de serviços ecossistêmicos à população humana (Newton et al., 2018). Apesar disso, ambientes de lagoas costeiras estão entre os mais ameaçados por atividades antrópicas como sobre-exploração, introdução de espécies exóticas invasoras (Barbier et al., 1997) e uso

antrópico do solo (Guimarães et al., 2014). Na região sul do Brasil ocorre o Complexo Lagunar do Rio Tramandaí o qual é composto por 41 lagoas conectadas entre si. Esses ambientes possuem características morfológicas peculiares como grandes extensões, mas baixa profundidade e sofrem com forte influência eólica (Tomazelli & Willwock, 1991), sendo considerados ambientes ideais para investigações acerca dos padrões que regem a distribuições de espécies nos ecossistemas aquáticos.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade alfa e beta de comunidades fitoplanctônicas de 25 lagoas costeiras rasas localizadas no sul do Brasil e relacionar com heterogeneidade ambiental, produtividade primária (utilizando clorofila *a* como *proxy*) e características de paisagem. Conduzimos o trabalho a fim de responder as seguintes hipóteses: (i) a diversidade alfa e beta das comunidades fitoplanctônicas nas lagoas estão relacionadas de forma positiva com a heterogeneidade ambiental, produtividade primária, área e forma das lagoas; (ii) o grau de conectividade entre lagoas afetará de forma positiva a diversidade alfa e negativa a diversidade beta das lagoas e (iii) a diversidade alfa e a diversidade beta apresentarão relação negativa com o aumento no uso antrópico do solo e positiva com o aumento na cobertura da terra no entorno das lagoas.

Materiais e métodos

Área de estudo

Desenvolvemos o estudo em 25 lagoas pertencentes ao complexo lagunar do rio Tramandaí, litoral norte (entre 29°37' e 30°30' S; 49°74' e 50°24' O) da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil (Fig. 1; Material Suplementar 1). Essas lagoas se formaram recentemente, no Holoceno (últimos 5000 anos), em função de eventos de regressões e transgressões marinhas (Schwarzbald & Schäfer, 1984), podendo algumas delas possuir diferentes graus de conexão com o mar através do estuário de Tramandaí (Tomazelli & Willwock, 1991). Tanto o bioma Pampa quanto o de Mata Atlântica estão representados ao longo do complexo lagunar do rio Tramandaí. O clima da região é classificado como subtropical úmido (*Cfa* do Sistema de Classificação de Köppen.), sendo a temperatura média anual de 22°C e o regime de precipitação é bem distribuído ao longo do ano (Alvares et al., 2013).

Essas lagoas são caracterizadas por uma grande variação em características de paisagem como diferentes tipos de cobertura da terra (natural e antrópica), área, forma e graus de conectividade entre elas (Guimarães et al., 2014). A área das lagoas varia de 23,02 a

5065,22 hectares, a forma de 1,33 a 3,17 (de acordo com o índice de forma de Farina, 1998) e o grau de conectividade de 0,07 a 1,56. Ainda, existe uma grande variação em relação às variáveis ambientais entre as lagoas. Essa variação é notável, especialmente se observarmos os valores mínimos e máximos de condutividade elétrica, sólidos suspensos totais, fósforo reativo solúvel, fósforo total, nitrato e turbidez (Bohnenberger et al., 2018) (Material suplementar 2). Além disso, com a aplicação do Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por Lamparelli (2004) se verificou que as lagoas diferem em seu estado trófico (com variação de mesotrófico à hipereutrófico). Ainda, é possível observar no entorno das lagoas tanto paisagens naturais (áreas úmida, áreas florestadas e dunas) e paisagens modificadas para uso do solo antrópico (agricultura, urbanização e área de pastejo) (Guimarães et al., 2014).

Nas lagoas estudadas ocorrem 433 espécies de algas fitoplanctônicas, sendo que a riqueza máxima é de 135 espécies na lagoa Peixoto enquanto a mínima é de 17 espécies na lagoa Ramallete. A classe mais representativa em relação à riqueza de espécies é Chlorophyceae (32,9%) seguida de Bacillariophyceae (25,2%), Cyanophyceae (14,1%), Zygnematophyceae (10,3%), Euglenophyceae (7,5%), Cryptophyceae (3,8%), Dinophyceae (2,8%), Crysophyceae (1,7%), Raphidophyceae (0,8%) e Xanthophyceae (0,2%). Em termos de biomassa, as espécies dominantes são *Microcystis aeruginosa* (666,2 mm³ L⁻¹), seguida de *Desmodesmus longispina* (389,3 mm³ L⁻¹), *Cosmarium* cf. *bioculatum depressum* (280,5 mm³ L⁻¹), *Kentrosphaera* cf. *austriaca* (268,9 mm³ L⁻¹), *Snowella lacustres* (241,2 mm³ L⁻¹) e *Aphanizomenon gracile* (205,2 mm³ L⁻¹) (Bohnenberger et al., 2018).

Delineamento amostral

Para as coletas de variáveis limnológicas e biológicas selecionamos em cada lagoa cinco pontos amostrais (totalizando 125 amostras) equidistantes entre si, abrangendo toda a área de cada lagoa, além da região litorânea e pelágica. Coletamos o material no verão, em fevereiro de 2014.

Variáveis limnológicas

Medimos *in situ* as variáveis condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH utilizando uma sonda multiparâmetros. Medimos a transparência da água com o disco de Secchi. Para medir a profundidade de cada lagoa utilizamos uma régua graduada. Para as variáveis não verificadas *in situ* coletamos água superficial das lagoas para posteriores análises de laboratório.

Utilizamos um turbidímetro para verificar a turbidez da água. A cor da água medimos através de colorímetro. A sílica reativa solúvel avaliamos através de espectrofotômetro (APHA, 2012). Obtivemos os valores de sólidos totais suspensos através da filtração do material com filtros de fibra de vidro e, posteriormente, secamos as amostras (103–105°C) para obtenção dos valores de sólidos suspensos fixos (APHA, 2012). Nitrogênio total, nitrogênio dissolvido total, nitrogênio total amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total e fósforo solúvel reativo mensuramos através de colorimetria segundo a metodologia de APHA (2012). Para análise de clorofila *a* extraímos o pigmento com etanol através do método de Jespersen & Christoffersen (1987). Por fim, para avaliar diferentes formas de carbono (carbono orgânico dissolvido e carbono inorgânico dissolvido), filtramos amostras de água com filtros de fibra de vidro de 0,45 µm. Realizamos a leitura no equipamento TOC V (analisador Shimadzu®).

Variáveis de paisagem

Variáveis de paisagem como forma, conectividade e área das lagoas foram obtidas através de sistemas de informação geográfica (SIG) (mapeamento por imagens Spot). A forma de cada lagoa foi determinada através da relação perímetro/área com a aplicação do índice de Forma (Farina, 1998). Nesse índice, os valores variam de 1 a infinito, o qual 1 corresponde a um círculo perfeito e infinito corresponde a uma forma estreita e alongada. A conectividade entre as lagoas foi determinada através do índice de conectividade primária, comumente usada para medir distâncias entre duas manchas (no caso deste estudo, as manchas se referem as lagoas) (Adriaensen et al., 2003). A área de cada lagoa foi determinada em hectares. Ainda, foram demarcados *buffers* de 50, 100, 250 e 500 metros ao redor de cada lagoa, sendo extraídas porcentagens de cada classe de uso do solo. As classes de uso do solo foram categorizadas em (i) ‘áreas florestadas’ que compreendem todas formações florestais ocorrentes; (ii) ‘dunas’ com predominância de sedimento arenoso depositado por atividade eólica; (iii) ‘áreas urbanas’, as quais compreendem estradas, vilarejos e cidades; (iv) ‘agricultura’, a qual compreende principalmente rizicultura e silvicultura; (v) ‘áreas úmidas’, as quais compreendem rios, lagos, canais (naturais ou artificiais) e valos; (vi) ‘campos’ com ou sem fins de uso para a pecuária. Essas variáveis foram mensuradas através de geoprocessamento pelo software ArcGis 9.3 em escala de 1:50.000. As variáveis foram obtidas junto ao Laboratório de Ecologia de Paisagem da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e em Guimarães (2013).

