



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS



ALINE APARECIDA AGUIAR FERREIRA

Restauração de um lago temperado: efeitos sobre a diversidade
taxonômica e funcional de protistas ciliados

Maringá
2025

ALINE APARECIDA AGUIAR FERREIRA

**Restauração de um lago temperado: efeitos sobre a diversidade
taxonômica e funcional de protistas ciliados**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do
Departamento de Biologia, Centro de Ciências
Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como
requisito parcial para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho

Maringá
2025

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

F383r Ferreira, Aline Aparecida Aguiar, 2002-
Restauração de um lago temperado : efeitos sobre a diversidade taxonômica e funcional de protistas ciliados / Aline Aparecida Aguiar Ferreira. -- Maringá, 2025.
46 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2025.
Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho.

1. Ciliados (Protozoa, Ciliophora) - Diversidade taxonômica e funcional - Thompson Lake - Illinois State - USA. 2. Thompson Lake - Illinois State - USA - Restauração - Diversidade biológica. 3. Ciliados (Protozoa, Ciliophora) - Lagos temperados. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.49176309773

ALINE APARECIDA AGUIAR FERREIRA

**Restauração de um lago temperado: efeitos sobre a diversidade
taxonômica e funcional de protistas ciliados**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes
Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências
Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Banca
Examinadora composta pelos membros:

BANCA EXAMINADORA

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)
Prof. Dr. Felipe Rafael de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 30 de junho de 2025.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da
Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

- Agradeço primeiramente a Deus, toda honra e glória a ele! por me conceder sabedoria e discernimento para realização desse trabalho. Pelas inúmeras bênçãos que tem realizado e por ter colocado pessoas maravilhosas em meu caminho.
- Agradeço à minha família por tudo, pelo amor incondicional e esforço dos meus amados pais Maria e Waldir, pelo apoio da minha querida irmã Letícia, meu cunhado Alan e ao amor da tia José Henrique. Estendo esse agradecimento também ao meu amigo de quatro patas Fred, que também é parte da família.
- Agradeço a minha avó Gessy (Jacira) pelo maior carinho do mundo, esse trabalho também é pela senhora e por todos que não tiveram a oportunidade de estudar na nossa família. Agradeço de modo especial às orações das minhas doces tias Cida e Celina, a amizade da minha prima Andreine e a todos pelo apoio.
- Agradeço ao meu querido Wagner, quem eu tive o imenso prazer de conhecer durante essa trajetória obrigada por sempre me ouvir, apoiar e abraçar, você é um presente de Deus! É uma felicidade compartilhar a vida contigo, sua dedicação me inspira a cada dia e minha admiração e amor por você só aumenta.
- Aos meus preciosos amigos, Luana por nossa amizade de uma vida toda, Gabriel por ser meu irmão de coração, Mariana pelas risadas e conversas, Aline e Vanessa pelo companheirismo.
- Agradeço aos meus vizinhos Marilene, seu esposo José e filho Pietro, por tão gentilmente ter me ofertado carona para universidade nesses dois anos, sua bondade jamais será esquecida. Vocês são a prova do cuidado de Deus por mim!
- Agradeço a minha querida professora e antiga orientadora Geziele por ter me apresentado ao laboratório, a professora de inglês Gisele pelo aprendizado.
- Agradeço ao Prof. Dr. Michael Joseph Lemke e a Dr.^a Maria Lemke responsáveis pelo projeto e coleta das amostras utilizadas para realização dessa dissertação.
- Agradeço ao Laboratório de Protozooplâncton, em especial ao meu orientador Dr. Luiz Felipe Machado Velho, obrigada por todo ensinamento e por acreditar em mim para realizar esse trabalho, a sua esposa Cintia por sempre estar disposta

a acolher com sua amabilidade. Ao Matheus por toda ajuda, conselho e amizade, você é exemplo de inspiração por sempre ensinar o que sabe de forma humilde e gentil, à Loiani pela sua disposição em ajudar e por me instruir quando precisei, à Yasmin por sua preciosa contribuição e parceria. Ao meu bom amigo João pelo companheirismo desde a época do estágio, pelas conversas e por seu grande apoio, ao Gabriel por ser minha dupla nas aulas, por suas palavras gentis e por levar a palavra de Deus, a Melissa por ter sido minha coorientadora na faculdade e por compartilhar seu conhecimento, ao Felipe por partilhar sua experiência, à Carol, Edilaine, Bianca, Marina, Fernando e Vinícius pela boa companhia, e ao Gustavo pelas risadas.

- Agradeço aos professores que compõem o PEA pelas aulas valiosas, aos bons colegas de turma a quem tive a alegria de conhecer.
- Agradeço de forma especial pelo acolhimento do laboratório de fitoplâncton e laboratório de ovos e larvas de peixes, no momento em que estávamos sem acesso ao bloco.
- Aos membros dos laboratórios de Zooplâncton, Fitoplâncton, Ictioparasitologia e Ostracoda pela companhia nessa trajetória.
- Agradeço aos funcionários por seu ótimo trabalho, à Elizabete por sua disponibilidade em ajudar e pelas conversas, a Salete e ao João por prontamente nos oferecer o melhor da literatura, a Angélica pelo bate-papo matinal, ao Tato pelo zelo e por cuidar da minha amiga Lindinha.
- Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de ambientes aquáticos continentais – PEA, ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – Nupélia, a Universidade Estadual de Maringá pelo ensino e infraestrutura, e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo fomento da bolsa.

“Alegrem-se na esperança, sejam pacientes na tribulação, perseverem na oração.”

Romanos 12:12

Restauração de um lago temperado: efeitos sobre a diversidade taxonômica e funcional de protistas ciliados

RESUMO

A restauração de ecossistemas aquáticos tem se mostrado uma estratégia essencial para a recuperação da biodiversidade e funcionalidade ecológica em ambientes degradados. O lago Thompson (Illinois - EUA) ficou anteriormente 80 anos como área agrícola sendo restaurado através de retirada da vegetação e posterior enchimento. Avaliou-se os efeitos do processo de restauração sobre a diversidade taxonômica e funcional de protistas ciliados planctônicos, entre os anos de 2011 a 2016. Foram analisadas amostras coletadas em diferentes pontos do lago, considerando dados bióticos (composição, riqueza e abundância de morfoespécies) e abióticos (parâmetros físico-químicos da água), além de traços funcionais como morfologia, hábito alimentar e mecanismos de defesa. Foram identificadas 71 morfoespécies de ciliados, com predomínio dos grupos Oligotrichida, Gymnostomatida e Hymenostomata. A análise temporal indicou variações significativas nas condições abióticas e nos atributos taxonômicos e funcionais da comunidade. Observou-se que a riqueza aumentou gradualmente ao longo do período, enquanto a abundância foi mais elevada nos anos iniciais da restauração. A substituição de espécies foi o principal mecanismo de mudança na composição taxonômica e funcional, sugerindo um processo de sucessão ecológica. A diversidade funcional, especialmente os índices de divergência (FDiv) e uniformidade (FEve), manteve-se elevada, embora a riqueza funcional (FRic) tenha apresentado variações temporais. Os resultados indicam que a restauração de retornar ao estado original promoveu a reorganização estrutural e funcional da comunidade de protistas ciliados, refletindo avanços no processo de recuperação ecológica do lago. Essas descobertas reforçam o potencial dos ciliados como bioindicadores ambientais e a importância da abordagem integrada entre diversidade taxonômica e funcional no monitoramento de ecossistemas em restauração.

Palavras-chave: ecossistema aquático; plâncton; Ciliophora; abundância; composição; traços funcionais.

Restoration of a temperate lake: effects on the taxonomic and functional diversity of ciliate protists

ABSTRACT

Aquatic ecosystem restoration has proven to be an essential strategy for recovering biodiversity and ecological functionality in degraded environments. Thompson Lake (Illinois, USA) was previously used as agricultural land for 80 years before being restored through vegetation removal followed by reflooding. This study evaluated the effects of the restoration process on the taxonomic and functional diversity of planktonic ciliate protists between 2011 and 2016. Samples were collected from different points in the lake, considering both biotic data (composition, richness, and abundance of morphospecies) and abiotic parameters (physicochemical characteristics of the water), as well as functional traits such as morphology, feeding habits, and defense mechanisms. A total of 71 ciliate morphospecies were identified, with Oligotrichida, Gymnostomatida, and Hymenostomata being the dominant groups. Temporal analyses revealed significant variations in abiotic conditions and in the taxonomic and functional attributes of the community. Species richness gradually increased over the study period, while abundance was higher in the initial years of restoration. Species turnover was the main driver of changes in taxonomic and functional composition, suggesting an ecological succession process. Functional diversity, particularly divergence (FDiv) and evenness (FEve) indices, remained high, although functional richness (FRic) showed temporal fluctuations. The results indicate that restoring the lake to original state promoted the structural and functional reorganization of the ciliate protist community, reflecting progress in the lake's ecological recovery. These findings reinforce the potential of ciliates as environmental bioindicators and highlight the importance of integrating taxonomic and functional diversity approaches in monitoring ecosystems under restoration.

Keywords: Aquatic ecosystem; plankton; Ciliophora; abundance; composition; functional traits.

Dissertação elaborada e formatada conforme
as normas da publicação científica
Biological Conservation. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/journal/biological-conservation/publish/guide-forauthors>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.1 Área de estudo.....	14
2.2 Amostragem e análise laboratorial	15
2.2.1 Diversidade Funcional da comunidade de ciliados	17
2.3 Análise de dados	17
3 RESULTADOS.....	19
4 DISCUSSÃO	34
5 CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	38

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais fornecem importantes serviços ecossistêmicos que contribuem positivamente para a humanidade (Parmesan et al. 2023). Eles podem ser categorizados como serviços de suporte, como a produção primária, a ciclagem de nutrientes e a formação do solo; serviços de provisão, como alimentos, água e matérias-primas; serviços de regulação, responsáveis pela manutenção de processos naturais, como a regulação climática; e serviços culturais, que incluem manifestações artísticas, espiritualidade, formas de lazer e ecoturismo (Prado, 2021; Garcia et al. 2022). Nos ambientes aquáticos, diferentes compartimentos (como as zonas pelágicas e bentônicas) abrigam uma alta diversidade de espécies (Vranken et al. 2023). Ademais, de modo geral, ao se tratar da biodiversidade, estudos apontam sua importância para o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas (Hong et al. 2022; Song et al. 2024), e por conseguinte, na manutenção dos serviços por ele fornecidos.

Entretanto, mesmo com a reconhecida importância da biodiversidade, esses ambientes têm sido intensamente afetados por atividades antrópicas (Häder et al. 2020), entre esses impactos, destacam-se o uso intensivo de áreas agrícolas e urbanas, bem como o lançamento de efluentes por estações de tratamento de águas residuais, que contribuem de forma expressiva para o aumento da carga orgânica em lagos (Lahens et al. 2024). Para tanto, os ecossistemas aquáticos apresentam elevada sensibilidade às mudanças climáticas, sendo particularmente vulneráveis devido à sua limitada capacidade de adaptação (Mukherjee et al. 2022).

A biodiversidade pode ser influenciada por diferentes processos, tanto de degradação como de recuperação ambiental (Albert et al. 2021; Cooke et al. 2022). A restauração ecológica visa restabelecer a estrutura e as funções originais de ecossistemas degradados, por meio da reabilitação de componentes abióticos e bióticos, como o solo, a vegetação e biodiversidade local (Geist & Hawkins 2016; Rosenfield & Müller 2020). Ações antrópicas, como atividades agrícolas e drenagem, podem afetar lagos, promovendo alterações na estrutura, dinâmica e na composição das comunidades desse ecossistema (Liao et al. 2018; Lin et al. 2021; Zhou et al. 2022). A prática de restauração, segundo Suding et al. (2015), leva a uma conexão profunda entre os organismos presentes no ambiente, além de guiar as características físicas nos sistemas biológicos e orientar as funções do ecossistema.

Um exemplo de ambiente que passou pelo processo de restauração é o lago Thompson, que se encontra em uma região de clima temperado, com a sazonalidade bem delimitada (Konapala et al. 2020). Como parte da planície de inundação do rio Illinois, no estado de Illinois,

Estados Unidos, o lago ficou desconectado do rio Illinois por aproximadamente 80 anos e passou a ser utilizado como uma área para cultivo de milho (Lemke et al. 2017a). Após ser adquirido pela organização ambiental *The Nature Conservancy* (TNC) nos anos 2000, o lago em questão, situado na Reserva de Emiquon (Emiquon Preserve), tornou-se parte de um esforço conjunto restauração, gerido pela organização e outras instituições. A TNC, uma entidade sem fins lucrativos fundada por ecologistas em 1951, tem como missão primordial a conservação deste local (Sawhill, 1996).

