

**Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais**

Rodrigo Ferroni Passos

**ESTUDOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA DE VINTE E
CINCO ECOSISTEMAS AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS TROPICAIS.**

**SÃO CARLOS
2017**

**Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais**

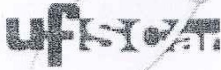
**ESTUDOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA DE VINTE E
CINCO ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS TROPICAIS.**

Rodrigo Ferroni Passos

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria da Graça Gama Melão

**SÃO CARLOS
2017**



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Rodrigo Ferroni Passos, realizada em 06/06/2017:

MG Melão

Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão
UFSCar

Odete Rocha

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Ana Lombardi

Profa. Dra. Ana Teresa Lombardi
UFSCar

Douglas F. Peiró

Prof. Dr. Douglas Fernando Peiró
UNIARA

M

Prof. Dr. Marcelo Grombone de Vasconcellos
CSL

Dedico este trabalho principalmente a Deus e a toda minha família, pelo apoio durante minha formação como pessoa e a todas aquelas pessoas que de alguma maneira me incentivaram a prosseguir neste caminho.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^a Dr^a Maria da Graça Gama Melão, a quem tenho muito carinho e respeito, por ter me acolhido e por ter depositado sua confiança em mim. Pelos ensinamentos, paciência, dedicação, amizade e por ter proporcionado totais condições para realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo (Processo: 141023/2013-9).

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da UFSCar, pelas disciplinas cursadas e apoio que me foram prestados.

Ao departamento de Hidrobiologia (DHb) pela infraestrutura oferecida para realização do trabalho.

Agradeço principalmente aos meus pais, Adevar e Raquel, a quem devo todo o crédito de minha formação e também pelos momentos vividos em família.

Aos meus irmãos, Tathiane e Neto, por sempre estarem do meu lado me apoiando e descontraindo.

Aos meus avós, Esperança e Adevar (*in memoriam*) pelo carinho, preocupação e experiências passadas ao longo de todos estes anos.

À Prof^a Dr^a Odete Rocha, por todos ensinamentos a mim passados e pela paciência para atender as minhas dúvidas e preocupações.

Ao Técnico Alcídio Culósio Filho, pelas sugestões, auxílio em campo e pela grande amizade criada durante todos estes anos de coleta.

Ao Técnico Valdecir de Lucca (Zezinho) pela grande amizade que foi feita durante estes últimos anos.

Ao professor Dr. Hugo Sarmiento, pela colaboração com as análises estatísticas e sugestões na elaboração dos experimentos desta tese e pela preciosa amizade

Aos membros da banca examinadora do meu exame de qualificação pelas correções e sugestões.

Aos amigos do Laboratório de Plâncton, Karime, Giseli, Ricardo, Daniela, Lays, Renan e Fábio.

Aos colegas do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DEBE).

A todos que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho, meu sinceros agradecimentos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização dos ambientes aquáticos temporários nos municípios de Lagoa Grande, Urucua e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil.	25
Figura 2: Visão geral das 10 lagoas temporárias localizadas no município de Urucua, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	27
Figura 3: Visão geral das 11 lagoas temporárias localizadas no município de Lagoa Grande, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	29
Figura 4: Visão geral das 4 lagoas temporárias localizadas no município de Pirapora, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	31
Figura 5: Precipitação pluviométrica no município de Urucua, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	32
Figura 6: Precipitação pluviométrica no município de Lagoa Grande, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	32
Figura 7: Precipitação pluviométrica no município de Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.	32

Capítulo 1

Figura 1: Valores da profundidade total e profundidade do disco de Secchi (cm) em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	47
Figura 2: Valores médios do pH da água em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	48
Figura 3: Valores médios da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) da água em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	49
Figura 4: Valores médios da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de	

Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	50
Figura 5: Valores médios das concentrações de oxigênio dissolvido na água (mg.L^{-1}) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	51
Figura 6: Valores médios das concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	52
Figura 7: Valores médios das concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	53
Figura 8: Valores médios das concentrações de material em suspensão (mg.L^{-1}) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	55
Figura 9: Valores médios das concentrações de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	56
Figura 10: Número de espécies das comunidades fitoplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017)..	60

Capítulo 2

Figura 1: Aspecto geral da fêmea e macho dos anostráceo <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> e <i>D. thieryi</i>	86
Figura 2: Características morfológicas do macho de <i>Dendrocephalus thieryi</i> e de <i>D. brasiliensis</i> : (A) parte basal do apêndice frontal; (B) olho com e sem um espinho na borda posterior. (C) Ovos de resistência na forma de cistos.	87

Figura 3: Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplanctônicos em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	89
Figura 4: Densidade numérica (ind.m ⁻³) dos principais grupos zooplanctônicos em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	90
Figura 5: Número de espécies das comunidades zooplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	91
Figura 6: Combinação dos Índices de diversidade de Shannon-Wiener, Dominância e Uniformidade de Pielou para a comunidade zooplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).	92
Figura 7: Dendograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplanctônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante o primeiro período de coleta (abril de 2015).	93
Figura 8: Dendograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplanctônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante o segundo período de coleta (maio de 2016).	94
Figura 9: Dendograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplanctônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante o terceiro período de coleta (janeiro de 2017).	95

Capítulo 3

Figura 1: Número de indivíduos que apresentaram eclosão durante os três períodos de coleta, nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, MG.	118
Figura 2: Número de espécies que apresentaram eclosão nas vinte e cinco lagoas temporárias, durante os três diferentes período de coleta.	119

Figura 3: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 35°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).	124
Figura 4: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 30°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).	125
Figura 5: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 25°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).	126
Figura 6: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 20°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).	127

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1: Táxons registrados nas análises qualitativas da comunidade fitoplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017). 57

Capítulo 2

Tabela 1: Composição taxonômica dos diferentes grupos zooplanctônicos e suas frequências de ocorrência (%) em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017). 84

Capítulo 3

Tabela 1: Taxa com ocorrência em cada um dos três períodos de coleta. 116

Tabela 2: Taxa com ocorrência em cada um dos três ambientes temporários estudados (AT1, AT2 e AT3) e total de indivíduos eclodidos durante todo o período experimental. 120

Tabela 3: Total de indivíduos eclodidos por grupo taxonômico durante todo o período experimental nos três ambientes temporários estudados (AT1, AT2 e AT3). 121

Tabela 4: Valores de condutividade elétrica e de pH durante o primeiro dia de experimento nos três ambientes aquáticos temporários amostrados (AT1, AT2 e AT3). 122

SUMÁRIO

Resumo	13
Abstract	14
Apresentação do trabalho	15
1. Introdução	17
1.1 Ecossistemas aquáticos temporários	17
2. Objetivos	22
2.1 Objetivo Geral	22
2.2 Objetivos Específicos	22
3. Hipóteses	24
4. Material e Métodos Gerais	25
4.1 Local de coleta	25
4.2 Precipitação Pluviométrica	31
Referências	33
5. Capítulo 1: Variáveis limnológicas e composição da comunidade fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos temporários tropicais.	35
Introdução	37
Materiais e Métodos	40
Resultados	44
Discussão	60
Conclusões	68
Referências	69
6. Capítulo 2: Estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica em lagoas temporárias com e sem a presença de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca).	73
Introdução	75
Materiais e Métodos	78
Resultados	82
Discussão	96
Conclusões	103
Referências	103

7. Capítulo 3: Comunidade zooplanctônica dormente e os efeitos da temperatura e da luminosidade sobre a eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas em ambientes temporários tropicais.	109
Introdução	111
Materiais e Métodos	112
Resultados	115
Discussão	128
Conclusões	134
Referências	134
8. Conclusões Gerais	138

RESUMO

Foram realizados estudos ecológicos em vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais, localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, a norte e noroeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Em cada ambiente, foram realizadas coletas em abril de 2015, maio de 2016 e janeiro de 2017, durante as quais foram medidas variáveis limnológicas e tomadas amostras das comunidades fitoplanctônica (qualitativas) e zooplanctônicas (qualitativas e quantitativas), além de amostras do sedimento. Também foram realizados experimentos em laboratório para avaliar os efeitos de diferentes temperaturas e da luminosidade sobre a eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas presentes nesses ambientes. De modo geral, os valores obtidos para as variáveis físicas e químicas dos ambientes estudados encontraram-se numa faixa favorável ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. No entanto, a baixa concentração de clorofila *a* e a baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas podem ser reflexos da baixa transparência da água, sendo que a turbidez pode limitar o crescimento do fitoplâncton. Análises qualitativa e quantitativa da comunidade zooplanctônica indicaram baixa riqueza de espécies nessas lagoas. Embora o grupo Rotifera tenha apresentado maior riqueza de táxons, o grupo Copepoda Cyclopoida foi o mais abundante e representativo numericamente. A presença ou ausência do Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis* parece não interferir na composição e na densidade da comunidade zooplanctônica, sendo que a riqueza de espécie e a diversidade local devem estar relacionadas a perturbações e dinâmica do ambiente. Os resultados obtidos no experimento de eclosão de ovos de diapausa do zooplâncton evidenciaram que as diferentes lagoas têm valores semelhantes de eclosão, sendo que baixas temperaturas (20°C) e ausência de luz têm influência negativa sobre a eclosão desses ovos. Além disso, foi observado que temperaturas mais elevadas (35°C) aceleraram a eclosão dos ovos de diapausa durante os primeiros dias de incubação. Assim, podemos inferir que, no geral, a comunidade zooplanctônica presente em todos os ambientes aquáticos temporários estudados se comporta de maneira semelhante.

Palavras chave: biodiversidade aquática, Minas Gerais, lagoas temporárias, Limnologia, fitoplâncton, zooplâncton, ovos de diapausa, temperatura e luminosidade.

ABSTRACT

Ecological studies were carried out in twenty-five natural temporary aquatic environments, located in the cities of Urucuaia, Lagoa Grande and Pirapora, in the north and northwest of the state of Minas Gerais, Brazil. In each environment, collections were carried out in April 2015, May 2016 and January 2017, during which limnological variables were measured and samples from the phytoplankton (qualitative) and zooplankton (qualitative and quantitative) communities, as well as from sediment, were collected. Experiments were also carried out in the laboratory to evaluate the effects of different temperatures and luminosity on the hatching of diapause eggs of zooplankton species present in these environments. In general, the values obtained for the physical and chemical variables of the studied environments were in a favorable range to the development of the phytoplankton community. However the low concentration of chlorophyll *a* and the low richness of phytoplankton species may be reflections of the low water transparency, and the turbidity may limit the growth of the phytoplankton. Qualitative and quantitative analyzes of the zooplankton community indicated low species richness in these ponds. Although Rotifera presented a greater richness of taxa, Copepoda Cyclopoida was the most abundant and numerically representative group. The presence or absence of the Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis* does not seem to interfere in the composition and density of the zooplanktonic community. Species richness and local diversity should be related to disturbances and environmental dynamics. The results obtained in the experiment of hatching of zooplankton diapause eggs showed that the different ponds have similar hatching values, and low temperatures (20°C) and absence of light have a negative influence on hatching these eggs. In addition, it was observed that higher temperatures (35°C) accelerated the hatching of the diapause eggs during the first days of incubation. Thus we can infer that, in general, zooplankton community present in all the studied temporary aquatic environments behave in a similar way.

Key words: aquatic biodiversity, Minas Gerais, ephemeral ponds, limnological variables, phytoplankton, zooplankton, diapause eggs, temperature, luminosity

Apresentação do trabalho

A presente tese foi organizada de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos em artigos científicos e foi estruturada da seguinte forma: (1) Introdução; (2) Objetivos; (3) Hipóteses; (4) Materiais e Métodos Gerais; (5) Capítulo 1; (6) Capítulo 2; (7) Capítulo 3; (8) Conclusões gerais; (9) Referências Bibliográficas Gerais.

Este estudo teve como objetivo principal avaliar a composição taxonômica e a estrutura de comunidades planctônicas de 25 ambientes aquáticos temporários localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, norte e noroeste de Minas Gerais, a fim de gerar informações que possam ampliar o conhecimento e subsidiar o estabelecimento de técnicas de manejo e políticas de conservação para ambientes aquáticos temporários tropicais. Foram realizadas expedições científicas às lagoas estudadas, a fim de se avaliar: (I) características físicas, químicas e biológicas; (II) composição da comunidade fitoplanctônica; (III) estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica ativa; (IV); estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica dormente e (V) fatores que influenciam a eclosão dos ovos de resistência presentes no sedimento desses ambientes.

A tese foi estruturada com uma introdução e metodologia geral, seguida de três capítulos. No tópico Conclusões gerais, buscamos integrar os resultados obtidos nos três capítulos. No capítulo 1, apresenta-se um estudo com a finalidade de avaliar as principais variáveis ambientais (profundidade, transparência, pH da água, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, concentração de material em suspensão e concentração de clorofila *a*) dos ecossistemas aquáticos temporários estudados, a fim de determinarmos possíveis influências na composição da comunidade fitoplanctônica. O capítulo 2 trata de um estudo onde foram avaliadas a estrutura e a dinâmica da comunidade zooplanctônica ativa presente nos ambientes aquáticos temporários amostrados. Neste capítulo, foram abordados alguns aspectos ecológicos tais como a composição taxonômica, densidade numérica, abundância relativa, diversidade e riqueza de espécies zooplanctônicas, bem como a similaridade de espécies entre as diferentes lagoas temporárias estudadas. No capítulo 3, foram avaliadas a estrutura e a dinâmica da comunidade zooplanctônica dormente através da eclosão dos ovos de resistência presentes no sedimento dos ambientes aquáticos temporários amostrados. Objetivando identificar os principais fatores que influenciam a eclosão de

tais ovos, foram realizados experimentos controlados em laboratório com manipulação da temperatura e luminosidade.

1 INTRODUÇÃO

1.2 Ecossistemas aquáticos temporários

Os ecossistemas aquáticos temporários ocorrem em várias partes do mundo e podem ser definidos, de maneira geral, como corpos de água que vivenciam uma fase de seca periódica que geralmente pode ser previsível, tanto no seu momento de início como na sua duração (Williams, 1996).

Em uma tentativa de facilitar a classificação dos ecossistemas aquáticos temporários, Williams (1997) propôs dividir esses ambientes em: (1) intermitentes – todos os corpos de água que possuem uma época de seca periódica e cujo período de seca no ano é mais ou menos previsível; (2) episódicos – aqueles em que a água ocorre somente por um determinado período, porém geralmente de uma maneira imprevisível (ex. riachos formados após chuvas torrenciais).

Segundo Pérez-Bilbão *et al.* (2015), as lagoas temporárias são ecossistemas com uma fase seca anual previsível de 3 a 8 meses, sendo que estes ecossistemas devem sofrer ciclos periódicos de inundações e seca para um funcionamento correto. Geralmente esses ambientes estão localizados em áreas impermeáveis e apresentam uma pequena área de captação, sendo que o volume de água depende do equilíbrio entre as entradas (precipitação, escoamento superficial, neve derretida e água subterrânea) e saídas (evapotranspiração, infiltração e transbordamento). Ainda segundo estes autores, uma das principais características das lagoas temporárias é o seu isolamento; se eles estivessem conectados a habitats permanentes, isso provavelmente causaria a colonização de espécies típicas de ecossistemas permanentes e o desaparecimento das espécies típicas dos ambientes temporários

Um paradoxo frequentemente observado sobre lagoas temporárias é que, embora aparentemente efêmeros, eles podem ser na realidade ecossistemas aquáticos muito antigos (Gray 1988). Na Grã Bretanha estima-se que muitas lagoas temporárias (antigas lagoas glaciares) possuam mais de 8.000 anos de idade (Martin, 1990). A razão pela qual algumas lagoas temporárias podem persistir por tanto tempo relaciona-se à fase de seca: enquanto que em uma lagoa ou lago permanente há um acúmulo de sedimentos orgânicos no fundo do corpo d'água a cada ano, em uma lagoa temporária a maior parte da matéria orgânica que se acumula no sedimento é oxidada durante a fase de seca, de

modo que a cada ano pode haver um ganho líquido na profundidade do sedimento nesses ambientes (Martin, *op. cit.*).

A região semiárida do Brasil apresenta como característica hidrogeológica um escasso valor de recarga natural e os processos de descarga nessa região são praticamente nulos, o que resulta em sistemas aquáticos temporários ou efêmeros nos leitos dos rios (Maltchik *et al.*, 1999).

Em todo o mundo, as áreas secas estão apresentando uma aceleração na taxa de alteração, motivada principalmente por mudanças no uso da terra e alterações climáticas provocadas pelo homem (Wilby *et al.* 2004). Essas mudanças afetam a distribuição e a abundância de espécies, habitats e ecossistemas, criando novos mosaicos de paisagens e ampliando o processo de desertificação (Maltchik *et al.*, 1999).

Em regiões semiáridas do território brasileiro, a má distribuição de chuvas associada a uma alta taxa de evapotranspiração resulta no fenômeno da seca, que periodicamente assola a população dessas regiões. Em pelo menos 10% dessas áreas ocorrem processos graves de desertificação.

Hoje em dia existe grande interesse em se estudar os ecossistemas aquáticos temporários das regiões áridas, já que esses ecossistemas funcionam como indicadores do desequilíbrio climático regional e local (Boulton *et al.*, 1992).

Blaustein e Schwartz (2001) descreveram quatro motivos para se estudar os ecossistemas aquáticos temporários: (1) os ambientes temporários podem contribuir para o nosso entendimento geral da história de vida das espécies, da dinâmica das populações e da organização das comunidades que nele habitam; (2) esses habitats representam sistemas propícios para estudar os conceitos ecológicos, particularmente pelo fato deles poderem ser facilmente usados em experimentos de manipulações e por sua abundância permitir replicações; (3) esses ambientes podem abrigar vetores causadores de doenças prejudiciais à espécie humana; (4) os ecossistemas aquáticos temporários possuem várias espécies importantes para a biodiversidade global.

Além da variabilidade dos tipos de corpos de águas temporárias e de sua ampla distribuição no globo, alguns desses ambientes são considerados como grandes pontos de especiação, tendo em vista que a fauna e a flora respondem aos pulsos de inundação por meio de adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Williamns, 1996).

Flutuações extremas também afetam as características físicas e químicas da água: nutrientes como nitrato ou fosfato aparecem geralmente em baixas concentrações,

mas variam ao longo dos diferentes estágios hidrológicos da lagoa. O mesmo acontece com o pH, oxigênio dissolvido ou a salinidade, estes últimos apresentam valores mais elevados na última parte da fase úmida, porque a concentração de íons aumenta quando a lagoa está secando (Pérez-Bilbão *et al.*, 2015).

Devido à natureza cíclica dos ambientes temporários, eles podem conter uma biota que não é encontrada em nenhum outro tipo de ecossistema ou que possui suas maiores populações nesses ambientes (Williams, 2006). A persistência de águas é um dos principais fatores que determinam a biodiversidade das águas temporárias e a composição das comunidades: a persistência continuada possibilita uma colonização também continuada, bem como a ampliação dos nichos ecológicos e das redes alimentares (Alonso, 1985).

As variações temporais incluindo mudanças na temperatura média, na intensidade de luz e na disponibilidade de nutrientes constituem as principais variáveis que afetam a riqueza, a abundância, a dominância, a produção de biomassa e os pigmentos do fitoplâncton (Crossetti e Bicudo, 2005).

Nos habitats aquáticos continentais, o zooplâncton apresenta alta dispersão e capacidade de colonização, mas a diferenciação genética pode ser extensa mesmo entre populações vizinhas, efeitos persistentes da colonização de alguns indivíduos e subsequentes taxas de crescimento rápido e, portanto, uma vantagem numérica dos primeiros colonizadores, adaptação genética rápida às condições locais e o acúmulo de grandes bancos de ovos dormentes, podem levar à monopolização de recursos por genótipos descendentes dos colonizadores iniciais (Badosa *et al.*, 2017).

Dee Meester *et al.* (2002) resumiram esses processos como a "Hipótese de Monopolização", que é especialmente relevante para o zooplâncton cíclico partenogênético, como os rotíferos monogonontes e os cladóceros. Contudo, segundo estes autores, é atualmente desconhecido em que fase do processo de colonização a monopolização se tornará aparente.

Durante os estágios iniciais do estabelecimento da população, a monopolização pelos primeiros colonizadores pode ser contrabalançada por outros fatores que favorecem a migração em curso (Dee Meester *et al.*, 2002). Por exemplo, bancos de ovos dormentes recém-estabelecidos podem ser relativamente pequenos e carecem de variação ecologicamente relevante, reduzindo seu papel tampão contra genes imigrantes (Vandekerkhove *et al.*, 2005).

A depressão por endogamia também é provável ocorrer, uma vez que as populações colonizadoras descendem muitas vezes de alguns genótipos fundadores, o que provavelmente resultará em elevadas taxas de autofecundação. Além disso, em partenogênese cíclica, a seleção clonal ao longo da estação de crescimento (quando a reprodução é partenogenética) poderia reduzir o número de genótipos disponíveis para reprodução sexual, resultando em um baixo tamanho populacional efetivo (Badosa *et al.*, 2017).

Apesar da ampla ocorrência, abundância, importância ecológica e interesse limnológico de ambientes aquáticos temporários, a extensão de trabalhos realizados nesses ecossistemas ainda é incipiente. Águas temporárias que ocorrem no Nordeste brasileiro, por exemplo, ou em regiões costeiras como os lençóis maranhenses, têm uma grande importância dos pontos de vista evolutivo, ecológico e de aproveitamento da fauna e da flora (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

O nordeste brasileiro apresenta mais da metade de sua área com predominância de zona semiárida e, assim, grande parte de seus corpos de água são de natureza temporária (Maltchik e Medeiros, 2006). No norte da região sudeste do Brasil, onde a mesma faz divisa com a região nordeste, também há abundância desses ecossistemas aquáticos efêmeros. As maiores ameaças nesses ambientes são relacionadas às mudanças históricas nas condições climáticas regionais, causadas pela ocupação humana nessas regiões, o que vem ocasionando a intensificação da aridez (Maltchik e Medeiros, *op. cit.*).

Numerosas atividades humanas e práticas de usos da terra vêm alterando a integridade das zonas ripárias e alagados marginais por vários anos no semiárido brasileiro (MALTCHIK *et al.*, 1999). Outros problemas enfrentados nessa região e que também representam ameaças aos ecossistemas aquáticos temporários, incluem a introdução de espécies exóticas, mudanças no regime do fogo, retirada da vegetação, extração de areia e minérios, poluição da água por pesticidas, lançamento de esgotos domésticos e industriais e represamento de rios e riachos.

As lagoas temporárias começaram recentemente a receber atenção, o que tem evidenciado sua excepcional contribuição para a biodiversidade regional, como por exemplo em regiões mediterrânicas da Europa que foram identificadas como prioridade, uma vez que em lagoas temporárias dessas regiões podem ocorrer espécies raras e também constituem os últimos refúgios de espécies antigas (Sahuquillo e Miracle, 2010).

Contudo, devido à sua temporalidade, esses ambientes foram amplamente modificados: muitos foram drenados; grandes partes periféricas desses ambientes que não atingem seu nível máximo a cada ano foram convertidos em campos agrícolas; outros foram aprofundados para manter a água permanente e quase todos são usados e mantidos para agricultura e dessedentação de gado. Isso implica que sistemas temporários não modificados são muito escassos.

