

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

LOIANI OLIVEIRA SANTANA

**Efeito do aquecimento e do uso do solo sobre a comunidade de protistas
ciliados planctônicos**

Maringá
2023

LOIANI OLIVEIRA SANTANA

**Efeito do aquecimento e do uso do solo sobre a comunidade de protistas
ciliados planctônicos**

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
Coorientador: Dr. Felipe Rafael de Oliveira

Maringá
2023

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

S232e Santana, Loiani Oliveira, 1999-
Efeito do aquecimento e do uso do solo sobre a comunidade de protistas ciliados
planctônicos / Loiani Oliveira Santana. -- Maringá, 2023.
37 f. : il. color.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2023.
Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho.
Coorientador: Dr. Felipe Rafael de Oliveira.

1. Ciliados planctônicos (Ciliophora) - Bioindicadores - Mudanças climáticas. 2.
Ciliados (Protozoa, Ciliophora) - Bioindicadores - Mudanças climáticas. I. Universidade
Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em
Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.491722

LOIANI OLIVEIRA SANTANA

**Efeito do aquecimento e do uso do solo sobre a comunidade de protistas
ciliados planctônicos**

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 aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.^a Bianca Ramos de Meira
Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) (Pós – Doutoranda UFOP)

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 26 de maio de 2023.

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

*À minha família: Meus pais,
e meu irmão.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me guiar e sempre colocar oportunidades e proporcionar tantos momentos especiais durante meu Mestrado e por sempre fazer-se presente nos momentos mais difíceis.

À minha Família pelo apoio, em especial a minha mãe, que é minha companheira e melhor amiga, que não mede esforços para ver minha felicidade. Ao meu irmão por ser meu parceiro e companheiro em todos os momentos.

À minha amada vó, por todo amor e por não medir esforços em investir nos meus estudos, permitindo que eu chegasse até aqui.

Ao meu orientador e pai científico! Dr. Luiz Felipe, pelo carinho, risadas, atenção, conselhos, preocupação e por sempre incentivar-me a buscar novos conhecimentos.

Ao laboratório de Protozooplâncton; Felipe, Melissa, Edilaine, Carol, Matheus, Nando, Yasmin, Cris, Gabriel, João e Aline. Obrigada por todos os momentos de aprendizado, estudos, apoio, risadas e confraternizações. Vocês são incríveis! Eu os admiro como profissionais e como amigos. Obrigada a cada um de vocês que me auxiliou no desenvolvimento desse trabalho! Em especial, agradeço ao Felipinho, uma pessoa extraordinária que quero levar para o resto da minha vida! obrigada por toda ajuda e incentivo, e por sempre acreditar que eu posso muito mais. A minha amiga Melissa, por ser tão companheira e parceira em todos os momentos compartilhados, tantos nos momentos bons quando nos difíceis e por fornecer uma rede de apoio e incentivo. Ao Matheus pelas melhores risadas e dancinhas no laboratório. A Carol e Edi por serem acolhedoras e compreensivas. Ao Nando, por toda paciência e colaboração neste trabalho. Sua colaboração sempre é essencial!

À Cíntia e sua família, por todo carinho e por estar sempre presente e nos acolher como filhos. Aos nossos momentos reflexivos do “café filosófico” que nos ensina e ajuda a ser pessoas melhores.

Ao Rodrigo, por me apoiar e compartilhar tantos momentos comigo.

À minha turma do Mestrado PEA 2021/2023 e as pessoas incríveis que conheci no PEA, obrigada pela convivência, risadas, discussões, auxílios e aprendizados, foi muito bom conhecer

todos vocês. Aos meus amigos, pelo companheirismo e por tornarem minha vida mais leve. Amo vocês!

Ao Laboratório de fitoplâncton pela parceria de trabalho, em especial professora Dr.^a Luzia pelo carinho e atenção e a minha amiga Laura que foi minha companheira nas aventuras do experimento.

Ao Professor Gustavo Quevedo por convidar-nos a participar do experimento. Ao pessoal da Unicamp, Felipe Estrela, Daiane, Rubia, Zé, Marina, Paula por todo auxílio nas coletas, boas risadas e parceria.

Ao Nupélia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pela assistência no desenvolvimento de pesquisas e pela infraestrutura.

Aos professores do PEA, por todo conhecimento transmitido, foi uma honra e a realização de um sonho estudar com vocês. À Elizabete (Bete), Salete e João pela paciência, disposição e todo o auxílio nesse processo.

“O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001”

Enfim, a todas as pessoas que de uma maneira ou de outra, direta ou indiretamente, participaram dessa caminhada.

*“Mesmo as noites totalmente sem
estrelas podem anunciar a aurora
de uma grande realização”*

Martin Luther king

Efeito do aquecimento e do uso do solo sobre a comunidade de protistas ciliados planctônicos

RESUMO

Ações antrópicas sempre contribuíram significativamente para o aumento da temperatura e adição de nutrientes em corpos aquáticos. Dentre os organismos componentes da microbiota aquática, os protozoários ciliados são capazes de responder rapidamente às mudanças ambientais impostas nesses sistemas. Desta forma, investigou-se experimentalmente os efeitos do aquecimento e do enriquecimento por nutrientes sobre os padrões de riqueza, densidade e composição das espécies da comunidade de ciliados, usando mesocosmos como sistema modelo. Os efeitos sobre todos os atributos estudados foram produzidos apenas pelo enriquecimento por nutriente, enquanto que as alterações de temperatura e concentração de detrito, não produziram alterações significativas na comunidade. Dentre os múltiplos estressores avaliados, o de maior impacto na estruturação da comunidade de ciliados foi o efeito positivo dos nutrientes sobre a densidade, riqueza e composição de espécies. Destaca-se como resultado do efeito *bottom up* como mecanismo de controle provável que está prevalecendo na estruturação da comunidade de protistas ciliados.

Palavras-chave: Diversidade. Água doce. Mudanças climáticas. Mesocosmos.

Effect of warming and land use on the community of planktonic ciliate protists

ABSTRACT

Anthropogenic actions have contributed significantly to the increase in temperature and the addition of nutrients to aquatic bodies. Among the organisms that make up the aquatic microbiota, ciliated protozoa are able to respond quickly to environmental changes imposed on these systems. Thus, the objective of this work was to experimentally investigate the effects of warming and nutrient enrichment on the patterns of richness, density and species composition of the ciliate community, using mesocosms as a model system. Effects on all attributes studied were produced only by nutrient enrichment, while changes in temperature and detritus concentration did not produce significant changes in the community. It is suggested that the bottom up effect is probably the control mechanism that is prevailing in the structuring of the community of ciliate protists in this study, as the high nutrient load is probably providing greater availability of niches, through food resources, which favor the increase the abundance and richness of protists.

Keywords: Diversity. Freshwater. Climate change. Mesocosms.

Dissertação elaborada conforme as normas
da publicação científica *Hydrobiologia*.
Disponível em:
<[https://www.springer.com/journal/10750/
ubmission-guidelines](https://www.springer.com/journal/10750/submission-guidelines)>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1 Área de estudo.....	15
2.2 Delineamento experimental	15
2.3 Comunidade de ciliados	18
2.4 Análise de dados	18
3 RESULTADOS	19
4 DISCUSSÃO	22
5 CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS	26
APÊNDICE A – Lista de morfoespécie de ciliados	34

1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas contribuem significativamente para o aumento da temperatura e também tem proporcionado o enriquecimento de nutrientes em corpos aquáticos (Höök, et al., 2020). De acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2022), projeções para 2100 têm indicado um aumento de temperatura que varia entre 2°C a 4°C no planeta. Portanto, a magnitude dos impactos do aumento da temperatura pode causar sobre os ecossistemas é considerado motivo de preocupação sistemática dentro da ecologia (Hautier et al., 2015; Nunez et al., 2019), especialmente em ecossistemas de água doce, onde são esperadas mudanças nas condições físicas e químicas do ambiente. Por conseguinte, um expressivo impacto na estrutura e dinâmica da biota aquática e suas interações (Bernabé et al., 2018; Antikeira et al., 2021). A temperatura, como fator abiótico é fundamental para modular as expressões metabólicas, por isso é importante prever respostas ao balanço metabólico das comunidades aquáticas ao aquecimento global (Brown et al., 2004).