Variáveis biológicas

Realizamos a amostragem da comunidade fitoplanctônica concomitantemente às variáveis limnológicas. Ainda em campo, coletamos 1 litro de água e o fitoplâncton fixamos com solução lugol acético 1%. Realizamos a quantificação do fitoplâncton seguindo o método de Ütermöhl (1958) e identificamos as espécies de algas ao menor nível taxonômico possível em microscópio invertido em aumento de 400× com o auxílio de bibliografia especializada. Calculamos o biovolume de pelo menos 30 indivíduos com base nas formas geométricas de Hillebrand et al. (1999) e a biomassa do fitoplâncton ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) foi estimada através da multiplicação do biovolume pela densidade de cada táxon.

Análise de dados

A diversidade alfa das lagoas foi determinada a partir da riqueza de espécies de algas encontrada por cada uma das 25 lagoas. Para estimar a diversidade beta dentro de cada lagoa aplicamos a análise de homogeneidade de dispersão multivariada entre grupos (PERMDISP, Anderson, 2006; Anderson et al., 2006). Essa análise mensura a diversidade beta calculando a distância dos pontos amostrais em relação ao centróide do grupo (no nosso caso, cada lagoa). Aplicamos nessa análise os coeficientes de dissimilaridade de Sørensen com os dados de presença e ausência (dados qualitativos) e Bray-Curtis com os dados de abundância logaritmizados ($\log x+1$) das espécies (dados quantitativos) (Legendre & Legendre, 1998). Ainda, para calcular a heterogeneidade ambiental das lagoas também aplicamos uma PERMDISP, utilizando Distância Euclidiana padronizada das variáveis limnológicas coletadas para os cinco pontos de cada lagoa (Legendre & Legendre, 1998). Para testar a significância nas diferenças da heterogeneidade ambiental e diversidade beta entre lagoas fizemos o teste com 999 permutações.

Verificamos através da correlação de Pearson (Legendre & Legendre, 1998) que os *buffers* de usos do solo de 50, 100, 250 e 500 metros são correlacionados (<8). Assim, adotamos apenas o *buffer* de 50 m para análises posteriores. Com o intuito de caracterizar a variação média na porcentagem de uso e cobertura do solo entre as lagoas realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA; Legendre & Legendre, 1998) após transformação arco seno, comumente aplicada para dados de porcentagem (Crawley, 2007). O primeiro componente da PCA foi positivamente relacionado com uso e cobertura do solo por áreas úmidas e negativamente relacionado ao uso e cobertura por áreas campestres. Já o segundo componente da PCA está positivamente relacionado com dunas e áreas agrícolas (Material

suplementar 3). Estes dois primeiros componentes da PCA foram usados como variáveis explanatórias nas regressões múltiplas feitas posteriormente.

Por fim, para verificar relação da diversidade alfa (mensurada através da riqueza de espécies encontrada para cada lagoa) e beta (valores obtidos pela PERMDISP) com as sete variáveis explanatórias (heterogeneidade ambiental, clorofila *a* como *proxy* de produtividade primária, área, forma, conectividade e os componentes da PCA (1 e 2) de uso e cobertura do solo), aplicamos regressões lineares múltiplas. Os valores de riqueza de espécies também foram logaritmizados ($\log x+1$) para adequar a análise aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância. Para cada variável resposta buscamos o modelo mínimo adequado através de seleção manual de modelos na qual são removidas da análise as variáveis explanatórias não significativas ($P > 0.05$) até restarem apenas variáveis significativas (Zuur et al., 2009). Todas as variáveis explanatórias usadas nesse modelo apresentaram valor de inflação de variância (VIF) menor que 5 (Zuur et al., 2009).

Para todas as análises estatísticas utilizamos o programa R (R Core Team, 2017). Para as análises de PERMDISP utilizamos o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2017) e para a aplicação do VIF utilizamos o pacote *car* (Fox & Weisberg, 2009).

Resultados

A análise de PERMDISP revelou que a heterogeneidade ambiental difere significativamente entre as lagoas (GL = 24; F = 3,05; P = 0,002; Fig. 2) (mínimo = 1,10; máximo = 5,34; média = 2,23). Da mesma forma, esta análise revelou que a diversidade beta dentro das lagoas difere significativamente entre lagoas, tanto para dados de presença-ausência (GL = 24; F = 2,35; P = 0,003; Fig. 3A) (mínimo = 0,19; máximo = 0,43; média = 0,33) quanto para dados de abundância (GL = 24; F = 2; P = 0,005; Fig. 3B) (mínimo = 0,18; máximo = 0,48; média = 0,30).

A diversidade alfa (mensurada através da riqueza de espécies de algas) foi explicada pelo primeiro componente da PCA de uso e cobertura do solo, estando relacionada positivamente com a porcentagem de áreas úmidas no entorno das lagoas e negativamente com o uso e cobertura do solo por áreas campestres (Tabela 1; Fig. 4).

A diversidade beta medida com dados de presença-ausência foi explicada pelo primeiro componente da PCA de uso e cobertura do solo, estando relacionada positivamente com áreas úmidas no entorno das lagoas e negativamente com o uso e cobertura do solo por áreas campestres (Tabela 1; Fig. 5). Já a diversidade beta medida com dados de abundância

está positivamente relacionada com a heterogeneidade ambiental dentro da lagoa (Tabela 1; Fig. 6) e com a porcentagem de áreas úmidas no entorno das lagoas, e negativamente relacionada com o uso por campos (Tabela 1; Fig. 7).

Discussão

Encontramos um elevado número de espécies de algas fitoplanctônicas para as lagoas costeiras da região sul do Brasil quando comparado a outros trabalhos realizados na mesma região (Bortolini et al., 2014; Ribeiro et al., 2018). Assim, levando em consideração a importância desse grupo como principais produtores primários desses ecossistemas, ressaltamos a relevância desses ambientes para a manutenção da biodiversidade aquática. Verificamos ainda que tanto a diversidade alfa como a beta são afetadas negativamente pelo uso e cobertura do solo por áreas campestres e positivamente com o aumento na porcentagem de áreas úmidas no entorno das lagoas. Ainda, evidenciamos que a heterogeneidade ambiental também é um fator local importante responsável pela promoção da diversidade beta das comunidades fitoplanctônicas nas lagoas costeiras.

Esperávamos encontrar uma relação positiva entre a diversidade alfa da comunidade fitoplanctônica e a área das lagoas, pois a relação espécie-área é um padrão bem estabelecido e compreendido (McArthur & Wilson, 1967; Zhao & Zhou et al., 2018). Baseado no princípio de que a diversidade beta possui uma relação positiva com a extensão espacial, especialmente em função da limitação de dispersão dos organismos, mesmo se tratando de microrganismos aquáticos (Zorzal-Almeida et al., 2017) – essa ideia contrasta com a de outros autores que defendem que os microrganismos poderiam alcançar todos os lugares (Wit & Bouvier, 2006). Além disso, admite-se que ambientes com maior extensão espacial possuem maior dissimilaridade entre localidades, dessa forma espécies distintas ocorrerão entre os pontos amostrados aumentando a diversidade beta (Zorzal-Almeida., 2017). Dessa forma, elaboramos a hipótese de que a diversidade beta da comunidade fitoplanctônica seria maior em lagoas com maiores extensões. Contudo, essas hipóteses foram refutadas. No modelo de regressão linear que utilizamos não encontramos relação significativa entre a área das lagoas com a diversidade alfa e beta da comunidade fitoplanctônica na região estudada. É provável que características das lagoas como baixa profundidade, polimixia e forte influência de atividades eólicas tenham facilitado a dispersão da comunidade fitoplanctônica.

Esperávamos ainda uma relação positiva entre a diversidade alfa e a conectividade entre lagoas, uma vez que a riqueza de espécies pode ser explicada pela conectividade entre

lagoas (Guimarães et al., 2014). Por outro lado, a limitação por dispersão é um importante mecanismo provedor da diversidade beta em ambientes aquáticos (Chase, 2003), uma vez que ambientes desconectados podem tornar-se uma barreira à dispersão dos organismos (Leibold et al., 2004; Higuiri et al., 2017). Dessa forma, também esperávamos que a conectividade entre as lagoas estudadas estivesse relacionada negativamente com a diversidade beta das comunidades fitoplanctônicas. Entretanto, essa nossa hipótese foi refutada para esses ambientes, uma vez que a conectividade entre as lagoas não apresentou nenhuma relação com a diversidade alfa e beta. As lagoas do estudo são caracteristicamente rasas, apresentam variabilidade espacial bem como variabilidade no nível de água e sofrem com grande influência eólica (Bohnenberger et al., 2018). Dessa forma, levando em consideração as peculiaridades desses ecossistemas, sugere-se que a conectividade entre as lagoas tenha favorecido a dispersão das espécies.