Apesar da importância ambiental e econômica de ambientes temporários, como os encontrados no norte do estado de Minas Gerais, objetos do presente estudo, os mesmos vêm sofrendo alterações drásticas e sendo progressivamente destruídos, diminuindo a biodiversidade desses ecossistemas em todo o mundo, e afetando diretamente as espécies planctônicas adaptadas a esse tipo de ambiente.

Nesse sentido, o presente estudo teve como foco principal as comunidades planctônicas de vinte e cinco ambientes aquáticos temporários localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, norte e nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil, a fim de gerar informações que possam ampliar o conhecimento sobre esses ecossistemas e subsidiar o estabelecimento de técnicas de manejo e de políticas de conservação para esses ambientes aquáticos efêmeros em regiões tropicais.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este estudo teve como objetivo principal avaliar a dinâmica e a estrutura de comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton) de vinte e cinco ambientes aquáticos temporários localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, norte e nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar medições e determinações de variáveis físicas, químicas e biológicas da água das vinte e cinco lagoas temporárias estudadas;
- determinar a composição da comunidade fitoplanctônica nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas;
- determinar a composição, abundância relativa e densidade numérica da comunidade zooplanctônica ativa nas vinte e cinco lagoas temporárias amostradas, com e sem a ocorrência do Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis*;
- calcular índices de diversidade para a comunidade zooplanctônica ativa presente nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas;
- relacionar, através do índice de Jaccard e de pareamento simples, o grau de similaridade entre a comunidade zooplanctônica ativa das vinte e cinco lagoas temporárias;
- determinar a composição taxonômica da comunidade zooplanctônica presente no sedimento das vinte e cinco lagoas temporárias amostradas na forma de estruturas dormentes;
- Realizar experimentos de eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas presentes no sedimento das vinte e cinco lagoas temporárias

estudadas, identificando os principais fatores que influenciam as taxas de eclosão destes ovos de dormência;

3. HIPÓTESES

- A variabilidade na composição da comunidade fitoplanctônica esta significativamente relacionada com as variáveis físicas químicas e biológicas?
- A composição da comunidade zooplanctônica difere significativamente entre as lagoas com a presença de *D. brasiliensis* e aquelas sem a presença deste anostraca?
- A taxa e o tempo de eclosão de espécies zooplanctônicas diferem entre os grupos zooplanctônicos?
- As variáveis temperatura e luminosidade influenciam a taxa de eclosão das estruturas de resistência dos táxons zooplanctônicos?

4. MATERIAIS E MÉTODOS GERAIS

4.1 Local de coleta

Foram realizadas expedições científicas a vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais localizados nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, dando ênfase àqueles encontrados ao norte e noroeste do estado de Minas Gerais (figura 1).

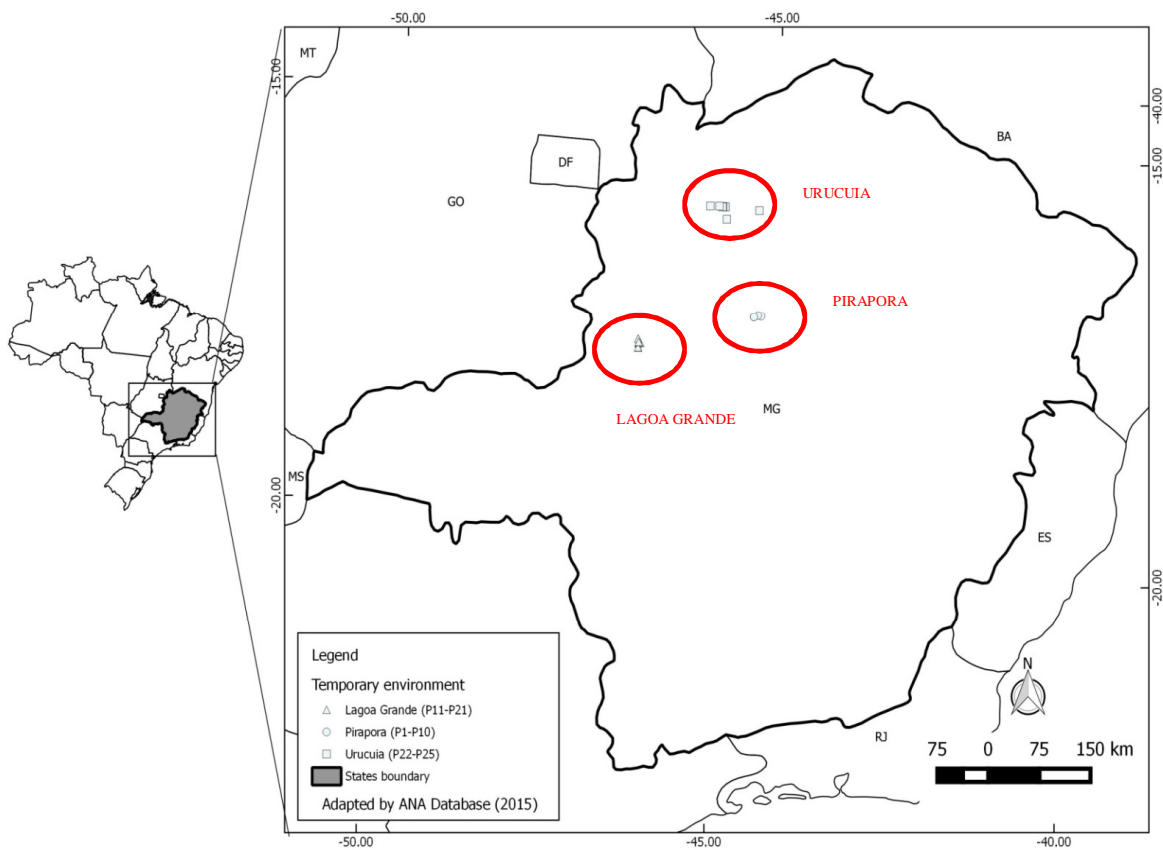


Figura 1: Localização dos ambientes aquáticos temporários nos município de Lagoa Grande, Urucuaia e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil.

No município de Urucuaia, foram amostrados dez ambientes temporários (figura 2), cujas denominações e coordenadas geográficas são as seguintes: AT1 (16°015'46,1''S e 45°30'04,4''W); AT2 (16°06'58,3''S e 45°32'04,7''W); AT3 (16°07'00,1''S e 45°32'06,8''W); AT4 (16°07'01,8''S e 45°32'16,8''W); AT5 (16°07'02,3''S e 45°34'14,5''W); AT6 (16°07'02,3''S e 45°34'14,5''W); AT7 (16°07'10,4''S e 45°34'11,5''W); AT8 (16°07'32,4''S e 45°34'1429,6''W); AT9 (16°07'011,5''S e 45°34'28,6''W) e AT10 (16°07'54,4''S e 45°37'06,5''W).

No município de Lagoa Grande, foram amostrados onze ambientes temporários (figura 3), cujas denominações e coordenadas geográficas são as seguintes: AT11 (17°51'06,8''S e 46°33'13,0''W); AT12 (17°51'01,2''S e 46°32'56,1''W); AT13 (17°50'50,7''S e 46°32'05,2''W); AT14 (17°50'43,0''S e 46°31'39,5''W); AT15 (17°54'19,2''S e 46°33'08,9''W); AT16 (17°54'20,2''S e 46°33'0,83''W); AT17 (17°54'13,2''S e 46°33'41,8''W); AT18 (17°48'01,1''S e 46°33'41,8''W); AT19 (17°48'00,7''S e 46°33'44,5''W); AT20 (17°50'18,9''S e 46°33'00,8''W) e AT21 (17°50'14,2''S e 46°33'01,1''W).

No município de Pirapora, foram amostrados quatro ambientes aquáticos temporários (figura 4), cujas denominações e coordenadas geográficas são as seguintes: AT22 (17°22'41,7''S e 44°57'19,4''W); AT23 (17°22'29,4''S e 44°57'04,4''W); AT24 (17°23'56,8''S e 45°00'13,6''W) e AT25 (17°23'53,8''S e 45°00'10,0''W).

As coletas foram realizadas em abril de 2015, maio de 2016 e janeiro de 2017, sendo que no primeiro período amostral apenas AT1, AT2, AT22 e AT23 encontravam-se totalmente secos e as demais lagoas estavam cheias. No segundo período amostral, apenas 13 lagoas temporárias encontravam-se cheias ou parcialmente cheias (AT5, AT7, AT8, AT11, AT12, AT14, AT15, AT16, AT18, AT22 AT23, AT24 e AT25), sendo que as demais estavam secas.

No último período amostral, 15 lagoas temporárias encontravam-se cheias durante a coleta, sendo que as lagoas temporárias AT1, AT2, AT3 e AT4 (Urucuaia), AT12, AT13, AT17, AT19, AT20 e AT21 (Lagoa Grande), AT24 e AT25 (Pirapora) estavam totalmente secas.

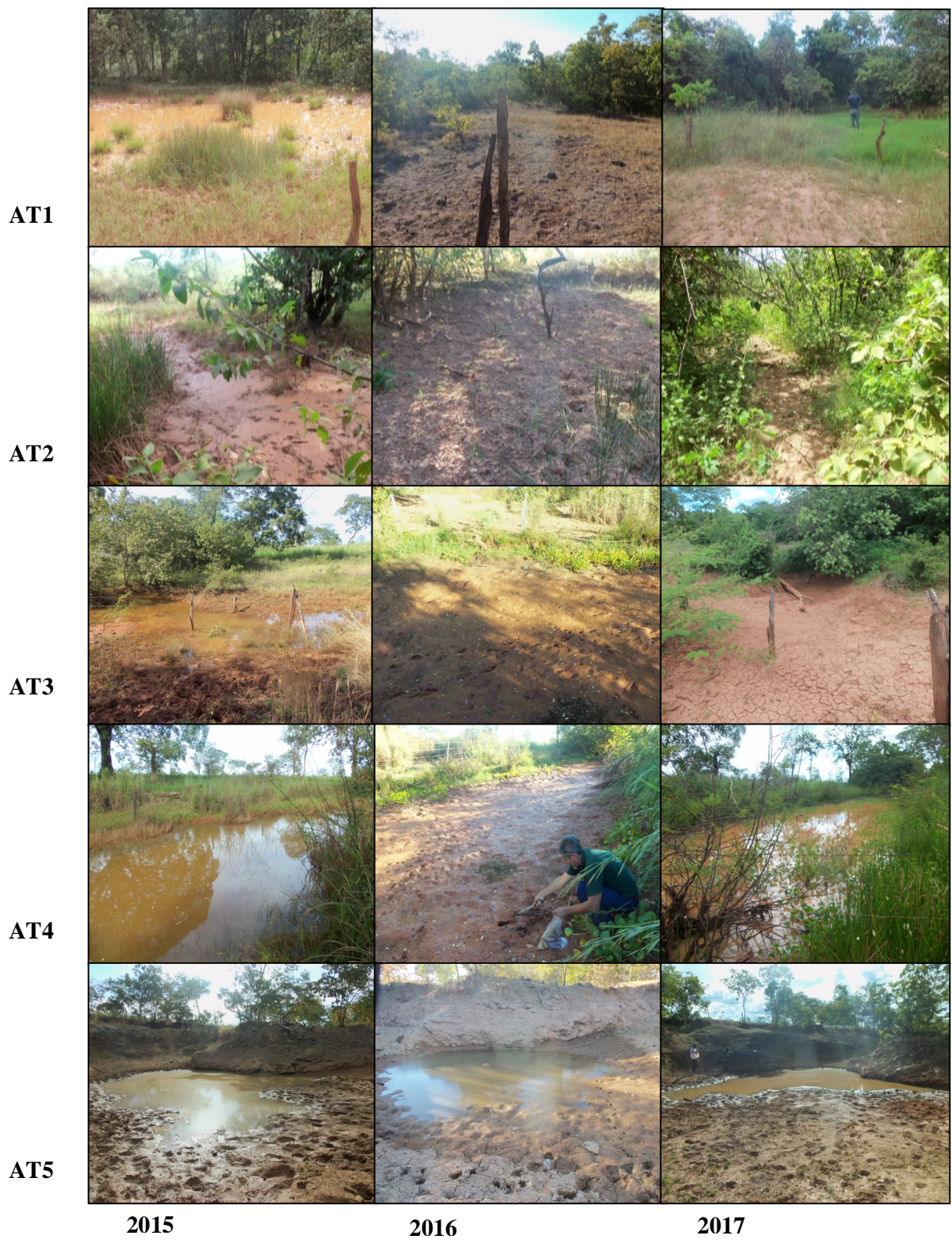


Figura 2: Visão geral das 10 lagoas temporárias localizadas no município de Urucua, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta..

Continuação da figura 2

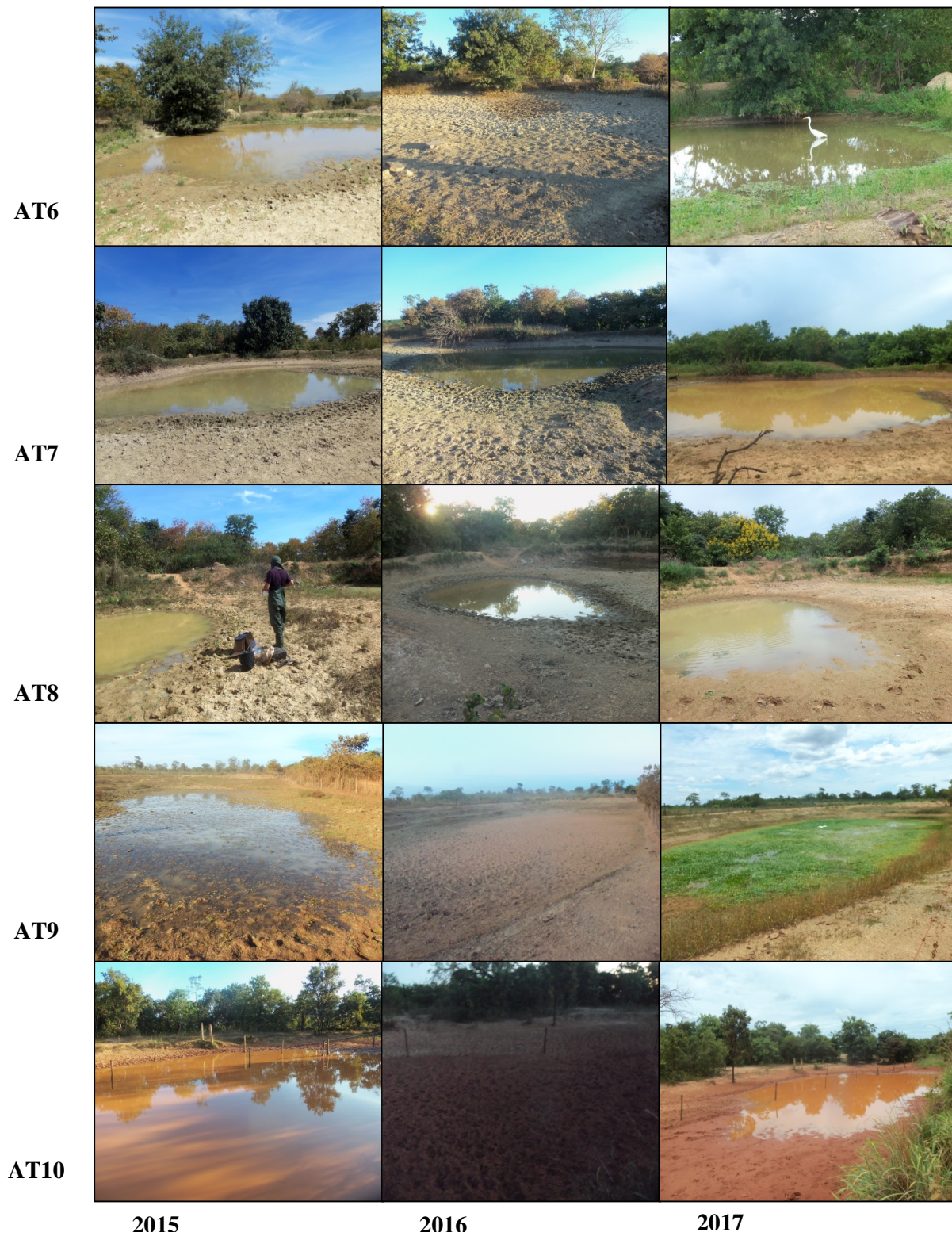


Figura 2: Visão geral das 10 lagoas temporárias localizadas no município de Urucuaia, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

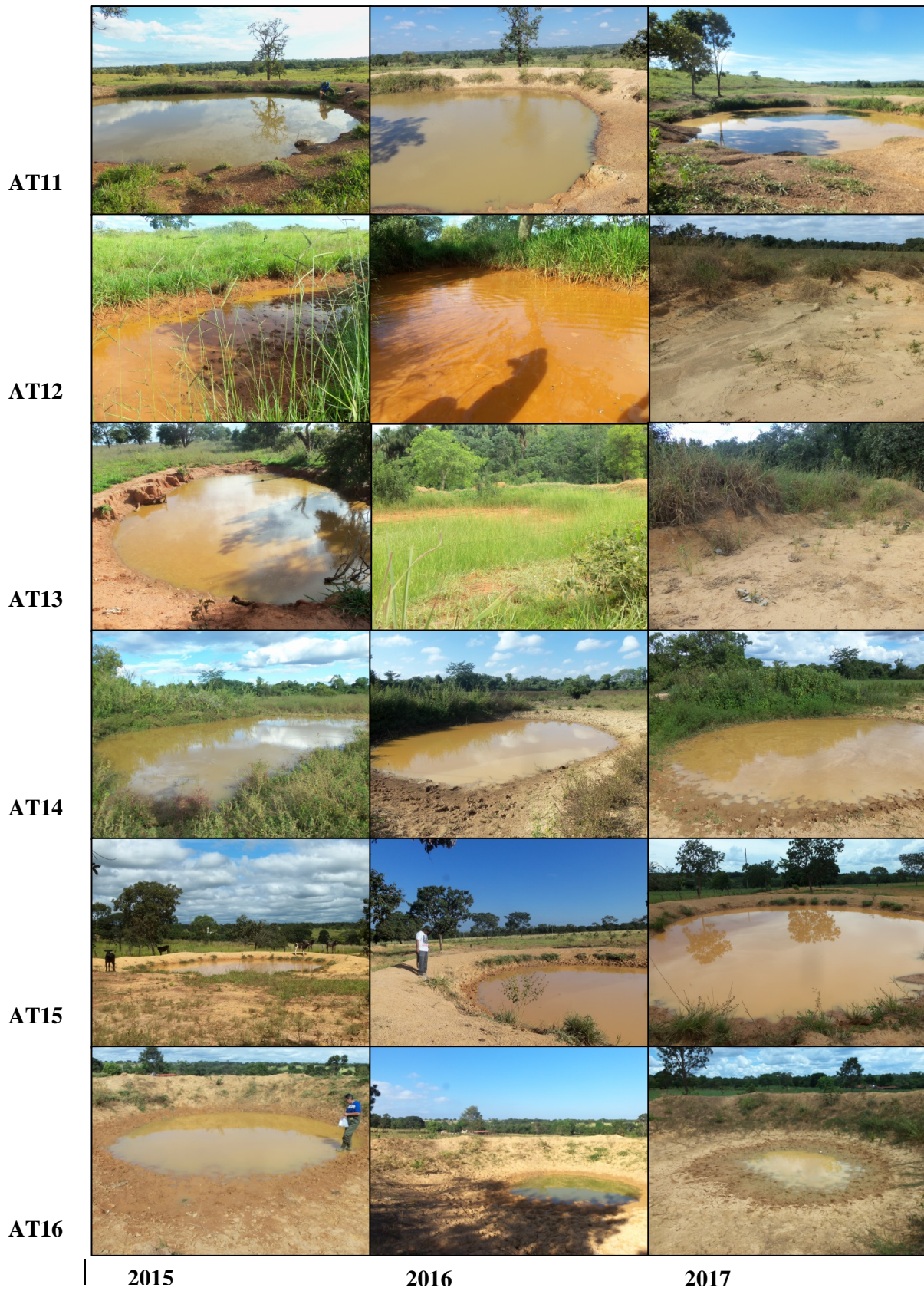


Figura 3: Visão geral das 11 lagoas temporárias localizadas no município de Lagoa Grande, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

Continuação da figura 3

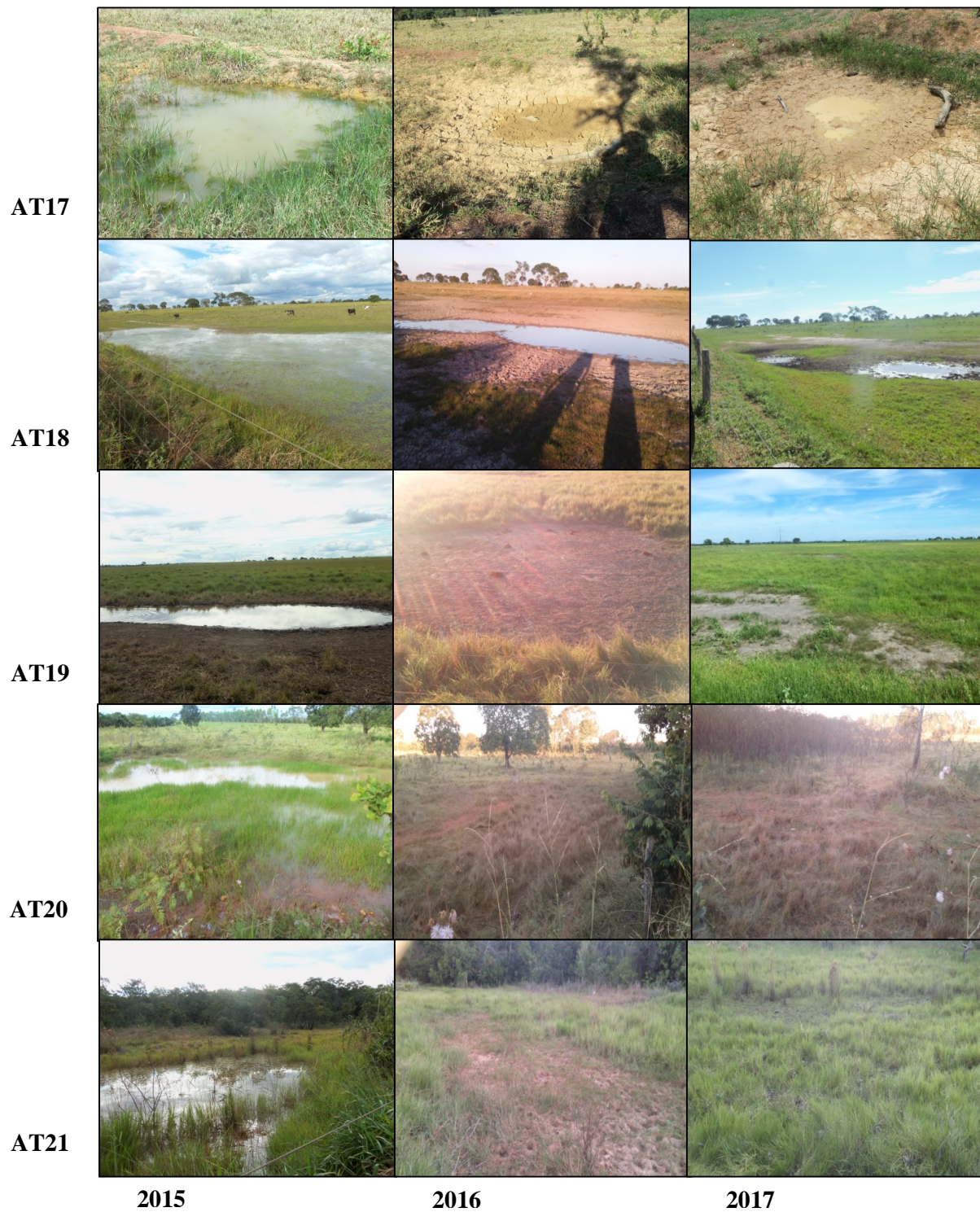


Figura 3: Visão geral das 11 lagoas temporárias localizadas no município de Lagoa Grande, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