Nos ecossistemas aquáticos a região pelágica abriga alta riqueza de organismos de distintas comunidades planctônicas, como fitoplâncton, zooplâncton, protozooplâncton, bactérias, entre outras (Esteves et al. 2014). Como observado por Schartau et al. (2022), as comunidades planctônicas são eficientes para indicar distúrbios no ambiente, devido a sua diversidade e resposta rápida às variações na temperatura ou hidrologia. Dentre estas comunidades, destacam-se os protistas que ocupam diversas guildas tróficas, podendo ser desde produtores (como protistas autotróficos), consumidores e decompositores, tendo grande relevância nos processos ecossistêmicos (Junior & De Carvalho, 2017; Garner et al. 2022), principalmente por seu papel trófico na produção e transferência de matéria e energia entre os níveis tróficos basais aos superiores (Rosario et al. 2011).

Os protistas ciliados são organismos com grande potencial bioindicador (Segovia et al. 2016), no entanto, ainda são pouco utilizados no monitoramento de ecossistemas aquáticos. Tal potencial se deve ao seu ciclo de vida rápido, elevada abundância, e que podem facilmente ser afetados por fatores bióticos (como interações intraespecíficas e interespecíficas) e abióticos (que incluem variações térmicas, o período hidrológico e a estrutura terrestre do ambiente) do ambiente aquático (Américo-Pinheiro et al. 2017; Oliveira et al. 2024). Considerando as rápidas respostas (usando métricas taxonômicas e funcionais) dos protistas heterotróficos às alterações do ambiente, seu potencial bioindicador pode ser relevante no monitoramento de processos de restauração ambiental (Feitosa et al. 2024). Com isso, a utilização de dados sobre diversidade taxonômica e funcional é importante para a compreensão dos mecanismos ecológicos que regulam as comunidades aquáticas (Weisse, 2017; Braghin et al. 2018), além de representar uma ferramenta valiosa nos processos de restauração de ambientes antropicamente perturbados.

Segundo Singer et al. (2021), a diversidade taxonômica se refere às espécies que compõem uma comunidade, estando relacionada à composição e riqueza de espécies, que indica a presença das espécies no ambiente (Quintela-Alonso et al. 2018). Por outro lado, de acordo com Scheiner (2017), a diversidade funcional se refere às características que os integrantes de

uma comunidade possuem. Nesse sentido, os protistas apresentam variadas características funcionais que permitem a quantificação da diversidade funcional por meio de uma variedade de traços presentes nos organismos (Weisse et al. 2023). Os atributos de diversidade funcional, juntamente com a perspectiva taxonômica, se integram e oferecem novas informações sobre a estrutura da comunidade, a interação dos protistas com o ambiente e suas respectivas funções ecossistêmicas (Coccia et al. 2024).

De acordo com Januschke et al. (2014) pouco se sabe sobre a resposta dos organismos aquáticos à restauração, principalmente a longos períodos de tempo. Diante disso, pesquisas que visem investigar mudanças ao longo do processo de restauração, nos atributos de comunidades aquáticas (riqueza e abundância, diversidade taxonômica ou diversidade funcional), são de grande relevância.

Assim, o objetivo geral deste estudo foi avaliar ao longo seis anos o efeito da restauração de um lago temperado sobre a riqueza, abundância e diversidade (beta taxonômica e funcional) de protistas ciliados planctônicos. Como primeira hipótese, é esperado que a composição de espécies e de traços funcionais será dissimilar ao longo dos anos. Para a segunda hipótese espera-se que os atributos funcionais e taxonômicos aumentem ao longo do tempo de restauração do lago. Mais especificamente, foi predito que: i) nos primeiros anos do processo de restauração, a comunidade apresentará menor riqueza e maior abundância de espécies caracterizando a fase inicial do processo de recuperação ecológica; ii) ao longo do processo de restauração, haverá alterações na composição taxonômica da comunidade de protistas ciliados devido à substituição de espécies entre os anos, impulsionada por mudanças graduais nas características da água, o que favorecerá o estabelecimento de espécies mais adaptadas e a exclusão daquelas menos adaptadas; iii) ocorrerá um incremento de riqueza funcional ao longo do tempo, refletindo o avanço da recuperação ecológica; iv) as condições abióticas do lago tenderiam a ser mais semelhantes entre anos consecutivos e mais distintas entre anos distantes, indicando um gradiente de mudanças ambientais ao longo do processo de restauração do lago.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As amostras de água analisadas foram coletadas entre os anos de 2011 e 2016, no Lago Thompson, que faz parte da planície de inundação do rio Illinois (Figura 1), localizado do estado de Illinois (40°21'03"N 90°04'46"W), nos Estados Unidos. Após sua drenagem no ano de 1900 e o uso de sua dimensão para fins agrícolas por várias décadas seguintes, foi dado início ao processo de recuperação deste lago no ano de 2007, primeiramente com o término de sua

retenção/drenagem e o restabelecimento do seu volume de água a partir das precipitações e do escoamento superficial que encheram o lago ao final de 2007 (Lemke et al. 2017a; Iatskiu et al. 2018). A implementação de diques foi outra medida adotada para isolar o lago e avaliar seu processo de restauração de forma independente, já que ele foi desconectado do rio Illinois (Sparks et al. 2017). O lago possui profundidade média de 2,77 metros, e área estimada em 10 hectares (Iatskiu et al. 2018).



Figura 1. Mapa e localização dos pontos de amostragem de protistas ciliados no Lago Thompson (modificado de Lemke et al. 2017a).

2.2 Amostragem e análise laboratorial

Os protistas ciliados foram coletados em três pontos escolhidos ao longo do eixo principal do lago, sendo dois nas extremidades opostas e um no centro do lago, sendo eles o ponto 1 (T1), ponto 2 (T2) e ponto 3 (T3) (Figura 1). As coletas foram realizadas quinzenalmente no período de seis anos, exceto no inverno quando o lago congela. Para a coleta de protistas ciliados, amostras com 150 mL foram coletadas na subsuperfície da água, com o auxílio da Garrafa de Van Dorn, sendo posteriormente fixadas com glutaraldeído, concentradas em 20 mL e armazenadas. No ano de 2019 as amostras foram enviadas ao Brasil, onde ficaram armazenadas no Laboratório de Protozooplâncton do Nupélia – Núcleo de pesquisas em limnologia, ictiologia e aquicultura (UEM). Para esse trabalho foram analisadas 343 amostras

distribuídas nos anos de 2011 (54 amostras), 2012 (64 amostras), 2013 (61 amostras), 2014 (56 amostras), 2015 (51 amostras), 2016 (57 amostras), a variação do número de amostras entre os anos pode ser explicada devido as condições ambientais que não possibilitou a realização de todas coletas em determinados anos. Para serem analisadas, as amostras foram concentradas em 10 mL na câmara de sedimentação utermohl, os organismos foram contados e identificados ao microscópio invertido (Olympus BX51), em aumento de 200×, conforme o método de Utermöhl (1958). Sempre que possível, a identificação foi realizada até o nível infragenérico, com base em literatura especializada (Foissner & Berger 1996; Foissner et al. 1999).

As variáveis abióticas seguiram a metodologia de coleta realizada por Lemke et al. (2017a), as análises de clorofila-a foram realizadas filtrando-se as amostras de água em filtros de fibra de vidro Whatman GF/F (porosidade de 0,7 µm) sob pressão de vácuo de 34 kPa imediatamente após a coleta. Os filtros contendo o material particulado foram então armazenados a -20°C até o processamento. Para a extração dos pigmentos, utilizou-se acetona 90% como solvente, mantendo-se as amostras em banho escuro a 20°C por período de 12 horas. As leituras de absorbância foram realizadas em espectrofotômetro UV-Vis, seguindo os procedimentos analíticos estabelecidos na literatura especializada. Para a determinação dos sólidos suspensos totais, volumes conhecidos de água foram filtrados em membranas GF/F previamente tratadas, as quais foram subsequentemente secas em estufa a 105°C até peso constante e depois submetidas à mufla a 550°C para determinação do conteúdo inorgânico, de acordo com metodologia padronizada.

As análises dos parâmetros químicos incluíram a quantificação de nitrato e fósforo solúvel reativo através de cromatografia iônica, utilizando sistema equipado com coluna analítica específica. Os teores de nitrogênio amoniacal foram determinados pelo método do indofenol, enquanto as concentrações de fósforo total e nitrogênio total foram obtidas após digestão alcalina com persulfato, seguida de análise espectrofotométrica com aplicação de técnica de derivada segunda para minimização de interferências. Ademais, no momento da amostragem, foram realizadas medições da profundidade da água (com vara calibrada), transparência de Secchi, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água (utilizando YSI Pro-plus, Yellow Springs, OH) e turbidez (com turbidímetro Hach 2100P, Loveland, CO).

2.2.1 Diversidade Funcional da comunidade de ciliados

Para a análise de traços funcionais das morfoespécies encontradas, foi elaborada uma matriz (Tabela 1) com seis traços categorizados como variáveis nominais ou binárias (presença/ausência), utilizados para a caracterização funcional da comunidade de protistas ciliados, organizados em diferentes categorias (Weisse, 2017). Para a caracterização da comunidade foram realizadas buscas em literatura especializada (Foissner & Berger 1996) assim como artigos de referência (Bardele et al. 2019; DeLong et al. 2023; Oliveira et al. 2024) e em bases de dados disponíveis na web como o *Global Biodiversity Information Facility* (Gbif) e *World Register of Marine Species* (WoRMS).

Tabela 1. Traços e categorias utilizados para construção da matriz de dados funcionais.

TRAÇOS	TIPO DE VARIÁVEL	CATEGORIAS
Mecanismo de defesa	Nominal	Não possui; possui; não identificado; mucocisto; toxicisto; tricocisto; pexicisto
Forma da célula	Nominal	Caliciforme; cilíndrico; reniforme; piriforme; barriliforme; oviforme; globuliforme; fusiforme; escutiforme; lageniforme; esferiforme; elipsoide; obconiforme; lanceolado; oboviforme; saculiforme
Hábito alimentar	Nominal	Algívoro; onívoro; predador; bacterívoro; mixotrófico; virofágico
Zona de ocorrência	Nominal	Pelágica; perifítica; bentônica; epibentônica
Simbiose com algas	Binária (presença/ausência)	Sim ou não
Lórica	Binária (presença/ausência)	Sim ou não

2.3 Análise de dados

Para testar a primeira hipótese, de que a composição de espécies e traços funcionais será dissimilar entre os anos, foram formuladas duas predições (II e IV), a segunda predição sugere que ao longo do processo de restauração, haverá alterações na composição taxonômica da comunidade de protistas ciliados devido à substituição de espécies entre os anos; a quarta predição refere-se que as condições abióticas do lago tenderiam a ser mais semelhantes entre anos consecutivos e mais distintas entre anos distantes, A fim de confirmar as predições

propostas, foi realizada uma análise de diversidade beta taxonômica (Whittaker, 1960), usando a distância de jaccard, com dados de presença e ausência para investigar as variações na composição taxonômica da comunidade de protistas ciliados. Essa análise foi decomposta em diversidade beta total avaliando a diversidade de espécies ao longo dos anos em seus particionamentos (substituição de espécies e diferença na riqueza de espécies), de acordo com abordagem desenvolvida por Podani & Schmera (2011). Foi realizada uma análise de coordenadas principais PCoA (Laliberté & Legendre, 2010), para se observar a variação, tanto dos dados bióticos como abióticos, entre os anos de coleta. Com o objetivo de testar estas diferenças, realizou-se uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) (Vicente-Gonzalez & Vicente-Villardón, 2021) com o uso de teste post-hoc de Tukey. Para tal foi utilizada a distância de “jaccard” (dados de presença e ausência de espécies) com 999 permutações, em que os valores de $p < 0.05$ foram considerados significativos. A matriz de variáveis ambientais foi composta por 17 variáveis físicas e químicas, incluindo: Profundidade (m), Transparência da coluna d'água (Disco de Secchi, m), Velocidade do vento (m/s), Temperatura da água no fundo (°C), Saturação de oxigênio dissolvido na superfície (%) e no fundo (%), Condutividade elétrica específica no fundo ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), pH na superfície, Sólidos suspensos totais (mg/L), Sólidos suspensos orgânicos (mg/L), Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$), Fósforo total (TP, $\mu\text{g}/\text{L}$), Fósforo reativo solúvel (SRP, $\mu\text{g}/\text{L}$), Nitrogênio total (TN, $\mu\text{g}/\text{L}$), Nitrato (NO_3^- , $\mu\text{g}/\text{L}$), Amônia ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, $\mu\text{g}/\text{L}$) e Carbono orgânico dissolvido (DOC, mg/L).