A urbanização e a expansão da atividade agrícola favorecem o escoamento de nutrientes como nitrogênio e fósforo em cursos de água, modificando ecossistemas naturais e mudanças irreversivelmente nos ciclos biogeoquímicos (Huang et al., 2017; Lin et al., 2021). As águas superficiais atuam como receptores de poluentes, que são transportados pelo escoamento superficial de bacias hidrográficas. Tais condições são determinantes da eutrofização, processo que consiste no enriquecimento da água com nutrientes, e que induz a proliferação de organismos fotossintetizantes (incremento na produção primária do fitoplâncton) (Massicotte et al., 2017). Esse processo promove alterações bióticas e abióticas no ecossistema (predomínio de cianobactérias no fitoplâncton; decréscimo nas concentrações de oxigênio), com expressivo impacto sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, promovendo efeitos adversos que resultam na redução da integridade biológica (Yirigui et al., 2019).

As alterações climáticas e trófica dos ambientes aquáticos e o uso indiscriminado da terra causam extensa fragmentação e perda da vegetação ripária de corpos de água (Yirigui et al., 2019). A retirada da vegetação ripária facilita o escoamento de poluentes provenientes de fertilizantes e potencializa o processo de eutrofização. O impacto do uso do solo causa efeitos diretos sobre as trocas de origem alóctones entre ecossistemas terrestres e aquáticos, contribuindo para modificação do *habitat* e a redução drástica de aporte de detritos, um fator determinante para a produtividade de ecossistemas (Allan, 2004; Foley et al., 2005; Abd El-Hamid et al., 2020). Alguns estudos abordaram a influência do uso da terra sobre as comunidades de macroinvertebrados e da ictiofauna em muitos aspectos, dentre eles podemos destacar mudanças na composição, riqueza e densidade de espécies (Leite et al., 2015; Effert-

Fanta et al., 2019). Porém, há poucos trabalhos relacionados especificamente aos efeitos do uso da terra sobre a microbiota aquática. Um dos estudos que abordam esse tema é de Progênio et al. (2023), que demonstra, que os efeitos interativos de aquecimento e biomassa detrítico, apresentaram maiores densidade de flagelados.

Para monitorar a saúde de ecossistemas aquáticos, a qualidade da água pode ser avaliada a partir de dados abióticos e bióticos (Dias et al., 2021). Os microrganismos são capazes de fornecer uma resposta rápida às mudanças ambientais (Šimek et al., 2014; Lansac-Tôha et al., 2021), devido às demandas específicas para se estabelecer no ambiente e, por isso, são constantemente utilizados como ferramentas para monitorar mudanças climáticas e ambientais (Madoni et al., 2007; Dias et al., 2008; Segovia et al., 2016; Progênio et al., 2023).

O efeito de múltiplos estressores por exemplo, temperatura + nutrientes + detritos sobre a microbiota aquática afeta o metabolismo dos indivíduos, ocasionando mudanças na distribuição, estrutura trófica, reprodução e sobrevivência dos mesmos (De Senerpont Domis et al., 2013; Zingel et al., 2018; De Melo et al., 2019; Progênio et al., 2023). As respostas dos microrganismos aos estressores podem mudar variavelmente entre diferentes grupos, o que pode favorecer o estabelecimento das espécies mais tolerantes e com maior plasticidade de nicho (Li et al., 2022).

Os protistas ciliados são microrganismos importantes para o funcionamento ecossistêmico, pois atuam como componentes chave de transferência de partículas de carbono orgânico dissolvido entre a cadeia microbiana (*Microbial loop*) e a cadeia pelágica tradicional (Azam et al., 1983; Pomeroy et al., 2007; Abdullah Al et al., 2019). São considerados ótimos bioindicadores ambientais, pois apresentam diferentes graus de sensibilidade às condições do ambiente, tornando-se suscetíveis às alterações do meio, podendo apresentar alterações em sua composição e estrutura da comunidade (Segovia et al., 2018; Velho et al., 2021). Os ciliados possuem ampla distribuição nos mais diversos ecossistemas da Terra. Apresentam tamanho reduzido, curto ciclo de vida e altas densidades populacionais, fatores que permitem respostas diretas e rápidas às mudanças no ambiente (Radhakrishnan et al., 2015; Abdullah Al et al., 2019; Rekik et al., 2020).

Mudanças nos atributos das comunidades de ciliados podem ser impulsionadas por fatores espaciais ou climáticos (Xu, Soininen, 2019), por entrada de nutrientes (Buosi et al. 2011) e fatores ambientais (Vlaičević et al., 2022), que podem alterar consideravelmente aspectos relacionados a composição taxonômica de ciliados, podendo afetar o papel ecológico que esses organismos desempenham em um ecossistema (Vlaičević et al., 2022). Portanto, compreender os efeitos de impactos antrópicos sobre a estrutura da comunidade de ciliados é

relevante para auxiliar na compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Velho et al., 2021) e para testar o impacto de mudanças ambientais em comunidades e ecossistemas inteiros (Antiqueira et al., 2018; Peterman et al., 2015; Progênio et al., 2023). Para isso, a utilização de experimentos com sistemas artificiais configura-se como uma forma fidedigna de avaliar os mais diversos processos e mecanismos ecológicos, em diferentes escalas, elucidando padrões e processos observados na natureza e permitir a elaboração de projeções futuras dos ecossistemas (Spivak et al., 2011; De Melo et al., 2019).

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do aquecimento + detrito + enriquecimento de nutrientes sobre a composição e estrutura da comunidade de protistas (composição de espécies, riqueza e densidade) ciliados. A hipótese testada foi de que o aquecimento, detrito e o enriquecimento por nutrientes (nitrogênio + fósforo) causarão a diminuição da riqueza de espécies e um aumento da densidade de ciliados, bem como alteração na composição de espécies. A partir desta hipótese, era esperado que: i) Houvesse uma diminuição da riqueza de espécies de ciliados nos tratamentos com aquecimento e expostos ao enriquecimento por nutrientes (nitrogênio e fósforo) e com presença de detrito, uma vez que permanecerão somente espécies tolerantes a essas condições; ii) um aumento na densidade de ciliados em tratamentos sob aquecimento e enriquecido por nutrientes (nitrogênio e fósforo) e com presença de detritos, devido ao aumento das taxas metabólicas de espécies mais adaptadas; iii) uma mudança na composição de espécies, principalmente pela perda de espécies em tratamentos aquecidos e enriquecidos com nutrientes e detrito.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O experimento de mesocosmos foi realizado no Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas (CPQBA), da Unicamp, no município de Paulínia, interior de São Paulo – Brasil.

2.2 Delineamento experimental

Para investigar os efeitos dos diferentes cenários das mudanças globais sobre a comunidade de ciliados, foram montados 60 mesocosmos artificiais, utilizando tanques de polietileno, distribuídos de forma paralela no campo experimental. Os tanques foram preenchidos com 300 L água, a partir de um sistema de regulação de água incorporado à rede de distribuição de água do CPQBA. O sistema de regulação engloba tubulações interligadas,

filtros com carvão para remoção do cloro e um mecanismo de boias que assegura a manutenção constante do volume nos tanques. Em seguida, foram adicionados 300 ml de sedimento fino de lagoas (22°47'41"S, 47°08'46"W) ao entrono do CPQBA para colonização e estruturação da microbiota. Após 5 dias, foram realizadas coletas do plâncton nos lagos do CPQBA, usando redes de 60 e 20 μ m. Foram filtradas 36000 L de água e concentradas em 15 L e adicionado em quantidades iguais (200ml) em cada tanque. A água não filtrada foi adicionada para incorporar organismo menores que 20 μ m. Após a introdução inicial dos organismos planctônicos, os mesocosmos permaneceram inertes por um período de 30 dias, visando garantir colonização das comunidades aquáticas e macroinvertebrados aquáticos, por meio de dispersão natural. Juntamente com a inserção das comunidades planctônicas, foram inseridas folhas seca de *Inga* sp. para simulação da presença de detritos, os galhos com as folhas foram coletados 30 dias de antecedência para iniciar o processo de senescência das folhas. As folhas foram imersas em água durante 5 dias para remover o excesso de nitrogênio por lixiviação. Posteriormente, as folhas foram submetidas à secagem em uma estufa a 60°C por 48 horas e, em seguida, pesadas para serem utilizadas. Após o período (30 dias) de colonização foram aplicados os tratamentos, deu-se início ao experimento. Posteriormente, 20 dias após o início do experimento, foram introduzidos 2 machos e 3 fêmeas de guarus (*Poecilia* sp.) como componentes da comunidade macrofauna, desempenhando o papel de predadores onívoros de topo.

O experimento foi realizado em cinco blocos e, os tratamentos aleatorizados e estruturados, em 12 tratamentos com cinco réplicas cada uma, totalizando 60 unidades experimentais (figura 1). A partir do desenho experimental que combina os cenários de mudanças climáticas, representado pelo aquecimento (três níveis de tratamento), cenários de uso do solo, atribuídos pelo enriquecimento por nutriente via adição de fertilizantes agrícolas (2 níveis de tratamento) e perda de vegetação riparia, representada pela redução de detritos (2 níveis de tratamento). Foram amostrados cinco tempos (T0, T3, T7, T20 e T40), durante o período de 40 dias.