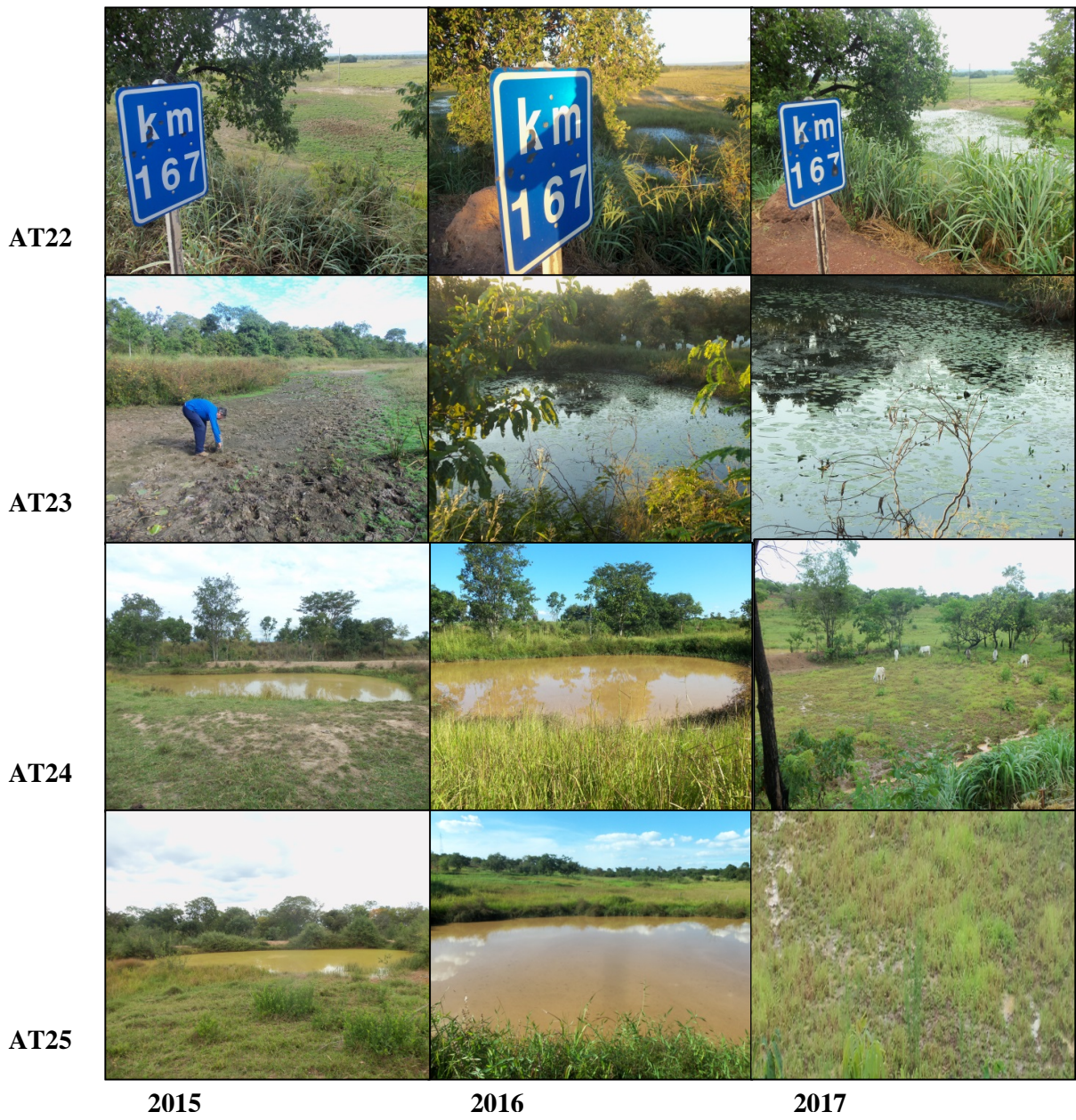


Figura 4: Visão geral das 4 lagoas temporárias localizadas no município de Pirapora, Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

4.2 Precipitação Pluviométrica

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos através do banco de dados meteorológicos das estações climatológicas de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, a partir do portal da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

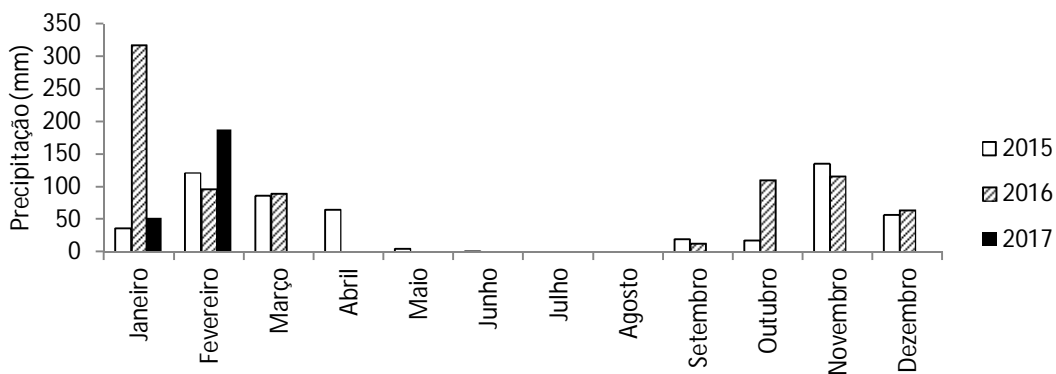


Figura 5: Precipitação pluviométrica no município de Urucua, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

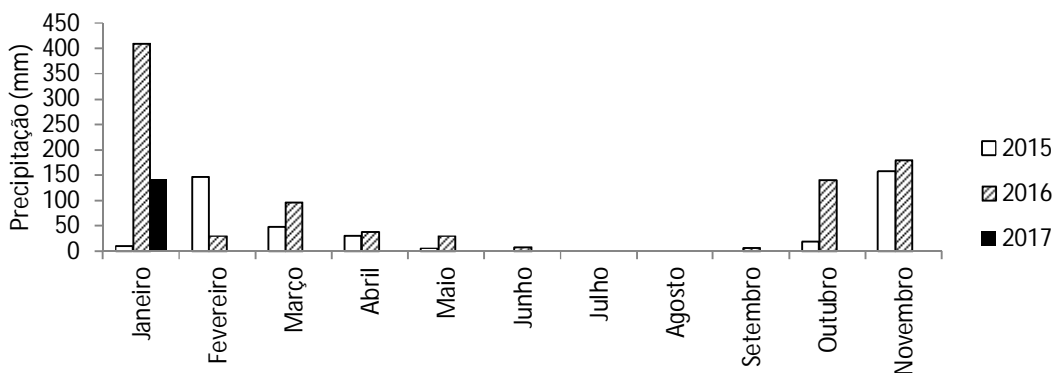


Figura 6: Precipitação pluviométrica no município de Lagoa Grande, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

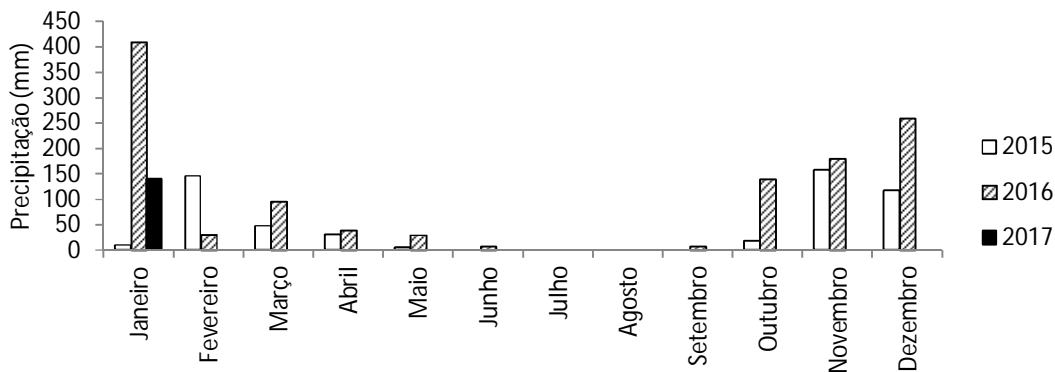


Figura 7: Precipitação pluviométrica no município de Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante os três períodos de coleta.

REFERÊNCIAS

- ALONSO, M. 1985. *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) Mediterranea: A new species of hyperhaline waters, long confused with D.(C.) *Dolichocephala* Sars, *Hydrobiologia*, v. 128, n. 3, p. 217-228.
- BADOSA, A.; FRISCH, D.; GREEN, A. J.; RICO, C. e GÓMEZ, A. 2017. Isolation mediates persistent founder effects on zooplankton colonisation in new temporary ponds. *Scientific Reports*, 7.
- BLAUSTEIN, L.; SCHWARTZ, S. S. 2001. Why study ecology in temporary pools? *Israel Journal of Zoology*, v. 47, n. 4, p. 303-312.
- BOULTON, A. J.; PETERSON, C. G.; GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology*, 73(6), 2192-2207.
- CROSSETTI, L. O. e BICUDO, C. E. de M. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 541, n. 1, p. 71-85.
- DE MEESTER, L.; GÓMEZ, A.; OKAMURA, B. e SCHWENK, K. 2002. The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica*, v. 23, n. 3, p. 121-135.
- GRAY, J. 1988. Evolution of the freshwater ecosystem: the fossil record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 62, n. 1-4, p. 1-214.
- MALTCHIK, L. e MEDEIROS, E. S. F. 2006. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 16, n. 7, p. 665-677.

MALTCHIK, L.; COSTA, M. A. J.; DUARTE, M. D. C. 1999. Inventory of Brazilian semi-arid shallow lakes. *Anais: Academia Brasileira de Ciências*, v. 71, p. 801-808.

MARTIN, G. 1990. Spring fever. *Discovery*, v. 11, p. 70-74.

PÉREZ-BILBAO, A.; BENETTI, C. J. e GARRIDO, J. 2015. Biodiversity and Conservation of Temporary Ponds—Assessment of the Conservation Status of “Veiga de Ponteliñares”, NW Spain (Natura 2000 Network), Using Freshwater Invertebrates. In: *Biodiversity in Ecosystems-Linking Structure and Function*. InTech.

SAHUQUILLO, M. e MIRACLE, M. R. 2010. Crustacean and rotifer seasonality in a Mediterranean temporary pond with high biodiversity (Lavajo de Abajo de Sinarcas, Eastern Spain). *Limnetica*, v. 1, n. 29, p. 75-92.

TUNDISI, J. G. e MATSUMURA TUNDISI, T. M. 2008. *Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos*.

VANDEKERKHOVE, J.; DECLERCK, S.; BRENDONCK, L. U. C.; CONDEPORCUNA, J. O. S. É.; JEPPESEN, E., e MEESTER, L. D. 2005. Hatching of cladoceran resting eggs: temperature and photoperiod. *Freshwater Biology*, v. 50, n. 1, p. 96-104.

WILBY, A.; BOEKEN, B. e SHACHAK, M. 2004. The impact of animals on species diversity in aridland plant communities. *Biodiversity in Drylands: Toward a Unified Framework*, p. 189-205.

WILLIAMS, D. D. 2006. *The biology of temporary waters*. Oxford University Press.

WILLIAMS, D. D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, v. 7, n. 2, p. 105-117.

WILLIAMS, D. D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 15, n. 4, p. 634

5. CAPÍTULO 1

Variáveis limnológicas e composição da comunidade fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos temporários tropicais.

RESUMO

Ambientes aquáticos temporários apresentam, em geral, condições ambientais extremas, as quais demandam adaptações da biota, tanto às variações diárias bruscas, quanto ao completo dessecamento sazonal do ecossistema. Visando ampliar o conhecimento sobre lagoas temporárias, este estudo teve como principal objetivo avaliar padrões de variações das características limnológicas desses ecossistemas, através de análise de variáveis físicas, químicas, biológicas e da estrutura da comunidade fitoplanctônica de vinte e cinco ambientes temporários localizados nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil. As coletas foram realizadas em abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017. Em cada ambiente foram determinados profundidade, transparência, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, material em suspensão e clorofila *a*, além da composição da comunidade fitoplanctônica. A maior parte dos valores obtidos para os parâmetros físicos e químicos da água dos ambientes estudados, embora variáveis, encontraram-se numa faixa favorável ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. A baixa concentração de clorofila *a* e a baixa riqueza de táxons fitoplanctônicos encontradas em todas as lagoas temporárias estudadas parece ser reflexo da baixa transparência da água, sendo que a turbidez limitou o crescimento do fitoplâncton.

Palavras-chave: lagoas temporárias, variáveis ambientais, clorofila *a*, fitoplâncton, riqueza de táxons.

ABSTRACT

Temporary aquatic environments usually present extreme environmental conditions, which require adaptations of the biota, both to abrupt daily variations and to the complete seasonal desiccation of the ecosystem. The objective of this study was to evaluate patterns of variations in the limnological characteristics of these ecosystems by analyzing the physical, chemical, biological variables and phytoplankton community structure of twenty - five temporary environments located in the cities of Urucuia, Lagoa Grande and Pirapora, state of Minas Gerais, Brazil. Sampling were carried out in April/2015, May/2016 and January/2017. In each environment were determined depth, transparency, pH, electrical conductivity, water temperature, concentrations of dissolved oxygen, total nitrogen, total phosphorus, suspended matter and chlorophyll *a*, in addition to the composition of the phytoplankton community. Most of the values obtained for the water physical and chemical parameters of the studied environments, although variable, were found in a favorable range to the development of the phytoplankton community. The low concentration of chlorophyll *a* and the low richness of phytoplankton taxa found in all the temporary ponds studied seems to be a reflection of the low water transparency, and the turbidity limited the growth of the phytoplankton.

Keywords: temporary ponds, environmental variables, chlorophyll *a*, phytoplankton, species richness.

INTRODUÇÃO

Um ambiente preservado tem grande valor econômico, estético, social e ecológico; mantê-lo intacto, significa preservar todos os componentes desse ecossistema em boas condições, proporcionando um ambiente favorável à preservação de sua biota (Primack e Rodrigues, 2001).

A qualidade da água de um determinado recurso hídrico pode ser avaliada através do estudo de diversas variáveis que traduzem as principais características físicas, químicas e biológicas (Romeiro, 2004) e indicam as condições em que a água se encontra, para os mais variados usos, inclusive para a preservação do meio ambiente (Ceretta, 2004).

Entre os indicadores de qualidade de água utilizados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e pelo Ministério da Saúde do Brasil, destacam-se o nitrogênio, o fósforo, o oxigênio dissolvido, o pH, a condutividade elétrica, a temperatura e a turbidez (Gonçalves, 2003).

As características físicas e químicas de todo o corpo de água são determinadas, em grande parte, pelo clima, geomorfologia e condições geoquímicas prevalentes na bacia de drenagem em que o ambiente se encontra (Rodríguez, 2001). O intemperismo de rochas varia com a geologia do local e, geralmente, é determinante das características químicas das águas, as quais também são função da intensidade das entradas por outras vias, incluindo a precipitação pluviométrica e a poluição (Rodríguez, *op. cit.*).

Lagoas temporárias que ocupam depressões em regiões áridas ou semiáridas sofrem uma grande influência do sistema terrestre circundante, principalmente do ponto de vista da composição química (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para a sobrevivência dos seres vivos, sendo que a disponibilidade da água deve ser satisfatória para suprir as necessidades de um determinado conjunto de seres vivos, tanto em termos quantitativos quanto no que se refere à sua qualidade (Braga, 2001).

O crescimento da população humana e o acelerado desenvolvimento das diversas atividades antrópicas têm aumentado o aporte de nutrientes nos corpos d'água, causando a eutrofização e a degradação da qualidade da água como resultado do aumento da poluição orgânica e inorgânica, o que põe em risco o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos, inclusive os temporários, produzindo sérias consequências

ecológicas, econômicas, sociais, de saúde pública, de degradação estética do ambiente, inclusive com impedimentos para fins de abastecimento de água, recreação e turismo (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

A adição contínua de matéria orgânica e, conseqüentemente, de componentes nitrogenados e fosfatados à água, oriundos de fontes poluidoras pontuais e difusas, tais como a descarga de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agriculturáveis (Azevedo e Vasconcelos, 2006), somados às condições físicas e químicas do ambiente, podem provocar eutrofização das águas (Odum, 1985), favorecendo o aumento da biomassa de organismos fitoplanctônicos e florações de populações cianobactérias.

A produtividade primária, biomassa, composição de espécies e flutuações populacionais são as principais variáveis a serem consideradas na avaliação da dinâmica fitoplâncton (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). O principal sintoma de estabelecimento do fenômeno de eutrofização são as alterações nas concentrações da razão N:P na água, provocando mudanças drásticas na comunidade fitoplanctônica, tendo como efeito imediato a diminuição da biodiversidade (Odum, 1985).

Os ambientes aquáticos temporários são sistemas que apresentam natureza dinâmica importante nos aspectos biológicos, econômicos e sociais, além de servirem como modelos teóricos para estudos limnológicos e ecológicos, sendo que estas águas podem ser usadas para fins domésticos, para fins de agricultura estacional e para dessedentação de animais em regiões semiáridas (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Com as perspectivas globais de sobreuso do solo, aumento da poluição e crescente eutrofização dos corpos d'água, inclusive os temporários, aumenta a preocupação com o crescimento excessivo da comunidade fitoplanctônica (florações ou, do inglês, *blooms*), que têm despertado grande interesse pelo elevado número de linhagens tóxicas de cianobactérias, o que representa um grave problema para a saúde pública (Silva, 2005).

Os ambientes aquáticos temporários apresentam características físicas e químicas bastante peculiares, sendo geralmente ecossistemas muito rasos, com elevada concentração de matéria orgânica, alta turbidez e sujeitos a grande elevação de temperatura durante o dia. Essas condições ambientais extremas certamente têm impacto sobre a biota e determinam a seleção grupos que possam suportar tanto variações diárias bruscas nas condições ambientais, quanto o completo dessecação do ambiente que ocorre sazonalmente. Comunidades fitoplanctônicas em ecossistemas

temporários dependem da recolonização constante a partir de um *pool* regional de estágios ou estruturas de dormência. A diversidade das espécies fitoplanctônicas presentes em um determinado ambiente é muito importante para a compreensão e acompanhamento das alterações desse local. A riqueza de espécies (número de táxons por amostra) é uma das primeiras avaliações de um estudo e pode ser complementada pela aplicação de índices de diversidade, usualmente utilizados em Ecologia (Pádua, 2006).

Essas informações têm grande contribuição para que se possa fazer o levantamento das variações tanto naturais quanto as decorrentes de alterações no ambiente devido às ações antrópicas, em especial quando se dispõem de registros da comunidade fitoplanctônica e da sua variabilidade diária, sazonal e até em longos períodos de séries anuais. Recentemente, tem sido proposta a avaliação de grupos funcionais de cianobactérias e de microalgas fitoplanctônicas, com base nas suas características ecológicas, isto é, no nicho que ocupam no ambiente aquático, para melhor compreensão da dinâmica dessas populações (Pádua, 2006). O conhecimento da composição da comunidade do fitoplâncton de águas continentais é uma ferramenta relevante para a compreensão da dinâmica das populações fitoplanctônicas, principalmente grupos de interesse para o saneamento.

Visando melhorar o conhecimento sobre as condições ambientais em lagoas temporárias, bem como seu impacto sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica que nelas ocorre, este estudo teve como principal objetivo avaliar padrões de variações das características limnológicas desses ecossistemas, através de análise de variáveis físicas, químicas, biológicas e da estrutura da comunidade fitoplanctônica de diversos ambientes temporários localizados no norte e nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Espera-se, com isso, gerar dados que possam subsidiar a recomendação de medidas mitigadoras e de gestão desses ambientes, visando sua preservação, visto que os mesmos têm grande importância regional.

MATERIAIS E MÉTODOS

Locais de coleta

Foram realizadas expedições científicas a vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, dando ênfase àqueles encontrados ao norte e noroeste do estado de Minas Gerais. Os ambientes temporários amostrados em Urucuia foram assim designados: AT1, AT2, AT3, AT4, AT5, AT6, AT7, AT8, AT9 e AT10. Os ambientes temporários amostrados em Lagoa Grande foram nomeados como: AT11, AT12, AT13, AT14, AT15, AT16, AT17, AT18, AT19, AT20 e AT21. Os ambientes aquáticos temporários amostrados em Pirapora foram chamados de: AT22, AT23, AT24 e AT25.

As coletas foram realizadas em abril de 2015, maio de 2016 e janeiro de 2017, sendo que no primeiro período amostral os ambientes AT1, AT2, AT22 e AT23 encontravam-se totalmente secos. No segundo período amostral, apenas treze lagoas temporárias encontravam-se cheias ou parcialmente cheias (AT5, AT7, AT8, AT11, AT12, AT14, AT15, AT16, AT18, AT22, AT23, AT24 e AT25). No último período amostral, quinze lagoas temporárias encontravam-se cheias durante a coleta, sendo que as lagoas temporárias AT1, AT2, AT3 e AT4 (Urucuia), AT12, AT13, AT19, AT20 e AT21 (Lagoa Grande), AT24 e AT25 (Pirapora) estavam totalmente secas. Devido à baixa quantidade de água em AT17, a determinação da composição fitoplanctônica neste último período foi realizada apenas em quatorze lagoas.

Profundidade e transparência da água

A profundidade total dos ambientes estudados foi determinada através de corda graduada com um peso na extremidade.

A transparência da água foi determinada pela leitura da profundidade de desaparecimento visual de um Disco de Secchi (0,30m de diâmetro e cor branca). O disco foi baixado verticalmente na coluna d'água na sombra. A média entre a profundidade em que o disco desapareceu e reapareceu foi tomada como medida da transparência da água.

Variáveis ambientais medidas *in situ* com sonda multiparâmetro

As medições de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, saturação de oxigênio e concentração de oxigênio dissolvido na água foram medidas *in-situ* na subsuperfície em três pontos distintos de cada uma das lagoas temporárias estudadas, utilizando-se uma sonda multiparâmetro YSI 6600.

As medidas dessas variáveis ambientais não foram realizadas no último período de coleta (janeiro de 2017) em virtude de problemas na sonda YSI.