Para evitar redundância e problemas de multicolinearidade, foi realizada uma análise de correlação de Pearson (função *cor()*, pacote base do R), e as variáveis altamente correlacionadas (coeficiente $|r| > 0.7$) foram identificadas por meio da função *findCorrelation()* do pacote *caret*. As variáveis correlacionadas foram removidas da matriz, mantendo um conjunto de variáveis mais parcimonioso e informativo. Em seguida, os dados foram padronizados (z-score) com a função *decostand()* do pacote “*vegan*”, método “*standardize*”, substituindo eventuais valores ausentes (NA) pela média da respectiva variável.

A estrutura de variação multivariada dos dados ambientais foi explorada por meio de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), baseada na distância euclidiana (*vegdist()*, pacote *vegan*) e realizada com a função *cmdscale()* do R base. A variância explicada pelos dois primeiros eixos foi calculada e utilizada para interpretação dos padrões ambientais.

A significância da variação ambiental ao longo do tempo foi testada por uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) com a função *adonis2()* do pacote *vegan*, tendo o ano de amostragem como fator explicativo. Comparações pareadas entre anos foram posteriormente realizadas com a função *pairwise.adonis2()* (pacote *pairwiseAdonis*).

Para a segunda hipótese proposta em relação ao aumento dos atributos funcionais e taxonômicos ao longo do tempo de restauração do lago, considerando as predições I e III, para a primeira predição espera-se que nos primeiros anos do processo de restauração, a comunidade apresentará menor riqueza e maior abundância de espécies, com relação a terceira predição sugere-se que ocorrerá um incremento de riqueza funcional ao longo do tempo. Para isso, foi realizada uma análise de modelo aditivo generalizado com efeitos mistos (GAMM), em que a sazonalidade foi considerada como efeito aleatório na análise e os meses dos anos amostrados foram considerados como variável de efeito fixo, no que se refere à parte taxonômica (riqueza e abundância). A fim de se testar as variações nos atributos da comunidade entre os anos de coleta, realizou-se análises de variância unifatoriais (*One-way ANOVA*) (Fisher, 1970).

Além disso, para as análises de traços funcionais foram usados os componentes de diversidade segundo Mason et al. (2005), onde FRic (riqueza funcional) refere-se aos diferentes traços funcionais presentes nas espécies que compõem a comunidade, FDiv (divergência funcional), que reflete a divergência entre as espécies na comunidade considerando seus traços funcionais, e FEve (uniformidade funcional), que avalia a uniformidade da distribuição dos traços funcionais. Para avaliar as mudanças ocorridas na composição funcional foi realizada a análise de diversidade beta funcional (Jassey et al. 2016). As características das espécies foram convertidas em matrizes de dissimilaridade usando a distância de Gower (1966), calculado pela função *gowdis* do pacote *FD* (Laliberté et al. 2014). Posteriormente, as matrizes de dissimilaridade das espécies foram agrupadas de forma hierárquica pela função *hclust* (Oksanen, 2014) do pacote *stats*. A partir disso, dendrogramas funcionais foram gerados, sendo usados pela função beta do pacote *BAT* (Cardoso et al. 2020) para calcular a diversidade beta funcional. Todas as análises estatísticas foram realizadas pelo software R, com o uso dos pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2022), *tidyverse* (Wickham et al. 2019), *APE* (Paradis et al. 2004), *ggforce* (Pedersen, 2019), *caret* (Kuhn, 2008), *pairwiseAdonis* (Arbizu, 2020), e os gráficos formulados pelo pacote *ggplot2* (Wickham et al. 2016) pelo R Core Team 2023.

3 RESULTADOS

Foram encontradas 71 morfoespécies de protistas ciliados pertencentes a 10 grupos taxonômicos. Os grupos que mais contribuíram para a riqueza foram Oligotrichida (17 morfoespécies) e Gymnostomatida (16 morfoespécies), seguidos por Hymenostomata (15 morfoespécies). Os demais grupos taxonômicos apresentaram menor contribuição, sendo elas: Prostomatida (7 morfoespécies), Peritrichia (5 morfoespécies), Pleurostomatida (4

morfoespécies), Colpodea (3 morfoespécies), Hypotrichia (2 morfoespécies), Heterotrichida e Cyrtophorida (1 morfoespécie em cada).

Tabela 2. Lista de morfoespécies de protistas ciliados encontrados entre os anos de 2011 a 2016, conforme Foissner & Berger (1996).

Grupos taxonômicos	Identificação taxonômica
Oligotrichida	<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877) Imhof, 1885
	<i>Halteria chlorelligera</i> Kahl, 1932
	<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841
	<i>Halteria</i> sp.
	<i>Limnostrombidium pelagicum</i> (Kahl, 1932) Krainer, 1995
	<i>Limnostrombidium</i> sp.
	<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995
	<i>Pelagohalteria cirrifer</i> (Kahl, 1932) Foissner, Skogstad & Pratt, 1988
	<i>Pelagostrombidium fallax</i> (Zacharias, 1895) Krainer, 1991
	<i>Pelagostrombidium mirabile</i> (Penard, 1916) Krainer, 1991
	<i>Pelagostrombidium</i> sp.
	<i>Rimostrombidium humile</i> (Penard, 1922) Petz & Foissner, 1992
	<i>Rimostrombidium lacustris</i> (Foissner, Skogstad & Pratt, 1988) Petz & Foissner, 1992
	<i>Rimostrombidium</i> sp.
	<i>Rimostrombidium velox</i> (Faure-Fremiet, 1924) Jankowski, 1978
	<i>Tintinnidium fluviatile</i> (Stein, 1863) Kent, 1881
	<i>Tintinnidium</i> sp.
Gymnostomatida	<i>Actinobolina smalli</i> Holt, Lynn & Corliss, 1973
	<i>Actinobolina</i> sp.
	<i>Actinobolina vorax</i> (Wenrich, 1929) Kahl, 1930
	<i>Didinium</i> sp.
	<i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926
	<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) Bory, 1824

Lacrymaria sp.

Lagynophrya acuminata Kahl, 1935

Lagynophrya sp.

Monodinium balbianii balbianii Fabre-Domergue, 1888

Monodinium balbianii rostratum (Kahl, 1926)

Monodinium chlorelligerum Krainer, 1995

Monodinium sp.

Paradileptus sp.

Pelagodileptus sp.

Pelagolacrymaria moserae Foissner, Berger & Schaumburg, 1999

Hymenostomata

Ctedoctema acanthocryptum Stokes, 1884

Cyclidium glaucoma Müller, 1773

Dexiotrichides centralis (Stokes, 1885) Kahl, 1931

Frontonia atra (Ehrenberg, 1834) Bütschli, 1889

Frontonia sp.

Glaucoma reniforme Schewiakoff 1892

Glaucoma scintillans Ehrenberg, 1830

Glaucoma sp.

Lembadion lucens (Maskell, 1887) Kahl, 1931

Paracolpidium sp.

Paramecium bursaria (Ehrenberg, 1831) Focke, 1836

Paramecium caudatum Ehrenberg, 1833

Tetrahymena pyriformis complex (Ehrenberg, 1830) Furgason, 1940

Urocentrum turbo (Müller, 1786) Nitzsch, 1827

Uronema nigricans (Müller, 1786) Florentin, 1901

Peritrichia

Epicarchesium pectinatum (Zacharias, 1897) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999

Epicarchesium sp.

	<i>Epistylis</i> sp.
	<i>Vorticella</i> sp.
	<i>Vorticella</i> sp. grande
Prostomatida	<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827
	<i>Coleps spetai</i> Foissner, 1984
	<i>Coleps</i> sp.
	<i>Holophrya discolor</i> Ehrenberg, 1831
	<i>Urotricha furcata</i> Schewiakoff, 1892
	<i>Urotricha</i> sp.
Colpodea	<i>Colpoda inflata</i> (Stokes, 1884)
	<i>Colpoda</i> sp.
	<i>Colpoda steinii</i> Maupas, 1883
Hypotrichia	<i>Euplotes</i> sp.
	<i>Oxytricha similis</i> Engelmann, 1862
Pleurostomatida	<i>Acinergia uncinata</i> Tucolesco, 1962
	<i>Amphileptus</i> sp.
	<i>Litonotus cygnus</i> (Müller, 1773) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995
	<i>Litonotus</i> sp.
Heterotrichida	<i>Linostomella vorticella</i> (Ehrenberg, 1834) Aescht, 1999
Cyrtophorida	<i>Pseudochilodonopsis</i> sp.

A análise de coordenadas principais (PCoA) realizada com o objetivo de caracterizar os anos de amostragem em função das variáveis abióticas selecionadas, evidenciou variação considerável entre os anos (Figura 2), indicando mudanças nas condições abióticas do lago ao longo do processo de restauração. A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) indicou diferenças significativas entre os anos comparados entre si (Tabelas 3 e 4).

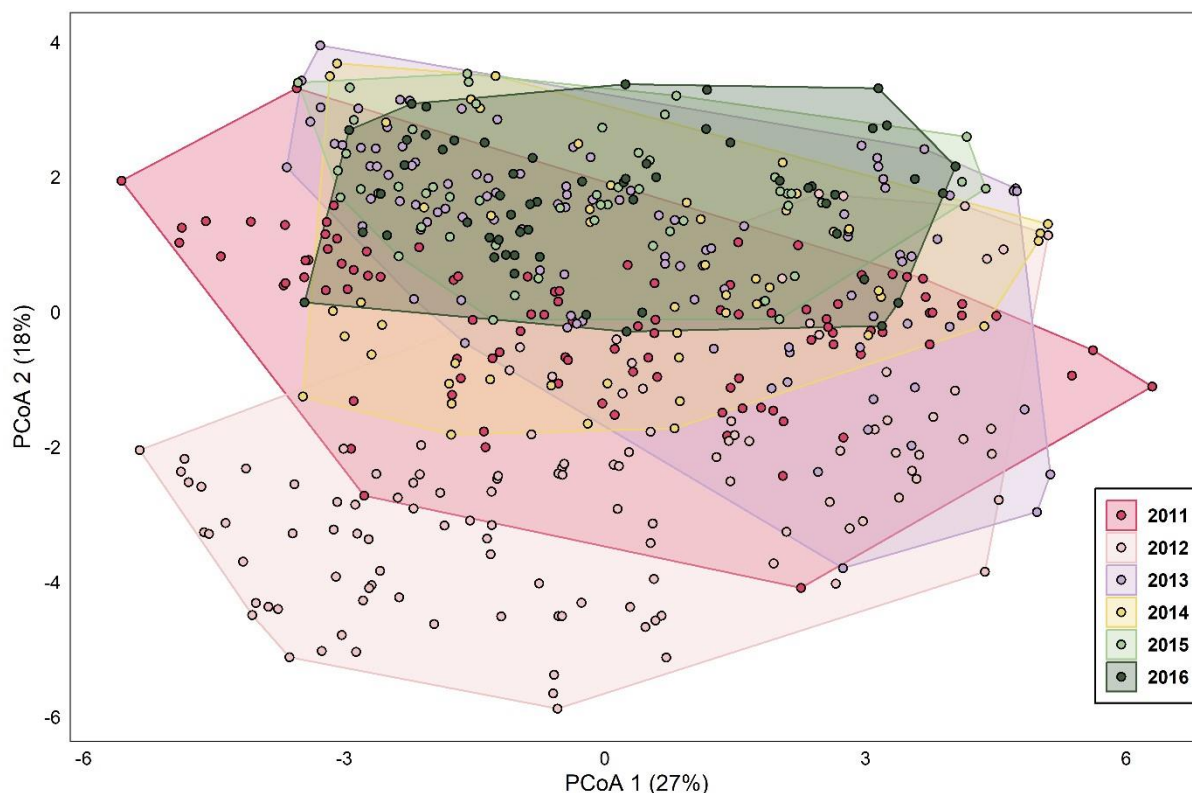


Figura 2. Análise de coordenadas principais (PCoA) dos dados abióticos mensurados para os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. A porcentagem total de explicação dos eixos foi de 45%.

Com base no teste post-hoc de pairwise, foi possível identificar diferenças significativas entre pares de anos analisados ($p < 0,05$) (Tabela 4). Os anos de 2011, 2012 e 2013 destacaram-se como os mais distintos em relação aos demais, enquanto os anos de 2015 e 2016 apresentaram maior similaridade, também quando considerados em conjunto com 2014. Essa interpretação foi sustentada pelos valores da estatística F, uma vez que todos os pares com p significativo demonstraram níveis variados de dissimilaridade nas condições abióticas.

Tabela 3. Valores da PERMANOVA para dados abióticos para os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Os valores desta tabela são aqueles em que $P < 0.05$. Df = graus de liberdade, SumOFSqs = soma dos quadrados.