Para simular os diferentes cenários previstos de mudanças climáticas (conforme previsto para 2100 - IPCC 2022), foram utilizados três níveis de tratamento de aquecimento: i) controle (temperatura ambiente); ii) aquecimento constante em +4°C (em relação ao controle); iii) oscilações constantes de +2°C a +6°C acima da temperatura controle (representa a instabilidade térmica) (Figura 1).

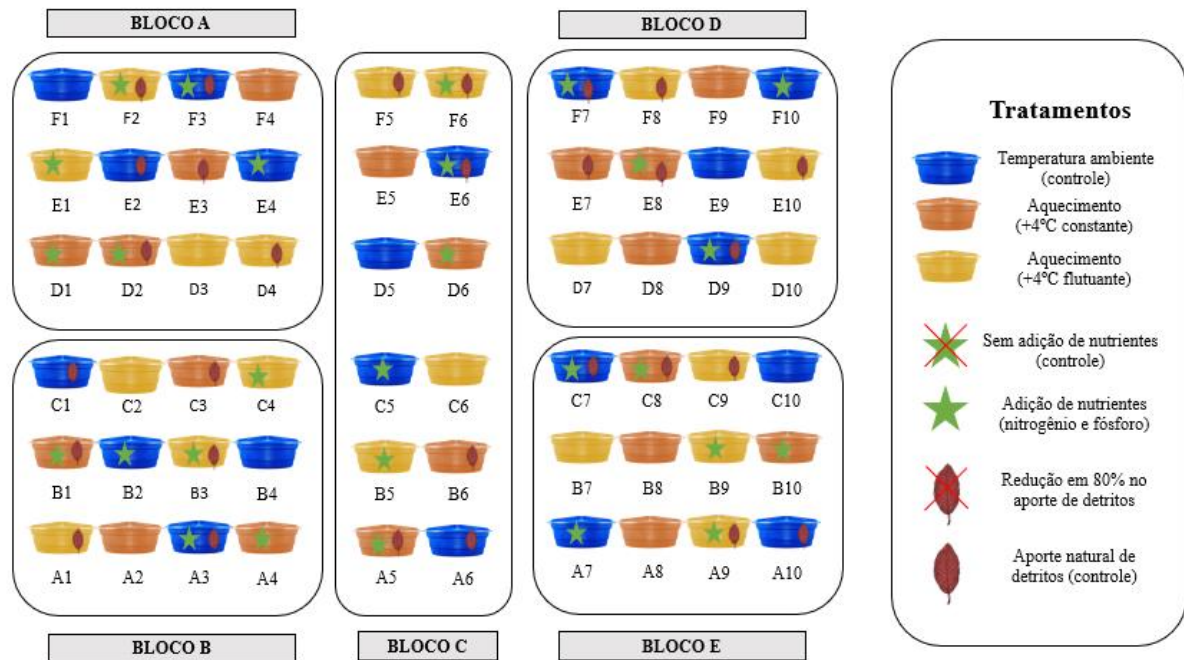


Figura 1. Modelo esquemático do delineamento experimental demonstrando os tratamentos isolados e interativos do aquecimento controle e com +4°C e variação de 2°C a 6°C, com adição de nitrogênio (N) e fósforo (F) e os detritos. Os mesocosmos foram montados em blocos e os tratamentos dentro de cada bloco aleatorizados.

Os cenários do aquecimento funcionaram a partir de um sistema automatizado, ligado a termorresistências de 300 W e sensores de temperatura (Yvon-Durocher et al., 2011; Antiqueira et al., 2018). O sistema de aquecimento funcionou a partir de valores de uma temperatura referência (i.e., mesocosmo controle de cada bloco) responsáveis por regular automaticamente o funcionamento das termorresistências nos mesocosmos adjacentes, aumentando a temperatura dos mesocosmos de acordo com o tratamento específico. As temperaturas registradas em cada mesocosmos eram influenciadas pela temperatura do ar ambiente (média de 25 °C). O sistema capturou os valores de temperatura registrados nos sensores dos mesocosmos a cada 30 minutos ao longo do período experimental (40 dias).

No cenário de mudanças do uso da terra, a partir da conversão de vegetação ripária para o uso agropecuário, foram manipulados dois níveis de tratamento com enriquecimento de nutrientes (i.e., adição de nitrogênio e fósforo), simulando o escoamento de fertilizantes agrícolas. Os níveis utilizados foram: i) controle (sem adição de ureia e fosfato monoamônico) e; ii) enriquecimento de nutrientes (adição de ureia e fosfato monoamônico (MAP), produtos comumente encontrados em fertilizantes agrícolas. Foram adicionados 1,048g de ureia e 217,65mg de MAP, numa razão molar N:P = 19,41 (Ghiberto et al. 2009; Simpson et al. 2009; Wang et al. 2019). A adição foi realizada em três etapas, a primeira no início do experimento dia 1, a segunda no dia 20 e a última no dia 40. Simultaneamente foram simulados dois níveis contendo diferentes proporções de recursos detritos; um nível de controle de aporte de 12g de biomassa de detritos seca e um nível 2,4g de biomassa seca, indicando a redução do aporte de nutrientes em 80% (Tonin et al., 2017). Os detritos foram autoclavados a fim de evitar a colonização de organismos oportunistas por essa via de entrada (figura 1). A adição de detrito foi realizada a cada 40 dias, sendo ela no tempo inicial (dia 1) e no tempo final (dia 40).

2.3 Comunidade de ciliados

Para o estudo da comunidade de ciliados (cels.L⁻¹), foram filtrados 2L de água, coletados a subsuperfície dos mesocosmos, sem perturbar o sedimento, em rede de plâncton (malha 10 µm) e concentradas em 50 mL. Posteriormente, as amostras foram fixadas com lugol alcalino, formalina e tiosulfato de sódio (Sherr & Sherr, 1993) e armazenadas no escuro até a contagem dos organismos. Os ciliados foram contados em um microscópio óptico comum (Olympus CX31), em câmeras de Sedgewick-Rafter e identificados sempre que possível ao nível de espécie e de acordo com literatura especializada (Foissner & Berger 1996, Foissner et al., 1999).

2.4 Análise de dados

Para avaliar como o aquecimento, detritos e os nutrientes afetavam a densidade e riqueza dos ciliados ao longo do tempo, foi utilizada uma análise de Modelos Lineares de Efeitos Mistos - LME, do pacote `lme4` (Bates, Mächler, Bolker & Walker, 2015), sendo o aquecimento, nutrientes, detritos e tempo considerados como os efeitos fixos, e os blocos como efeito aleatório.

Foi analisada a variação na estrutura da comunidade de ciliados entre as os tratamentos, utilizando a análise de redundância (RDA; Rao, 1964). Nesse caso, a RDA examinou a variação

na estrutura da comunidade em relação a um conjunto de variáveis preditoras (temperatura, nutrientes e detritos). Por fim, a diferença na composição de espécies foi avaliada a partir de dados de presença e ausência e dados de densidade, por meio de uma análise de variância permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2005) considerando as matrizes de dissimilaridade de Soerensen e Bray-Curtis, respectivamente, utilizando 999 permutações. As análises foram realizadas usando o pacote *vegan* no programa R (R Core Team 2014).

3 RESULTADOS

Foram registradas 78 morfoespécies de ciliados (APÊNDICE A), distribuídos em 10 grupos, sendo os mais representativos os Hymenostomatida (29 morfoespécies), seguido de Prostomatida (nove morfoespécies), Gymnostomatida (sete morfoespécies), Peritrichia (seis morfoespécies), Colpodea (seis morfoespécies). Os grupos Oligotrichida, Hypotrichida e Pleurostomatida apresentaram cinco morfoespécies cada um, Heterotrichida quatro morfoespécies e Cyrtophorida apenas duas morfoespécies.

Em relação à riqueza, foi observado que os protistas ciliados responderam positivamente aos tratamentos com a adição de nutrientes (LME: $F_{1,289}=3,931$; $p=0,048$) (Figura 2). Quando comparada entre os tempos, também foram observadas diferenças significativas na riqueza de espécies (LME: $F_{5,289}=21,711$; $p<0,0001$) (Figura 2). Com a adição de nutrientes, a riqueza foi maior em tratamentos sob aquecimento de +4 graus, com um acréscimo acentuado de espécies ao longo do tempo na redução de detritos. Entretanto, mesmo sem nutrientes, tanto na presença quanto na redução de detritos, uma tendência de aumento de riqueza de espécies no controle foi observada. Quando analisados os efeitos diretos da temperatura sobre a riqueza de ciliados planctônicos não foram encontradas diferenças significativas ($F_{2,289}=0,517$; $p=0,596$), assim como para tratamentos com adição de detrito ($F_{1,289}=0,688$; $p=0,407$).