Determinação de nutrientes totais

As amostras de água para a análise da concentração de nutrientes totais (nitrogênio total e fósforo total) foram coletadas manualmente na região subsuperficial com garrafas de polietileno (1 litro) previamente limpas (lavadas com detergente neutro Extran 50% e enxaguadas quatro vezes com água destilada). Os recipientes contendo a água para análise, ainda em campo, foram acondicionados em caixa de isopor com gelo e trazidos ao laboratório para posterior análise. Amostras de cada garrafa d'água não filtrada foram reservadas e armazenadas em freezer a 22°C para a análise dos nutrientes totais (nitrogênio e fósforo total), seguindo as técnicas descritas por Valderrama (1981).

Concentração de material em suspensão

Para as determinações da concentração de material em suspensão, foi utilizado o método gravimétrico descrito em Teixeira *et al.* (1965). Logo após a coleta, foram filtrados volumes conhecidos de amostra utilizando-se microfiltros de fibra de vidro GF-C (1,2µm de abertura de poro) previamente calcinados em forno mufla a 450°C por ½ hora e pesados em balança microanalítica Sartorius modelo MC21S (1µg de precisão). Os filtros com o material em suspensão foram secos em estufa de secagem por 24 horas a 60°C (ou até atingirem peso constante), transferidos para dessecador para resfriamento (uma hora) e depois pesados.

Para a obtenção da quantidade de material em suspensão presente na água, foi determinada a diferença entre o peso final com o material suspenso e o peso inicial do

filtro. Os filtros foram novamente calcinados em forno mufla a 450°C por ½ hora, transferidos para dessecador para resfriamento (uma hora) e pesados novamente, o que correspondeu ao peso das cinzas, ou seja, de material inorgânico. A diferença entre os pesos do material suspenso e o das cinzas representa o conteúdo de matéria orgânica.

Análises de clorofila *a*

Para a determinação da concentração de clorofila *a*, foi filtrado *in situ* um volume conhecido de água coletada na subsuperfície dos pontos de amostragem, em filtros de microfibras de vidro GF-C de 1,2 µm de abertura de poro. Os filtros contendo o material algal foram dobrados e colocados em envelopes de papel-alumínio dentro de frascos escuros contendo sílica-gel e mantidos no freezer até a extração do pigmento. Para as determinações das concentrações de clorofila *a*, foi utilizado o método de extração e cálculo descrito por CETESB (1978).

A extração foi feita através da maceração manual dos filtros em acetona 90% a frio em ambiente com baixa iluminação, devido à rápida fotodegradação da clorofila *a*. Após a maceração, o extrato foi colocado em tubos de centrífuga graduados e levados à geladeira por 24 horas. Após este período, o extrato foi centrifugado por 10 minutos a 3200 rpm retirando-se o sobrenadante. Em seguida, foi feita a leitura em espectrofotômetro HACH DR5000, nos comprimentos de onda de 663 nm e 750 nm, das amostras com e sem acidificação, utilizando-se como branco a solução de acetona 90%. Para a acidificação das amostras, foram utilizadas 2 gotas de HCL (0,1 N).

Para os cálculos foi utilizada a seguinte fórmula:

$$[\text{Clorofila } a] = \frac{26,73 \times (E_b - E_a) \times v}{V \times CO}$$

Onde:

E_b = absorvância a 665 nm antes da acidificação menos a absorvância a 750 nm;

E_a = absorvância a 665 nm depois da acidificação menos a absorvância a 750 nm;

v = volume do solvente usado no extrato (mL);

V = volume da amostra filtrado (L);

CO = caminho óptico da cubeta;

26,73 = constante utilizada para a acetona 90% (calculada a partir do coeficiente de absorção específico).

Comunidade fitoplanctônica

Foram realizadas amostragens qualitativas para a determinação da composição de espécies nas diferentes lagoas temporárias estudadas. As amostras qualitativas foram obtidas por meio de arrastos horizontais da rede de fitoplâncton (abertura de malha de 20 μm) em diferentes direções.

A amostragem da comunidade fitoplanctônica foi realizada apenas nas lagoas temporárias com profundidade suficiente para o arrasto da rede de plâncton. O material coletado foi armazenado em frascos de polietileno. Logo após a coleta, foi adicionada uma solução de formol na concentração final de 4% para fixação dos organismos.

A identificação dos organismos fitoplanctônicos presentes nas amostras quantitativas foi realizada em nível de grandes grupos com base em Bicudo (2005).

RESULTADOS

Profundidade total e transparência da água

Os valores de profundidade total e de transparência da água para as vinte e cinco lagoas temporárias, nos três períodos de amostragem, estão apresentados na figura 1. As lagoas AT4 e AT10 tiveram, em média, os maiores valores de profundidade total (45 e 38 cm) para as lagoas localizadas no município de Urucuia, durante o primeiro período de coleta, enquanto que a lagoa AT9 teve, em média, o menor valor de profundidade total (15 cm).

Neste mesmo período, nas lagoas localizadas no município de Lagoa Grande, os maiores valores de profundidade total foram encontrados em AT13 (40 cm) e AT14 (47 cm). Nas lagoas temporárias encontradas no município de Pirapora, apenas duas (AT24 e AT25) encontravam-se cheias durante este período de coleta. Os valores da profundidade total nestas duas lagoas variaram entre 40 e 45 cm (figura 1).

No segundo período de coleta, os valores da profundidade total variaram entre 15 e 30 cm entre as três lagoas que estavam cheias em Urucuia, sendo o maior valor encontrado na lagoa AT7 (30 cm). Em Lagoa Grande, o maior valor da profundidade total foi encontrado na lagoa AT11 (40 cm) e o menor valor em AT16 (16 cm).

No terceiro período de coleta, os valores da profundidade nas lagoas localizadas em Urucuia variaram entre 10 e 35 cm, sendo que o maior valor foi encontrado na lagoa AT5 (35 cm). Nas lagoas localizadas em Lagoa Grande, o maior valor foi encontrado em AT11 (65 cm) e os menores em AT17 e AT18 (5 cm). No município de Pirapora, os valores da profundidade total variaram entre 25 e 35 cm nas lagoas que estavam cheias AT22 e AT23, respectivamente (figura 1).

A transparência da água foi maior no primeiro período de coleta na maioria das lagoas temporárias estudadas, sendo os menores valores encontrados no segundo e terceiro período. No primeiro e terceiro períodos de coleta, alguns valores de transparência da água atingiram os mesmos valores de sua profundidade total, enquanto que no segundo período, apenas a lagoa AT22 apresentou valores semelhantes entre a transparência da água e a profundidade total (figura 1).

Potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido

Os valores das variáveis medidas com a sonda multiparâmetro YSI estão apresentados nas figuras 3 a 6. No primeiro período de coleta, os valores de pH nas lagoas temporárias estudadas variaram entre 6,29 e 8,59, sendo o maior valor encontrado em AT12 e o menor valor em AT21, ambas localizadas no município de Lagoa Grande. Durante o segundo período de coleta, os valores de pH variaram entre 5,94 e 8,22, sendo o maior valor encontrado em AT14 e o menor valor em AT23 (figura 2).

No primeiro período de coleta, a condutividade elétrica variou entre $22 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $218 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo o menor valor encontrado em A17 e maior em AT19. Durante o segundo período de coleta, a condutividade elétrica variou entre $76 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $388 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo o menor valor encontrado em AT11 e maior valor em AT23 (figura 3).

A temperatura da água foi ligeiramente alta em todos os períodos de coleta, sendo a maior parte dos valores encontrados acima de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. No primeiro período de coleta, os valores de temperatura nas lagoas temporárias estudadas variaram entre $17,2^\circ\text{C}$ e $30,8^\circ\text{C}$, sendo o maior valor encontrado em AT9 e o menor valor em AT10, ambas localizadas no município de Urucuia. Durante o segundo período de coleta, os valores de temperatura da água variaram entre $20,1^\circ\text{C}$ e $32,6^\circ\text{C}$, sendo o maior valor encontrado em AT16 e o menor valor em AT23 (figura 4).

No primeiro período de coleta, os valores de concentração de oxigênio dissolvido nas lagoas temporárias estudadas variaram entre $3,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $10,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor valor em AT19, ambas localizadas no município de Lagoa Grande. Durante o segundo período de coleta, os valores de concentração de oxigênio dissolvido variaram entre $3,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $8,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT23 e o menor valor em AT16 (figura 5).

Concentrações de nutrientes totais

Os resultados obtidos para a concentração de nitrogênio total e fósforo total, registrados nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas, estão apresentados nas figuras 6 e 7.

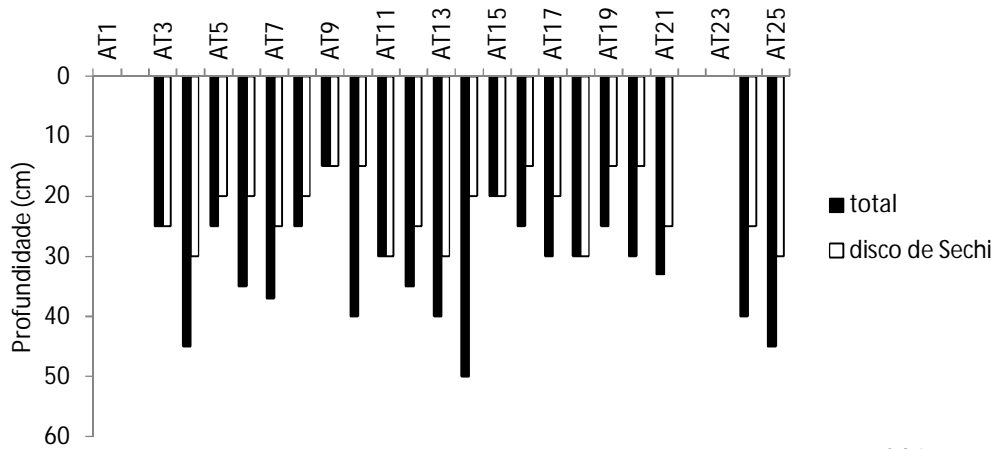
No primeiro período de coleta, os valores das concentrações de nitrogênio total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre 447,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1280,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT21 e o menor valor em AT10.

Durante o segundo período de amostragens, os valores das concentrações de nitrogênio total variaram entre 438,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1200,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT22 e o menor valor em AT11. No último período de coleta, os valores das concentrações de nitrogênio total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre 890,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e 3080,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT11 e o menor em AT9 (figura 6). Na lagoa AT18 não foi possível quantificar a concentração de nitrogênio total.

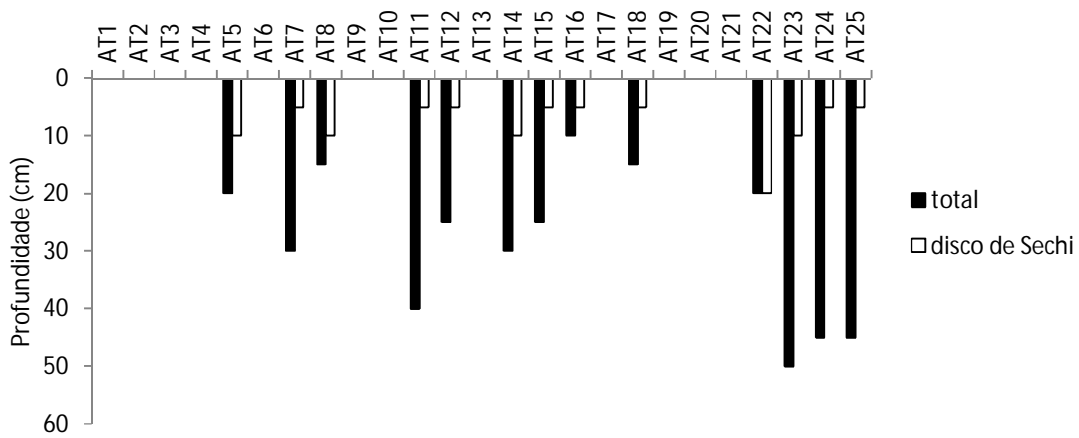
De modo geral as maiores concentrações de fósforo total ocorreram durante o segundo período amostral. No primeiro período de coleta, os valores das concentrações de fósforo total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre 47,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 670,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor valor em AT7.

Durante o segundo período de coleta, os valores das concentrações de fósforo total variaram entre 138,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 980,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT23 e o menor valor em AT7. No último período de coleta, os valores das concentrações de fósforo total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre 51,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1260,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor em AT7 (figura 7).

2015



2016



2017

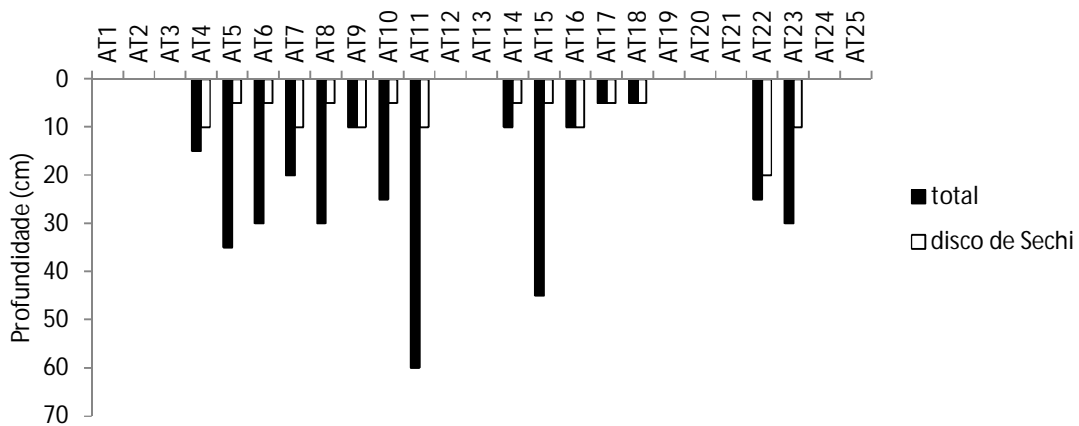


Figura 1: Valores da profundidade total e profundidade do disco de Secchi (cm) em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

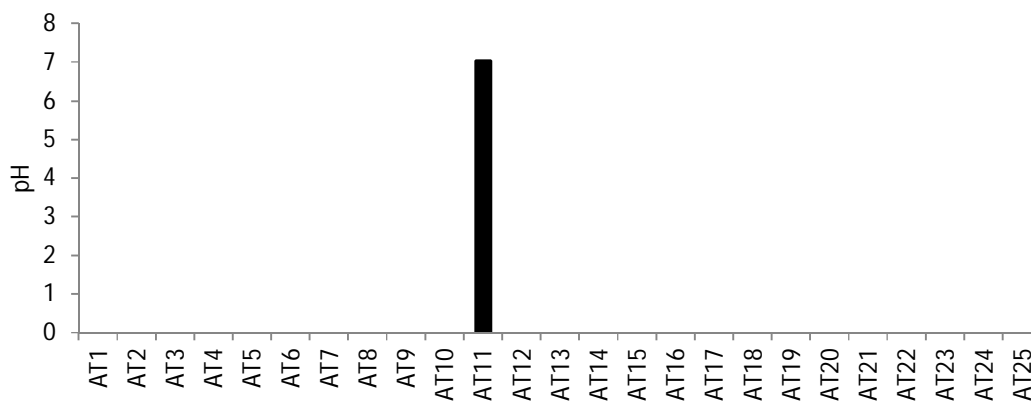
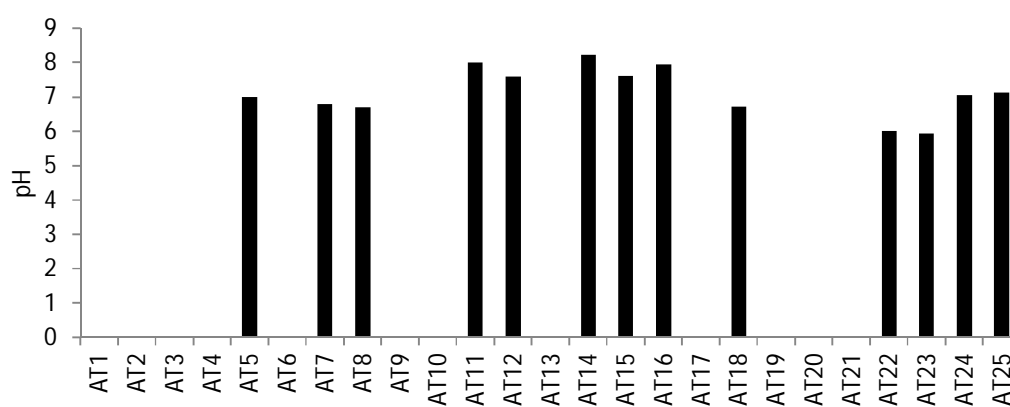
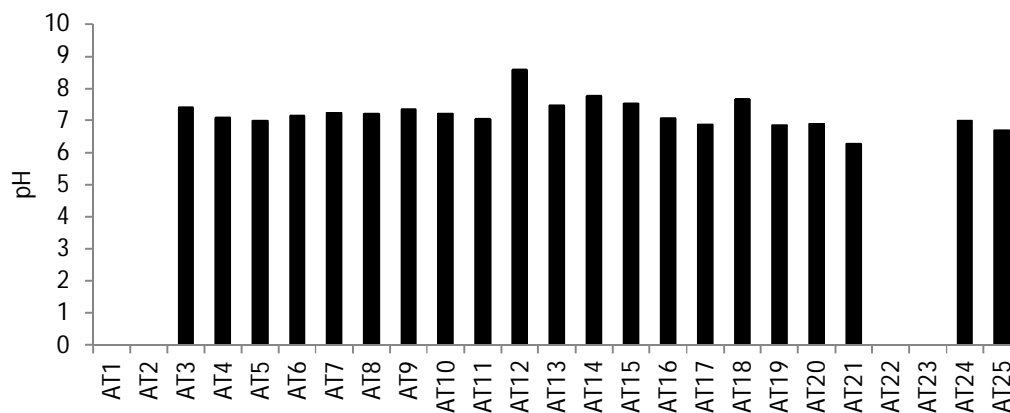


Figura 2: Valores médios do pH da água em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

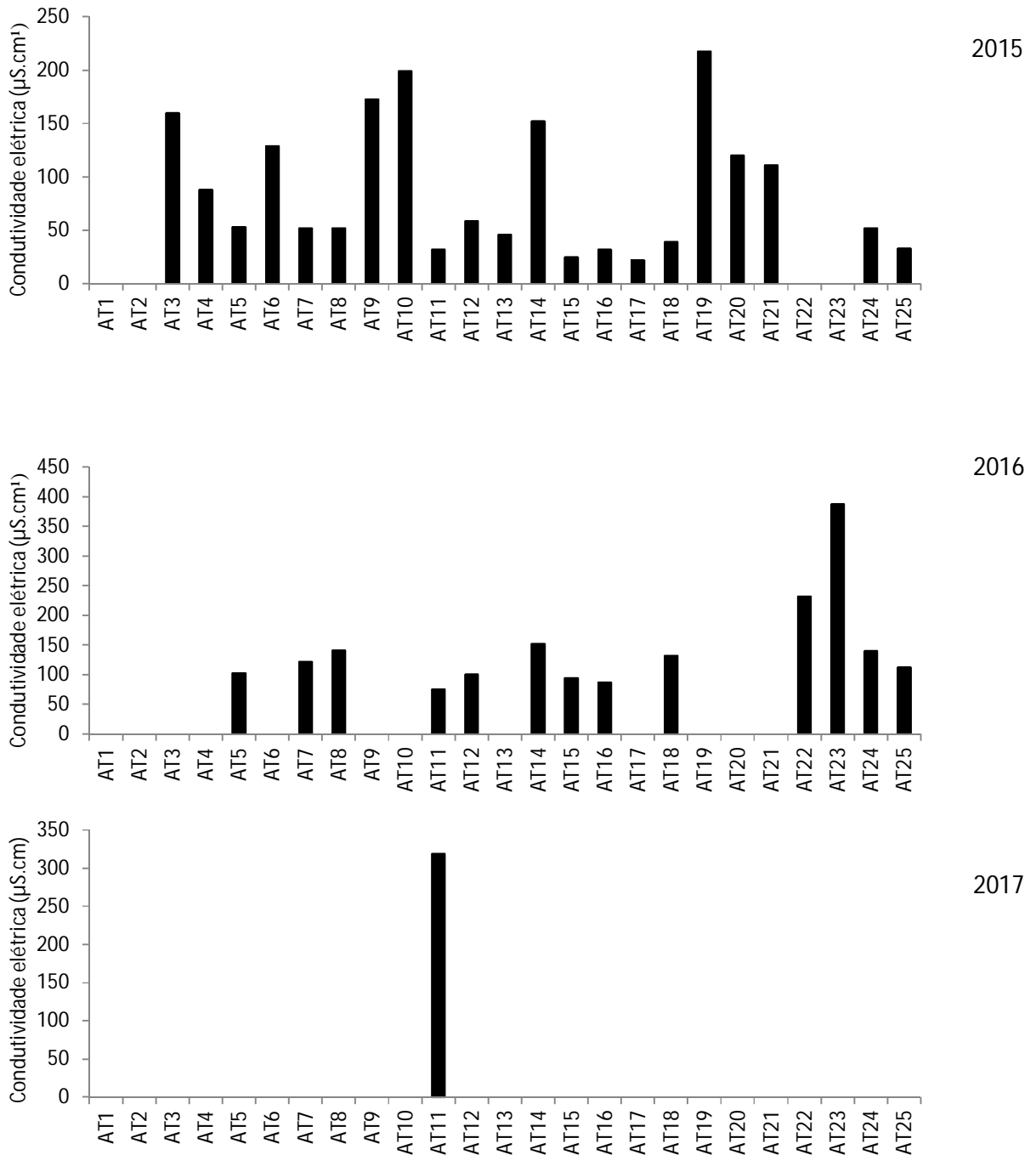


Figura 3: Valores médios da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) da água em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