Um estudo recente realizado nas mesmas lagoas demonstrou que a forma desses ambientes pode ser uma característica da paisagem importante para explicar aninhamento em grupos funcionais fitoplanctônicos (Bohnenberger et al., 2018). Ainda, foi evidenciado que a interação área-forma de lagos são importantes para a riqueza de espécies de macrófitas aquáticas (Soga et al., 2013). Entretanto não encontramos uma relação significativa entre a forma das lagoas com a diversidade alfa e beta da comunidade fitoplanctônica.

A relação positiva entre heterogeneidade ambiental e diversidade alfa e beta é demonstrada em diversos estudos (e.g. Stein et al., 2014; Miserendino et al., 2018 para diversidade alfa, Zorzal-Almeida et al., 2017 para diversidade beta). Porém, nós não encontramos uma relação positiva entre diversidade alfa e heterogeneidade ambiental, mesmo que as lagoas apresentem diferenças de heterogeneidade ambiental. Este resultado sugere que outros fatores estejam se sobrepondo aos efeitos da heterogeneidade ambiental sobre a riqueza de espécies, como por exemplo a ocorrência de macrófitas na região litorânea das lagoas. Por outro lado, a relação positiva entre diversidade beta medida com dados de abundância e heterogeneidade ambiental demonstra a importância deste fator na estruturação de comunidades aquáticas mesmo em escalas menores como a escala deste estudo (i.e. a diversidade beta foi medida dentro de cada lagoa). Este resultado é contrário ao proposto por Heino et al. (2015) para riachos, que sugerem que a relação heterogeneidade ambiental – diversidade beta não ocorre em escalas menores (e.g. entre riachos segundo Heino et al. 2015 e entre lagoas no nosso estudo) devido à dispersão dos organismos homogeneizando as comunidades. Ressaltamos aqui ainda que, a heterogeneidade ambiental é considerada um

filtro que atua sobre as comunidades aquáticas dependendo da escala na qual o estudo está sendo realizado. Logo, a heterogeneidade ambiental é comumente uma boa preditora para a diversidade em uma escala local (Alahuhta et al., 2018).

A produtividade primária em ecossistemas aquáticos tem se mostrado em muitos casos um mecanismo capaz de elevar a diversidade alfa (Zhang et al., 2018) e beta (Chase, 2010). Apesar de uma considerável variabilidade nas concentrações de nutrientes e clorofila *a* entre lagoas (Material suplementar 2), não encontramos qualquer relação dessa variável com as formas de diversidade avaliadas. É sabido ainda que, para se encontrar uma relação positiva entre a produtividade primária e a diversidade, os níveis de nutrientes (responsáveis pelo aumento nas concentrações de clorofila *a*) presentes na água não podem ser muito elevados caracterizando eutrofização artificial, caso contrário observamos o padrão inverso, ou seja redução na diversidade. Tanto a urbanização como atividades de agropecuária podem influenciar o aporte de nutrientes dentro dos ambientes aquáticos, levando a um rápido aumento nas concentrações, especialmente de nitrogênio e fósforo devido ao descarte de efluentes sem o tratamento adequado (Wiegand et al., 2016; Cunningham & Gharipour, 2018). Nesse sentido, apesar de não representativas nos modelos, sugere-se que as áreas urbanas e agrícolas no entorno das lagoas podem estar exercendo alguma influência sobre a produtividade primária desses ambientes.

O uso antrópico do solo é considerado um dos grandes problemas ambientais que acarretam em redução da variabilidade nas comunidades biológicas (McKinney, 2006; Siqueira et al., 2015). Corroborando nossa hipótese, verificamos em nosso estudo que tanto a diversidade alfa (riqueza de espécies) como a beta (tanto quando mensuramos com dados qualitativos quanto com dados quantitativos) tende a aumentar com o uso e cobertura da terra por áreas úmidas e reduzir com o uso e cobertura da terra por áreas campestres. Nesse sentido, sugerimos que os outros tipos de ambientes aquáticos que ocorrem no entorno das lagoas (como rios, lagoas, canais e valos) podem estar atuando como fonte e fornecendo espécies às lagoas, acarretando assim, no aumento da diversidade. Por outro lado, a redução da diversidade alfa e beta está claramente relacionada com o uso e cobertura do solo por áreas campestres e, conseqüentemente com as atividades de pecuária que ocorrem na região.

Em suma, verificamos que a diversidade alfa é afetada de forma negativa pelo uso e cobertura do solo por áreas campestres e positiva pela cobertura do solo por áreas úmidas no entorno das lagoas. Ainda, a diversidade beta das comunidades fitoplanctônicas em lagoas costeiras rasas é promovida por fatores que atuam em duas escalas espaciais diferentes, uma

vez que a heterogeneidade ambiental atua em uma escala local (ou seja, dentro das lagoas) e os tipos de uso do solo e cobertura da terra atuam no entorno das lagoas. Por fim, destacamos a grande relevância das lagoas costeiras especialmente para a manutenção da biodiversidade aquática uma vez que essas abrigam não só espécies residentes, mas migratórias e ameaçadas (Levin et al., 2001). Ainda, concluímos que fatores estressores antropogênicos, especialmente a modificação da paisagem natural para uso do solo, estão acarretando na redução da diversidade alfa e beta de comunidades aquáticas, tornando-se necessário medidas de mitigações de impactos para fins de conservação das espécies.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processo 474279/2013-8) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – código de financiamento 001. Agradecemos ao Laboratório de Ecologia da Paisagem da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) pela disponibilização dos dados de uso e cobertura do solo e de paisagem e ao Laboratório de Ecotecnologia e Limnologia Aplicada do Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS pela realização das análises limnológicas.

Referências

Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen, 2003. The application of ‘lest-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233–247.

Alahuhta, J., M. Lindholm, C.P. Bove, E. Chappuis, J. Clayton, M. Winton, T. Feldmann, F. Ecke, E. Gacia, P. Grillas, M.V. Hoyer, L.B. Johnson, A. Kolada, S. Kosten, T. Lauridsen, B.A. Lukács, M. Mjelde, R.P. Mormul, L. Rhazi, L. Sass, M. Sondergaard, J. Xu & J. Heino, 2018. Global patterns in the metacommunity structuring of lake macrophytes: regional variations and driving factors. *Oecologia* 188: 1167–1182.

Allan, J.D. & A.S. Flecker, 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43: 32–43.

Alvares, C.A., J.L. Stape, P.C. Sentelhas, J.L.M. Gonçalves & G. Sparovek, 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

Alves-de Souza, C., T. Benevides, J.B.O. Santos, P.V. Dassow, L. Guillou & M. Menezes, 2017. Does environmental heterogeneity explain temporal β diversity of small eukaryotic phytoplankton? Example from a tropical eutrophic coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 39: 698–714.

American Public Health Association, APHA, 2012. Standard methods for examination of water and waste water. Springfield, Washington.

Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245–253.

Anderson, M.J., K.E. Ellingsen & H. McArdle, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693.

Anderson, M.J., T.O. Crist, J.M. Chase, M. Vellend, B.D. Inouye, A.L. Freestone, N.J. Sanders, H.V. Cornell, L.S. Comita, K.F. Davies, S.P. Harrison, N.J.B. Kraft, J.C. Stegen & N.G. Swenson, 2011. Navigating the multiple meanings of B diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.

Barbier, E.B., M. Acreman & D. Knowler, 1997. Economic Valuation of Wetlands – A Guide for Policy Makers. Ramsar Convention Bureau, Wallingford.

Blann, K.L., J.L. Anderson, G.R. Sands & B. Vondracek, 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39: 909–1001.

Bohnenberger, J.E., F. Schneck, L.O. Crossetti, M.S. Lima & D. Motta-Marques, 2018. Taxonomic and functional nestedness patterns of phytoplankton communities among coastal shallow lakes in southern Brazil. *Journal of Plankton Research* 40: 555–567.

Borges, P.A.F. & S. Train, 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69: 637–647.