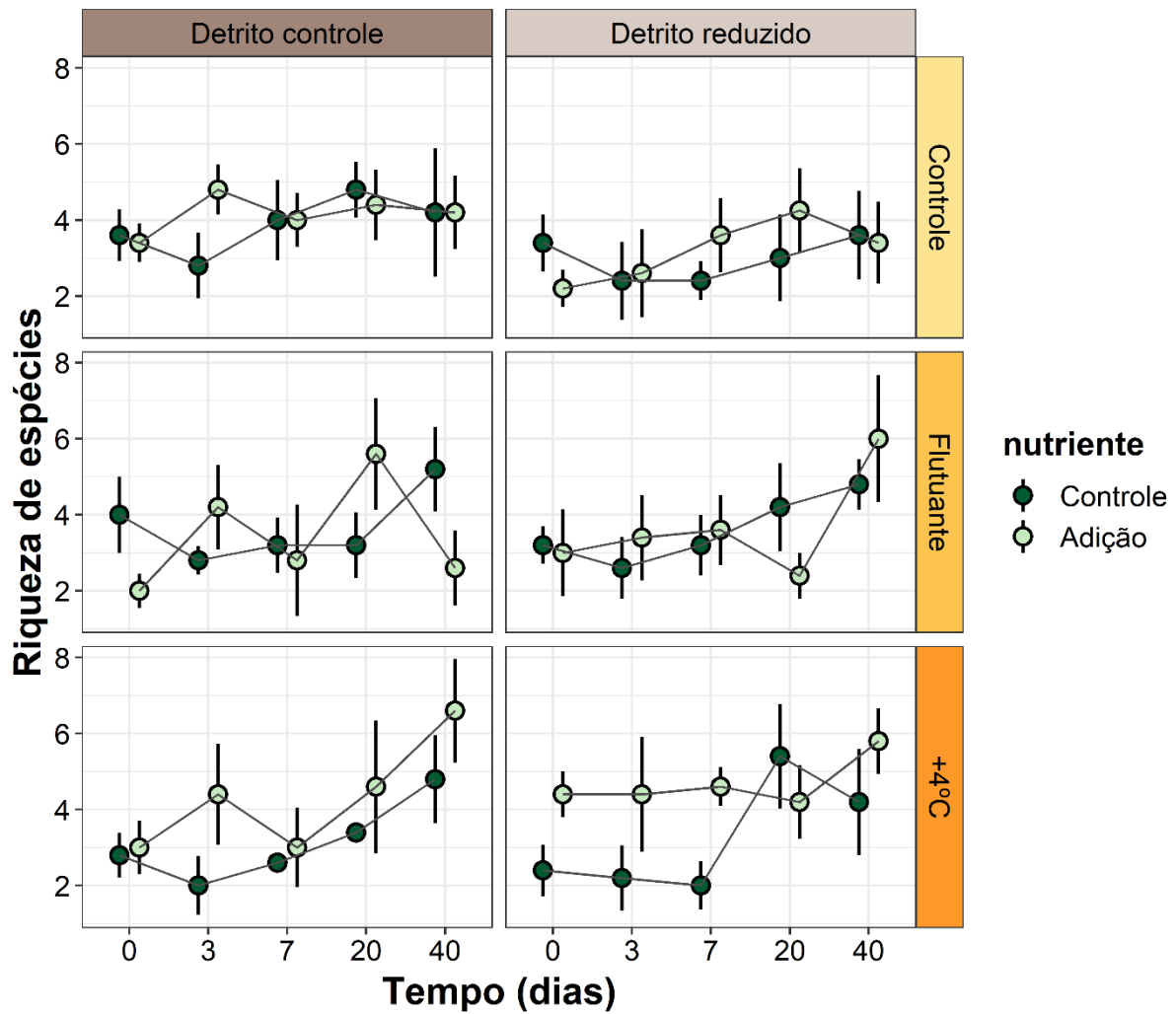


Figura 2: Efeito do aquecimento, detrito e concentração de nutrientes sobre a riqueza de espécies de ciliados plactônicos ao longo do tempo, gerados a partir da análise de LME (Modelos Lineares de Efeitos Mistos). Os círculos representam a média de cada tratamento e as barras o erro padrão.

No que se refere à densidade da comunidade, da mesma forma que para a riqueza, foi observado que os protistas ciliados responderam positivamente à adição de nutrientes (LME: $F_{1,289}=7,644$; $p=0,0061$) (Figura 3). Temporalmente, assim como para a riqueza, foi observada uma variação significativa na densidade de ciliados (LME: $F_{5,289}=6,003$; $p=0,0149$). A comunidade de ciliados respondeu positivamente a presença de detritos (LME: $F_{1,289}=5,640$; $p=0,0182$). Com adição de nutrientes, a densidade apresentou uma tendência de aumento em tratamentos sob aquecimento de +4 graus e flutuante, com um acréscimo acentuado de espécies ao longo do tempo na presença de detritos. Entretanto, mesmo sem nutrientes, na presença de detritos, uma tendência de diminuição da densidade de espécies no controle foi observada. Quando comparada a ação da temperatura, não foram encontradas diferenças significativas na densidade de espécies ($F_{2,289}=0,313$; $p=0,731$).

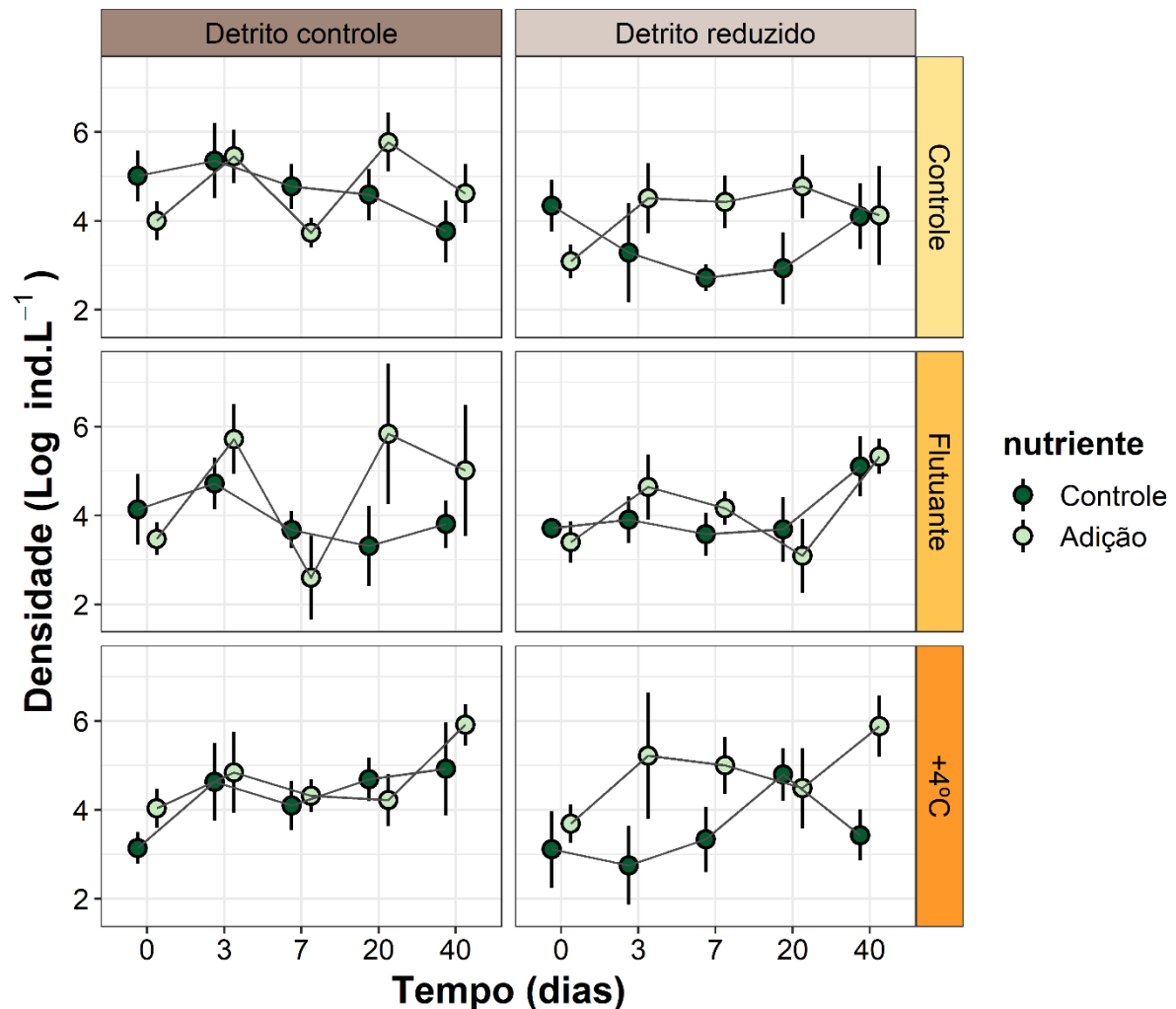


Figura 3: Efeito do aquecimento, detrito e concentração de nutrientes sobre a densidade de espécies de ciliados plancônicos (Log.ind. L⁻¹) ao longo do tempo, gerados a partir da análise de LME (Modelos Lineares de Efeitos Mistos). Os círculos representam a média de cada tratamento e as barras o erro padrão.