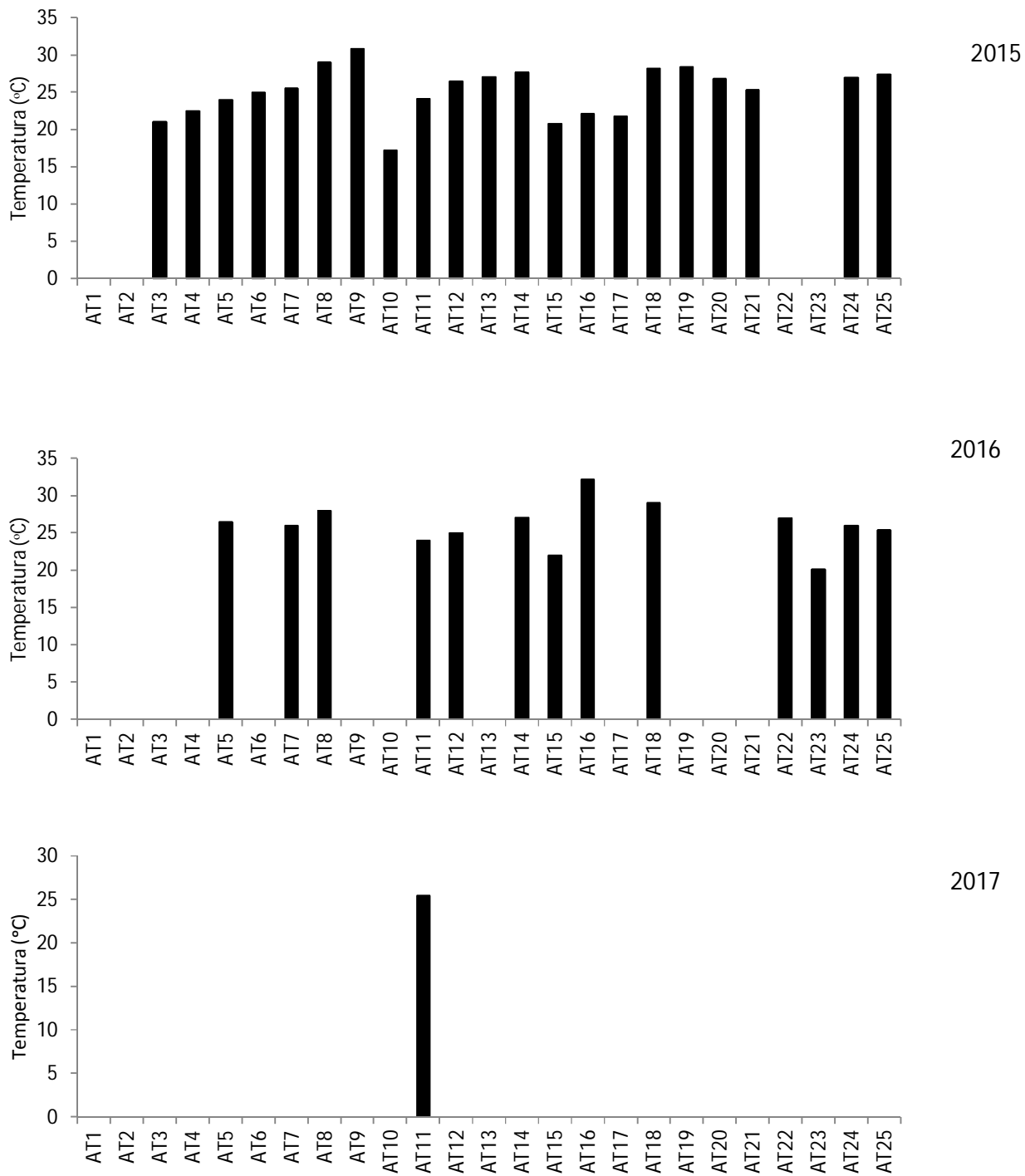


Figura 4: Valores médios da temperatura da água (°C) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

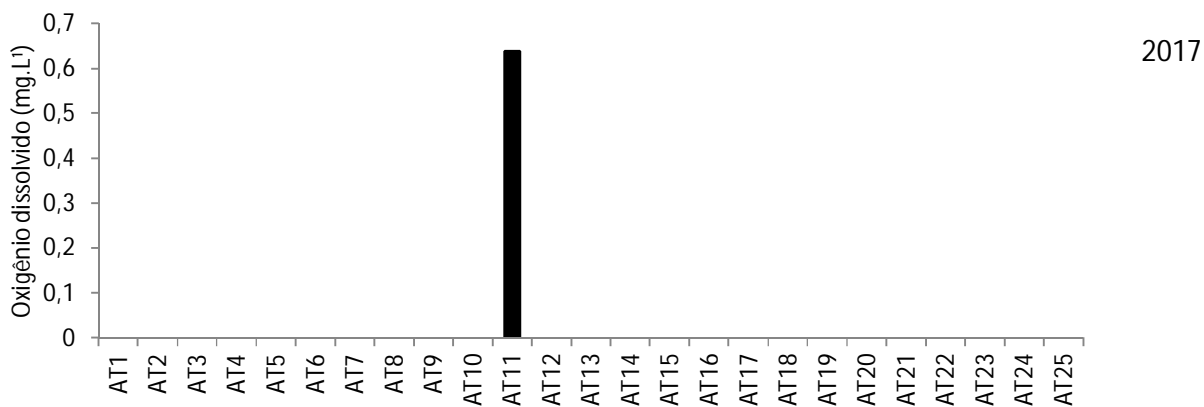
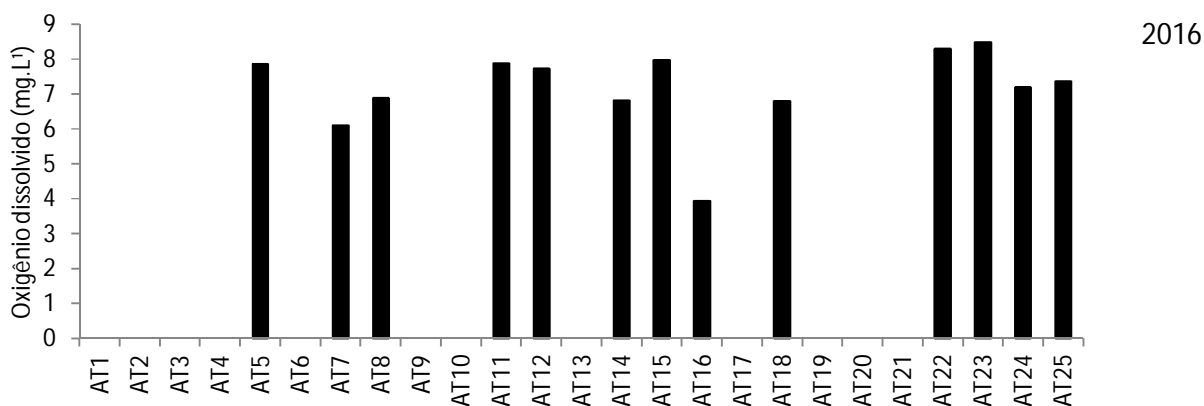
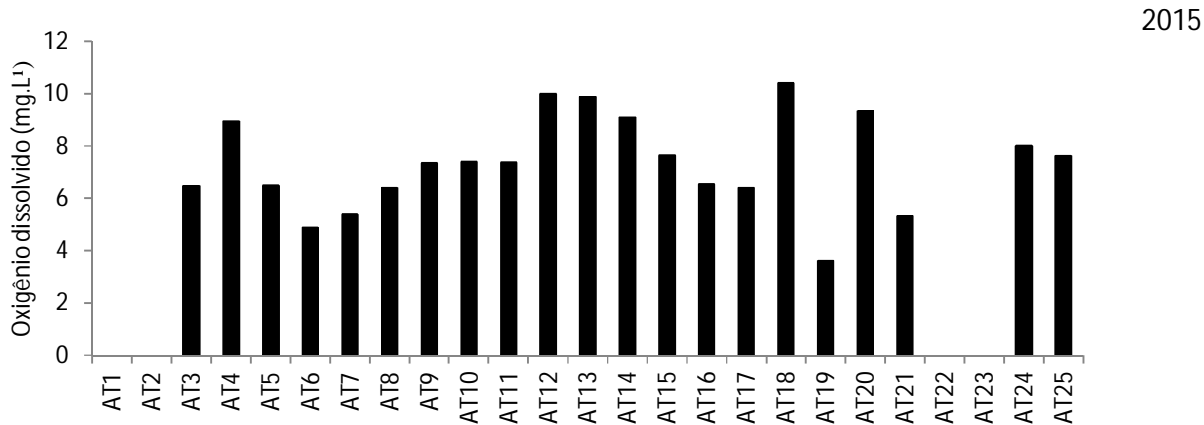


Figura 5: Valores médios das concentrações de oxigênio dissolvido na água (mg.L⁻¹) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

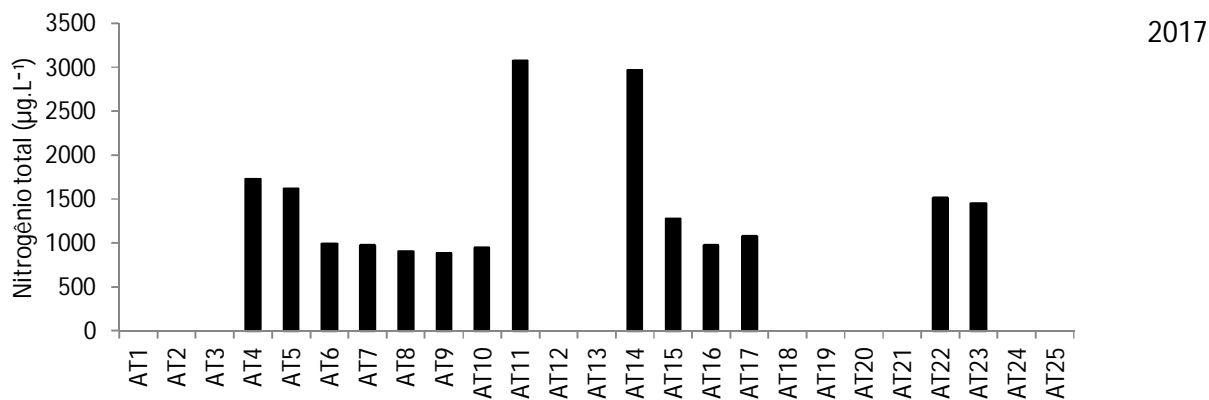
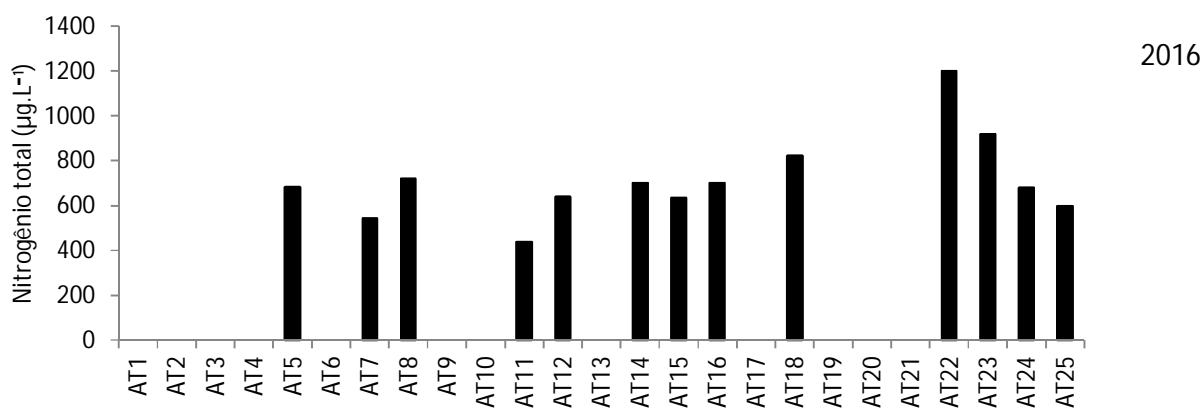
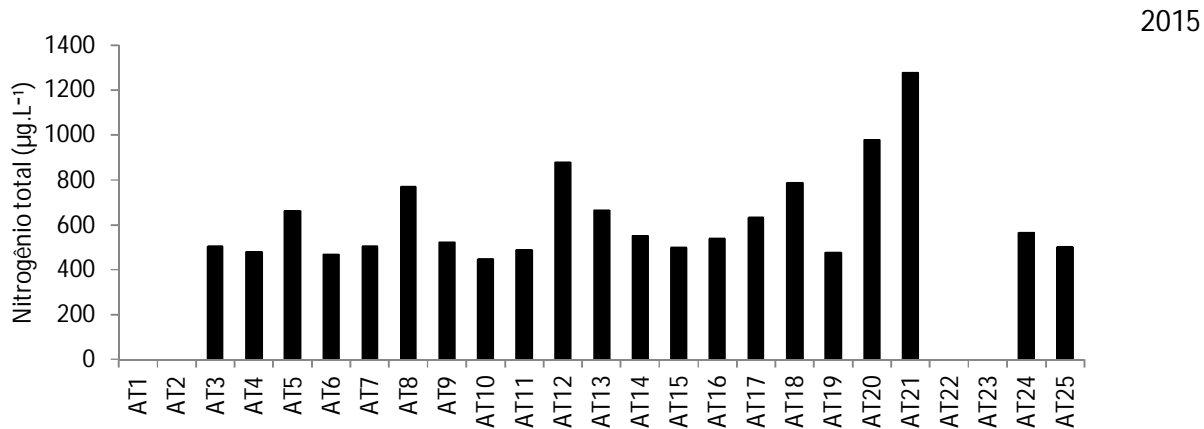


Figura 6: Valores médios das concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

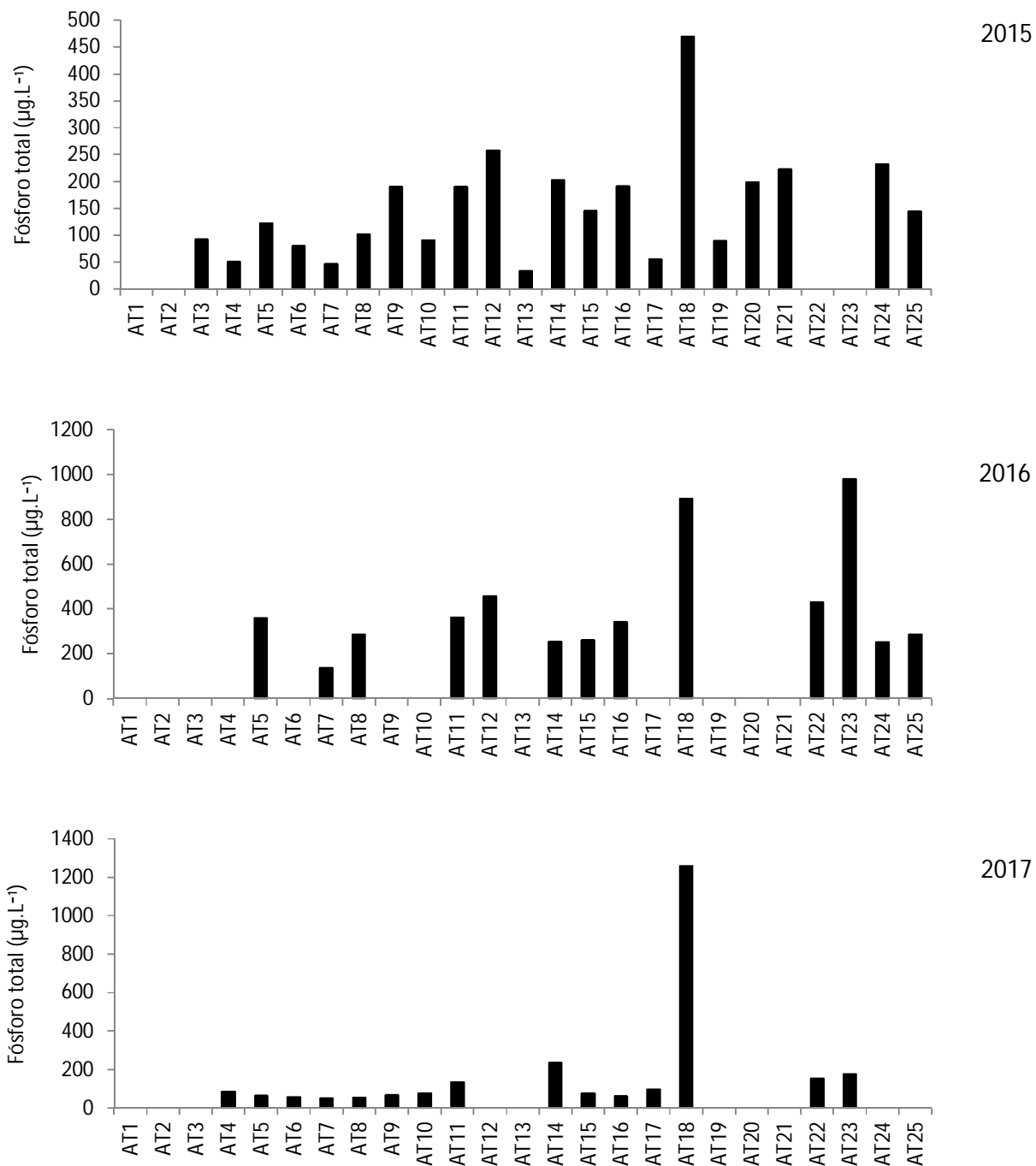


Figura 7: Valores médios das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

Material orgânico e inorgânico em suspensão

Os resultados relativos às concentrações de material em suspensão total, bem como frações orgânicas e inorgânicas, nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas estão apresentados na figura 8. Pode-se observar pela figura 8 que as concentrações de material em suspensão (mg.L^{-1}) foram maiores no segundo e no terceiro períodos de coleta, devido ao aumento das frações, em sua maioria inorgânicas. Apenas nas lagoas temporárias AT22 e AT23 foram encontradas concentrações mais elevadas de material em suspensão na forma orgânica durante todo o período de amostragem.

No primeiro período de coleta, os valores das concentrações de material em suspensão total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre $13,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $179,2 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT19 e o menor valor em AT3. Durante o segundo período de coleta, os valores das concentrações de material em suspensão total variaram entre $97,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $235,6 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor valor em AT8. No último período de coleta, os valores das concentrações de material em suspensão total nas lagoas temporárias estudadas variaram entre $38,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e 786 mg.L^{-1} , sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor em AT5.

Concentrações de clorofila *a*

Os valores das concentrações de clorofila *a* estão apresentados na figura 9. Durante os três períodos de coleta, as lagoas temporárias apresentaram baixas concentrações de clorofila *a*, sendo os maiores valores encontrados durante o primeiro e o último períodos de coleta. No geral, no primeiro período de coleta os valores de clorofila *a* foram maiores, com concentrações do pigmento variando entre $0,0013 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,22 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT12 e o menor valor em AT10. Durante o segundo período de coleta, os valores das concentrações de clorofila *a* variaram entre $0,008 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,0078 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT18 e o menor valor em AT24. No último período de coleta, os valores das concentrações de clorofila *a* nas lagoas temporárias estudadas variaram entre $0,0013 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,62 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo o maior valor encontrado em AT22 e o menor em AT7.

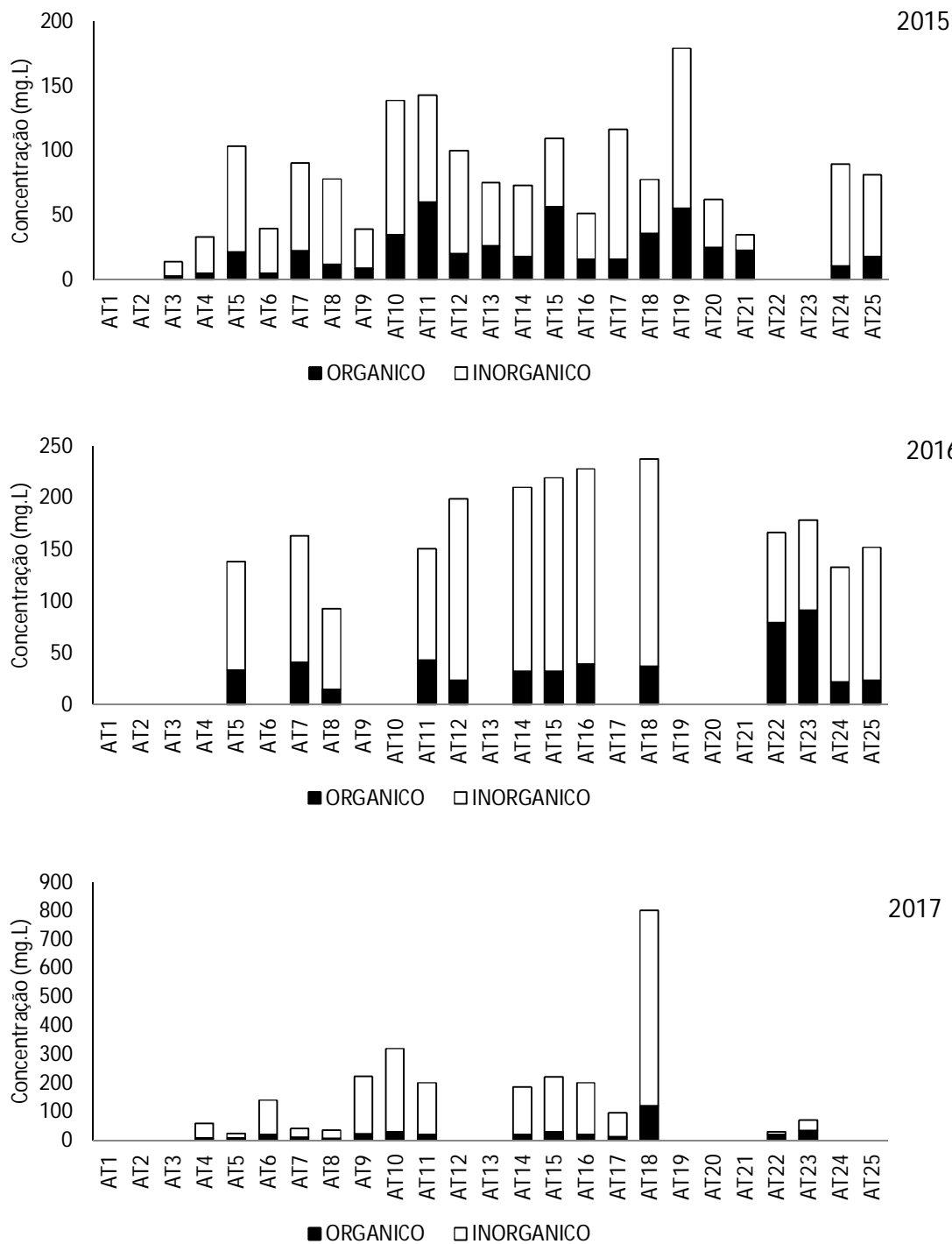


Figura 8: Valores médios das concentrações de material em suspensão (mg.L⁻¹) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

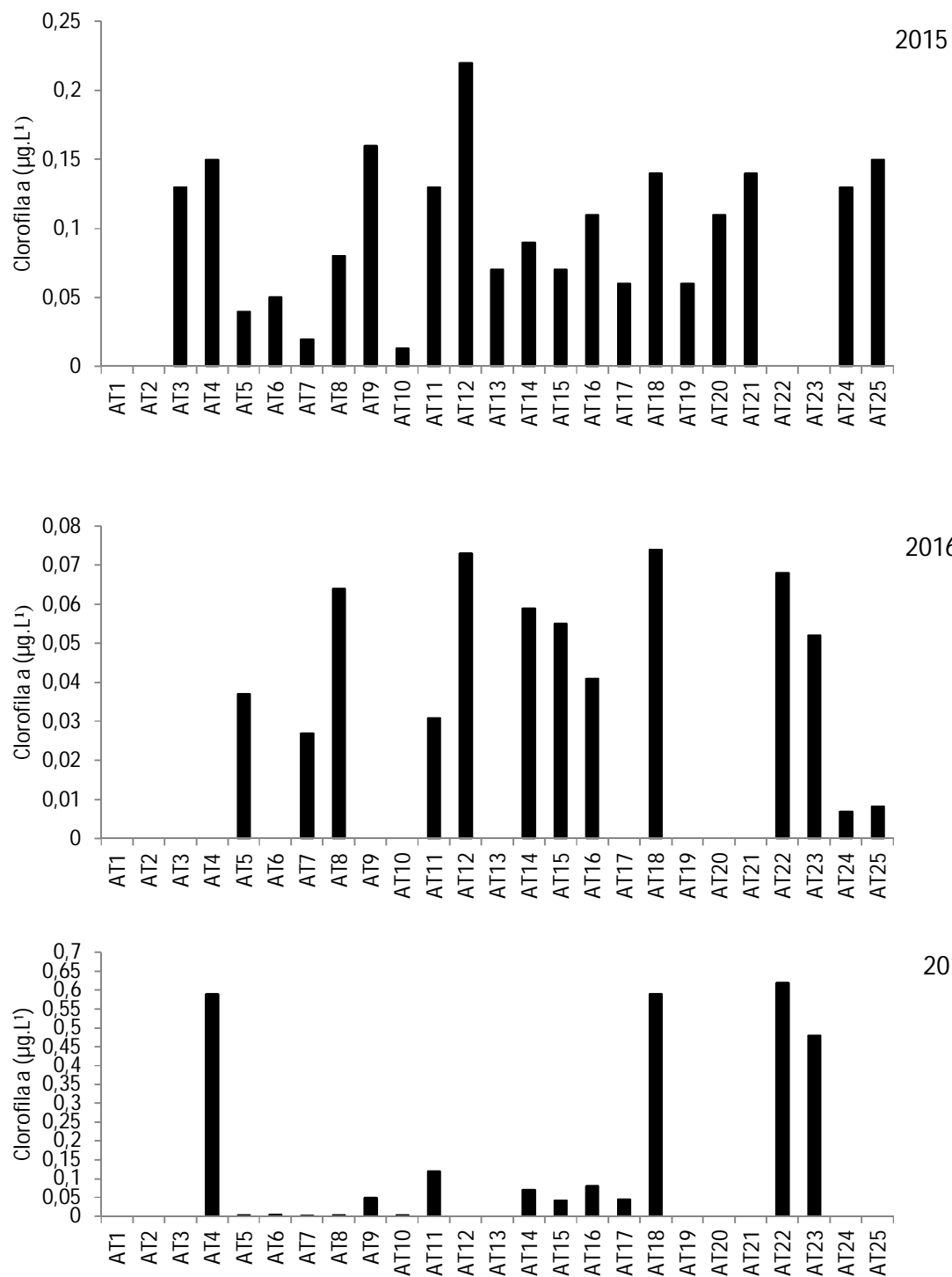


Figura 9: Valores médios das concentrações de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

Comunidade fitoplanctônica: composição taxonômica

A partir das análises das amostras qualitativas da comunidade fitoplanctônica obtidas nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas durante os três períodos de coleta, foram identificados no total 47 táxons distribuídos em 8 classes. A classe Zignemaphyceae foi constituída pelo maior número de táxons, com 16 representantes, seguido pelas classes Cyanobacteria com 9 táxons, Euglenophyceae com 7 táxons, Chlorophyceae com 6 táxons, Bacillariophyta com 3 táxons, Cryptophyceae com 2 táxons, Xanthophyceae com 2 táxons e Chlamidophyceae com apenas 1 táxon. As táxons *Closterium acerosum*, *Cosmarium* sp., *Euastrum spinulosum*, *Microcystis aeruginosa*, *Navicula* sp., *Phacus* sp., *Oscillatoria* sp., *Trachelomonas* sp. e *Volvox* sp. tiveram ocorrência nos três períodos de coleta (Tabela 1).