PERMANOVA para dados abióticos					
Ano	Df	SumOFSqs	R2	F	Pr (>F)
2011	5	2250.9 w	0.194	22.96	0.001
Residual	477	9352.1	0.806		
Total	482	11603	1		

Tabela 4. Valores do teste de Pairwise referentes a comparação para dados abióticos entre os anos de coleta 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Os valores desta tabela são aqueles em que $P < 0.05$. Df = graus de liberdade, SumOFSqs = soma dos quadrados.

Pairwise para dados abióticos					
	Df	SumOFSqs	R2	F	Pr (>F)
2011-2012	1	475.9	0.09278	22.295	0.001
2011-2013	1	382.8	0.08509	18.788	0.001
2011-2014	1	231.7	0.06505	10.645	0.001
2011-2015	1	229.89	0.07788	12.754	0.001
2011-2016	1	378.5	0.11484	20.369	0.001
2012-2013	1	1057.9	0.18778	50.4	0.001
2012-2014	1	505.3	0.11762	22.527	0.001
2012-2015	1	799.3	0.20078	41.955	0.001
2012-2016	1	885.8	0.20781	45.381	0.001
2013-2014	1	217.8	0.06275	10.243	0.001
2013-2015	1	311.26	0.10531	17.774	0.001
2013-2016	1	295.95	0.09438	16.363	0.001
2014-2015	1	132.99	0.06676	7.2968	0.001
2014-2016	1	130.74	0.05983	6.8732	0.001
2015-2016	1	66.6	0.04404	4.8838	0.001

Os resultados de riqueza (Figura 3A) e abundância (Figura 3B) entre os anos indicaram maior abundância no ano de 2011 e maior riqueza de grupos para o ano de 2016, sendo o grupo Oligotrichida o mais representativo em ambos os atributos, mas especialmente para a abundância. Em relação a riqueza de espécies o ano mais representativo para este atributo foi 2016, com riqueza máxima de 43 e média de 6 por campanha. Comparando todos os anos amostrados, a riqueza média foi de 3 por amostragem.

Complementarmente, a abundância de espécies foi mais representativa para o ano de 2011, com total de 162.500 ind.L⁻¹, e média de 18.850 ind.L⁻¹ por amostragem. A média da abundância por amostragem foi 11.429 ind.L⁻¹.

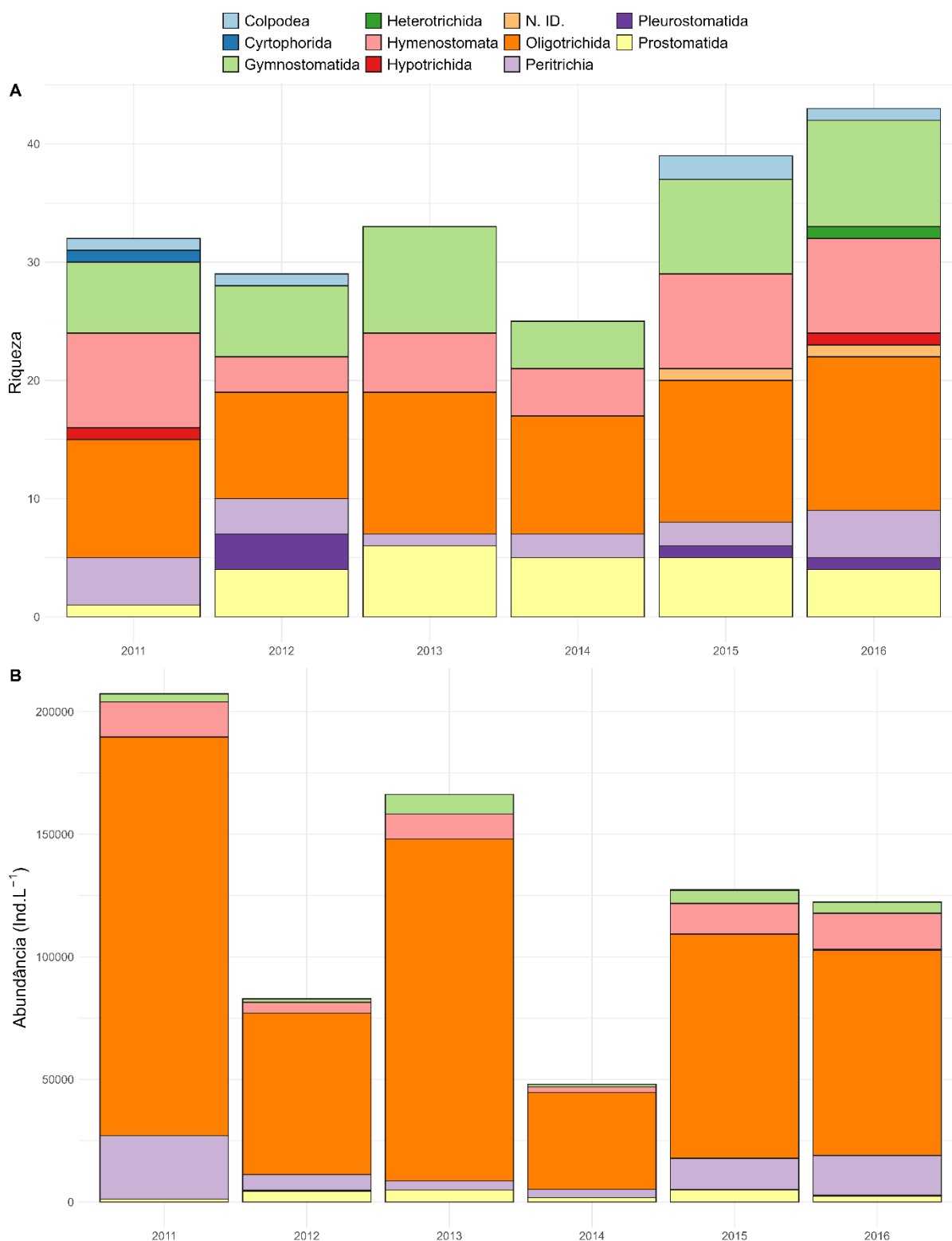


Figura 3. Variação anual da riqueza (A) e abundância (B) total dos grupos taxonômicos de protistas ciliados no período de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos.

Os resultados do modelo aditivo generalizado com efeitos mistos (GAMM), evidenciaram que a riqueza taxonômica e abundância de ciliados apresentaram variações significativas ao longo dos anos (Figura 4). Os resultados obtidos através da GAMM indicam

variações na riqueza e abundância ao longo do processo de restauração. A riqueza taxonômica mostrou associação significativa em relação ao tempo ($\text{edf} = 7.918$; $F = 2.388$; $p = 0.005$; Tabela 5), apresentando inicialmente uma baixa riqueza, porém estável em 2011 e 2012. Em 2013, evidenciou-se um ponto de inflexão na curva de suavização, com aumento da riqueza a partir desse ano, se estendendo até o ano de 2016 (Figura 4A). Mudanças significativas nos valores de abundância de ciliados foram verificados ao longo dos anos ($\text{edf} = 7.365$; $F = 2.832$; $p = 0.006$; Tabela 5), com maiores valores nos anos iniciais do processo de restauração, seguido por declínio a partir de 2013 e aumento nos anos seguintes (Figura 4B).

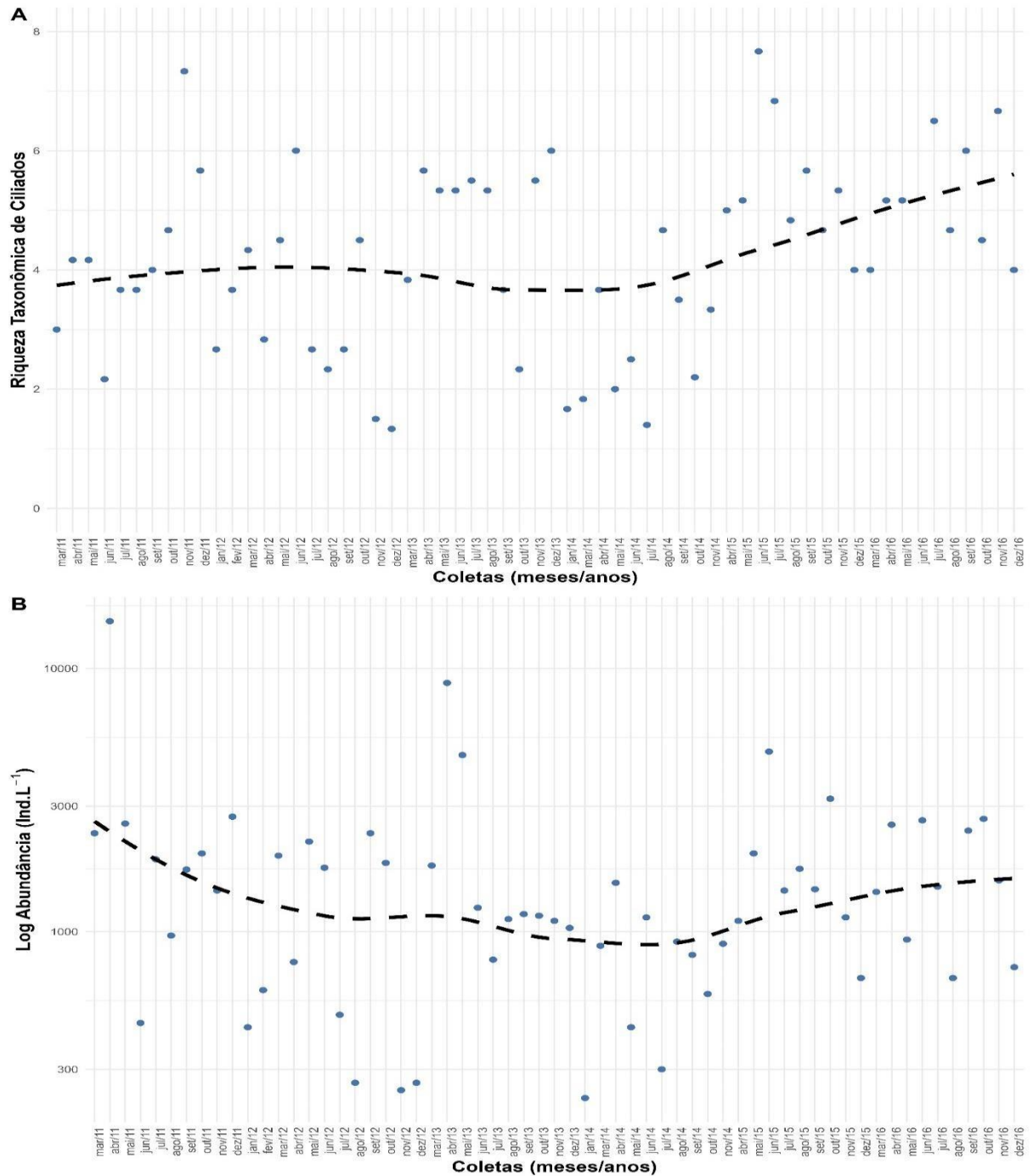


Figura 4. Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza (A) e abundância (B) dos protistas ciliados entre os meses e anos de coleta de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Os dados de abundância foram logaritimizados para melhorar a visualização dos resultados.

Tabela 5. Valores da análise de modelos aditivos generalizados com efeitos mistos (GAMM) referentes a riqueza e abundância de protistas ciliados entre os meses e anos de coleta de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Todos os valores significativos foram aqueles em que $p < 0.05$ edf = graus de liberdade estimados, Ref.df = graus de liberdade de referência.

GAMM riqueza				
	Edf	Ref.df	F	p-value
Anos	7.918	9	2.388	0.00514
GAMM abundância				
	Edf	Ref.df	F	p-value
Anos	7.365	9	2.832	0.00065

A análise de variância unifatorial (*One-way* ANOVA) evidenciou também variações significativas na riqueza e abundância da comunidade entre os anos analisados (Figura 5, Tabela 6). A partir do teste post-hoc de Tukey foi possível identificar diferenças significativas entre os pares de anos analisados em que $p < 0.05$ (Tabela 7). Para a riqueza, o ano de 2014 apresentou maior variação em relação aos demais anos, com exceção do ano de 2012. Para tanto, os anos iniciais da restauração 2011-2012 foram mais similares, assim como os anos finais 2015-2016. Considerando a abundância o ano de 2011 apresentou maiores diferenças com relação à 2012 e 2014.