A análise da RDA mostrou um efeito significativo dos fatores tempo ($F_{1,294}=19,719$; $p<0,01$) e nutrientes ($F_{1,294}=1,196$; $p=0,049$) sobre a comunidade de ciliados (Figura 4). Os modelos da PERMANOVA utilizando os dados de densidade da comunidade não demonstraram efeito da temperatura sobre a composição de ciliados, mas em relação ao tempo, demonstraram que as amostras são mais homogêneas no início e mais distintas no final (PERMANOVA: pseudo-F = 23,625; $p < 0.05$) e também para os nutrientes (PERMANOVA: pseudo-F = 2,112; $p = 0,05$). Em relação à composição de espécies utilizando dados de presença e ausência, foram observadas somente diferenças ao longo do tempo (PERMANOVA: pseudo-F = 14,513; $p < 0.05$).

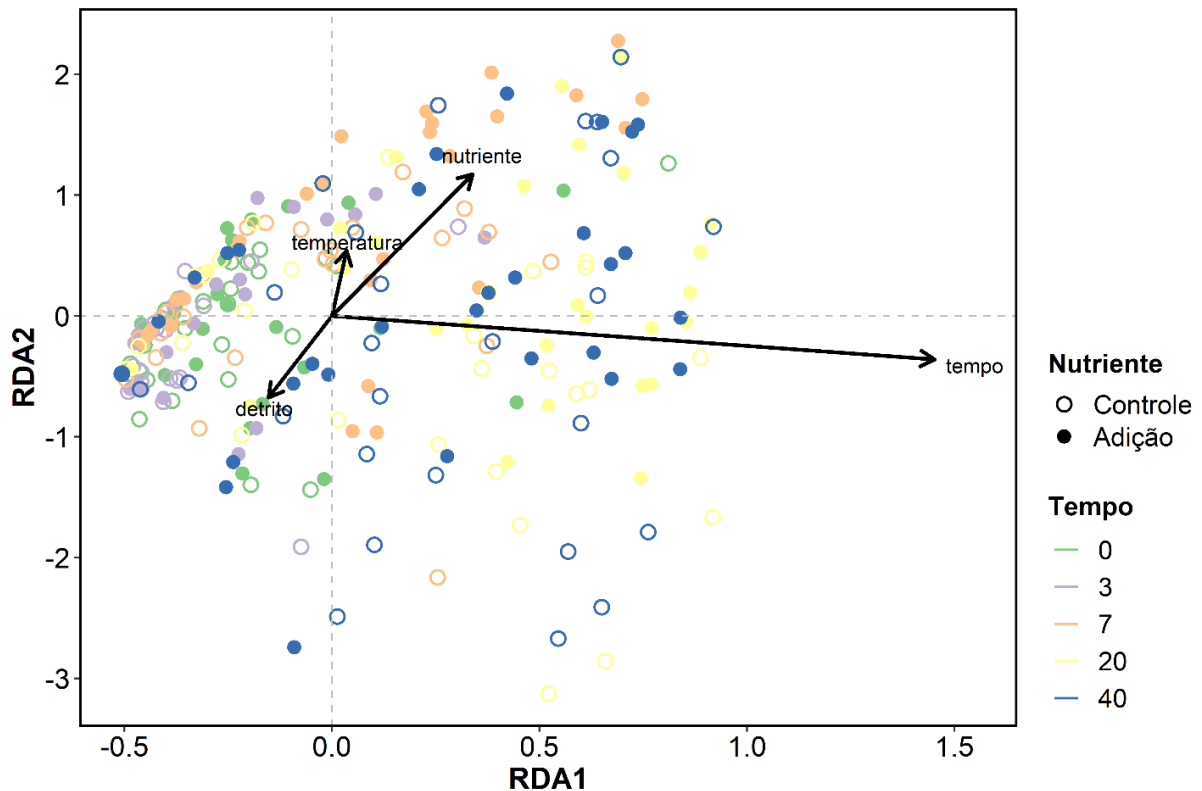


Figura 4: RDA - Análise de redundância o efeito dos preditores que influenciaram significativamente a comunidade de protistas ciliados: nutriente e tempo.

4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram como os nutrientes, detritos e o tempo podem afetar de diferentes formas a comunidade de ciliados planctônicos. Em relação à riqueza, observou-se um aumento de espécies ao longo do tempo e também devido ao enriquecimento de nutrientes, porém, era esperado que nos tratamentos enriquecidos com nutrientes ocorresse a redução da riqueza. Gadelha et al. (2023) demonstraram que os protozoários apresentam maior riqueza em sistemas altamente produtivos ou eutróficos. Os autores sugerem que a disponibilidade de recurso (especialmente algas e bactérias) no *habitat* levariam a um aumento subsequente no número de espécies de ciliados. Tal dinâmica temporal poderia garantir a resiliência da comunidade ao longo do tempo, mas mudanças na disponibilidade de recurso podem perturbar o equilíbrio da comunidade, levando à exclusão de algumas espécies (Gadelha et al., 2023) causando o domínio de espécies oportunistas. À medida que o recurso se torna limitado, devido à exploração das espécies, a riqueza torna-se menor, um exemplo claro de exclusão competitiva (Furness et al., 2021).

Diferente de Gadelha et al., 2023, Zingel et al. (2018), encontrou nos resultados que a disponibilidade de nutrientes restringiu o número de espécies. Essa dinâmica poderia ser resultado de processos de colonização e extinção de espécies, impulsionados pela disponibilidade de recursos no *habitat*, ou seja, durante maior disponibilidade de recurso, o ambiente apresenta maior amplitude de nichos para o estabelecimento das espécies. À medida que o recurso se torna limitado, devido à exploração das espécies, a riqueza torna-se menor, um exemplo claro de exclusão competitiva (Furness et al., 2021).

Em relação ao aquecimento, tanto riqueza quanto à densidade não apresentaram uma resposta consistente sobre a comunidade de ciliados planctônicos. No entanto, estudos revelaram que o aquecimento pode influenciar significativamente os nutrientes e desta forma, um possível efeito indireto da temperatura sobre os nutrientes pode ocorrer (Christoffersen et al., 2006 e Özen et al., 2013) e afetar os atributos desta comunidade. A temperatura é um dos fatores determinantes e fundamentais para elucidar padrões e processos biológicos (Kordas et al., 2011), no qual as espécies tendem a responder de forma distinta às mudanças ambientais (Lavergne et al., 2010). O aquecimento pode impactar as espécies tanto diretamente quando por meio de vias indiretas, esses impactos podem afetar processos metabólicos e crescimento populacional de espécies, bem como aumentar a perda de predadores de topo (Kordas et al., 2011).

Experimentos mostram que temperaturas elevadas afetam principalmente os predadores de topo, sugerindo que níveis tróficos mais elevados são geralmente mais suscetíveis ao aumento de temperatura quando comparados as demandas dos produtores primários (Lopez et al., 2006). A maior sensibilidade dos consumidores à mudanças de temperatura pode fortalecer o controle *top-down* sobre a produção primária (O'Connor et al., 2009), fornecendo evidências que as interações tróficas mediadas pela perda de predadores de topo, são responsáveis pelo controle de níveis tróficos intermediários, aumentando a força das interações tróficas indiretas (Antiqueira et al., 2018; Murphy et al., 2020).

Entretanto, o enriquecimento por nutrientes e os detritos apresentaram um efeito positivo sobre a abundância da comunidade, bem como o tempo, corroborando parcialmente com a predição ii. O aporte de nutrientes pode promover mudanças rápidas em comunidades microbianas, como aumento da densidade, verificado em outros estudos (Spivak et al., 2011; Antiqueira et al., 2018; De Melo et al., 2019). O efeito positivo do enriquecimento por nutriente pode impactar diretamente na produtividade de comunidades microbianas e processos metabólicos de crescimento populacional, estimulando o aumento na produtividade de consumidores (controle *bottom-up*), devido ao aumento da oferta de alimentos (Zingel et al.,

2018). Tal processo sugere que bactérias e protozoários são capazes de mudar suas densidades em curtos períodos de tempo (dias), devido às mudanças na rede alimentar aquática (Xu et al., 2016).