Analisando a riqueza de espécies, observa-se que esta foi baixa na maioria das lagoas temporárias estudadas, apresentando, em todas elas, uma leve diminuição da riqueza no segundo período de coleta. As lagoas temporárias AT4, AT9, AT18, AT22 e AT23 apresentaram, na maior parte do estudo, as maiores riquezas em espécie fitoplanctônicas em comparação às demais lagoas temporárias. As menores riquezas de espécies fitoplanctônicas foram encontradas nas lagoas AT10 e AT19 (Figura 10).

Tabela 1: Táxons registrados nas análises qualitativas da comunidade fitoplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

Táxons	(2015)	(2016)	(2017)
Classe: Cyanobacteria			
Ordem: Chroococcales			
<i>Chroococcus turgidus</i>	x		
Família: Merismopediaceae			
<i>Merismopedia</i> sp.	x	x	
Família: Microcystaceae			
<i>Microcystis aeruginosa</i>	x	x	x
Família: Nostocaceae			

Continuação da Tabela 1

<i>Cylindrospermopsis</i> sp.		X	X
Ordem: Oscillatoriales			
Família: Oscillatoriaceae			
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	X	X
Família: Phormidiaceae			
<i>Phormidium</i> sp.	X		X
Família: Pseudanabaenaceae			
<i>Geitlerinema</i> sp.	X		X
<i>Pseudanabaena</i> sp.			X
Cyanobacteria não identificada	X		X
Classe: Chlamidophyceae			
Ordem: Chlamydomonadales			
Família: Volvocaceae			
<i>Volvox</i> sp.	X	X	X
Classe: Chlorophyceae			
Ordem: Chlorococcales			
Família: Oocystaceae			
<i>Oocystis</i> sp.	X	X	
<i>Selenastrum</i> sp.	X		X
Família: Scenedesmaceae			
<i>Crucigenia</i> sp.	X	X	
<i>Scenedesmus</i> sp1	X		X
<i>Scenedesmus</i> sp2	X	X	
<i>Scenedesmus</i> sp3	X		X
Classe: Zygnemaphyceae			
Ordem: Desmidiiales			
Família: Desmidiaceae			
<i>Closterium acerosum</i>	X	X	X
<i>Closterium setaceum</i>	X		X
<i>Cosmarium</i> sp1	X		
<i>Cosmarium</i> sp2	X	X	X
<i>Cosmarium</i> sp3			X
<i>Euastrum spinulosum</i>	X	X	X

Continuação da Tabela 1

<i>Euastrum</i> sp	x		
<i>Hyalotheca</i> sp.		x	x
Micrasterias sp1	x	x	x
Micrasterias sp2	x	x	
Micrasterias sp2			
<i>Staurastrum</i> sp.	x		
<i>Xanthidium</i> sp.			
Família: Mesotaeniaceae			
<i>Netrium</i> sp.	x		x
Ordem: Zygnematales			
Família: Zygnemaceae			
<i>Mougeotia</i> sp.	x		x
<i>Spirogyra</i> sp.		x	x
Classe: Euglenophyceae			
Ordem: Euglenales			
Família: Euglenaceae			
<i>Euglena</i> sp1		x	x
<i>Euglena</i> sp2	x		
<i>Euglena</i> sp3	x		x
<i>Phacus</i> sp.	x	x	x
<i>Trachelomonas</i> sp1	x	x	x
<i>Trachelomonas</i> sp2			x
Euglenaceae não identificada	x		x
Classe: Cryptophyceae			
Família: Cryptomonadaceae			
<i>Cryptomonas</i> sp1	x		
<i>Cryptomonas</i> sp2	x		
Classe: Xanthophyceae			
Família: Chloropodiaceae			
<i>Chloropedia plana</i>	x		x
Família: Pleurochloridaceae			
<i>Arachnochloris</i> sp.	x		
Classe: Bacillariophyta			

Continuação da Tabela 1

Família: Bacillariophyceae			
<i>Eunotia</i> sp.	x		x
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x
<i>Stauroneis</i> sp.	x		

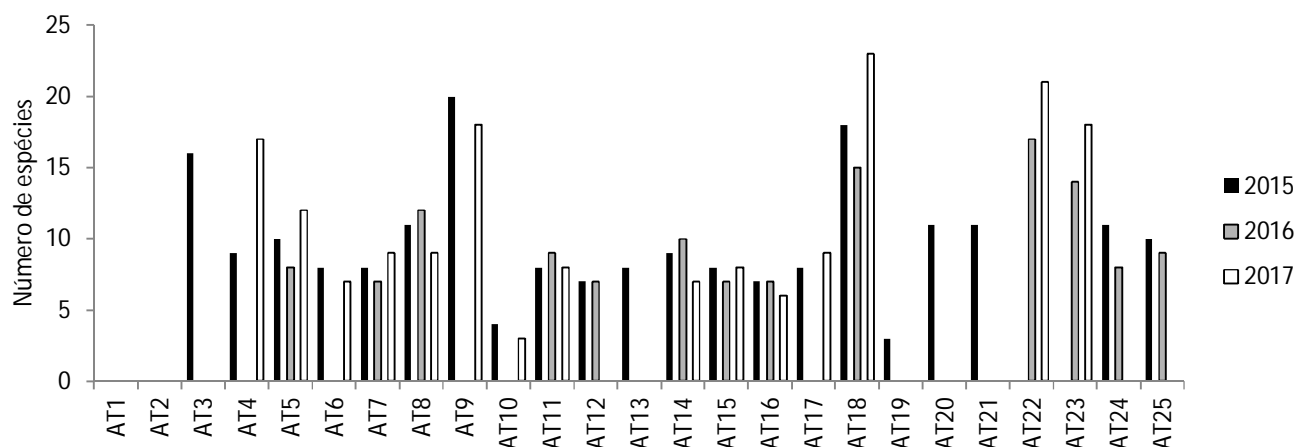


Figura 10: Número de táxons das comunidades fitoplanctônica em vinte e cinco lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017)..

DISCUSSÃO

Ecosistemas aquáticos temporários têm uma grande importância sob os pontos de vista evolutivo e ecológico: do ponto de vista ecológico, os mecanismos de dispersão, colonização e propagação dos organismos de águas temporárias são inovadores e diversificados e, do ponto de vista evolutivo, esses ecossistemas apresentam comunidades extremamente adaptadas em termos fisiológicos e de reprodução (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Estações secas e chuvosas podem induzir mudanças na organização dos ecossistemas temporários, devido às consequências indiretas causadas pela flutuação do nível da água (Maltchik *et al.*, 1999). Tais flutuações ocorrem principalmente pelos baixos índices de precipitação pluviométrica, irregularidade das chuvas, altas taxas de

evaporação, sendo estes fatores importantes para a dinâmica física, química e biológica do ambiente e para processos de colonização e adaptação dos organismos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

As características físicas e químicas em ambientes temporários variam frequentemente. Nestes ambientes efêmeros, as extensas flutuações de nível de água determinam, em parte, variações de salinidade e turbidez (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

As vinte e cinco lagoas temporárias estudadas no presente trabalho estão localizadas na região sudeste brasileira, distribuídas em três diferentes municípios do norte e nordeste do estado de Minas Gerais; são próximas umas das outras e estão em uma região de transição para o semiárido brasileiro, isoladas de qualquer outro ambiente aquático permanente. Suas águas podem ser usadas para fins domésticos, para fins de agricultura estacional e para a dessedentação de animais.

O presente estudo foi marcado por variações de profundidade total devido às diferenças entre os estágios de desenvolvimento de cada lagoa temporária durante os três períodos amostrais. No primeiro período amostral, a maioria das lagoas estudadas encontrava-se cheia ou parcialmente cheia. No segundo e terceiro período, grande parte das lagoas temporárias estudadas estavam totalmente secas. Isso ocorreu em virtude da baixa precipitação pluviométrica durante a realização destas coletas, o que levou a uma redução no volume de água por evaporação promovendo a perda de habitats.

Apesar da variação dos valores de profundidade, as lagoas temporárias AT5, AT7, AT8, AT11, AT14, AT15, AT16 e AT18 estiveram cheias durante os três períodos de coleta indicando que estes ambientes possuem maior capacidade de retenção de água, permanecendo cheios mesmo em condições de baixa precipitação pluviométrica.

A maior parte das lagoas temporárias estudadas são túrbidas, embora algumas vezes a transparência tenha atingido os mesmos valores da profundidade total em virtude da baixa profundidade desses ambientes.

No entanto, nas lagoas que estavam cheias durante as coletas, de modo geral, as características ambientais não foram severamente afetadas pela variabilidade nos parâmetros físicos e químicos da água.

Nos ecossistemas naturais, o pH da água é determinado pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico que gera valores menores de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a água que elevam os valores do pH para faixas alcalinas (Esteves, 1998).

Em águas naturais, o pH varia entre os extremos de < 2 a 12 , sendo que a maioria dos corpos d'água continentais tem valores entre $6,5$ e $8,5$ (Margalef, 1983). Esteves (1988) descreve o pH como um importante fator limitante à colonização dos ecossistemas aquáticos por diferentes comunidades vegetais e/ou animais, uma vez que o mesmo interfere de diversas maneiras no metabolismo dessas comunidades.

Por outro lado, as comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH através de processos como a fotossíntese, a respiração e a decomposição da matéria orgânica (Payne, 1986). As características geológicas do local e o balanço hídrico da região também são importantes fatores que podem interferir no pH das águas continentais. Os valores de pH encontrados nos ambientes analisados se encontram em faixas favoráveis ao desenvolvimento da biota local, tendo variado de ligeiramente ácidos a ligeiramente básicos, sendo a maioria básicos.

A condutividade elétrica, ou condutância específica, é um indicador da salinidade resultante da concentração de sais, ácidos e bases nas águas naturais, sendo a expressão de um grande número de fenômenos complexos: depende da concentração iônica; há uma correlação entre a condutividade e os nutrientes de fitoplâncton e macrófitas; em certos lagos e represas a condutividade depende também da alcalinidade das águas (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

A condutividade elétrica de uma solução pode ser influenciada pela temperatura e pelo pH. A temperatura afeta a velocidade de movimentação dos íons, sendo observado um aumento de cerca de 2% nos valores de condutividade a cada grau Celsius (Wetzel, 1993). O pH, por sua vez, pode ter grande influência sobre os valores de condutividade, especialmente em águas ácidas ($\text{pH} < 5$) e pobres em íons, nas quais o íon hidrogênio torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade (Hutchinson, 1957).

Em regiões tropicais, os valores de condutividade dos sistemas aquáticos também estão relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas (estação seca e chuvosa) mais do que com o seu estado trófico, como ocorre em regiões temperadas (Esteves, 1988).

A condutividade elétrica da água foi menor no primeiro período de coleta na maioria das lagoas temporárias estudadas, sendo os maiores valores encontrados no segundo e no terceiro período. Algumas lagoas temporárias localizadas em zonas áridas podem apresentar altos valores de salinidade e altos valores de condutividade elétrica (Crispim e Watanabe, 2001), resultados que não corroboram os encontrados no presente

estudo, onde, de modo geral, não foram encontrados valores muito elevados da condutividade elétrica da água.

A temperatura da água é uma variável importante, tanto pela influência direta que pode exercer sobre vários tipos de organismos, como pela relação existente entre ela e o teor de gases dissolvidos (Oliveira, 2005).

Em virtude de os ambientes estudados serem bastante rasos e se localizarem em uma região quente do país, os valores de temperatura da água mantiveram-se elevados durante todo o estudo, sendo a maior parte dos valores encontrados acima de 25 °C. Os menores valores de temperatura encontrados em parte das lagoas temporárias amostradas podem estar relacionados ao sombreamento promovido pela vegetação adjacente ou pelas condições climáticas durante a realização da coleta.

Temperaturas mais altas foram observadas nas lagoas totalmente expostas e com a menor profundidade entre as vinte e cinco lagoas estudadas. Segundo Moore (1955) e Cloudsley-Thompson (1965), as temperaturas em lagoas temporárias flutuam diariamente e sazonalmente podendo, em regiões quentes, chegar a 40°C ou até 45°C, situação em que pode ocorrer a morte dos organismos por stress térmico.

O oxigênio dissolvido na água consta como uma das variáveis limnológicas mais importantes, tanto para a caracterização dos ecossistemas aquáticos, como para a manutenção da biocenose (Freitas, 2004). Sua dissolução na água é muito rápida e depende das interações ar/água, ou seja, da temperatura da água e da pressão atmosférica (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008). O oxigênio é rapidamente utilizado quando a matéria orgânica morta se decompõe (Townsend; *et al.*, 2006).

Hazelwood (1985) demonstrou que, em lagoas temporárias, o consumo de oxigênio por várias espécies de camarão-fada diferiram em resposta às crescentes temperaturas. Apesar do fato da dissolução e homogeneização de oxigênio ser mais fácil em águas rasas, os valores de oxigênio em lagoas temporárias variam diariamente e podem cair para níveis extremamente baixos por causa da atividade metabólica.

As altas temperaturas desses ambientes durante o dia também promovem perda de oxigênio para a atmosfera, uma vez que a solubilidade desse gás na água diminui com o aumento da temperatura.

De modo geral, a concentração de oxigênio dissolvido foi ligeiramente elevada nas lagoas temporárias estudadas, porém ao longo dos três períodos de coleta também foram observados valores baixos de oxigênio dissolvido como o encontrado em AT19 (3,63 mg.L⁻¹).

Embora estes ambientes possuam baixa profundidade e nenhum impedimento à ação do vento, o que pode promover a mistura e oxigenação da coluna d'água, o metabolismo dos organismos e processos como a decomposição podem induzir à baixas concentrações de oxigênio dissolvidos neste tipo de ambiente temporário.

Em um estudo realizado por Abílio *et al.* (2007), a concentração de oxigênio dissolvido em duas lagoas temporárias localizados no bioma Caatinga variou entre 2,6 mg.L⁻¹ e 11,6 mg.L⁻¹, demonstrando como a concentração de oxigênio dissolvido pode variar em um determinado ambiente temporário.

Aspectos da textura do solo são determinantes da tipologia e da capacidade de retenção de água em lagoas temporárias (Saxton *et al.*, 1986). Solos argilosos, como os que circundam as lagoas aqui estudadas, possuem maior capacidade de retenção da água.

Neste estudo, o solo da maior parte das lagoas estudadas são desprovidas de vegetação e podem ter contribuído para uma alta porcentagem de material inorgânico no material em suspensão total. As concentrações de material em suspensão (mg.L⁻¹) foram maiores no segundo e terceiro período de coleta, devido ao dessecamento das lagoas o que também pode ter contribuído para o aumento das frações inorgânicas. Apenas nas lagoas temporárias AT22 e AT23 foram encontradas concentrações superiores de material em suspensão na forma orgânica durante todo o período de amostragem.

As características dos sedimentos fornecem uma boa indicação do hidroperíodo, uma vez que a dessecação tem efeitos importantes sobre as transformações biogeoquímicas. Um limiar de 5% de matéria orgânica (M.O.) no sedimento separa as lagoas temporárias com um hidroperíodo curto daquelas com um hidroperíodo longo (Sahuquillo *et al.*, 2012)

A concentração de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, é essencial ao desenvolvimento dos organismos aquáticos, especialmente os fotossintetizantes, podendo limitar a produtividade primária em lagos, rios e reservatórios e, desta forma, exercer interferência indireta na produção secundária do zooplâncton e em toda a cadeia alimentar (Carpenter, 1988). As principais formas de nitrogênio na água são: nitrogênio molecular dissolvido (N₂), íon amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, entre outros) e nitrogênio orgânico particulado (plâncton e detritos). Dentre estas, as formas prontamente assimiladas pelos produtores primários são o nitrato e o íon amônio (Reynolds, 1984).

Durante os três períodos de estudo, parte dos valores das concentrações de nitrogênio total foram relativamente altas nas vinte e cinco lagoas temporárias, sendo a maior concentração ($3080 \mu\text{g.L}^{-1}$) encontrada na lagoa temporária AT11 durante o último período.

O fósforo tem sido o elemento mais estudado na limnologia de todo o mundo, devido ao seu papel fundamental no metabolismo biológico, atuando como fator limitante da produção primária aquática (Wetzel, 1993). O fósforo normalmente encontra-se em baixas concentrações no ambiente aquático quando comparado a outros elementos fundamentais como o nitrogênio e o carbono.

Fósforo é um elemento essencial para o funcionamento e para o crescimento das plantas aquáticas, uma vez que é componente de ácidos nucleicos e adenosina trifosfato (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

O fósforo na água ocorre em formas orgânicas e inorgânicas. A maior parte do fosfato inorgânico presente está na forma de ortofosfato (PO_4^{-3}), com menores quantidades de monofosfato (H PO_4^{-2}) e dihidrogeno fosfato ($\text{H}_2 \text{PO}_4^-$). Fósforo orgânico dissolvido usualmente representa o volume do fósforo solúvel total. Uma pequena fração do fósforo total é comumente presente na forma coloidal com alto peso molecular.

Na maioria dos ambientes aquáticos, o fósforo total particulado é presente em quantidades muito maiores que o fósforo solúvel (Goldman e Horne, 1983). As concentrações de fósforo total foram baixas nas três lagoas temporárias estudadas. De modo geral, as maiores concentrações de fósforo total ocorreram durante o segundo período amostral.

Apesar da maior parte das lagoas estudadas possuírem baixa profundidade, as maiores concentrações de fósforo total foram encontradas na lagoa AT18 durante o segundo e último período de coleta, o que pode demonstrar uma maior concentração deste nutriente no sedimento nesta lagoa quando comparado às outras lagoas analisadas.

Segundo Sahuquillo *et al.* (2012), no mediterrâneo, lagoas temporárias com hidroperíodo curto são caracterizadas por alta turvação e altas concentrações de fósforo total devido à suspensão de partículas de sedimento ricas em fósforo a elas adsorvido (sistemas aquáticos argilotróficos), no entanto, a concentração de clorofila é muito baixa e não correlacionada com a concentração de fósforo total.

As concentrações de pigmentos fotossintéticos são amplamente utilizadas como alternativa para estimar a biomassa do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos, sendo

que clorofila *a*, principal pigmento responsável pela fotossíntese, constitui aproximadamente 0,5 a 3,0% do peso seco das algas planctônicas (Margalef, 1983; Esteves, 1988). É recomendável, no entanto, tomar-se alguns cuidados na interpretação desses dados, uma vez que as concentrações de pigmentos das algas podem variar em função dos grupos taxonômicos, metabolismo, iluminação, temperatura, disponibilidade de nutrientes, entre outros fatores (Reynolds, 1984; Wetzel e Likens, 1991).

Durante a realização deste estudo a maior parte das vinte e cinco lagoas temporárias estudadas apresentaram baixas concentrações de clorofila *a* nos três períodos de coleta, sendo os maiores valores encontrados durante o primeiro e último período de coleta.

As maiores concentrações de clorofila *a* foram encontradas nas lagoas temporárias AT12, AT18 e AT22. A lagoa temporária AT22 apresentou os maiores valores de densidade numérica dos organismos fitoplanctônicos ($0,62 \mu\text{g.L}^{-1}$).

A maioria dos estudos sobre poças e lagoas temporárias suporta a hipótese de que as comunidades são determinadas principalmente por seleção de espécies e que a grande diferença entre poças e lagoas temporárias é a permanência do corpo d'água (Rundle *et al.*, 2002). A comunidade fitoplanctônica compreende numerosos representantes de diversos grupos taxonômicos, desde organismos procariontes (Cyanophyceae ou Cyanobacteria) até os eucariontes (Chlorophyceae e demais grupos algais), os quais apresentam diferenças em suas necessidades fisiológicas e na capacidade de tolerância às variáveis físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos (Reynolds, 1984).

O conhecimento da composição taxonômica e dos padrões de sucessão do fitoplâncton são fundamentais para a compreensão do funcionamento e da produtividade destes sistemas. Alguns fatores importantes que influenciam a dinâmica do fitoplâncton são: o regime de luz e de temperatura, a disponibilidade de nutrientes inorgânicos (fósforo e nitrogênio) e de micronutrientes, e fatores biológicos como a competição por recursos e a predação pelos produtores secundários (zooplâncton, peixes, entre outros) (Wetzel, 1993).