- Bortolini, J.C., V.M. Bovo-Scomparin, A.C.M. Paula, G.A. Moresco, L.M. Reis, S. Jati & L.C. Rodrigues, 2014. Composition and species richness phytoplankton in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 296–305.
- Chase, J.M., 2003. Community assemblage: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.
- Chase, J.M., 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328: 1388–1391.
- Cook, S.C., L. Housley, J.A. Back & R.S. King, 2018. Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology* 99: 47–56.
- Crowley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, London.
- Cunningham, C. & M. Gharipour, 2018. Pipe dreams: urban wastewater treatment for biodiversity protection. *Urban Science* 2: 2–18.
- Donohue, I., A.L. Jackson, M.T. Push & K. Irvine, 2009. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* 90: 3470–3477.
- Farina, A., 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- Fox, J., & S. Weisberg, 2011. *An {R} Companion to applied regression*. Sage, Thousand Oaks.
- Guimarães, T.F.R., 2013. Influência de variáveis de paisagem sobre a riqueza e composição de assembleias de peixes em lagoas costeiras no Sul do Brasil. Porto Alegre. UFRGS, Dissertação (Mestrado em Ecologia). 90p.
- Guimarães, T.F.R., S.M. Hartz & F.G. Becker, 2014. Lake connectivity and fish species richness in Southern Brazilian coastal lakes. *Hydrobiologia* 740: 207–217.
- Heino, J., L.M. Bini & A.S. Melo, 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* 60: 223–235.

- Higuti, J., E.O. Conceição, R. Campos, V.G. Ferreira, J. Rosa, M.B.O. Pinto & K. Martens, 2017. Periphytic community structure of Ostracoda (Crustacea) in the river-floodplain system of the Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29: e 120.
- Hillebrand, H., D. Dürseken, D. Kirschiel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.
- Jespersen, A.M. & K. Christoffersen, 1987. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie* 109: 445–454.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Leibold, M.A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J.M. Chase, M.F. Hoopes, R.D. Holt, J.B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covich, C. Dahm, C. Erséus, K.C. Ewel, R.T. Kneib, A. Moldenke, M.A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer & J.M. Weslawski, 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430–451.
- Liu, X. & H. Wang, 2018. Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. *Conservation Biology* 32:1336–1345.
- Lougheed, V.L., M.D. McIntosh, C.A. Parker & R.J. Stevenson, 2008. Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology* 53: 2402–2413.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Magurran, A., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom-Helm, Londres.
- Martiny, J.B.H., B.J.M. Bohannan, J.H. Brown, R.K. Colwell, J.A. Fuhrman, J.L. Green, M.C. Horner-Devine, M. Kane, J.A. Krumis, C.R. Kuske, P.J. Morin, S. Naeem, L. Ovreas, A.L. Reysenbach, V.H. Smith & J.T. Staley, 2006. Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. *Nature Reviews* 4: 102–112.

McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260.

Menezes, R.F., F. Borchenius, J.C. Svenning, T.A. Davidson, M. Sondergaard, T.L. Lauridsen, F. Landkildehus & E. Jeppesen, 2015. Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology* 60: 745–757.

Miserendino, M.L., C. Brand, L.B. Epele, C.Y. Prinzi, G.H. Omad, M. Archangelsky, O. Martínez & A.M. Kutschker, 2018. Biotic diversity of benthic macroinvertebrates at contrasting glacier-fed systems in Patagonia Mountains: the role of environmental heterogeneity facing global warming. *Science of the Total Environment* 622: 152–163.

Newton, A., A.C. Brito, J.D. Icely, V. Derolez, I. Clara, S. Augus, G. Schernewski, M. Inácio, A.I. Lillebo, A. I. Sousa, B. Béjaoui, C. Solidoro, M. Tomic, M. Cañedo-Arguelles, M. Yamamuro, S. Reizopoulou, H.C. Tseng, D. Canu & V. Khokhlov, 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50–65.

Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P.R. Minchin, R.B. O’Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens & H. Wagner, 2015. *Vegan: community ecology package*. R package version 2.4–3. Available at [CRAN.R-project.org/package = vegan](http://CRAN.R-project.org/package=vegan).

Pajunen, V., M. Luoto & J. Soininen, 2017. Unraveling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. *Journal of Biogeography* 44: 2376–2385.

Petsch, D.K., 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 101: 113–122.

R Core Team, 2017. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [available on internet at <http://www.R-project.org/>.

Reynolds, C.S., 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Ribeiro, K.F., C.M. Rocha, D. Castro, L.R. Rodrigues & L.O. Crossetti, 2018. Distribution and coexistence patterns of phytoplankton in subtropical shallow lakes at the role of niche-based and spatial process. *Hydrobiologia* 814: 233–246.
- Schwarzbald, A. & A. Schafer, 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana* 9: 87–104.
- Simedo, M.B.L., A.L.M. Martins, T.C.T. Pissarra, M.C. Lopes, R.C.A. Costa, R.F. Valle-Júnior, L.C. Campanelli, N.E.T. Rojas & E.L. Finoto, 2015. Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaira Basin, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 78: 625–635.
- Siqueira, T., C.G. Lacerda & V.S. Saito, 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream communities? *Biotropica* 47:509–516.
- Socolar, J.B., J.J. Gilroy, W.E. Kunin & D.P. Edwards, 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution* 31: 67–80.
- Soga, M., N. Ishiyama, M. Sueyoshi, Y. Yamaura, K. Hayashida, I. Koizume & J.N. Negishi, 2013. Interaction between patch area and shapes: lakes with different formation process have contrasting are and shape effects on macrophyte diversity. *Landscape and Ecological Engineering* 10: 55–64.
- Soininen, J., A. Jamoneau, J. Rosebery & S.I. Passy, 2016. Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography* 25: 940–950.
- Stein, A., K. Gerstner & H. Kreft, 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17: 866–880.
- Stomp, M., J. Huisman, G.G. Mittelbach, E. Litchman & C.A. Klausmeier, 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology* 92: 2096–2107.
- Tomazelli, L.J. & J.A. Willwock, 2001. Geologia do Sistema lagunar holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências* 18: 13–24.
- Ütermol, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–38.

Wit, R. & T. Bouvier, 2006. 'Everything is everywhere, but, the environment selects'; what did Bas Becking and Beijerinck really say? *Environmental Microbiology* 8: 755–758.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279–338.

Wiegand, M.C., J.I.G. Piedra & J.C. Araújo, 2016. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmidos (Cuba) e Semiárido (Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental* 21: 415–424.

Winegardner, A.K., P. Legendre, B.E. Beisner & I Gregory-Eaves, 2017. Diatom diversity patterns over the past c. 150 years across the conterminous United States of America: Identifying mechanisms behind beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 26: 1–13.

Zhang, M., D. Straile, F. Chen, X. Shi, Z. Yang, Y. Cai, J. Yu & F. Kong, 2018. Dynamic and drivers of phytoplankton richness and composition along productivity gradient. *Science of the Total Environment* 625: 275–284.

Zhao, M.J. & L.Z. Zhou, 2018. Area, isolation, disturbance and age effects on species richness of summer water birds in post-mining subsidence in lakes, Anhui, China. *Avian Research* 9: 1–8.

Zorzal-Almeida, S., L.M. Bini & D.C. Bicudo, 2017. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800: 7–16.

Zuur, A.F., E.N. Ieno, N.J. Walker, A.A. Saveliev & G.M. Smith, 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.