Ainda foi observado um efeito positivo da presença de detritos sobre a densidade de ciliados. De acordo com um estudo realizado por Progênio et al. (2023) não foi encontrado o efeito de detritos sobre a comunidade de ciliados, mas os autores sugerem que para outros grupos da microfauna, em geral, esse efeito pode ser negativo. As taxas de decomposição dos detritos são sensíveis ao aquecimento climático e ao enriquecimento por nutrientes, e podem ser um dos fatores que desencadeiam o processo de decomposição mediado por detritívoros e microrganismos que colonizam o material durante o processo de degradação (Fernandes et al., 2014). Estudos têm revelado um efeito positivo do aquecimento e do enriquecimento na decomposição de detritos, possivelmente estimulada a partir da degradação bacteriana (Fernandes et al., 2014; Moghadam et al., 2016; Antiqueira et al., 2018). Ambientes com altas cargas de matéria orgânica podem favorecer espécies tolerantes e mais difundidas nesses locais (Cook et al., 2018; Gadelha et al., 2023). Este também pode ser um importante fator impulsionador do aumento da densidade de ciliados ao longo do tempo neste estudo.

Em relação à composição de espécies, era esperado que o aquecimento, os detritos e o enriquecimento por nutrientes alterassem a composição de espécies de ciliados, principalmente pela perda, e não por ganho de espécies, o que não foi corroborado, uma vez que diferenças foram registradas apenas para o enriquecimento de nutrientes, quando considerado dados de densidade na análise. Assim, em um padrão similar ao observado nas análises de riqueza e densidade, os resultados evidenciam a influência do enriquecimento sobre a composição da comunidade de ciliados. Portanto, é possível inferir que a comunidade de ciliados planctônicos parece não ser tão sensível às ações diretas do aquecimento e dos detritos. É importante ressaltar que, embora não se tenha observado uma variação significativa na composição de espécies de ciliados submetidos ao aumento/oscilações de temperatura, os estressores antropogênicos demonstraram ter efeitos indiretos sobre as interações interespecíficas que levam a mudanças na composição de espécies (Dunck et al., 2019).

Provavelmente, os táxons presentes podem possuir adaptações capazes de se ajustar às condições de mudanças (Zingel et al., 2018). Para Wang et al. (2019), ao explorar os efeitos das mudanças climáticas sobre a composição de espécies de fitoplâncton em lagos estróficos, notou-se uma diminuição na dissimilaridade composicional com o aumento da concentração de nutrientes. As respostas de composição de espécies exposta ao aquecimento em *habitat* de bromélias também diferem entre os grupos ecológicos das comunidades aquáticas, onde

temperaturas médias mais altas apresentaram uma composição distinta para organismos da microfauna (Progênio et al., 2023).

A dissimilaridade na composição envolve um processo ecológico de ganho e perda de espécies. A perda de espécies nativas propicia uma diminuição na diversidade taxonômica e um consequente ganho de espécies adaptadas (Olden et al., 2004; Busse et al., 2018) e a perda de espécies raras que são fortemente dependentes das condições do ambiente, sendo assim mais sensíveis às alterações do meio (Van Schalkwyk et al., 2019). Essa seleção de espécies, em longo prazo pode gerar consequências negativas para a comunidade (Tundisi & Tundisi, 2008), como a perda de traços de grupos funcionais essenciais, como, por exemplo, os predadores (Greig et al., 2012; Antiquiera et al., 2018). A capacidade adaptativa de organismos é de grande importância, pois permitem a sobrevivência dos indivíduos diante dos estresse ambiental (Berg et al., 2010).

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo fornecem evidências de como os estressores ambientais antropogênicos, tais como a elevação da temperatura e enriquecimento por nutrientes afetam os ecossistemas aquáticos, e mais especificamente, comunidades de ciliados planctônicos, por meio de diferentes atributos, ou seja, riqueza, densidade e composição. Dentre os múltiplos estressores avaliados, o de maior impacto na estruturação da comunidade de ciliados foi o efeito positivo dos nutrientes sobre a densidade, riqueza e composição de espécies. Também foi demonstrado a importância dos efeitos do tempo sobre a dissimilaridade na composição das comunidades de ciliados planctônicos, principalmente pelo ganho de espécies. A partir dos resultados obtidos percebe-se que provavelmente o efeito *bottom up* é o mecanismo de controle que está prevalecendo na estruturação da comunidade de protistas ciliados nesse estudo, pois provavelmente a alta carga de nutrientes está proporcionando maior disponibilidade de nichos, através de recursos alimentares, que favorecem o aumento da abundância e riqueza de protistas. Os ciliados apresentam alta sensibilidade aos ambientes com alta carga de nutrientes e proporcionam repostas significativas em pequenas variações do meio em que se encontram, além de possuírem um ciclo de vida curto que possibilita a verificação de impactos em um curto período de tempo.

REFERÊNCIAS

- Abd El-Hamid, HT, W Caiyong, MA Hafiz e EK Mustafa, 2020. Effects of land use/land cover and climatic change on the ecosystem of North Ningxia, China. *Arab J Geosci*, 13, 1099. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06047-6>
- Al, MA, Y. Gao, G. Xu, Z. Wang, H. Xu e A. Warren, 2019. Variations in the community structure of biofilm-dwelling protozoa at different depths in coastal waters of the Yellow Sea, northern China. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(1), 43-50. <https://doi.org/10.1017/S0025315417001680>
- Allan, JD, 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
- Anderson, MJ, 2005. PERMANOVA: A FORTRAN Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Department of Statistics University of Auckland, Auckland.
- Antiqueira, PAP, OL Petchey e GQ Romero, 2018. Warming and top predator loss drive ecosystem multifunctionality. *Ecology Letters*, 21(1), 72-82. <https://doi.org/10.1111/ele.12873>
- Antiqueira, PAP, OL Petchey, F. Rezende, LFM Velho, LC Rodrigues e GQ Romero, 2021. Warming and top predator loss drive direct and indirect effects on multiple trophic groups within and across ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 91(2), 428-442. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13640>
- Azam, F., T. Fenchel, JG Field, JS Gray, LA Meyer-Reil e F Thingstad, 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, 10: 257–263. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226125534-024>
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker e S. Walker, 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.48550/arXiv.1406.5823>
- Berg, MP e J. Ellers, 2010. Trait plasticity in species interactions: a driving force of community dynamics. *Evolutionary Ecology*, 24, 617-629. <https://doi.org/10.1007/s10682-009-9347-8>
- Bernabé, T.N., PM de Omena, VPD Santos, VM de Siqueira, VM de Oliveira e GQ Romero, 2018. Warming weakens facilitative interactions between decomposers and detritivores and modifies freshwater ecosystem functioning. *Global change biology*, 24(7), 3170-3186. <https://doi.org/10.1111/gcb.14109>

Buosi, P.R.B, G.M. Pauleto, F.A. Lansac-Tôha e L.F.M. Velho, 2011. Ciliate community associated with aquatic macrophyte roots: effects of nutrient enrichment on the community composition and species richness. *European Journal of Protistology*, 47(2), 86-102. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2011.02.001>.

Busse, A., P.A.P. Antigueira, A.S. Neutzling, A.M. Wolf, G.Q. Romero e J.S. Petermann, 2018. Different in the dark: The effect of habitat characteristics on community composition and beta diversity in bromeliad microfauna. *PLoS ONE*, 13(2), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191426>

Brown, J. H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V. M. Savage e G.B. West, 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789.

Christoffersen, K., N. Andersen, M. Søndergaard, L. Liboriussen e E. Jeppesen, 2006. Implications of climate-enforced temperature increases on freshwater pico-and nanoplankton populations studied in artificial ponds during 16 months. *Hydrobiologia*, 560, 259-266. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1221-2>

Cook, S.C., L. Housley, J.A. Back e R.S. King, 2018. Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology*, 99:47–56. <https://doi.org/10.1002/ecy.2069>

De Melo, J.D. Dias, N.R. Simões e C.C. Bonecker, 2019. Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. *Hydrobiologia*, 827(1), 171-181. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3763-0>

De Senerpont Domis, L.N., J.J. Elser, A.S. Gsell, V.L.M. Huszar, B.W. Ibelings, E. Jeppesen, S. Kosten, W.M. Mooij, F. Roland, U. Sommer, E. Van Donk, M. Winder e M. Lürling, 2013. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology*, 58(3), 463-482. <https://doi.org/10.1111/fwb.12053>

Dias, R.J.P., A.H. Wieloch e M. D'Agosto, 2008. The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 287-295. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000200009>

Dias, R.J.P., PM de Souza, M.F. Rossi, A.H. Wieloch, ID da Silva-Neto e M. D'Agosto, 2021. Ciliates as bioindicators of water quality: a case study in the neotropical region and evidence of phylogenetic signals (18S-rDNA). *Environmental Pollution*, 268, 115760. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115760>

Dunck, B., A.S. Felisberto e N. De Souza, 2019. Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. *Hydrobiologia*, v. 837, pp. 195-204. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03971-x>.