O conhecimento da comunidade fitoplanctônica também pode ser uma fonte confiável de informações sobre os impactos das ações antrópicas nos ambientes naturais (Barbosa *et al.*, 2003). Desta forma, a composição e a densidade fitoplanctônica têm sido utilizadas como um indicador biológico do grau de trofia dos ambientes aquáticos.

O conjunto de espécies de uma comunidade fitoplanctônica reflete a interação das características de um ecossistema, em certo período. As alterações ambientais de ecossistemas aquáticos temporários afetam direta e indiretamente a estrutura da comunidade fitoplanctônica e, conseqüentemente, a estrutura trófica dos mesmos.

O conhecimento sobre a diversidade da comunidade fitoplanctônica é imprescindível nos estudos de avaliação e monitoramento de ecossistemas aquáticos temporários, permitindo conhecer as relações entre as variáveis ambientais e a ocorrência de determinados grupos ou espécies sob determinadas condições adversas (Stevenson e Smol, 2003).

Observou-se que as lagoas temporárias AT4, AT9, AT18, AT22 e AT23 apresentaram, na maior parte do estudo, as maiores riquezas em espécie fitoplanctônicas em comparação às demais lagoas temporárias. A baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas nas lagoas AT10 e AT19 durante todo período de amostragem pode ser reflexo da baixa transparência da água nestas lagoas, sendo que a turbidez pode limitar o crescimento do fitoplâncton.

Nõges & Nõges (1999), em lago temporário de zona temperada, notaram uma diminuição drástica no volume do ambiente lacustre induzida pela seca, provocando um efeito de aumento de alcalinidade e de concentrações de sílica, de nitrogênio inorgânico, biovolume do fitoplâncton e de aumento na produção primária, além de mudanças na composição de espécies do fitoplâncton. Estes resultados não corroboram os encontrados no presente estudo, onde foi observada uma diminuição no número de espécies identificadas durante o segundo período de coleta, período em que a maior parte das lagoas se encontrava seca ou com nível de água reduzido.

Comparando a riqueza total de espécies do fitoplâncton em quatro lagoas de área alagável do semiárido da Espanha, durante um período de seca e após inundação, Rojo et al (2000) constataram um aumento no número de espécies (de 20% a 27%) de Euglenophyta, Crysophyceae e de Chlorophyta em lagoas temporárias em fase de seca.

De modo geral, no presente estudo foi observada uma diminuição no número de espécies fitoplanctônicas durante o segundo período de coleta, onde a maior parte das lagoas encontrava-se secas ou com pouca água, sendo que o primeiro período de coleta apresentou o maior número de espécies das classes Euglenophyceae e Chlorophyceae. Isto provavelmente se deve também ao fato de que, neste período, houve um maior número de lagoas temporárias em fase de cheia.

Em um estudo realizado por Bouvy *et al.* (2003), período de chuvas intensas propiciaram água para as lagoas temporárias, onde um processo de diluição foi detectado, em função do decréscimo nas concentrações de clorofila-*a*, matéria particulada e nutrientes, com maior número de espécies de algas constituídas por Cryptophyceae e Cyanophyceae. No presente estudo, as classes Zignemaphyceae e Cyanobacteria foram constituídas pelo maior número de táxons durante todo período amostral, sendo observada uma diminuição no número de espécies pertencentes a estes grupos durante o segundo período.

Os resultados obtidos contribuem para ampliar o conhecimento sobre a diversidade fitoplanctônica em ambientes aquáticos temporários.

CONCLUSÕES

A maior parte dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas dos ambientes estudados encontraram-se numa faixa favorável ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. A baixa concentração de clorofila *a* e a baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas encontradas nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas é reflexo da baixa transparência da água, sendo que a turbidez limitou o crescimento do fitoplâncton .

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F. J. P.; RUFFO de M., T. L.; de SOUZA, A. H. F. F.; da SILVA FLORENTINO, H.; de OLIVEIRA JÚNIOR, E. T.; MEIRELES, B. N., e SANTANA, A. C. D. 2009. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. *Oecologia Australis*, 11(3), 397-409.

AZEVEDO, M. S. F. e VASCONCELOS O. 2006. Toxinas de cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde pública. *Ecotoxicologia aquática: Princípios e aplicações* ed. Rima, São Paulo, P. 433-458.

BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W. e MANTOVANI, J. E. 2003. Caracterização espectral das massas d'água amazônicas. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 11, 1099-1106.

BRAGA, B. 2001 *Introdução a Engenharia Ambiental*. São Paulo: Pretence Hall.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. e AZEVEDO, S. M. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493(1), 115-130.

CARPENTER, S. R. 1988. *Complex interactions in lake communities*. New York: Springer-Verlag, 283p.

CERETTA, M. C. 2004. Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena – município de Santa Maria – RS. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)* – Universidade Federal de Santa Maria – UFSM – RS.

CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. 1965. The lethal temperature of *Triops granaries* (Lucas) (Branchiopoda: Notostraca). *Hydrobiologia* 25, 424-425.

CRISPIM, M. C., e WATANABE, T. 2001. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera?. *Hydrobiologia*, 442(1), 101-105.

ESTEVEES, F. de A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Ed. 2. Interciência, *Rio de Janeiro* Brazil.

FREITAS, L. M. 2004. Avaliação da qualidade da água do rio Manguaba, estado de Alagoas, Brasil, com ênfase na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. *Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais)* – Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR – SP.

GONÇALVES, C. S. 2003. Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do Arroio Lino Nova Bohemia – Agudo – RS. *Dissertação (Mestrado em Agronomia)* – Universidade Federal de Santa Maria – UFSM – RS.

GOLDMAN, C. R. e HORNE, A. J. 1983 *Limnology*. *New York*: MacGraw-Hill Book Company, 464 p.

HAZELWOOD, D. H. e HAZELWOOD, S. E. 1985. The effect of temperature on oxygen consumption in four species of freshwater fairy shrimp (Crustacea: Anostraca). *Freshwater Invertebr. Biol.* 4, 133-137.

HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.*, 22, pp. 425-427.

LAHR, J. 1997. Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32, 50-57.

MALTCHIK, L.; COSTA, M. A. J. e DUARTE, M. D. C. 1999. Inventory of Brazilian semi-arid shallow lakes. *Anais: Academia Brasileira de Ciências.* 71, 801-808.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Omega, 1010 p.

MOORE, W. G. 1955. Observations on heath death in the fairy shrimp, *Streptocephalus seali*. *Proc. Louis. Acad. Sci.* 18, 5-12.

ODUM, E. P. 1988. *Ecologia*. *Rio de Janeiro*: Guanabara Koogan, 434 p.

NÖGES, T. e NÖGES, P. 1999. The effects of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409: 277-283.

OLIVEIRA, G. de O. 2005. Avaliação da qualidade da água do rio São Lourenço Matão – SP através da análises das variáveis físicas e químicas da água e dos macroinvertebrados bentônicos. *Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)* – Centro Universitário de Araraquara – UNIARA – Araraquara, SP.

PÁDUA, V. de L. 2006. Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. *Rio de Janeiro: ABES*, 503 p.

PAYNE, A. I. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. *New York, John Wiley*. 310p.

PRIMACK, R. B. e RODRIGUES, E. 2001. Biologia da conservação. *Londrina. Vida*.

REYNOLDS, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. *Cambridge University Press*.

RODRIGUEZ, M. P. Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré-Guaçu / SP (ribeirão do Feijão e rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. 2001. *Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental)* – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – USP – São Carlos, SP.

ROJO, C.; ORTEGA-MAYAGOITIA, E.; RODRIGO, M.A. e ÁLVAREZ-COBELAS, M. 2000. Phytoplankton structure and dynamics in a semiarid wetland, the National Park “Las Tablas de Daimiel” Spain. *Archives fur Hydrobiologie* 148:397-419.

RUNDLE, S. D.; FOGGO, A.; CHOISEUL, V. e BILTON, D. T. 2002. Are distribution patterns linked to dispersal mechanism? An investigation using pond invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 47(9), 1571-1581.

SAHUQUILLO, M.; MIRACLE, M. R.; MORATA, S. M. e VICENTE, E. 2012. Nutrient dynamics in water and sediment of Mediterranean ponds across a wide hydroperiod gradient. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 42(4), 282-290.

SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. e PAPENDICK, R. I. 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Scien. Socie. of Amer. Journ.* 50, 1031-1036.

SILVA, L. H.; DAMAZIO, C. M.; e IESPA, A. A. C. 2005. Identificação de cianobactérias em sedimentos da lagoa Pitanguinha, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 28(1), 92-100.

STEVENSON, R.J. e SMOL, J.P. 2003. Use of algae in environmental assessments. *In* Freshwater algae of North America, ecology and classification (J.D. Wehr & Sheath, R.G., eds.). *Academic Press, San Diego*, p.775-804.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M. e HARPER, J.L. 2006. Fundamentos em ecologia. 2. ed. *Porto Alegre: Artemed*.

TUNDISI, J. G. e MATSUMURA TUNDISI, T. M. 2008. *Limnologia. São Paulo: Oficina de Text*.

ROMEIRO, A. R. 2004. Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais. *Campinas, SP: UNICAMP*.

WETZEL, R. G. 1993. *Limnologia. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian*, 1110 p.

WETZEL, R. G., e LIKENS, G. E. 1991. *Limnological analyses. Berlin, Springer verlag*.

6. CAPÍTULO 2

Estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica em lagoas temporárias com e sem a presença de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca).

RESUMO

Foram realizadas expedições científicas em vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais localizados nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, norte e noroeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Alguns dos ambientes estudados havia a ocorrência do Anostraca dulcícola *Dendrocephalus brasiliensis*, enquanto que em outros essa espécie estava ausente. O estudo enfocou principalmente a estrutura e a dinâmica da comunidade zooplanctônica. As coletas foram realizadas em abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017. Foram realizadas amostragens qualitativas e quantitativas da comunidade zooplanctônica nos ambientes estudados. As análises da comunidade zooplanctônica indicaram baixa riqueza e baixa diversidade de espécies nessas lagoas. A partir da estrutura populacional de *D. brasiliensis* e *D. thieryi* nos ambientes estudados, pode-se concluir a população destas espécies estava em fase avançada de desenvolvimento populacional. Apesar de Rotifera ser o grupo que apresentou maior riqueza de táxons, Copepoda Cyclopoida foi o grupo mais abundante e representativo numericamente na maioria das lagoas temporárias estudadas. A presença ou ausência de *D. brasiliensis* parece não interferir na composição e na densidade da comunidade zooplanctônica dos ambientes estudados e a riqueza de espécie e diversidade local pode estar relacionada às perturbações e à dinâmica do ambiente, que devem exercer maior influência na dinâmica e na estrutura da comunidade zooplanctônica de ambientes temporários.

Palavras chave: Copepoda, Rotifera, Cladocera, Anostraca, Riqueza, diversidade de espécies, similaridade.

ABSTRACT

Scientific expeditions were carried out in twenty - five natural temporary aquatic environments located in the cities of Urucuia, Lagoa Grande and Pirapora, north and northwest of the state of Minas Gerais, Brazil. Some of the studied environments were the occurrence of the sweet Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis*, while in others this species was absent. These study focused mainly on the structure and dynamics of the zooplankton community. Samplings were carried out in April/2015, May/2016 and January/2017. Qualitative and quantitative samplings of the zooplankton community were carried out in the studied environments. Analyzes of the zooplankton community indicated low richness and low species diversity in these ponds. From the population structure of *D. brasiliensis* and *D. thieryi* in the studied environments, it can be concluded that the population of these species was at an advanced stage of population development. Although Rotifera presented the greatest richness of taxa, Copepoda Cyclopoida was the most abundant and representative group in most of the temporary ponds studied. The presence or absence of *D. brasiliensis* does not seem to interfere in the composition and density of the zooplankton community of the studied environments, and the richness of species and local diversity may be related to disturbances and dynamics of the environment, which should exert a greater influence on the dynamics and structure of the zooplankton community in temporary environments.

Key words: Copepoda, Rotifera, Cladocera, Anostraca, Wealthof species, diversity, similarity.

INTRODUÇÃO

A comunidade planctônica apresenta um importante papel na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia nos ambientes aquáticos, participando das transformações bioquímicas da matéria orgânica dissolvida (MOD) e particulada (MOP). As bactérias e o fitoplâncton são importantes elos entre a matéria orgânica dissolvida e os níveis tróficos superiores (zooplâncton, por exemplo), realizando sua conversão em biomassa com notável eficiência (Medina Sánchez *et al.*, 2004).

O zooplâncton compreende os animais que vivem em suspensão na água e que apresentam capacidade de locomoção limitada. Na água doce, essa comunidade é composta por quatro grupos principais: Protozoa, Rotifera e dois grupos do subfilo Crustacea: os Copepoda e os Cladocera. Estes organismos estão, geralmente, sujeitos à dispersão por turbulência e outros movimentos da água, embora rotíferos, microcrustáceos e larvas de insetos possam percorrer distâncias consideráveis em águas calmas (Wetzel, 1993).

O zooplâncton interfere no ciclo da matéria através do consumo da biomassa planctônica (bactérias, fitoplâncton e outros componentes do próprio zooplâncton) e de detritos orgânicos, com subsequente liberação de nutrientes pela excreção ou mesmo pela ingestão incompleta da presa, a qual pode ser remineralizada pela ação das bactérias (Medina Sánchez *et al.*, 2004).

A composição, abundância e distribuição dos organismos zooplanctônicos dependem das suas adaptações às características abióticas do meio (temperatura, luz, concentração de oxigênio dissolvido e de nutrientes) e dos diferentes tipos de interações entre os organismos, como a predação, o parasitismo e a competição (Infante, 1988). Assim, as populações zooplanctônicas podem ser controladas tanto por mecanismos “bottom-up” (disponibilidade de recursos) como por mecanismos “top-down” (predação).

O zooplâncton distribui-se de forma não homogênea em seu habitat e exhibe padrões diferentes de segregação espacial, os quais, às vezes, podem sofrer alterações no decorrer de algumas horas (Pinto-Coelho, 2003).

O crescimento e a reprodução do zooplâncton podem ser afetados não apenas pela quantidade, mas também pela qualidade do recurso alimentar disponível (Lewis, 1978). O fitoplâncton é tradicionalmente considerado como principal fonte de alimento para o zooplâncton, enquanto as bactérias seriam uma fonte suplementar (Azam, *et al.*,

1983). Por causa do ciclo de vida curto, quando os organismos zooplanctônicos encontram condições ambientais adequadas, é possível notar picos de densidade para algumas espécies. No entanto, em condições adversas, algumas espécies apresentam estratégias de vida que lhes permitem permanecer em estágios de diapausa, o que possibilita sua sobrevivência em ambientes temporários diversos.

Os ecossistemas aquáticos temporários são típicos da região Nordeste do Brasil. Esses ambientes permanecem secos nos períodos de estiagem e retornam ao estado alagado na época das chuvas, as quais podem apresentar distribuição irregular durante o ano, podendo chegar, em algumas áreas, a até 11 meses de estiagem (Maltchik e Pedro, 2001).

Habitantes permanentes deste tipo de ecossistema, tais como os mesocrustáceos *Dendrocephalus brasiliensis* da classe Branchiopoda, ordem Anostraca, bem como diversos microcrustáceos, são capazes de sobreviver a grandes períodos de estiagem por meio de fases de vida latente presentes no sedimento (Vanschoenwinkel *et al.*, 2010). Estas lhes permitem sobreviver temporariamente em ambientes efêmeros onde os estímulos ambientais que induzem a formação de diapausa são diversos (Crispim; Watanabe, 2001). Ovos de resistência são importantes não só por permitirem a recolonização do habitat após um evento adverso, mas também por determinarem a estrutura e a dinâmica das comunidades zooplanctônicas em ambientes aquáticos temporários. (Crispim; Watanabe, *op.cit.*).

A fauna de anostráceos na região neotropical é composta de três famílias: Artemiidae, Branchinectidae e Thamnocephalidae (Rogers *et al.*, 2008). Segundo Rabet (2006), os anostráceos do gênero *Dendrocephalus* Daday (1908) foram redefinidos e diagnosticados seguindo os padrões fornecidos por Pereira (1983), Brendonck e Belk (1997) e Rogers (2002).

Apenas seis espécies do gênero *Dendrocephalus* são conhecidas no Brasil: *D. brasiliensis* descrita por Pesta (1921), *D. orientalis* Rabet descrita por Thiéry (1996), *D. goiasensis* descrita por Rabet e Thiéry (1996), *D. thieryi* descrita por Rabet (2006), *D. carajaensis* descrita por Rogers *et al.*, (2012) e *D. riograndense* descrita por Rogers e Volcan (2016). Em 1929, Adolpho Lutz descreveu uma nova espécie do gênero *Dendrocephalus* no nordeste brasileiro, o primeiro registro da espécie *Dendrocephalus ornatus*. Linder (1941), por sua vez, verificou que a espécie descrita por Lutz em 1929 era, na verdade, a espécie *Dendrocephalus brasiliensis* que Pesta havia coletado em 1921 nos estados da Bahia e Piauí.

Segundo Lopes (2007), no estado do Ceará, também foram coletadas amostras no rio Jaguaribe que se encontram depositadas no Museu do Mar Onofre Lopes, do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (DOL-UFRN) identificada como *Dendrocephalus brasiliensis*, citado por Souza e Câmara (1998).

A espécie *D. brasiliensis* ocorre naturalmente em ambientes temporários desde a Argentina até o nordeste do Brasil, habitando lagoas ou poças temporárias e eventualmente tanques de aquicultura. Estes tipos de ambientes são encontrados nos estados brasileiros de Minas Gerais, Bahia, Paraíba, Rio Grande do Norte e Piauí. (Rabet e Thiéry, 1996). Embora a espécie não ocorra naturalmente no estado de São Paulo, já se tem registro de sua introdução acidental em uma estação de cultivo de peixes ornamentais localizada na cidade de Tabatinga (21°43'00"S; 48°41'15" W), região central do estado (Mai *et al.*, 2008).

Até o momento, somente foi observada a reprodução de *D. brasiliensis* através da liberação de cistos, seja em condições ideais no ambiente de cultivo como temperatura na faixa de 26 °C, oxigênio dissolvido na água em torno de 5mg/L, abundância de algas na sua alimentação, seja em ambiente estressante como baixa temperatura, deficiência de alimento e redução de espaço (Lopes, 2002).

A espécie *D. brasiliensis* é normalmente encontrada em grandes densidades quando as lagoas temporárias são isentas de peixes e de larvas de insetos, tais como Odonata, as quais são seus principais predadores. Contribui para a difícil observação deste organismo endêmico da região neotropical, a curta duração de seu ciclo de vida (cerca de 90 dias) e a não convivência de diferentes gerações em um mesmo habitat, já que o recrutamento de uma nova geração depende da sazonalidade extrema, que culmina com a seca total do corpo d'água.

Essa condição ambiental parece ter moldado, durante o processo evolutivo, a história de vida deste organismo, do qual pouco se conhece em relação à totalidade de seus aspectos biológicos e ecológicos. Algumas questões permanecem em aberto: Quais seriam as consequências da introdução de *D. brasiliensis* em ambientes onde a mesma não ocorra naturalmente? Sabe-se que esse anostráceo é um potente filtrador generalista. Se essa espécie conseguisse sobreviver em algum ambiente natural após sua introdução, acidental ou intencional, quais seriam as interações com outras espécies desse ambiente? Poderia haver um desequilíbrio ecológico nesse ecossistema, levando até mesmo ao desaparecimento de espécies nativas? É importante que essas perguntas

sejam respondidas antes que o uso dessa espécie na aquicultura possa se difundir pelo país. Nesse sentido, é importante que se estude *D. brasiliensis* em seus ambientes naturais, para que se possa conhecer suas interações biológicas (competição, predação, herbivoria, etc.) com outras espécies que com ela coexistem, sua dinâmica populacional, reprodução, produção e ciclo de vida, além de como seu ciclo de vida é influenciado por variáveis ambientais.

Assim, com base no interesse econômico, através da aquicultura, e no valor ecológico de *D. brasiliensis* em lagoas temporárias naturais, a caracterização da possível influência desta espécie na dinâmica populacional e na estrutura das comunidades planctônicas desses ambientes são de importância crucial para o entendimento dos processos produtivos deste Anostraca dulcícola e da dinâmica e estrutura das comunidades típicas de ambientes naturais temporários.

Além disso, estudos dessa natureza gerarão conhecimentos científicos básicos e importantes sobre a dinâmica de ambientes aquáticos temporários, essenciais para subsidiar futuras decisões de órgãos governamentais no sentido de gestão e conservação desses ecossistemas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Locais de coleta

Foram realizadas expedições científicas a vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais localizados nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, dando ênfase àqueles encontrados ao norte e noroeste do estado de Minas Gerais. Os ambientes temporários amostrados em Urucuaia foram assim designados: AT1, AT2, AT3, AT4, AT5, AT6, AT7, AT8, AT9 e AT10. Os ambientes temporários amostrados em Lagoa Grande foram nomeados como: AT11, AT12, AT13, AT14, AT15, AT16, AT17, AT18, AT19, AT20 e AT21. Os ambientes aquáticos temporários amostrados em Pirapora foram chamados de: AT22, AT23, AT24 e AT25.

As coletas foram realizadas em abril de 2015, maio de 2016 e janeiro de 2017, sendo que no primeiro período amostral os ambientes AT1, AT2, AT22 e AT23 encontravam-se totalmente secos. No segundo período amostral, apenas treze lagoas temporárias encontravam-se cheias ou parcialmente cheias (AT5, AT7, AT8, AT11,

AT12, AT14, AT15, AT16, AT18, AT22, AT23, AT24 e AT25). No último período amostral, quinze lagoas temporárias encontravam-se cheias durante a coleta, sendo que as lagoas temporárias AT1, AT2, AT3 e AT4 (Urucuia), AT12, AT13, AT19, AT20 e AT21 (Lagoa Grande), AT24 e AT25 (Pirapora) estavam totalmente secas.

Comunidades zooplânctônica e *Dendrocephalus brasiliensis*

Em cada lagoa temporária estudada foram obtidas amostras para análise qualitativa e quantitativa da comunidade zooplânctônica e da população de *D. brasiliensis*, utilizando-se rede de plâncton com abertura de malha de 68 µm. As amostras qualitativas foram obtidas por meio de arrastos horizontais da rede de zooplâncton em diferentes direções.

As amostras quantitativas do zooplâncton foram obtidas pela filtragem de 200 litros de água através de rede de plâncton com a mesma abertura de malha utilizada na amostragem qualitativa. Antes da adição do formol, foi adicionada água gaseificada glicosada com a finalidade de narcotizar os organismos evitando-se, com isso, a contração excessiva e a liberação de ovos pelos mesmos.

As amostras quantitativas de *D. brasiliensis* foram coletadas através de arrastos de quatro metros, com o auxílio de uma rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha, e quantificadas através do volume do cilindro amostrado. Logo após, foi feita a fixação com solução de formol na concentração final de 4% e as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno.