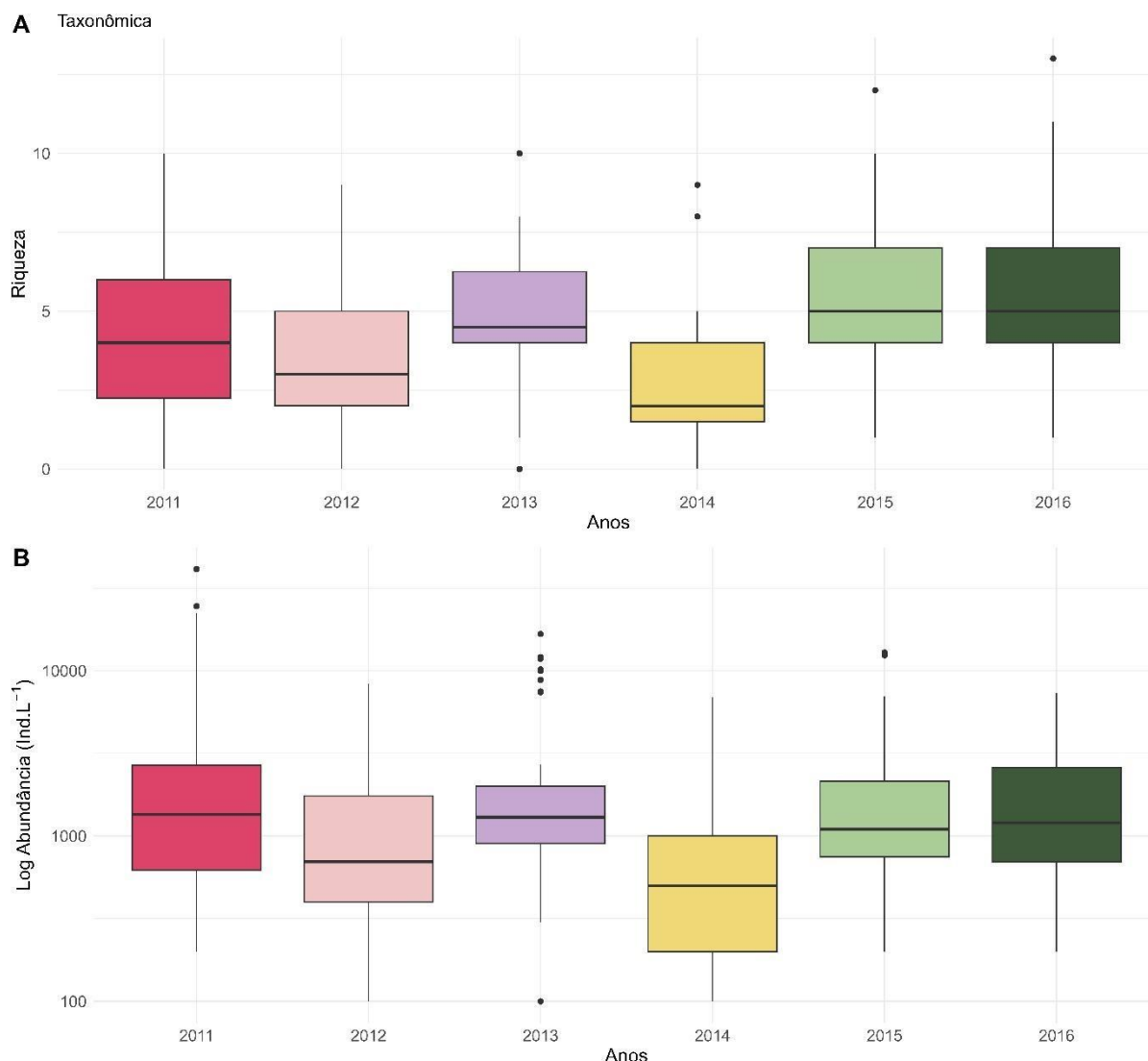


Figura 5. Variação dos atributos taxonômicos da comunidade de protistas ciliados entre os anos de coleta de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos, para a riqueza (A) e abundância (B). A linha central nos gráficos representa os valores medianos. As barras representam, respectivamente, o menor e o maior valor dentro de 1,5 vezes o intervalo interquartil abaixo dos limites percentuais, e os pequenos pontos pretos acima indicam outliers nas observações. Os dados de abundância foram logaritmizados apenas na exibição gráfica para melhorar a visualização dos resultados.

Tabela 6. Valores da análise de variância unifatorial (*One-way ANOVA*) para a riqueza e abundância de protistas ciliados de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Todos os valores significativos foram aqueles em que $P < 0.05$. Df = graus de liberdade, Sum Sq = soma dos quadrados, Mean Sq = média dos quadrados.

<i>One-way ANOVA riqueza</i>					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Anos	5	364.3	72.86	14.89	<0,001

Residual	334	1633.8	4.89		
One-way ANOVA abundância					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Anos	5	2.082e+08	41637314	3.577	0.00365
Residual	334	3.888e+09	11641793		

Tabela 7. Valores do teste de TukeyHSD referentes a comparação entre os anos de coleta de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos para os dados de riqueza e abundância de protistas ciliados. Os valores desta tabela são aqueles em que $p < 0.05$. diff = diferença entre as médias dos grupos, lwr = limite inferior do intervalo de confiança da diferença entre as médias, upr = limite superior do intervalo de confiança.

TukeyHSD para a riqueza				
Anos	Diff	lwr	upr	p adj
2014-2011	-1.29191919	-2.5064009	-0.07743744	0.0296027
2015-2011	1.45424837	0.2163966	2.69210016	0.0108770
2016-2011	1.52339181	0.3195119	2.72727168	0.0044422
2013-2012	1.38809524	0.2445256	2.53166490	0.0074592
2015-2012	2.08123249	0.8870986	3.27536641	0.0000140
2016-2012	2.15037594	0.9914948	3.30925707	0.0000028
2014-2013	-2.05303030	-3.2364749	-0.86958573	0.0000156
2015-2014	2.74616756	1.5137937	3.97854140	0.0000000
2016-2014	2.81531100	1.6170644	4.01355762	0.0000000
TukeyHSD para a abundância				
Anos	Diff	lwr	upr	p adj
2012-2011	-1980.5556	-3794.2488	-166.8623	0.0231897
2014-2011	-2388.2323	-4261.8159	-514.6487	0.0040371

Considerando a análise de diversidade beta taxonômica e suas partições, realizada com o intuito de se observar como a composição de espécies da comunidade se alterou ao longo dos anos de coleta, observou-se que a substituição de espécies foi o componente mais expressivo, com o valor de 0.992 (Tabela 8), indicando maior substituição de espécies entre os anos de coleta analisados.

A análise de coordenadas principais (PCoA) com distância de Bray-Curtis evidenciou variações na estrutura taxonômica da comunidade de protistas ciliados ao longo do tempo

(Figura 6). A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) com 999 permutações, apontou diferenças significativas na composição das espécies entre os anos (Tabela 9), e a partir do teste post-hoc de pairwise, foi possível observar os pareamentos significativos ($p < 0.05$), entre os anos de 2014-2013, 2015-2014 e 2016-2014 (Tabela 10).

Tabela 8. Resultados da análise de diversidade beta taxonômica e seus particionamentos (substituição e diferença de riqueza) para a comunidade de protistas ciliados entre os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Quanto mais próximo de 1.0, mais influente o particionamento da beta diversidade.

β taxonômica	
Beta. substituição	0.992
Beta. diferença na riqueza	0.003
Beta. total	0.995

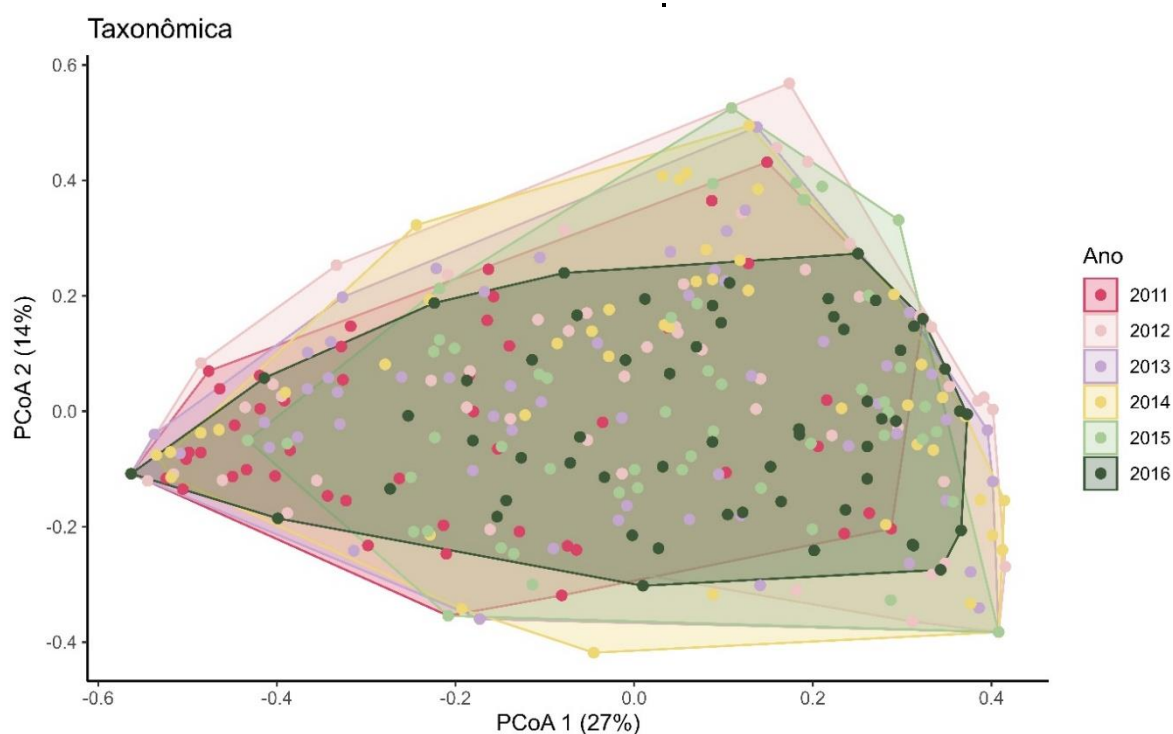


Figura 6. Análise de coordenadas principais (PCoA) baseada nos dados de composição taxonômica da comunidade de protistas ciliados, mensurados para os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. A porcentagem total de explicação dos eixos foi de 41%, sendo 27% do eixo 1 e 14% do eixo 2.

Tabela 9. Valores da análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) para a composição taxonômica de protistas ciliados entre os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Todos os valores significativos foram aqueles em que $P < 0.05$. Df = graus de liberdade, Sum Sq = soma dos quadrados, Mean Sq = média dos quadrados.

PERMANOVA para composição taxonômica						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	Pr (>F)
Grupos	5	0.2316	0.046320	4.1344	999	0.003
Residual	323	3.6188	0.011204			

Tabela 10. Valores do teste de Pairwise referentes a composição taxonômica de protistas ciliados entre os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Os valores desta tabela são aqueles em que $P < 0.05$. diff = diferença entre as médias dos grupos, lwr = limite inferior do intervalo de confiança da diferença entre as médias, upr = limite superior do intervalo de confiança.

Pairwise para composição taxonômica				
Grupos	Diff	lwr	Upr	p adj
2014-2013	0.059531386	0.001867418	0.117195354	0.0385013
2015-2014	-0.066229610	-0.125753131	-0.006706089	0.0193186
2016-2014	-0.084359942	-0.142264926	-0.026454958	0.0005411

Em relação aos índices de diversidade funcional (FRiq, FDiv, FEve; Figura 7), para a FRiq, que se refere ao conjunto de traços variando ao longo do tempo, houveram flutuações deste índice entre os anos, com maior valor registrado para o ano de 2012, e menor valor em 2014. Considerando os cálculos para FDiv, referente à divergência funcional, o mesmo apresentou um alto valor, ou seja, maior divergência funcional entre os traços analisados, com exceção do ano de 2012 (em que espécies dominantes compartilhavam traços semelhantes) os demais anos obtiveram valores constantes entre si, indicando que as espécies apresentaram maiores variações nas características funcionais. O cálculo de FEve, que se refere à uniformidade funcional, exibiu valores elevados, com os traços funcionais das espécies bem distribuídas ao longo do espaço funcional. Entretanto para o ano de 2012 foi obtido um menor valor deste índice funcional, com relação aos demais anos, indicando que nesse ano as espécies apresentaram um maior agrupamento de espécies em traços funcionais específicos.