Artigo

Figuras

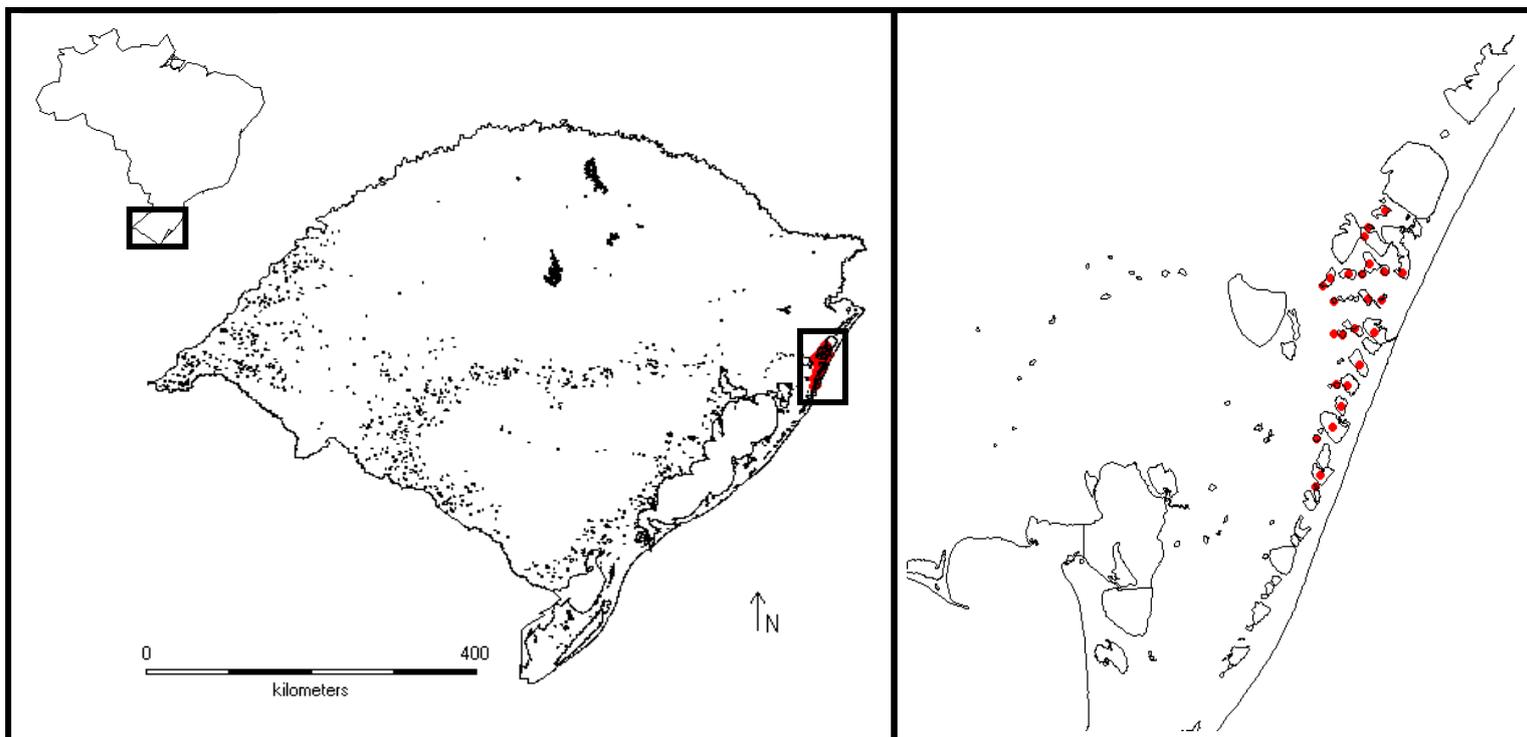


Fig 1. Localização das lagoas amostradas no estado do Rio Grande do Sul. Os pontos vermelhos indicam a localização das 25 lagoas em que realizamos as coletas.

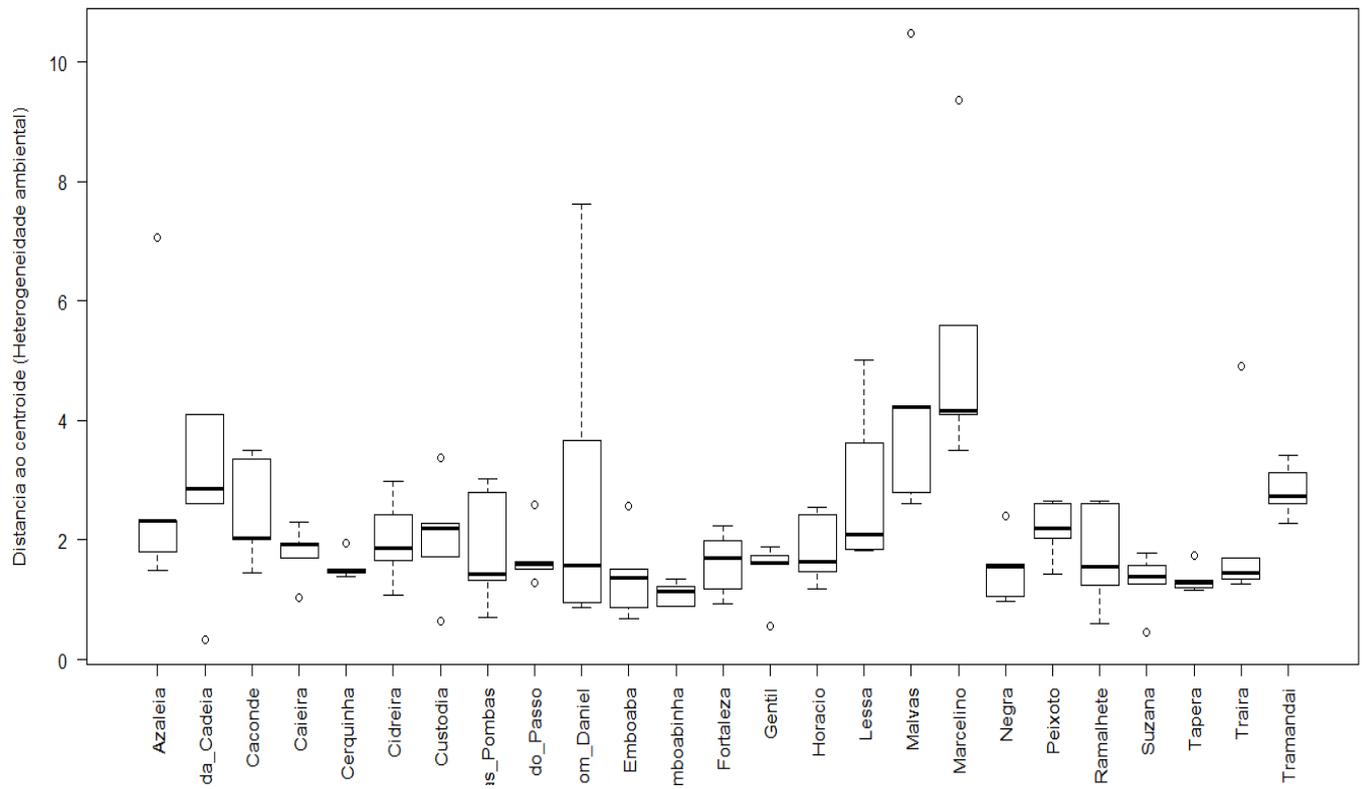


Fig 2. Comparação entre os valores mínimos, máximos e a mediana da heterogeneidade ambiental (mensurada através da PERMDISP com a utilização da Distância Euclidiana) encontrada para cada uma das 25 lagoas estudadas.