Effert-Fanta, E.L., RU Fischer e D.H. Wahl, 2019. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia*, 841(1), 45-64. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04006-1>

Fernandes, I., S. Seena, C. Pascoal e F. Cássio, 2014. Elevated temperature may intensify the positive effects of nutrients on microbial decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 59: 2390–2399. <https://doi.org/10.1111/fwb.12445>

Foissner, W. e H. Berger, 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.

Foissner, W., 1999. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, 3(99), 1-793.

Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty e P.K. Snyder, 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Furness, E.N., R.J. Garwood, P.D. Mannion e M.D. Sutton, 2021. Productivity, niche availability, species richness, and extinction risk: Untangling relationships using individual-based simulations. *Ecology and Evolution*, 11(13), 8923-8940. <https://doi.org/10.1002/ece3.7730>

Gadelha, E.S., B. Dunk, LF Colares e A. Akama, 2023. Temporal patterns of alpha and beta diversities of microzooplankton in a eutrophic tidal river in the eastern Amazon. *Limnology*, p. 1-12, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10201-023-00717-6>

Ghiberto, P. J., Libardi, P. L., Brito, A. S., & Trivelin, P. C. O. 2009. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. *Agricultural Water Management*, 96(10), 1443-1448. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.020>

Greig, H.S., P. Kratina, P.L. Thompson, W.J. Palen, J.S. Richardson e J.B. Shurin, 2012. Warming, eutrophication, and predator loss amplify subsidies between aquatic and terrestrial

ecosystems. *Global Change Biology*, 18(2), 504-514. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02540.x>

Hautier, Y., D. Tilman, F. Isbell, E.W. Seabloom, E.T. Borer e P.B. Reich, 2015. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, 348(6232), 336-340. <https://doi.org/10.1126/science.aaa1788>

Höök, T.O., C.J. Foley, P. Collingsworth, L. Dorworth, B. Fisher, J.T. Hoverman, L. Elizabeth, M. Pyron e J. Tank, 2020. An assessment of the potential impacts of climate change on freshwater habitats and biota of Indiana, USA. *Climatic Change*, 163(4), 1897-1916. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02502-w>

Huang, J., S. Xu, S. Lu, B. Zhao e F.X. Chen, 2017. Effect of nitrogen removal by ecological permeable belts treating domestic wastewater of Erhai Lake basin. *Chin J Environ Eng*, 11(10), 5409-5416.

IPCC, 2022: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.

Kordas, R.L., C.D.G. Harley e M.I. O'Connor, 2011. Community ecology in a warming world: The 898 influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *J. Exp. Mar. Bio.* 400:218–226. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.029>

Lansac-Tôha, F.M., B.A. Quirino, Y.R. Souza, F.A. Lansac-Tôha, L.F.M. Velho e Baumgartner M.T., 2021. The commonality of core biological groups across freshwater food webs. *Limnology and Oceanography*, 66(4), 1459-1474. <https://doi.org/10.1002/lno.11697>

Lavergne, S., N. Mouquet, W. Thuiller e O. Ronce, 2010. Biodiversity and climate change: 911 Integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annu Rev Ecol. Evol. Syst.*, 41:321–350. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144628>

Leite, G.F., F.T.C., Silva, J.F.J., Gonçalves e P. Salles, 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia*, 762(1), 223-238. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2351-9>

- Li, Y., M. Geng, J. Yu, Y. Du, M. Xu, W. Zhang, J. Wang, H. Su, R. Wang e F. Chen, 2022. Eutrophication decrease compositional dissimilarity in freshwater plankton communities. *Science of the Total Environment*, 821, 153434. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153434>
- Lin, S.S., S.L. Shen, A. Zhou e H.M. Lyu, 2021. Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China. *Science of the Total Environment*, 751, 141618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141618>
- Lopez-Urrutia, A., E. San Martin, R.P. Harris e X. Irigoien, 2006. Scaling the metabolic balance of the oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 8739–8744. <https://doi.org/10.1073/pnas.0601137103>
- Madoni, P. e S. Braghiroli, 2007. Changes in the ciliate assemblage along a fluvial system related to physical, chemical and geomorphological characteristics. *European Journal of Protistology*, 43(2), 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2006.09.004>
- Massicotte, P., E. Asmala, C. Stedmon e S. Markager, 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Science of the Total Environment*, 609, 180-191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.076>
- Moghadam, F.S. e M. Zimmer, 2016. Effects of warming, nutrient enrichment and detritivore presence on litter breakdown and associated microbial decomposers in a simulated temperate woodland creek. *Hydrobiologia*, 770, 243-256. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2596-3>
- Murphy, G.E., T.N. Romanuk e B. Worm, 2020. Cascading effects of climate change on plankton community structure. *Ecology and Evolution*, 10(4), 2170-2181. <https://doi.org/10.1002/ece3.6055>
- Nunez, S., E. Arets, R. Alkemade, C. Verwer e R. Leemans, 2019. Assessing the impacts of climate change on biodiversity: is below 2° C enough? *Climatic Change*, 154(3), 351-365. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02420-x>
- O'Connor, M.I., M.F. Piehler, D.M. Leech, A. Anton e J.F. Bruno, 2009. Warming and resource availability shift food web structure and metabolism. *PLoS Biology*, 7, e1000178. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000178>
- Olden, J.D. e N.L. Poff, 2004. Ecological processes driving biotic homogenisation: testing a mechanistic model using fish faunas. *Ecology*, 85:1867–1875. <https://doi.org/10.1890/03-3131>

Özen, A., M. Šorf, C. Trochine, L.M. Liboriussen, M. Beklioglu, T.L. Søndergaard, LS Lauridsen, S. Johansson e E. Jeppesen, 2013. Long-term effects of warming and nutrients on microbes and other plankton in mesocosms. 58(3), pp.483-493. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02824.x>

Petermann, J.S., P. Kratina, N.A. Marino, A.A.M. MacDonald e DS Srivastava, 2015. Resources alter the structure and increase stochasticity in bromeliad microfauna communities. *PloS one*, 10(3), e0118952. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118952>

Pomeroy, L.R., P.J.I Williams, F. Azam e J.E. Hobbie, 2007. The microbial loop. *Oceanography*, 20: 28-33.

Progênio, M., P.A. Antiquiera, F.R. Oliveira, B.R. Meira, F.M. Lansac-Tôha, L.C. Rodrigues, G.Q. Romero, L.N. Nah, P. Kratina e L.F. Velho, 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>

Radhakrishnan, R. e V. Jayaprakas, 2015. Free living protozoans as bioindicators in Vembanad lake, Kerala, India, an important Ramsar site Ranju. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2, 192–197. <https://doi.org/10.32606/ijsr.v9.i2.00002>

Rao, CR, 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics Series A*, 26, 329– 358.

Rekik, A, H Ayadi e J. Elloumi, 2020. Spatial and seasonal variability of the planktonic ciliates assemblages along the Eastern Mediterranean Coast (Sfax coast, Tunisia). *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101529. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101529>

Segovia, B.T, B.R. Meira, F.M. Lansac-Toha, F.E. Amadeo, F. Unrein, L.F.M. Velho e H. Sarmiento, 2018. Growth and cytometric diversity of bacterial assemblages under different top–down control regimes by using a size-fractionation approach. *Journal of Plankton Research*, 40(2), 129-141. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbx071>

Segovia, B.T., F.M. Lansac-Toha, B.R. Meira, A.F. Cabral, F.A. Lansac-Tôha e L.F.M. Velho, 2016. Anthropogenic disturbances influencing ciliate functional feeding groups in impacted tropical streams. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 20003-20016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7185-0>

Sheer, E.B. e B.F. Sheer, 1993. Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists. In: *Current Methods in Aquatic Microbial Ecology*. P. Kemp, B. Sherr, E. Sherr, and J. Cole, ed. Lewis Publ. - New York, pp. 207-212.