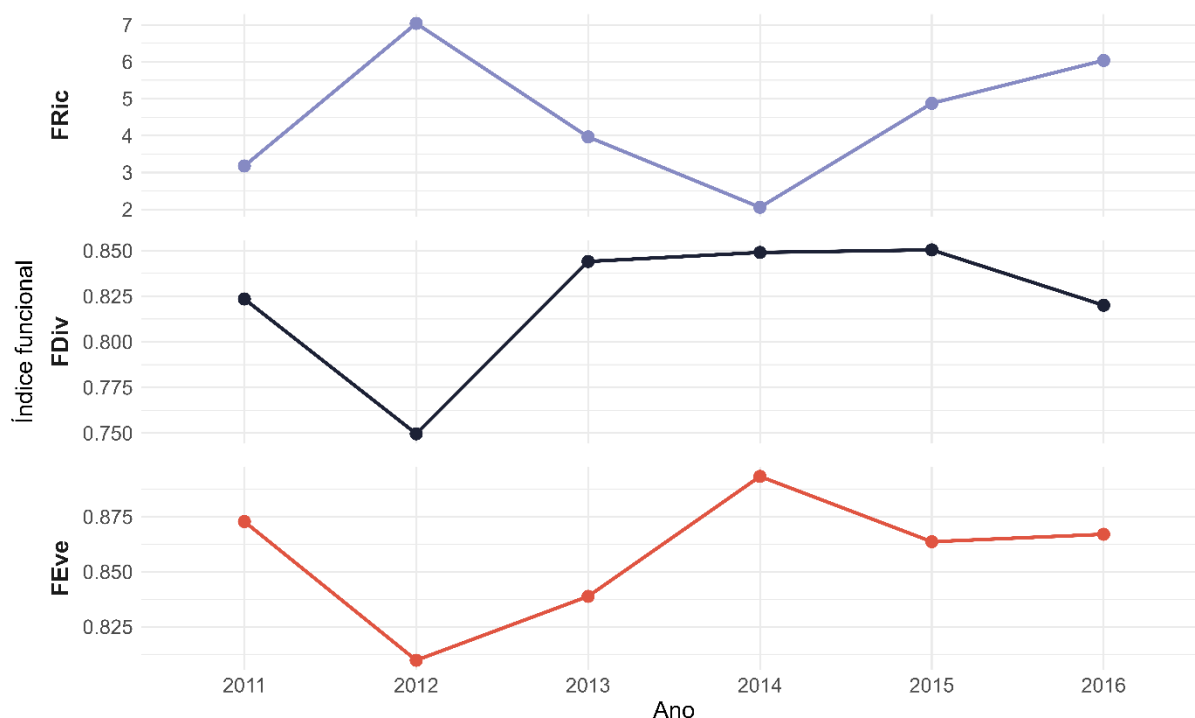


Figura 7. Variação dos índices de riqueza, divergência e uniformidade funcional no período de 2011 a 2016 para a comunidade de protistas ciliados no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. FRic = Riqueza Funcional, FDiv = Divergência Funcional, FEve = Uniformidade Funcional.

A análise da diversidade beta funcional da comunidade de protistas ciliados, entre os anos de 2011 a 2016, indicou mudanças ao longo do tempo na composição funcional. Os valores da beta funcional total variaram de 0.375 a 0.555 (Tabela 11), demonstrando alterações entre os anos analisados. Para o componente de substituição funcional, ficou evidente que o mesmo foi responsável pela maior parte das variações entre os anos (Tabela 11), o que indica mudanças principalmente impulsionadas pela substituição de espécies, de traços funcionais distintos. Por outro lado, o componente de diferença de riqueza se manteve com valores baixos (Tabela 11), o que sugere certa constância na riqueza funcional da comunidade.

Tabela 11. Resultados da análise de diversidade beta funcional e seus particionamentos (substituição e diferença de riqueza) para a comunidade de protistas ciliados entre os anos de 2011 a 2016 no lago Thompson, em Illinois, nos Estados Unidos. Quanto mais próximo de 1.0, mais influente o particionamento da beta diversidade.

Beta Funcional Total		
	2011	2012
2012	0.5237254	
2013	0.5143169	0.4970923

2014	0.4395185	0.3750999	0.3780067		
2015	0.4823801	0.4492242	0.3896667	0.4087677	
2016	0.4114812	0.5282523	0.4349434	0.4427892	0.5551688
Beta Funcional substituição					
	2011	2012	2013	2014	2015
2012	0.38409208				
2013	0.46025073	0.30092212			
2014	0.27732010	0.35974585	0.15124579		
2015	0.42622297	0.24587195	0.38867983	0.18535127	
2016	0.21674890	0.21229306	0.29943744	0.09447459	0.43095093
Beta Funcional diferença de riqueza					
	2011	2012	2013	2014	2015
2012	0.1396333119				
2013	0.0540661473	0.1961701466			
2014	0.1621983751	0.0153540289	0.2267609153		
2015	0.0561571248	0.2033522782	0.0009868197	0.2234163891	
2016	0.1947323339	0.3159592811	0.1355060115	0.3483146012	0.1242178331

4 DISCUSSÃO

As variáveis abióticas apresentaram alterações significativas ao longo do processo de restauração, sugerindo que o lago passou por modificações graduais em seus componentes físicos e químicos, resultado semelhante ao observado pelo estudo de Rosińska et al. (2022) em outro processo de restauração. Maior similaridade nas condições ambientais foi observada entre anos próximos durante o processo de restauração, e a maior dissimilaridade entre anos mais distantes temporalmente, pode ser explicada pelas variações graduais nos fatores abióticos do sistema. Como discutido por Lintern et al. (2018), alterações em características ambientais influenciam diretamente os padrões de qualidade da água, e a estabilidade ou divergência dessas condições pode refletir mudanças acumuladas ao longo do tempo. Entretanto sucedeu-se uma

exceção neste trabalho, onde a mudança acentuada nas condições abióticas entre anos de 2012 e 2013 pode ser explicada por chuvas expressivas que elevaram o nível das águas do Rio Illinois, resultando em uma grande inundação (Lemke et al. 2017b). Esse evento culminou no encontro das águas do rio com os ambientes que compõem a Reserva de Emiquon (Lemke et al. 2017c; Lemke et al. 2017d), o que influenciou nos fatores abióticos encontrados nesse ano para o lago Thompson. Tais efeitos de eventos extremos, como inundações, para qualidade da água, vêm sendo descritos em diversos estudos (Mishra et al. 2021; Rose et al. 2023; Zou et al. 2023). Diante disso, a IV predição sobre as variáveis abióticas foi corroborada.

O grupo Oligotrichida, predominou em termos de número espécies entre os anos amostrados. A alta diversidade e abundância desses organismos podem ser explicadas por esse grupo possuir espécies típicas do compartimento pelágico, quando comparado aos demais grupos. Tal padrão pode ser explicado devido a sua morfologia altamente adaptada ao compartimento planctônico (Pauleto et al. 2009) e seu hábito alimentar (onívoro, picoplanctívoro e mixotrófico) Macek et al. (2006).

Já o grupo Gymnostomatida foi o segundo grupo mais representativo; neste grupo, os seus representantes, como as espécies do gênero *Didinium*, são organismos predadores, capazes de predação de outras espécies de protistas, como ciliados do gênero *Paramecium*, quando há disponibilidade deste recurso (De Araújo, 2007), espécie encontrada neste estudo. Em relação à elevada representatividade de Hymenostomata, estes também possuem uma fácil adaptabilidade às condições do compartimento planctônico, como sugere o estudo sobre *Frontonia leucas* (Dias & D'Agosto 2006).

Considerando a riqueza taxonômica e abundância de protistas ciliados, foram observadas variações significativas ao longo do tempo para estes atributos, onde os valores mais baixos de riqueza foram registrados no início da restauração, relacionados provavelmente, a instabilidade inicial do sistema e demais fatores bióticos (Sadeghi et al. 2021; Liu et al. 2024). Tais achados estão em consonância com a nossa primeira predição, com um aumento da riqueza de espécies ao longo do tempo, especialmente após o ano de 2014. Isso se deve ao fato de que, a partir desse momento, as condições abióticas tornaram-se menos divergentes. Segundo Dong et al. (2022), em ambientes aquáticos, diversos eventos podem atuar como filtros ambientais, dentre eles, as mudanças climáticas podem ser um fator chave para moldar a composição da comunidade. Sendo assim, a estrutura da comunidade se torna mais definida com base nos fatores ambientais, onde o estabelecimento da comunidade planctônica estaria intimamente relacionado às condições abióticas do ambiente (Tao et al. 2023).

A abundância apresentou comportamento inverso ao da riqueza, como esperado, onde maiores valores de abundância podem ser observados nos anos iniciais da restauração (2011 e 2012), em acordo com a primeira predição elaborada, possivelmente pela ocorrência e desenvolvimento de populações de espécies generalistas (Song et al. 2022). O declínio deste atributo, observado no ano de 2014, pode ser explicado pela cheia extraordinária experimentada pelo sistema, refletindo um efeito de diluição na comunidade através do pulso de inundação, como observado por Granado et al. (2009), que indica a ocorrência de cheias como fator de relevância para redução de abundância. Uma posterior recuperação da abundância ocorre nos anos seguintes da restauração, mas ainda menores que os iniciais, especialmente após o distúrbio ocorrido entre 2013 – 2014, o que reflete a reestruturação da comunidade, como observado no estudo de Keller & Yan 1998 que considera a recuperação das comunidades zooplanctônicas após um distúrbio.

Sobre a variação na composição de espécies, expressa pela análise de diversidade beta taxonômica, essa se deveu em grande parte pelo componente substituição de espécies, em concordância com a nossa segunda predição. Isso possivelmente pode ser um reflexo de que, ao longo do processo de restauração, espécies generalistas podem ter sido gradualmente substituídas por espécies mais especialistas (Rivera-Pérez et al. 2024), indicando uma maior homogeneidade nas condições ambientais e o estabelecimento de interações bióticas mais complexas. Volf et al. (2016) sugere que as comunidades são moldadas por filtros ambientais, que selecionam regionalmente as espécies mais adaptadas, e por filtros bióticos, onde são selecionadas as espécies com traços funcionais mais adequados a coexistir localmente. Considerando as mudanças ocorridas na estrutura da comunidade do ano de 2014, em relação aos anos subsequentes (2015-2016), sugere-se que 2014 representou o início de uma estruturação mais complexa da comunidade após a perturbação sofrida com as grandes inundações de 2013, padrão semelhante ao encontrado por Chanut et al. (2023) em lagoas de planície de inundação.

A análise de diversidade funcional indicou variação funcional das espécies ao longo do tempo que está certamente relacionada às mudanças ambientais (Kearney et al. 2021). Essa variação pode refletir um processo de sucessão funcional, refletindo mudanças funcionais decorrentes da substituição de espécies ao longo do tempo, influenciada pela relação dos organismos com o ambiente (Soininen et al. 2018). Isso envolve a presença de espécies com traços funcionais que favorecem seu estabelecimento, como tipos alimentação, desenvolvimento e formas de evitar predadores (McKnight et al. 2017). Contudo não houve

perda ou ganho de traços na comunidade, indicando que a riqueza funcional se manteve constante, um padrão semelhante ao encontrado por Viana et al. (2016) em seu estudo.

A terceira predição foi parcialmente validada, uma vez que houve aumento da diversidade funcional. No entanto, ao se considerar especificamente a riqueza funcional (FRic), não foi possível confirmar um incremento contínuo, já que o índice apresentou variações ao longo do tempo, sem um padrão de aumento unidirecional, com um maior conjunto de traços funcionais para o ano de 2012, o qual pode ser explicado pelas condições do ambiente que possibilitou uma seleção específica de traços, como proposto por Song et al. (2022). O menor conjunto de traços funcionais foi encontrado no ano de 2014, estando relacionado as mudanças ocorridas na estrutura da comunidade nesse período, de forma semelhante ao observado por Ding et al. (2017) em seu estudo, no qual perturbações ambientais foram associadas a alterações na composição e diversidade funcional de comunidades aquáticas. A divergência funcional apresentou altos valores ao longo dos anos, indicando que as espécies mais abundantes eram funcionalmente distintas entre si (Chao et al. 2019), exceto o ano de 2012, que apresentou os menores valores, ou seja, sugerindo estrutura composta inicialmente por espécies generalistas com traços parecidos e ao longo do processo de restauração por especialistas, com baixa sobreposição funcional, com os organismos apresentando traços funcionais distintos dentro do espaço funcional (Chen et al. 2021). A uniformidade funcional exibiu altos valores, refletindo uma distribuição uniforme de traços, indicando ausência de dominância de um tipo funcional e uma melhor distribuição na ocupação de nichos, assim como proposto Mason et al. (2005) e Villéger et al. (2008). Com exceção do ano de 2012 que apresentou um menor valor neste índice indicando um maior agrupamento de espécies em traços funcionais específicos.

O processo de restauração atuou como fator fundamental para a estruturação da comunidade deste estudo. Onde as alterações nas condições abióticas foram de importância substancial para o primeiro passo da recuperação ecológica. Isso está em consonância com o proposto por Fu et al. (2023), onde alterações no segmento abiótico causaram mudanças na abundância e riqueza da comunidade, padrão que também foi encontrado por Fu et al. (2021) em seu estudo com a comunidade de zooplâncton, possibilitando a substituição de espécies durante a restauração pelas condições do ambiente, o que se alinha à ideia de Loreau & De Mazancourt (2013) de que flutuações ambientais promovem respostas diferenciadas entre espécies ao longo do tempo e mudanças na estrutura funcional das comunidades. Ademais, isto proporcionou uma sucessão funcional de espécies assim como reportado por Josué et al. (2021), onde efeitos diretos das condições limnológicas, afetaram a diversidade funcional do

zooplâncton em um lago em processo de restauração, demonstrando a substituição de traços funcionais no ambiente.