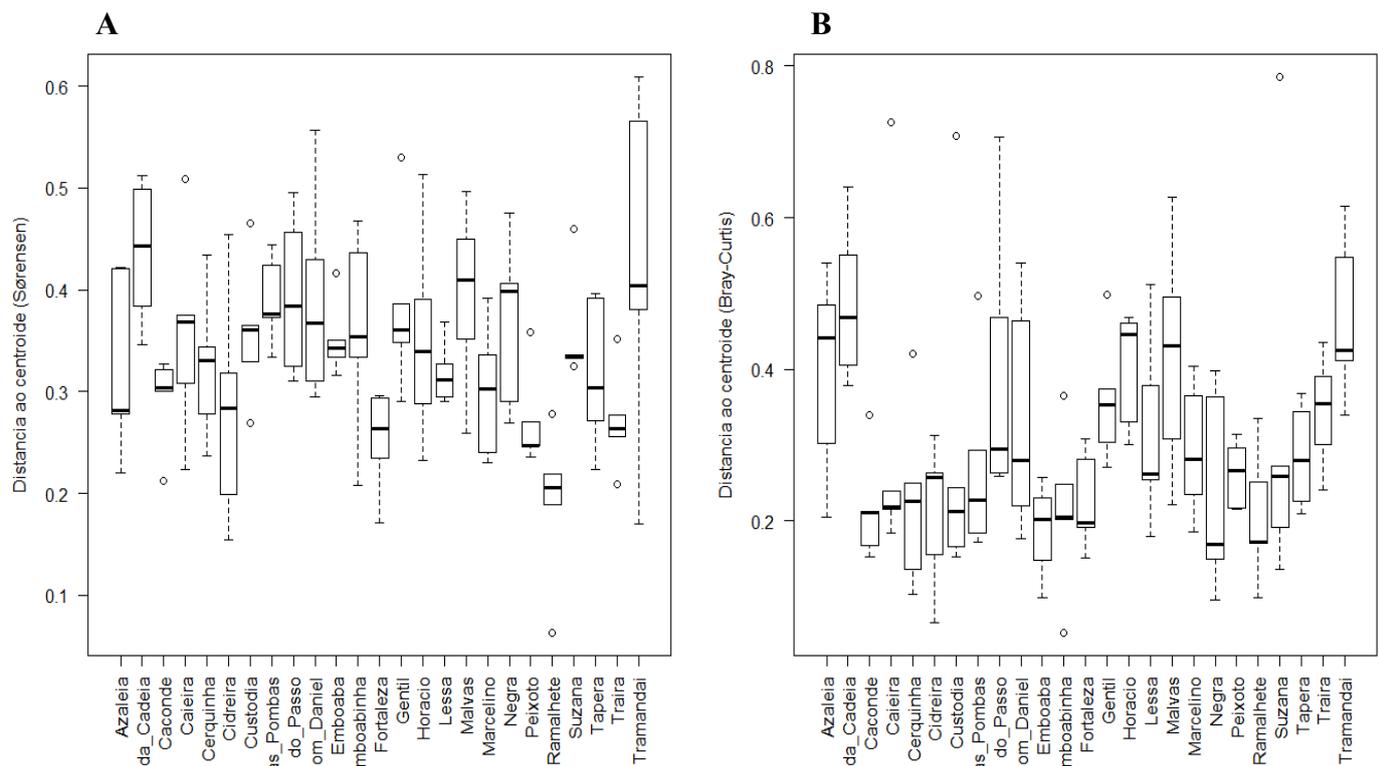


Fig 3. Comparação entre os valores mínimos, máximos e a mediana da diversidade beta encontrada para cada uma das 25 lagoas estudadas. A) dados qualitativos com a utilização do coeficiente de dissimilaridade de Sørensen, B) dados quantitativos com a utilização do coeficiente de Bray-Curtis.

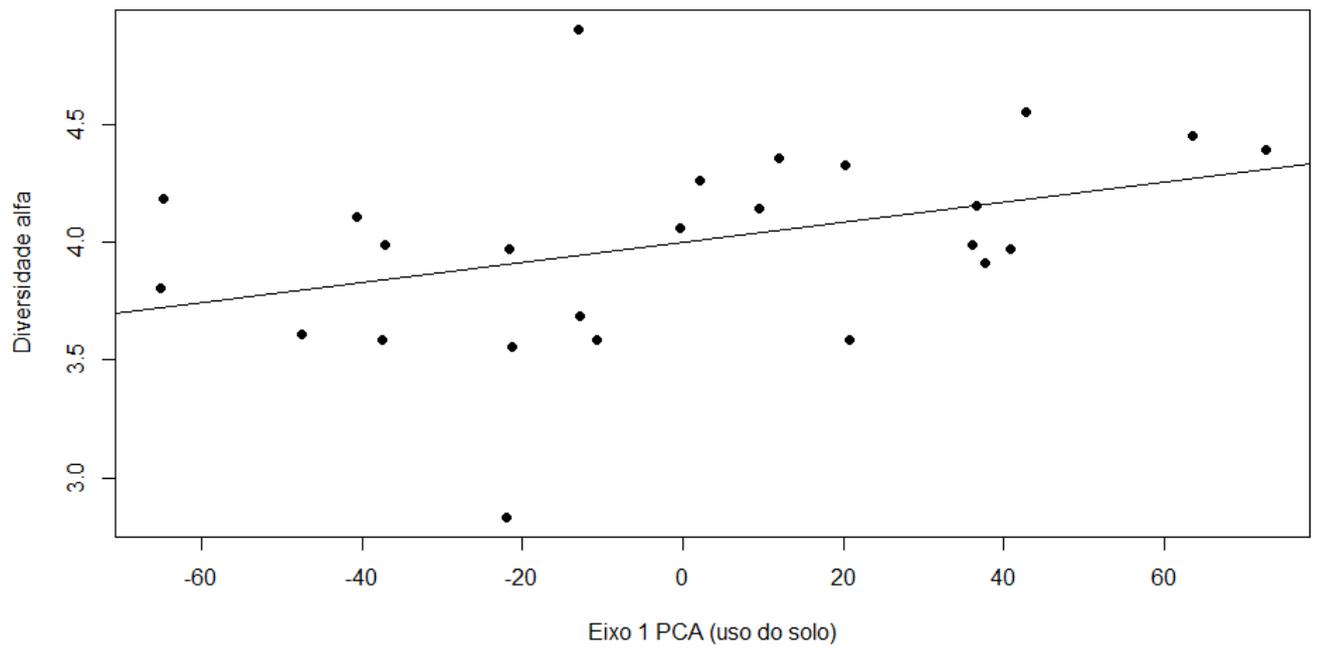


Fig 4. Diversidade alfa (logaritmizada) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

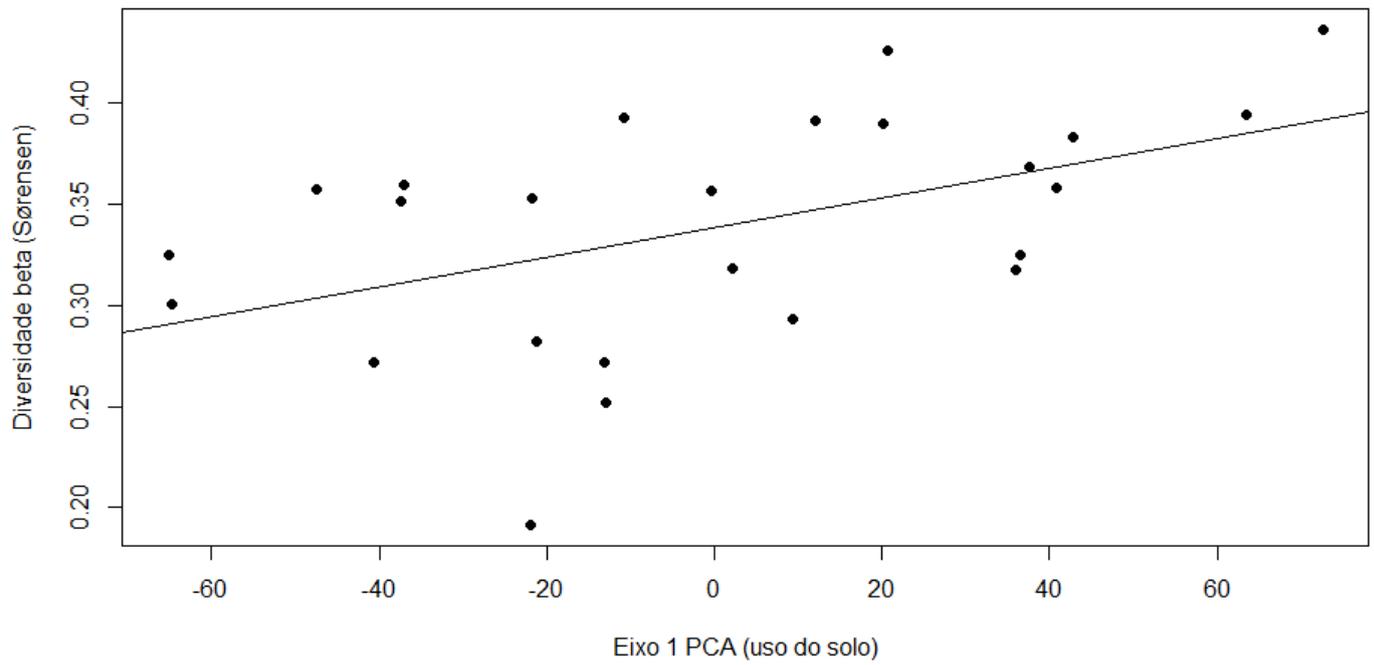


Fig 5. Diversidade beta (dados de presença-ausência utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Sørensen) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