Šimek, K., J. Nedoma, P. Znachor, V. Kasalický, J. Jezbera, K. Hornňák e J. Sed'a, 2014. A finely tuned symphony of factors modulates the microbial food web of a freshwater reservoir in spring. *Limnology and Oceanography*, 59(5), 1477-1492. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.5.1477>

Simpson, T. W., Martinelli, L. A., Sharpley, A. N., & Howarth, R. W. 2009. Impact of ethanol production on nutrient cycles and water quality: The United States and Brazil as case studies. Cornell University Library's Initiatives in Publishing (CIP).

Spivak, A.C., M.J. Vanni e E.M. Mette, 2011. Moving on up: can results from simple aquatic mesocosm experiments be applied across broad spatial scales? *Freshwater Biology*, 56(2), 279-291. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02495.x>

Tonin, A.M., J.F. Goncalves, P. Bambi, S.R.M. Couceiro, L.A.M. Feitoza, L.E. Fontana, N. Hamada, L.U. Hepp, V.G. Lezan-Kowalczyk, G.F.M. Leite, A.L. Lemes-Silva, L.K. Lisboa, R.C. Loureiro, R.T. Martins, A.O. Medeiros, P.B. Morais, Y. Moretto, P.C.A. Oliveira, E.B. Pereira, LP Ferreira, J. Perez, MM Petrucio, DF Reis, RS Rezende, N. Roque, LEP Santos, AE Siegloch, G. Tonello e L. Boyero, 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: Precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports*, 7(1), 1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>

Tundisi, J.G, T. Matsumura-Tundisi e J.E.M Tundisi, 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1133-1135. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500020>

Van Schalkwyk, J., J.S Pryke e M. Samways, 2019. Contribution of common vs. rare species to species diversity patterns in conservation corridors. *Ecol. Indic.*, 104, 279-288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.014>

Velho, L.F.M, S.D.F.R de Castro, F.M. Lansac-Tôha, B.R. Meira, F.R. de Oliveira, G.M. Alves e F.A. Lansac-Tôha, 2021. Spatial and temporal variation in species composition of ciliates communities (Alveolata, Ciliophora) from tropical urban and rural streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 57, 24. <https://doi.org/10.1051/limn/2021022>

Vlaičević, B., V. Gulin, R. Matoničkin Kepčija e I. Turković Čakalić, 2022. Periphytic Ciliate Communities in Lake Ecosystem of Temperate Riverine Floodplain: Variability in Taxonomic and Functional Composition and Diversity with Seasons and Hydrological Changes. *Water*, 14(4), 551. <https://doi.org/10.3390/w14040551>

Wang, R., M. Xu, H. Yang, X. Yang, K. Zhang, E. Zhang e J. Shen, 2019. Ordered diatom species loss along a total phosphorus gradient in eutrophic lakes of the lower Yangtze River basin, China. *Science of the Total Environment*, 650, pp.1688-1695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.328>

Wang, R., Min, J., Kronzucker, H. J., Li, Y., & Shi, W. 2019. N and P runoff losses in China's vegetable production systems: Loss characteristics, impact, and management practices. *Science of the Total Environment*, 663, 971-979. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.368>

Xu, H., Y. Jiang e G. Xu, 2016. Identifying functional species pool of planktonic protozoa for discriminating water quality status in marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 62, 306-311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.068>

Xu, Y. e J. Soininen, 2019. Spatial patterns of functional diversity and composition in marine benthic ciliates along the coast of China. *Marine Ecology Progress Series*, 627, 49-60. <https://doi.org/10.3354/meps13086>

Yirigui, Y., S.W. Lee, AP Nejadhashemi, MR Herman e JW Lee, 2019. Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. *Sustainability*, 11(10), 2870. <https://doi.org/10.3390/su11102870>

Yvon-Durocher, G., J.M. Montoya, M. Trimmer e G. Woodward, 2011. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 17(4), 1681-1694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02321.x>

Zingel, P., F. Cremona, T. Nõges, Y. Cao, E.M. Neif, J. Coppens, U. Işkın, TL Lauridsen, TA Davidson, M. Sondergaard, M. Beklioglu e E. Jeppesen, 2018. Effects of warming and nutrients on the microbial food web in shallow lake mesocosms. *European journal of protistology*, 64, 1-12.

APÊNDICE A - Lista de morfoespécies de ciliados

Tabela 1. Lista de morfoespécies de ciliados encontrados no experimento. (NI)= não identificado.

GRUPO TAXONÔMICO	LISTA DE ESPÉCIES
<p>Hymenostomata</p>	<p><i>Cyclidium glaucoma</i> Müller, 1773 <i>Cyclidium</i> sp. Hymenostomata NI <i>Colpidium colpoda</i> (Losana, 1829) <i>Colpidium</i> sp. <i>Colpidium kleini</i> (Foissner, 1969) <i>Frontonia leucas</i> Ehrenberg, 1838 <i>Frontonia angusta</i> Kahl, 1931 <i>Frontonia atra</i> Ehrenberg, 1833 <i>Frontonia</i> sp. <i>Paramecium</i> sp. <i>Paramecium bursaria</i> (Ehrenberg, 1831) <i>Paramecium aurelia complex</i> Ehrenberg, 1838 <i>Disematostoma buetscheli</i> Lauterborn, 1894 <i>Dexiostricha granulosa</i> (Kent, 1881) <i>Uronema nigricans</i> (Müller, 1786) <i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831) <i>Glaucoma</i> sp. <i>Glaucoma reniforme</i> Schewiakoff, 1893 <i>Glaucoma scintillans</i> Ehrenberg, 1830 <i>Dexiostoma campylum</i> (Stokes, 1886) <i>Ophryoglena</i> spp <i>Philasterides</i> sp. <i>Philasterides armatus</i> (Kahl, 1926) <i>Tetrahymena</i> sp. <i>Tetrahymena pyriformis</i> (Müller, 1786)</p>

	<p><i>Epenardia myriophylli</i> Corliss, 1971 <i>Ctedoctema acanthocryptum</i> Stokes, 1884 Scuticociliatida NI</p>
<p>Gymnostomatida</p>	<p>Gymnostomatida NI <i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) <i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935 <i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831) <i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926 <i>Monodinium balbianii</i> Fabre-Domergue, 1888 <i>Pelagolacrymaria rostrata</i> (Kahl, 1935)</p>
<p>Pleurostomatida</p>	<p><i>Litonotus</i> sp. <i>Litonotus lamella</i> (Müller, 1773) <i>Litonotus cygnus</i> (Müller, 1773)</p>

	<p><i>Litonotus versaviensis</i> (Wrzesniowski, 1866)</p> <p><i>Acineria uncinata</i> Tucolesco, 1962</p>
Prostomatida	<p><i>Holophrya</i> sp.</p> <p><i>Holophrya discolor</i> Ehrenberg, 1833</p> <p><i>Urotricha farcta</i> Claparède & Lachmann, 1859</p> <p><i>Urotricha</i> sp.</p> <p><i>Coleps</i> sp.</p> <p><i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786)</p> <p><i>Coleps hirtus hirtus</i> (Müller, 1786)</p> <p><i>Pelagothrix</i> sp.</p> <p><i>Prostomatida</i> sp.</p>
Colpodea	<p><i>Platyophrya vorax</i> Kahl, 1926</p> <p><i>Colpoda cucullus</i> (Müller, 1773)</p> <p><i>Colpoda steinii</i> Maupas, 1883</p> <p><i>Colpoda</i> sp.</p> <p><i>Colpoda inflata</i> (Stokes, 1884)</p> <p><i>Bursaria</i> sp.</p>
Peritrichia	<p><i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg, 1831</p> <p><i>Vorticella convallaria</i> Linnaeus, 1758</p> <p><i>Vorticella aquadulcis complex</i> Stokes, 1887</p> <p><i>Vorticella</i> sp.</p> <p><i>Trichodina</i> sp.</p> <p><i>Vaginicola</i> sp.</p>
Oligotrichida	<p><i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773)</p> <p><i>Halteria</i> sp.</p> <p><i>Rimostrombidium humile</i> (Pénard, 1922)</p> <p><i>Rimostrombidium lacustris</i> (Foissner, Skogstad & Pratt, 1988)</p> <p><i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867)</p>

Heterotrichida	<p><i>Stentor</i> sp.</p> <p><i>Metopus sensu lato</i></p> <p><i>Blepharisma</i> sp.</p> <p><i>Spirostomum</i> sp.</p>
Hypotrichida	<p><i>Hypotrichia</i> sp.</p> <p><i>Euplotes moebiusi</i> Kahl, 1932</p> <p><i>Euplotes</i> sp.</p> <p><i>Stylonychia</i> sp.</p> <p><i>Oxytricha chlorelligera</i> Kahl, 1932</p>
Cyrtophorida	<p><i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838)</p> <p><i>Chilodonella</i> sp.</p>