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que o processo de restauração do lago Thompson promoveu alterações significativas na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de protistas ciliados planctônicos ao longo do tempo. Observou-se um aumento progressivo na riqueza de espécies e variações na abundância, com maior expressão nos anos iniciais e posterior constância indicando o avanço da recuperação ecológica. A substituição de espécies foi o principal mecanismo responsável pelas mudanças na composição da comunidade, refletindo um processo de sucessão ecológica.

No âmbito funcional, os altos valores de divergência e uniformidade funcional indicam uma comunidade cada vez mais estruturada, composta por espécies com traços distintos e distribuição equilibrada no espaço funcional. As variações nas condições abióticas ao longo dos anos reforçam seu papel como filtro ambiental, influenciando diretamente a organização da comunidade biológica.

Os resultados confirmam o potencial dos protistas ciliados como bioindicadores sensíveis às mudanças ambientais, ressaltando a importância de abordagens integradas entre diversidade taxonômica e funcional para o monitoramento e avaliação de ecossistemas em restauração. A metodologia utilizada contribuiu para a compreensão dos efeitos ecológicos da restauração em ambientes temperados e destaca a relevância de estudos de longa duração para avaliar trajetórias ecológicas em sistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Abd El-Hamid, H. T., Caiyong, W., Hafiz, M. A., & Mustafa, E. K. (2020). Effects of land use/land cover and climatic change on the ecosystem of North Ningxia, China. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(20), 1099. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06047-6>.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., ... & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85-94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>.
- Américo-Pinheiro, J. H. P., Torres, N. H., Ferreira, L. F. R. (2017). Protistas ciliados e seu potencial uso como bioindicadores de qualidade de água. *Revista Científica ANAP Brasil*, 10(18).
- Antiqueira, P. A. P., Petchey, O. L., Rezende, F., Machado Velho, L. F., Rodrigues, L. C., & Romero, G. Q. (2022). Warming and top predator loss drive direct and indirect effects on multiple trophic groups within and across ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 91(2), 428442. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13640>.

- Bardele, C. F., Stockmann, N., & Agatha, S. (2019). Some ultrastructural features of the planktonic freshwater ciliate *Limnostrombidium viride* (Alveolata, Ciliophora, Oligotrichida) and improved diagnoses of oligotrich taxa. *Acta protozoologica*, 57(3), 169. 10.4467/16890027AP.18.014.10090.
- Braghin, L. D. S. M., Almeida, B. D. A., Amaral, D. C., Canella, T. F., Gimenez, B. C. G., Bonecker, C. C. (2018). Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63(7), 721-730. <https://doi.org/10.1111/fwb.13117>.
- Cardoso, P., Mammola, S., Rigal, F., & Carvalho, J. C. (2020). Package 'BAT': Biodiversity Assessment Tools.
- Chanut, P. C. M., Burdon, F. J., Datry, T., & Robinson, C. T. (2023). Convergence in floodplain pond communities indicates different pathways to community assembly. *Aquatic Sciences*, 85(2), 59. <https://doi.org/10.1007/s00027-023-00957-9>.
- Chao, A., Chiu, C. H., Villéger, S., Sun, I. F., Thorn, S., Lin, Y. C., ... & Sherwin, W. B. (2019). An attribute-diversity approach to functional diversity, functional beta diversity, and related (dis) similarity measures. *Ecological monographs*, 89(2), e01343. <https://doi.org/10.1002/ecm.1343>.
- Chen, Y. J., Leung, P. M., Wood, J. L., Bay, S. K., Hugenholtz, P., Kessler, A. J., ... & Greening, C. (2021). Metabolic flexibility allows bacterial habitat generalists to become dominant in a frequently disturbed ecosystem. *The ISME journal*, 15(10), 2986-3004. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00988-w>.
- Coccia, C., Almeida, B. A., Badosa, A., Diniz, L. P., Brendonck, L., Frisch, D., & Green, A. J. (2024). Hydroperiod length, not pond age, determines zooplankton taxonomic and functional diversity in temporary ponds. *Ecological Indicators*, 159, 111632. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111632>.
- Cooke, S. J., Frempong-Manso, A., Piczak, M. L., Karathanou, E., Clavijo, C., Ajagbe, S. O., ... & Piccolo, J. (2022). A freshwater perspective on the United Nations decade for ecosystem restoration. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12787. <https://doi.org/10.1111/csp2.12787>.
- De Araújo, A. M. (2007). Vladimir A. Kostitzin, teórico, ignorado pelos arquitetos da síntese evolutiva. *Filosofia e História da Biologia*, 2(1), 5-22.
- DeLong, J. P., Van Etten, J. L., Al-Ameeli, Z., Agarkova, I. V., & Dunigan, D. D. (2023). The consumption of viruses returns energy to food chains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(1), e2215000120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2215000120>.
- Dias, R. J. P., & D'agosto, M. (2006). Feeding behavior of *Frontonia leucas* (Ehrenberg) (Protozoa, Ciliophora, Hymenostomatida) under different environmental conditions in a lotic system. *Revista Brasileira De Zoologia*, 23, 758-763. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300021>.
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., Gonzalez-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., ... & Wang, B. (2017). Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 574, 288-299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>.

- Dong, Y. W., Molinos, J. G., Larson, E. R., Lin, Q., Liu, X., Sarà, G., ... & Bates, A. (2022). Biological traits, geographic distributions, and species conservation in aquatic ecosystems. *Diversity and Distributions*, 28(8), 1516-1523. <https://www.jstor.org/stable/48678138>.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2).
- Esteves, F. A., Bozelli, L., Branco, C. W. C., Comunidade Zooplanctônica in: *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. 2014, p. 523-580.
- Feitosa, A. J. G., Zanini, E. S., Antoniazzi, G. J., de Souza, L., da Silva, M. J. L., & da Silva Pinto, F. G. Bioindicadores microbiológicos: ferramentas essenciais para a gestão sustentável dos recursos hídricos. *Microbiologia e Biotecnologia Ambiental in foco* Volume, 56.
- Fisher, R. A. (1970). Statistical methods for research workers. In *Breakthroughs in statistics: Methodology and distribution* (pp. 66-70). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_6.
- Foissner, W., & Berger, H. (1996). A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater biology*, 35(2), 375-482. <https://doi.org/10.1111/j.13652427.1996.tb01775.x>.
- Foissner, W., Berger, H., & Schaumburg, J. (1999). Identification and ecology of limnetic plankton ciliates.
- Fu, H., Özkan, K., Yuan, G., Johansson, L. S., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2021). Abiotic and biotic drivers of temporal dynamics in the spatial heterogeneity of zooplankton communities across lakes in recovery from eutrophication. *Science of the Total Environment*, 778, 146368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146368>.
- Fu, H., Xu, J., Zhang, H., Molinos, J. G., Zhang, M., Klaar, M., & Brown, L. E. (2023). A metaanalysis of environmental responses to freshwater ecosystem restoration in China (1987–2018). *Environmental Pollution*, 316, 120589. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120589>.
- Garcia, J. M., Nunes, A. N., & Longo, R. M. (2022). Tendência recente nos estudos sobre serviços ecossistêmicos e ambientais: 2016-2020. *Cadernos de Geografia*, (46), 93-104. https://doi.org/10.14195/0871-1623_46_7.
- Garner, R. E., Kraemer, S. A., Onana, V. E., Huot, Y., Gregory-Eaves, I., & Walsh, D. A. (2022). Protist diversity and metabolic strategy in freshwater lakes are shaped by trophic state and watershed land use on a continental scale. *Msystems*, 7(4), e00316-22. <https://doi.org/10.1128/msystems.00316-22>.
- Geist, J., & Hawkins, S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 942-962. <https://doi.org/10.1002/aqc.2702>.
- Gower, J. C. (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*, 53(3-4), 325-338. <https://doi.org/10.1093/biomet/53.34.325>.
- Granado, D. C., Henry, R., & Tucci, A. (2009). Influence of hydrometric level variation on the phytoplanktonic community of the Paranapanema River and a marginal lake in its mouth zone

into the Jurumirim Reservoir, São Paulo. *Hoehnea*, 36, 113-129. <https://doi.org/10.1590/S223689062009000100006>.

Häder, D. P., Banaszak, A. T., Villafañe, V. E., Narvarte, M. A., González, R. A., & Helbling, E. W. (2020). Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Science of the Total environment*, 713, 136586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>.

Heino, J. (2011). A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshwater Biology*, 56(9), 1703-1722. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02610.x>.

Hong, P., Schmid, B., De Laender, F., Eisenhauer, N., Zhang, X., Chen, H., ... & Wang, S. (2022). Biodiversity promotes ecosystem functioning despite environmental change. *Ecology letters*, 25(2), 555-569. <https://doi.org/10.1111/ele.13936>.

Iatskiu, P., Bovo-Scomparin, V. M., Segovia, B. T., Velho, L. F. M., Lemke, M. J., & Rodrigues, L. C. (2018). Variability in mean size of phytoplankton in two floodplain lakes of different climatic regions. *Hydrobiologia*, 823, 135-151. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3702-0>.

Januschke, K., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., & Hering, D. (2014). Mountain river restoration measures and their success (ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators*, 38, 243-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.031>.

Jassey, V. E., Lamentowicz, M., Bragazza, L., Hofsommer, M. L., Mills, R. T., Buttler, A., ... & Robroek, B. J. (2016). Loss of testate amoeba functional diversity with increasing frost intensity across a continental gradient reduces microbial activity in peatlands. *European journal of protistology*, 55, 190-202. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2016.04.007>.

Josué, I. I., Sodré, E. O., Setubal, R. B., Cardoso, S. J., Roland, F., Figueiredo-Barros, M. P., & Bozelli, R. L. (2021). Zooplankton functional diversity as an indicator of a long-term aquatic restoration in an Amazonian lake. *Restoration Ecology*, 29(5), e13365. <https://doi.org/10.1111/rec.13365>.

Junior, N. G., de Carvalho, M. B. (2017). A utilização de protozoários como organismos bioindicadores em ensaios ecotoxicológicos e suas respostas à exposição a fármacos e outros compostos. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 13(4).

Kearney, M. R., Jusup, M., McGeoch, M. A., Kooijman, S. A., & Chown, S. L. (2021). Where do functional traits come from? The role of theory and models. *Functional Ecology*, 35(7), 1385-1396. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13829>.

Keller, W., & Yan, N. D. (1998). Biological Recovery from Lake Acidification: Zooplankton Communities as a Model of Patterns and Processes. *Restoration Ecology*, 6(4), 364-375. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.06407.x>.

Kilner, C. L., Carrell, A. A., Wieczynski, D. J., Votzke, S., DeWitt, K., Yammine, A., ... & Gibert, J. P. (2023). Climate Change Factors Interactively Shift Peatland Functional Microbial Composition in a Whole-Ecosystem Warming Experiment. *bioRxiv*, 2023-03. <https://doi.org/10.1101/2023.03.06.531192>.

Konapala, G., Mishra, A. K., Wada, Y., & Mann, M. E. (2020). Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation. *Nature communications*, 11(1), 3044. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16757-w>.