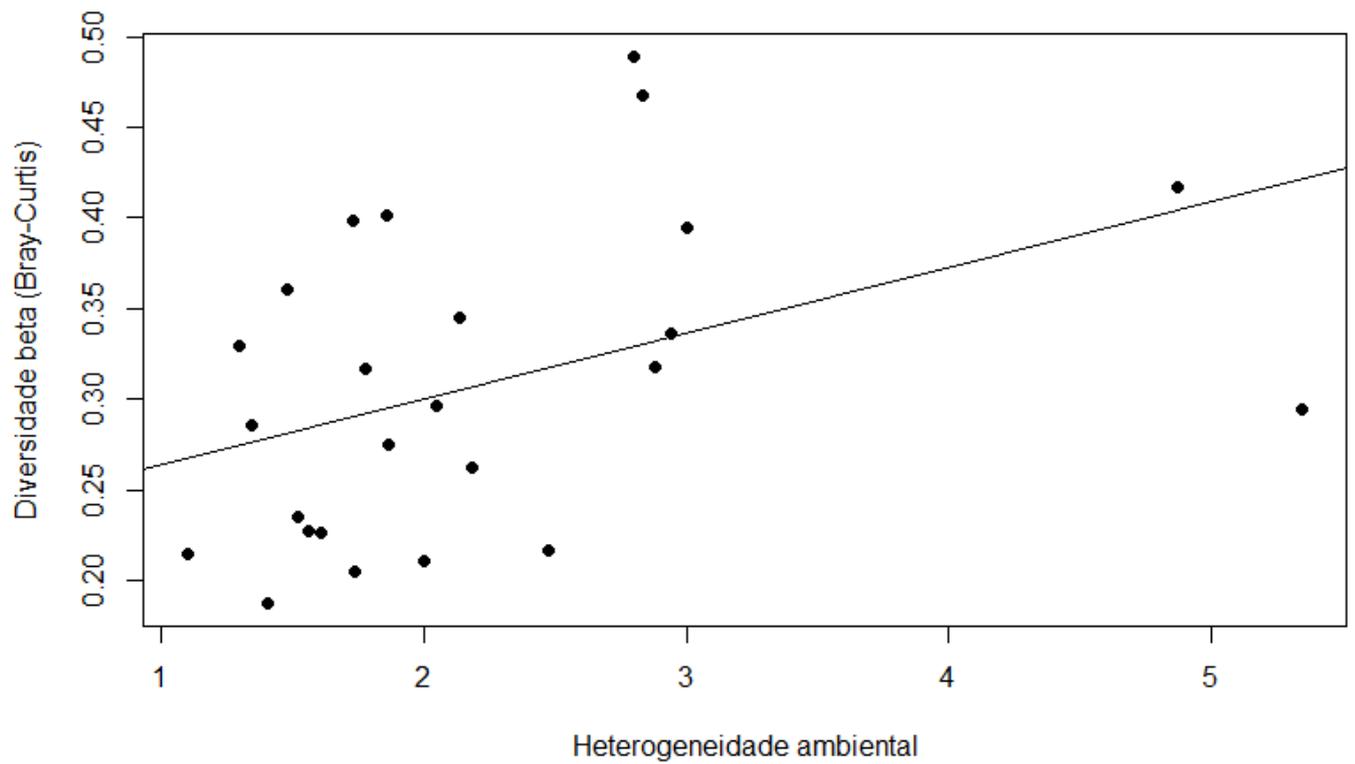


Fig 6. Diversidade beta (dados de abundância utilizando o coeficiente de Bray-Curtis) em relação a heterogeneidade ambiental das lagoas em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

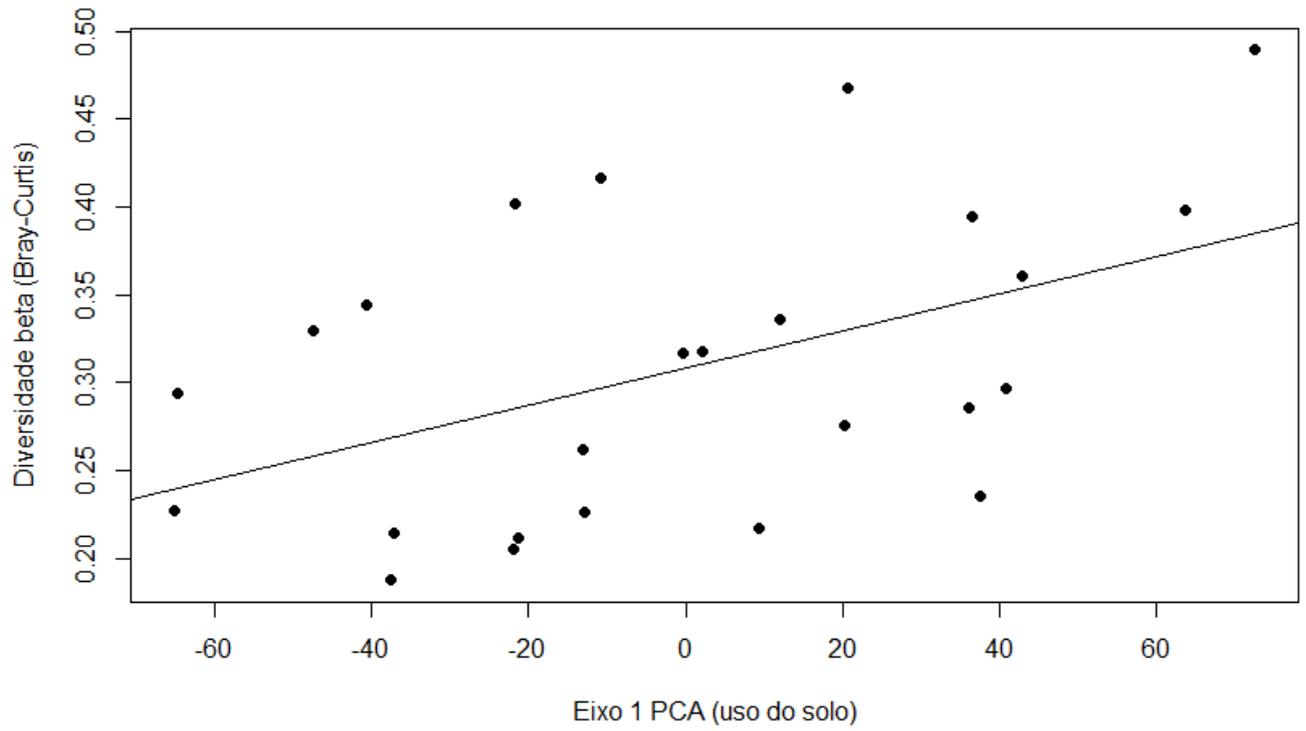


Fig 7. Diversidade beta (dados de abundância utilizando o coeficiente de Bray-Curtis) em relação ao primeiro componente da PCA para uso do solo e cobertura da terra em 25 lagoas costeiras no sul do Brasil.

Tabelas

Tabela 1 Resultado dos modelos mínimos adequados das regressões lineares múltiplas através da seleção manual de modelos. R^2 ajust = R^2 ajustado; gl = graus de liberdade.

	Estimativa	Erro padrão	t	P	R^2 ajust.	gl
Diversidade alfa					0,11	23
Intercepto	3,990	0,070	50,34	<0,001		
Uso do solo (Eixo 1 da PCA)	0,004	0,002	2,00	0,050		
Diversidade beta						
Sørensen					0,20	23
Intercepto	0,3300	0,0100	32,92	<0,001		
Uso do solo (Eixo 1 da PCA)	0,0007	0,0002	2,67	0,010		
Bray-Curtis					0,36	22
Intercepto	0,220	0,0300	6,88	<0,001		
Heterogeneidade ambiental	0,030	0,0100	2,67	0,010		
Uso do solo (Eixo 1 da PCA)	0,001	0,0003	3,10	0,005		