- Kuhn, M. (2008). Caret package. *Journal of statistical software*, 28(5), 1-26.
- Lahens, L., Correa, J. A., Cabana, H., Huot, Y., & Segura, P. A. (2024). Influence of anthropogenic activities on the trace organic contamination of lakes. *Science of The Total Environment*, 949, 175087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175087>.
- Laliberté, E., Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Package ‘fd’. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology, 1, 0-12.
- Legendre, P., Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lemke, A. M., Herkert, J. R., Walk, J. W., & Blodgett, K. D. (2017c). Application of key ecological attributes to assess early restoration of river floodplain habitats: a case study. *Hydrobiologia*, 804, 19-33. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3261-9>.
- Lemke, M. J., Hagy, H. M., Dungey, K., Casper, A. F., Lemke, A. M., VanMiddlesworth, T. D., & Kent, A. (2017b). Echoes of a flood pulse: short-term effects of record flooding of the Illinois River on floodplain lakes under ecological restoration. *Hydrobiologia*, 804, 151-175. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3220-5>.
- Lemke, M. J., Paver, S. F., Dungey, K. E., Velho, L. F. M., Kent, A. D., Rodrigues, L. C., Kellerhals, D. M., Randle, M. R. (2017a). Diversity and succession of pelagic microorganism communities in a newly restored Illinois River floodplain lake. *Hydrobiologia*, 804, 35-58. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3327-8>.
- Lemke, M. J., Walk, J. W., Lemke, A. M., Sparks, R. E., & Blodgett, K. D. (2017d). Introduction: The ecology of a river floodplain and the Emiquon preserve. *Hydrobiologia*, 804, 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3335-8>.
- Liao, K., Bai, Y., Huo, Y., Jian, Z., Hu, W., Zhao, C., & Qu, J. (2018). Integrating microbial biomass, composition and function to discern the level of anthropogenic activity in a river ecosystem. *Environment international*, 116, 147-155. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.003>.
- Lin, J., Huang, J., Prell, C., & Bryan, B. A. (2021). Changes in supply and demand mediate the effects of land-use change on freshwater ecosystem services flows. *Science of the Total Environment*, 763, 143012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143012>.
- Lintern, A., Webb, J. A., Ryu, D., Liu, S., Waters, D., Leahy, P., et al. (2018). What are the key catchment characteristics affecting spatial differences in riverine water quality? *Water Resources Research*, 54, 7252–7272. <https://doi.org/10.1029/2017WR022172>.
- Liu, Q., Yin, S., & Yi, Y. (2024). A bacteria-based index of biotic integrity indicates aquatic ecosystem restoration. *Environmental Science and Ecotechnology*, 22, 100451. <https://doi.org/10.1016/j.esse.2024.100451>.
- Loreau, M., & De Mazancourt, C. (2013). Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology letters*, 16, 106-115. <https://doi.org/10.1111/ele.12073>.
- Macek, M., Callieri, C., Simek, K., & Vázquez, A. L. (2006). Seasonal dynamics, composition and feeding patterns of ciliate assemblages in oligotrophic lakes covering a wide pH range. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 166(2), 261. [10.1127/0003-9136/2006/0166-0261](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0261).

- Martinez Arbizu, P. (2020). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.4, 1.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>.
- McKnight, E., García-Berthou, E., Srean, P., & Rius, M. (2017). Global meta-analysis of native and nonindigenous trophic traits in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 23(5), 1861-1870. <https://doi.org/10.1111/gcb.13524>.
- Meira, B. R., Progênio, M., Leite, E. C., Lansac-Tôha, F. M., Durán, C. L. G., Jati, S., ... & Velho, L. F. M. (2021). Functional feeding groups of Protist Ciliates (Protist: Ciliophora) on a neotropical flood plain. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 57, p. 13). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/limn/2021009>.
- Mishra, A., Alnahit, A., & Campbell, B. (2021). Impact of land uses, drought, flood, wildfire, and cascading events on water quality and microbial communities: A review and analysis. *Journal of Hydrology*, 596, 125707. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125707>.
- Mukherjee, S., Rizvi, S. S., Biswas, G., Paswan, A. K., Vaiphei, S. P., Warsi, T., & Mitran, T. (2023). Aquatic Eco-systems Under Influence of Climate Change and Anthropogenic Activities: Potential Threats and Its Mitigation Strategies. *Hydrogeochemistry of Aquatic Ecosystems*, 307-331. <https://doi.org/10.1002/9781119870562.ch14>.
- Oksanen, J. (2014). Cluster analysis: tutorial with R. University of Oulu, Oulu.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., ... & Weedon, J. (2022). vegan: Community ecology package (2.6-4). CRAN.
- Oliveira, F. R., Lansac-Tôha, F. M., Meira, B. R., Progênio, M., & Velho, L. F. M. (2024). Influence of Ecological Multiparameters on Facets of β -Diversity of Freshwater Plankton Ciliates. *Microbial Ecology*, 87(1), 10. <https://doi.org/10.1007/s00248-023-02312-9>.
- Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 20(2), 289-290. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg412>.
- Parmesan, C., Morecroft, M. D., Trisurat, Y., Adrian, R., Zakaria Anshari, G., Arneth, A., ... & Young, K. (2023). Terrestrial and freshwater ecosystems and their services. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.004>.
- Pauleto, G. M., Velho, L. F. M., Buosi, P. R. B., Brão, A. F. S., Lansac-Tôha, F. A., & Bonecker, C. C. (2009). Padrões espaciais e temporais da composição de espécies de ciliados (Protozoa: Ciliophora) no plâncton da planície de inundação do Alto Rio Paraná. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 517-527. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300008>.
- Pedersen, T. L. (2019). ggforce: Accelerating 'ggplot2'. R package version 0.3, 1, 477.
- Podani, J., & Schmera, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos*, 120(11), 1625-1638. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>.
- Pradeep Ram, A. S., Billard, H., Perriere, F., Voldoire, O., & Colombet, J. (2024). Impact of Top-Down Regulation on the Growth Efficiency of Freshwater Bacterioplankton. *Microorganisms*, 12(10), 2061. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12102061>.

- Prado, R. B. (2021). Serviços ecossistêmicos: estado atual e desafios para a pesquisa na Amazônia. *Terceira Margem Amazônia*, 6(16), 11-22. <https://doi.org/10.36882/25254812.2021v6i16.ed.esp.p11-22>.
- Progênio, M., Antiqueira, P. A., Oliveira, F. R., Meira, B. R., Lansac-Tôha, F. M., Rodrigues, L. C., ... & Velho, L. F. (2023). Effects of warming on the structure of aquatic communities in tropical bromeliad microecosystems. *Ecology and evolution*, 13(2), e9824. <https://doi.org/10.1002/ece3.9824>.
- Quintela-Alonso, P., Pérez-Uz, B., Sanchez-Jimenez, A., Murciano, A., Centeno, J. D., GarcíaRodríguez, M., Montero, E., Munõz, B., Olmedo, C., Refoyo, P., Velasco-González, I., MartínCereceda, M. (2018). Complexity of river ciliate communities at a national park highlights the need for microbial conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2), 408-421. <https://doi.org/10.1002/aqc.2852>.
- Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Brasil, L. S., ... & Juen, L. (2024). Spatio-temporal beta diversity of specialist and generalist aquatic insects in streams altered by mining activities in eastern Amazonia. *Journal of Insect Conservation*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10841-024-00615-x>.
- Rosario, S. R. M. D., Alfonso, L. V., Guadalupe, O. M. M., Armando, R. R., & Laura, P. S. (2011). Planktonic ciliates in a hypertrophic pond: Functional role and importance. *J Environ Biol*.
- Rose, K. C., Bierwagen, B., Bridgham, S. D., Carlisle, D. M., Hawkins, C. P., Poff, N. L., ... & Williamson, C. E. (2023). Indicators of the effects of climate change on freshwater ecosystems. *Climatic change*, 176(3), 23. <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03457-1>.
- Rosenfield, M. F., & Müller, S. C. (2020). Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. *Oecologia Australis*, 24(3), 550-565. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.02>.
- Rosińska, J., Rybak, M., Kowalczywska-Madura, K., Dondajewska-Pielka, R., Kozak, A., & Gołdyn, R. (2022). Spatio-temporal variations in water quality of a river–lake system during restoration treatments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(9), 636. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10307-1>.
- Sadeghi, J., Chaganti, S. R., Shahraki, A. H., & Heath, D. D. (2021). Microbial community and abiotic effects on aquatic bacterial communities in north temperate lakes. *Science of the Total Environment*, 781, 146771. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146771>.
- Sawhill, J. C. (1996). Institutions: The Nature Conservancy. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 38(5), 43-44. <https://doi.org/10.1080/00139157.1996.9929264>.
- Schartau, A. K., Mariash, H. L., Christoffersen, K. S., Bogan, D., Dubovskaya, O. P., Fefilova, E. B., Hayden, B., Ingvason, H. R., Ivanova E. A., Kononova O. N., Kravchuk E. S., Lento, J., Majaneva, M., Novichkova, A. A., Rautio, M., R_hland, K. M., Shaftel, R., Smol, J. P., Vrede, T., Kahilainen, K. K. (2022). First circumpolar assessment of Arctic freshwater phytoplankton and zooplankton diversity: Spatial patterns and environmental factors. *Freshwater Biology*, 67(1), 141-158. <https://doi.org/10.1111/fwb.13783>.

Scheiner, S. M., Kosman, E., Presley, S. J., & Willig, M. R. (2017). Decomposing functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 809-820. <https://doi.org/10.1111/2041210X.12696>.

Segovia, B. T., Lansac-Toha, F. M., de Meira, B. R., Cabral, A. F., Lansac-Tôha, F. A., & Velho, L. F. M. (2016). Anthropogenic disturbances influencing ciliate functional feeding groups in impacted tropical streams. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 20003-20016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7185-0>

Singer, D., Seppey, C. V., Lentendu, G., Dunthorn, M., Bass, D., Belbahri, L., Blandenier, Q., Debroas, D., de Groot, G. A., de Vargas, C., Domaizon, I., Duckert, C., Izaguirre, I., Koenig, I., Mataloni, G., Schiaffino, M. R., Mitchell, E. A. D., Geisen, S., Lara, E. (2021). Protist taxonomic and functional diversity in soil, freshwater and marine ecosystems. *Environment International*, 146, 106262. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106262>.

Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 96-109. <https://doi.org/10.1111/geb.12660>.

Song, A., Liang, S., Li, H., & Yan, B. (2024). Effects of biodiversity on functional stability of freshwater wetlands: a systematic review. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1397683. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1397683>.

Song, C., Simmons, B. I., Fortin, M. J., & Gonzalez, A. (2022). Generalism drives abundance: A computational causal discovery approach. *PLOS Computational Biology*, 18(9), e1010302. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1010302>.

Song, W., Liu, J., Qin, W., Huang, J., Yu, X., Xu, M., ... & Tu, Q. (2022). Functional traits resolve mechanisms governing the assembly and distribution of nitrogen-cycling microbial communities in the global ocean. *MBio*, 13(2), e03832-21. <https://doi.org/10.1128/mbio.03832-21>.

Sparks, R. E., Douglas Blodgett, K., Casper, A. F., Hagy, H. M., Lemke, M. J., Velho, L. F. M., & Rodrigues, L. C. (2017). Why experiment with success? Opportunities and risks in applying assessment and adaptive management to the Emiquon floodplain restoration project. *Hydrobiologia*, 804, 177-200. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2785-8>.

Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J. B., Anderson, C. B., Baker, M., ... & Schwartz, K. Z. (2015). Committing to ecological restoration. *Science*, 348(6235), 638-640. DOI: 10.1126/science.aaa4216.

Tao, T., Wang, H., Na, X., Liu, Y., Zhang, N., Lu, X., & Fan, Y. (2023). Temperate urban wetland plankton community stability driven by environmental variables, biodiversity, and resource use efficiency: A case of Hulanhe Wetland. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1148580. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1148580>.

Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>.

Viana, D. S., Figuerola, J., Schwenk, K., Manca, M., Hobæk, A., Mjelde, M., ... & Santamaría, L. (2016). Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities

over regional and continental scales. *Ecography*, 39(3), 281-288.
<https://doi.org/10.1111/ecog.01231>.

Vicente-Gonzalez, L., & Vicente-Villardón, J. L. (2021). PERMANOVA: multivariate analysis of variance based on distances and permutations. R package version 0.2. 0.

Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
<https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.

Volf, M., Redmond, C., Albert, Á. J., Le Bagousse-Pinguet, Y., Biella, P., Götzenberger, L., ... & de Bello, F. (2016). Effects of long-and short-term management on the functional structure of meadows through species turnover and intraspecific trait variability. *Oecologia*, 180, 941950.
<https://doi.org/10.1007/s00442-016-3548-y>.

Vranken, N., Van Steenberge, M., Mbalassa, M., & Snoeks, J. (2023). Just below the surface, the pelagic haplochromine cichlids from the Lake Edward system. *Hydrobiologia*, 850(14), 3173-3195. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05246-y>.

Weisse, T. (2017). Functional diversity of aquatic ciliates. *European Journal of Protistology*, 61, 331-358. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2017.04.001>.

Weisse, T., Scheffel, U., & Stadler, P. (2023). Temperature-dependent resistance to starvation of three contrasting freshwater ciliates. *European Journal of Protistology*, 88, 125973.
<https://doi.org/10.1016/j.ejop.2023.125973>.

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.

Wickham, H., Chang, W., & Wickham, M. H. (2016). Package ‘ggplot2’. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version, 2(1), 1-189.

Wickham, H., & Wickham, M. H. (2019). Package ‘stringr’. Website: <http://stringr.tidyverse.org>, <https://github.com/tidyverse/stringr>.

Zhou, J., Leavitt, P. R., Zhang, Y., Qin, B. (2022). Anthropogenic eutrophication of shallow lakes: is it occasional?. *Water Research*, 221, 118728.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118728>.

Zou, X. Y., Peng, X. Y., Zhao, X. X., & Chang, C. P. (2023). The impact of extreme weather events on water quality: International evidence. *Natural Hazards*, 115(1), 1-21.
<https://doi.org/10.1007/s11069-022-05548-9>.