Material suplementar

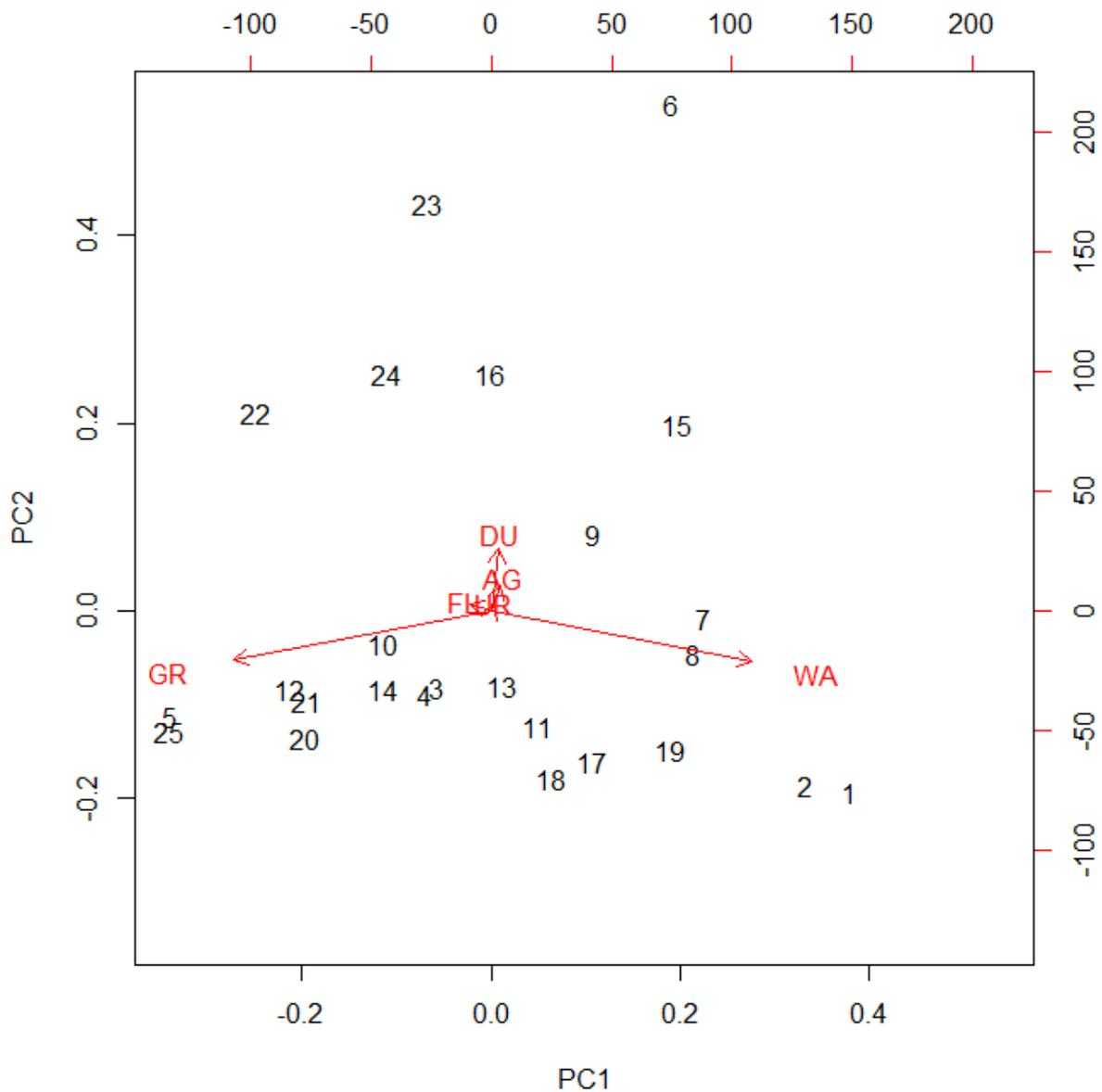
Material suplementar 1 Nomes das 25 lagoas estudadas e suas respectivas coordenadas geográficas centrais em graus decimais.

Lagoas	Latitude	Longitude
Barra da Cadeia	-29.9105	-50.1447
Do Passo	-29.8644	-50.1082
Malvas	-29.8178	-50.1551
Peixoto	-29.8714	-50.2404
Marcelino	-29.8866	-50.2538
Azaléia	-30.0947	-50.2184
Gentil	-30.0588	-50.2072
Custódia	-30.0215	-50.1867
Tramandaí	-29.9666	-50.1578
Horácio	-29.9127	-50.2323
Caconde	-29.8659	-50.2060
Traíra	-29.8662	-50.1821
Lessa	-29.8662	-50.1674
Ramalhete	-29.7564	-50.1396
Negra	-29.7848	-50.1699
Caieira	-29.8608	-50.1418
Das Pombas	-29.9088	-50.1702
Dom Daniel	-29.9645	-50.1913
Tapera	-30.0561	-50.2289
Emboaba	-29.2915	-50.2177
Emboabinha	-29.9676	-50.2323
Suzana	-30.1491	-50.2647
Fortaleza	-30.1308	-50.2348
Cidreira	-30.2137	-50.2561
Cerquinha	-30.2325	-50.2651

Material suplementar 2 Valores mínimos e máximos, média e desvio padrão (\pm) das variáveis limnológicas coletadas nas 25 lagoas. Cor = Cor da água; CID = carbono inorgânico dissolvido; COD = carbono orgânico dissolvido; COP = carbono orgânico particulado; COT = carbono orgânico total; NTD = nitrogênio total dissolvido; PSR = fósforo reativo solúvel; PT = fósforo total; SSF = sólidos suspensos fixos; SST = sólidos suspensos totais; SSV = sólidos suspensos voláteis; SRS = sílica reativa solúvel; Transp. = transparência; Turb. = turbidez.

Variáveis limnológicas	Valores mínimos	Valores Máximos	Valores médios e desvio padrão
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	58,7	14840	816 \pm 2241
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,5	547,6	23,1 \pm 80,1
Cor (mg L^{-1} PtCo)	3,2	96,3	33,5 \pm 17,9
CID (mg L^{-1})	1,0	12,1	3,0 \pm 1,6
COD (mg L^{-1})	0,1	7,1	4,0 \pm 1,5
COP (mg L^{-1})	0	8,1	1,7 \pm 1,5
COT (mg L^{-1})	1,8	13,3	5,7 \pm 1,9
Nitrito - NO_2 (mg L^{-1})	0,002	0,02	0,004 \pm 0,002
Nitrato - NO_3 (mg L^{-1})	0,0003	0,03	0,005 \pm 0,004
Amônia - $\text{NH}_3\text{-NH}_4$ (mg L^{-1})	0	2,4	0,1 \pm 0,2
Nitrogênio total (mg L^{-1})	0,1	5,0	0,7 \pm 0,9
NTD (mg L^{-1})	0,1	2,8	0,3 \pm 0,4
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	5,6	14,3	8,6 \pm 1,6
Saturação de oxigênio (%)	75,8	217,8	113,64 \pm 25,74
Profundidade (m)	0,4	3,3	1,5 \pm 0,6
pH	5,9	10,4	7,2 \pm 0,9
PSR ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,8	291,7	15,3 \pm 51,49
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,6	698,0	49,1 \pm 118,48
SSF (mg L^{-1})	2	112	11,6 \pm 14,49
SST (mg L^{-1})	6	316	27,9 \pm 36,4
SSV (mg L^{-1})	0	313	15,39 \pm 33,27
SRS ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,1	8,1	2,15 \pm 1,5

Transparência de Secchi (m)	0,1	1,4	$0,7 \pm 0,2$
Turbidez (NTU)	0,2	34	$5,61 \pm 4,9$



Material suplementar 3 Análise de Coordenadas Principais (PCA) aplicada para dados de uso do solo. Os números indicam as lagoas e as flechas indicam as classes de uso. DU = Dunas; AG = Agricultura; FL = Área florestada; GR = áreas campestres; WA = Áreas úmidas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os resultados que encontrei ao desenvolver essa dissertação, juntamente a trabalhos publicados nos últimos anos, abordam a relevância dos filtros ambientais para a promoção da diversidade beta de comunidades fitoplanctônicas (principais produtores primários em ambientes lênticos) em ecossistemas límnicos, especialmente ecossistemas de lagoas costeiras. Destaco ainda nesse trabalho, que esses filtros ambientais podem estar atuando em diferentes escalas: a heterogeneidade ambiental dentro das lagoas e as variáveis de uso do solo e cobertura da terra no entorno das lagoas.

Verifiquei também que, atividades antrópicas, como o uso do solo para fins de pecuária no entorno desses ambientes, afeta negativamente tanto a diversidade alfa como a diversidade beta das comunidades fitoplanctônicas. Entretanto, essas comunidades respondem positivamente a variação média na porcentagem de cobertura da terra por áreas úmidas no entorno das lagoas, resultado esse, que demonstra a importância da preservação de áreas úmidas para a manutenção da biodiversidade aquática.

Assim, acredito que esse estudo possa contribuir para o conhecimento acerca dos fatores que estão atuando sobre a diversidade alfa e beta de comunidades aquáticas *in situ*. Sobretudo, agregar informações para melhor compreensão acerca de como as atividades do Antropoceno (dentre elas a pecuária) estão afetando essas comunidades.

Nesse sentido, se pode sugerir que estudos futuros busquem avaliar também a diversidade funcional desse grupo e suas relações com as características ambientais, de paisagem e com atividades antrópicas. Além disso, acredito que seria de grande relevância avaliar não só a comunidade fitoplanctônica, mas também a perifítica e de macrófitas aquáticas – outros grupos que desempenham um importante papel para a produção primária dos ambientes aquáticos – além de grupos de consumidores para se poder obter uma clareza maior acerca dos padrões que promovem a diversidade nos ecossistemas de lagoas costeiras.