As amostras qualitativas foram analisadas sob microscópio óptico Leica ® modelo DMLB, equipado com câmara clara e câmara para microfotografia. Para a identificação da comunidade zooplânctônica, foram utilizadas chaves de identificação e descrições disponíveis em bibliografias especializadas: SMIRNOV (1974); ROCHA; MATSUMURA-TUNDISI (1976); KOSTE (1978); SMIRNOV; TINNS (1983), REID (1985); DUSSART; DEFAYE (1995); PAGGI (1995); NOGRADY *et al.*, (1995); SEGERS (1995); SMIRNOV (1996); SMET; POURRIOT (1997); ELMOOR-LOUREIRO (1997); NOGRADY; SEGERS (2002); ORLOVA-BIENKOWSKALA (2001); entre outras.

Para a identificação de *Dendrocephalus brasiliensis*, foram utilizadas as seguintes referências: LEMOS-DE-CASTRO; LIMA (1986), RABET (2006),

BRENDONCK; BELK (1997), BELK; BRTEK (1997), LUTZ (1929) E ROGERS (2002).

A análise das amostras quantitativas para estimativa das densidades dos grupos zooplanctônicos e de *D. brasiliensis* foi feita através da contagem de subamostras obtidas com recipiente de volume conhecido com 10 mL de capacidade, em placa de acrílico quadriculada, sob microscópio estereoscópico Leica ® modelo MZ6.

Índice de frequência de Ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies foi calculada de acordo com Dajoz (1983), levando-se em consideração o número de amostras onde o organismo ocorreu em relação ao número total das amostras coletadas (em porcentagem), de acordo com a fórmula a seguir:

$$F = 100 * Pa / P$$

Onde:

Pa = número de amostragens contendo a espécie;

P = número total de amostragens realizadas;

F = frequência de ocorrência;

As espécies foram classificadas em constantes, frequentes, comuns ou raras, de acordo com os seguintes critérios:

- 1. constantes** – espécies presentes em 80% ou mais das amostras;
- 2. frequentes** – espécies presentes em 50% ou mais e em menos de 80% das amostras;
- 3. comuns** – espécies presentes em 20% e em menos de 50% das amostras;
- 4. raras** – espécies presentes em 20% ou menos das amostras;

Índices de diversidade

Para análise e comparação da diversidade de espécies zooplanctônicas entre as lagoas temporárias estudadas e os dias estudados, foram calculados: Índice de Riqueza (número de táxons registrados), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Índice

de Dominância (D') (ODUM, 1988) e Índice de Uniformidade de Pielou (J') (PIELOU, 1975), de acordo com as seguintes fórmulas:

1. Índice de Shannon-Wiener (H')

$$H = -\sum_i \frac{n_i}{N} \log\left(\frac{n_i}{N}\right), \text{ onde:}$$

n_i = valor de importância de cada espécie;

N = total dos valores de importância.

2. Índice de Dominância (D')

$$H = 1 - \sum_i \left(\frac{n_i}{N}\right)^2, \text{ onde:}$$

n_i = valor de importância de cada espécie (números, biomassa, etc.);

N = total de valores de importância.

3. Índice de Uniformidade de Pielou (J')

$$J = H' * H'_{\text{máx}}^{-1}, \text{ onde:}$$

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener

$$H'_{\text{máx}} = \text{Log}S$$

Análise de similaridade

O registro da composição de espécies zooplanctônicas das vinte e cinco lagoas temporárias amostradas foram comparadas a partir do índice de similaridade de Jaccard e Morizita (KREBS, 1989). As matrizes e o dendrograma de similaridade foram calculados pelo método de agrupamento UPGMA - Método não ponderado de agrupamento aos pares por médias aritméticas (VALENTIN 2000). Este método é basicamente empregado em dados de abundância com presença e ausência de espécies (VALENTIN 2002, RICKLEFS 1996).

RESULTADOS

Comunidade zooplanctônica e *Dendrocephalus brasiliensis*

Composição taxonômica e frequência de ocorrência

A composição taxonômica dos diferentes grupos zooplanctônicos para as vinte e cinco lagoas temporárias estudadas e suas frequências de ocorrência (%) para cada período de coleta podem ser vistas na tabela 1. A comunidade zooplanctônica dos ambientes amostrados foi composta por espécies pertencentes aos grupos dos microcrustáceos Cladocera, Copepoda e Anostraca e também ao Filo Rotifera.

Foram registradas 68 espécies zooplanctônicas nesses ambientes. Dentre os grupos observados, Rotifera foi o que apresentou o maior número de táxons identificados com um total de 45 espécies divididas em 14 famílias, sendo a família Lecanidae representada pelo maior número de táxons (15). No primeiro período de coleta, 41 espécies foram identificadas; 25 espécies no segundo período e 29 espécies no último período. Apenas 17 das 45 espécies de rotíferos identificados apresentaram ocorrência nos três diferentes períodos de coleta. As espécies dominantes nos três períodos de coleta e com ocorrência em mais de 50% das lagoas temporárias analisadas sendo, portanto, classificadas como constantes e frequentes foram: *Brachionus angularis*, *Lecane lunaris*, *Platyonus patulus*, *Polyarthra remata* e Bdelloidea (espécies não identificadas).

O segundo grupo com o maior número de táxons foi o dos cladóceros, com um total de 14 espécies identificadas divididas em 6 famílias, sendo a família Daphnidae representada pelo maior número de táxons (4). Catorze espécies foram identificadas no primeiro período de coleta, 9 espécies no segundo período e 11 espécies no último período. As espécies dominantes nos três períodos de coleta e com ocorrência em mais de 50% das lagoas temporárias analisadas sendo, portanto, classificadas como constantes e frequentes foram: *Alona glabra*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Moina minuta* e *Simocephalus acutirostris*.

O terceiro grupo com o maior número de táxons foi dos Copepoda, com um total de 7 espécies identificadas distribuídas em duas ordens (Calanoida e Cyclopoida) e duas famílias Diaptomidae (3 espécies) e Cyclopidae (4 espécies). Cinco espécies foram identificadas no primeiro período de coleta, 4 espécies no segundo período e 4 espécies

no último período. As espécies dominantes nos três períodos de coleta e com ocorrência em mais de 50% das lagoas temporárias analisadas sendo, portanto, classificadas como constantes e frequentes foram: *Thermocyclops decipiens* e *T. minutus*.

O grupo Anostraca foi composto apenas por 2 espécies pertencentes à família Thamnocephalidae: *Dendrocephalus brasiliensis*, a qual apresentou ocorrência apenas nas lagoas temporárias localizadas no município de Urucuia, e *D. thieryi*, com ocorrência apenas na lagoa AT18 localizada no município de Lagoa Grande. A presença de *D. thieryi* foi observada apenas no último período de coleta. As principais diferenças morfológicas entre estas duas espécies de anostraca podem ser vistas na figura 1.

Tabela 1: Composição taxonômica dos diferentes grupos zooplantônicos e suas frequências de ocorrência (%) em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

Táxons	(2015)	FO (%)	(2016)	FO (%)	(2017)	FO (%)
Phylum: Rotifera						
Classe: Digononta						
Ordem: Bdelloidea						
Bdelloidea não identificado	Constante	86	Frequente	62	Constante	93
Classe: Monogononta						
Ordem: Flosculariacea						
Família: Conochilidae						
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	Comum	38	Rara	15	Rara	13
Família: Testudinellidae						
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783	Comum	33			Rara	13
<i>Testudinella sp</i>	Rara	19				
Família Flosculariidae						
<i>Ptygura sp</i>	Rara	19				
Ordem: Ploimida						
Família Asplanchnidae						
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	Frequente	67			Rara	13
Família: Brachionidae						
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1911	Constante	81	Comum	31	Comum	40

Continuação da Tabela 1

<i>Brachionus angularis</i> Goose, 1851	Constante	86	Comum	23	Constante	80
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski, 1891	Rara	9			Rara	13
<i>Brachionus leydigi</i> Cohn, 1862	Comum	43				
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	Frequente	62	Rara	15	Comum	33
<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	Comum	43	Comum	38	Comum	47
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	Rara	14			Frequente	73
<i>Plationus patulus</i> Müller, 1953	Constante	86	Frequente	54	Constante	87
<i>Squatinella mutica</i> Ehrenberg, 1832			Rara	15		
Família: Dicranophoridae						
<i>Dicranophorus forcipatus</i> Müller, 1786	Rara	5	Comum	23		
<i>Dicranophorus grandis</i> Ehrenberg, 1832	Rara	14	Rara	15		
<i>Encentrum putorius</i> Wulfert, 1936	Rara	14			Rara	13
Família: Epiphanidae						
<i>Epiphanes clavulata</i> Ehrenberg, 1832	Comum	29				
<i>Epiphanes macrourus</i> Daday, 1894	Comum	48			Comum	40
Família: Euchlanidae						
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	Constante	81	Comum	23	Constante	87
Família: Gastropodidae						
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891	Comum	48			Rara	13
Família: Lecanidae						
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1886	Comum	38	Rara	15	Rara	13
<i>Lecane clara</i> Bryce, 1892	Rara	9				
<i>Lecane crepida</i> Haring, 1914	Rara	9			Rara	13
<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913	Comum	38	Comum	31	Rara	13
<i>Lecane furcata</i> Murray, 1913					Rara	7
<i>Lecane hastata</i> Murray, 1913	Comum	43	Rara	15		
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	Comum	48	Comum	31	Comum	47
<i>Lecane luna</i> Müller, 1776	Comum	48	Rara	8	Rara	13
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832	Constante	90	Frequente	54	Constante	100
<i>Lecane lundwigi</i> Eckstein, 1883	Rara	14			Rara	7
<i>Lecane nana</i> Murray, 1913	Rara	9				
<i>Lecane papuana</i> Murray, 1913	Comum	43	Rara	15	Comum	40
<i>Lecane pusilla</i> Haring, 1914	Comum	38			Comum	33
<i>Lecane pyriformis</i> Daday, 1905	Comum	43	Comum	23	Rara	13
<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1832	Rara	9				
Família: Lepadellidae						
<i>Lepadella imbricata</i> Haring, 1914			Rara	8		

Continuação da Tabela 1

<i>Lepadella pyriformis</i> Myers, 1938	Comum	38	Comum	23		
Família: Mytilinidae						
<i>Mytilina ventralis</i> Ehrenberg, 1832	Rara	14			Rara	13
Família: Synchaetidae						
<i>Polyarthra remata</i> Shorikov, 1896	Frequente	76	Comum	46	Frequente	73
Família: Trichocercidae						
<i>Trichocerca elongata</i> Gosse, 1886	Rara	9	Rara	15		
<i>Trichocerca myersi</i> Hauer, 1931	Comum	43			Rara	13
<i>Trichocerca pusilla</i> Jennings, 1903	Rara	14	Comum	31		
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski, 1893	Comum	24	Rara	8		
Phylum: Arthropoda						
Subphylum: Crustacea						
Classe: Branchiopoda						
Ordem: Cladocera						
Família Bosminidae						
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	Rara	14			Rara	13
Família Chydoridae						
<i>Alona glabra</i> Sars, 1901	Frequente	72	Comum	23	Constante	82
<i>Alona dentifera</i> Sars 1901	Comum	38	Rara	8	Frequente	67
<i>Chydorus sphaericus</i> Müller, 1776	Rara	9			Rara	13
Família: Daphnidae						
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> Sars, 1886	Comum	48	Comum	23	Frequente	60
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday 1902	Comum	29			Comum	27
<i>Simocephalus acutirostris</i> King, 1853	Frequente	71	Frequente	54	Constante	87
<i>Simocephalus iheringi</i> Richard, 1897	Rara	19	Rara	15	Rara	13
Família: Ilyocryptidae						
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	Comum	43	Comum	31	Comum	47
Família: Macrothricidae						
<i>Macrothrix laticornis</i> Jurine 1820	Comum	48	Rara	8		
<i>Macrothrix paulensis</i> Sars 1900	Rara	14	Rara	15		
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	Comum	38	Comum	23	Comum	40
Família: Moinidae						
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	Constante	90	Frequente	77	Constante	100
<i>Moinodaphnia macleayi</i> King, 1853	Rara	19				
Subclasse: Sarsostraca						
Ordem: Anostraca						
Família: Thamnocephalidae						

Continuação da Tabela 1

<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> Pesta, 1921	Comum	38	Comum	23	Comum	40
<i>Dendrocephalus thieryi</i> Rabet, 2006					Rara	7
Classe: Copepoda						
Ordem: Calanoida						
Família: Diaptomidae						
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> Sars 1901	Comum	24	Rara	15		
<i>Notodiaptomus deitersi</i> Poppe, 1891	Comum	24	Rara	8	Rara	7
<i>Notodiaptomus iheringi</i> Wright, 1935	Rara	9			Rara	13
Ordem: Cyclopoida						
Família: Cyclopidae						
<i>Mesocyclops aspericornis</i> Daday, 1906	Comum	24				
<i>Microcyclops sp</i>	Rara	5				
<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929	Constante	81	Comum	31	Constante	80
<i>Thermocyclops minutus</i> Lowndes, 1934	Constante	90	Frequente	54	Constante	93

Dendrocephalus thieryi

Dendrocephalus brasiliensis



Figura 1: Aspecto geral da fêmea e macho dos anostráceo *Dendrocephalus brasiliensis* e *D. thieryi*.

Dendrocephalus thieryi

Dendrocephalus brasiliensis

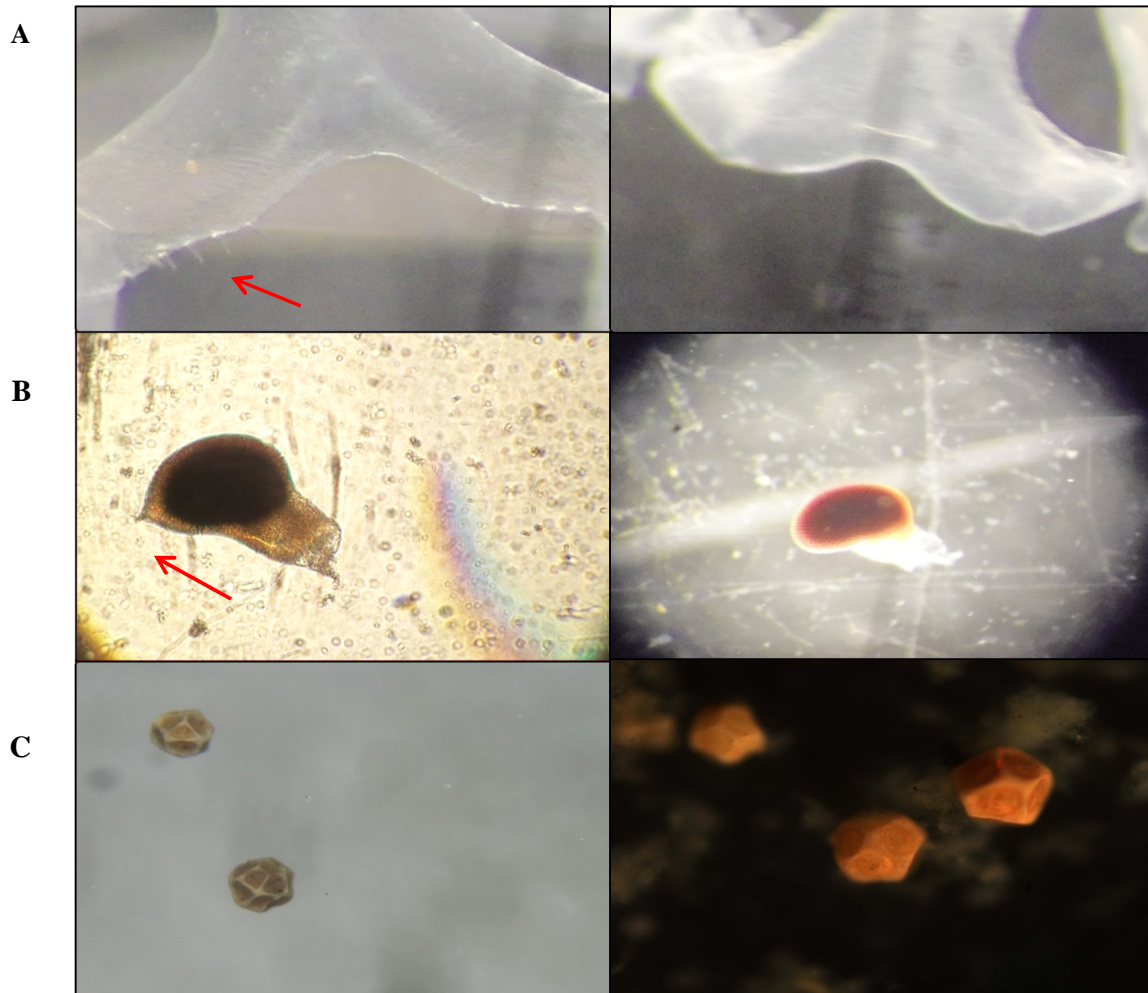


Figura 2: Características morfológicas do macho de *Dendrocephalus thieryi* e de *D. brasiliensis*: (A) parte basal do apêndice frontal; (B) olho com e sem um espinho na borda posterior. (C) Ovos de resistência na forma de cistos.

Abundância relativa e densidade numérica da comunidade zooplanctônica

Nas figuras 2 e 3, estão apresentados os resultados referentes à abundância relativa (%) e densidade numérica dos principais grupos da comunidade zooplanctônica nas vinte e cinco lagoas temporárias durante todo o período de estudo. De modo geral, os copépodes da ordem Cyclopoida foram o grupo dominante na maioria das lagoas temporárias amostradas durante os três períodos de coleta, com destaque para as fases

jovens (náuplios e copepoditos) de *Thermocyclops decipiens* e *T. minutus*. Durante o segundo período de coleta, nas lagoas temporárias AT7, AT12 e AT14, este grupo chegou a representar 90% da abundância total e apresentou uma densidade numérica que variou entre 380 e 143.000 ind.m⁻³.

Em geral, os resultados obtidos para o grupo Copepoda nos três diferentes períodos de coleta foram semelhantes em termos de abundância relativa (%). No entanto, uma análise mais detalhada, considerando-se os diferentes estágios de desenvolvimento de cada lagoa, mostra que densidades populacionais de copépodes da ordem Cyclopoida, normalmente, foram maiores no segundo período de coleta. Para as lagoas temporárias localizadas no município de Pirapora, foram observados valores baixos de densidade populacional para este grupo, que chegou a representar no máximo 5% da abundância total no segundo período de coleta, sendo observado maior abundância e densidade populacional de copépodes da ordem Calanoida nestas lagoas.

Os grupos dos rotíferos e dos cladóceros foram os que apresentaram, em média, a segunda maior abundância e densidade populacional dentre os outros grupos estudados. A maior abundância para o grupo dos cladóceros foi encontrada na lagoa AT24 (87,2%) durante o segundo período de coleta, sendo que a densidade numérica neste período variou entre 625 e 84.990,25 ind.m⁻³ e a menor abundância foi encontrada na lagoa AT17 (2%) durante o primeiro período de coleta, sendo que a densidade numérica neste período variou entre 2400 e 45.000 ind.m⁻³. As espécies *Moina minuta* e *Simocephalus acutirostris* foram as principais representantes tanto em abundância quanto em densidade numérica do grupo Cladocera. A maior abundância para o grupo dos rotíferos foi encontrada na lagoa AT11 (72%) e a menor abundância foi encontrada na lagoa AT12 (2,52%) durante o primeiro período de coleta, sendo que a densidade numérica neste período variou entre 556 e 12.325 ind.m⁻³. Em todos os períodos de coleta, as espécies *Lecane lunaris*, *Plationus patulus* e *Polyarthra remata* foram as principais representantes tanto em abundância quanto em densidade numérica do grupo dos rotíferos. O Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis* foi muito mais abundante na lagoa temporária AT8 durante o primeiro período de coleta, chegando a representar 59% da abundância total. A densidade numérica dessa espécie de Anostraca variou entre 50 e 10.800 ind.m⁻³ ao longo dos três períodos de coleta. Durante o último período de coleta, foi observado a presença de *D. thieryi* na lagoa AT18, sendo que essa espécie representou 6% da abundância total com uma densidade numérica total de 11.500 ind.m⁻³.

3

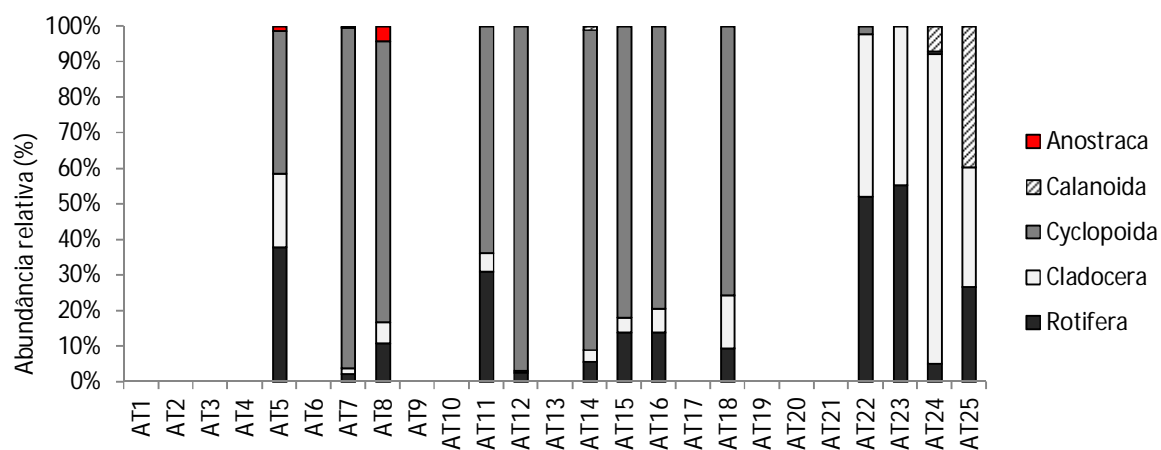
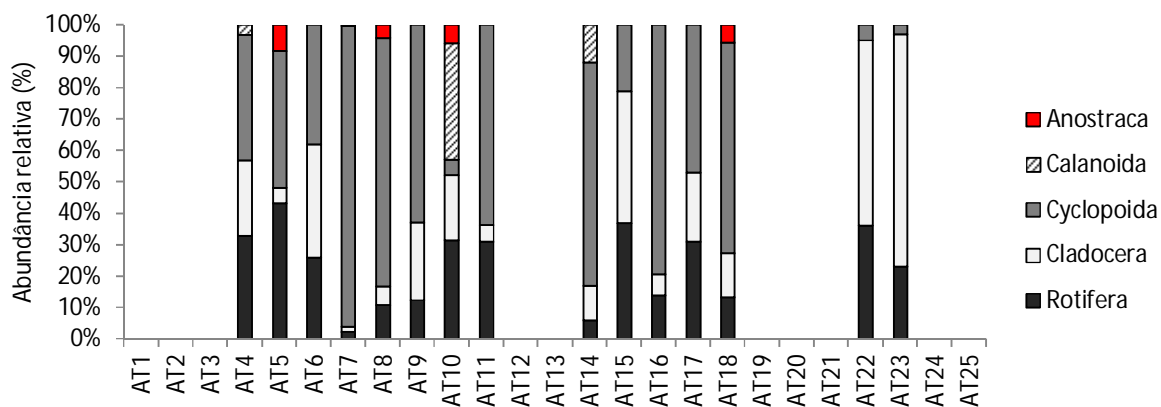
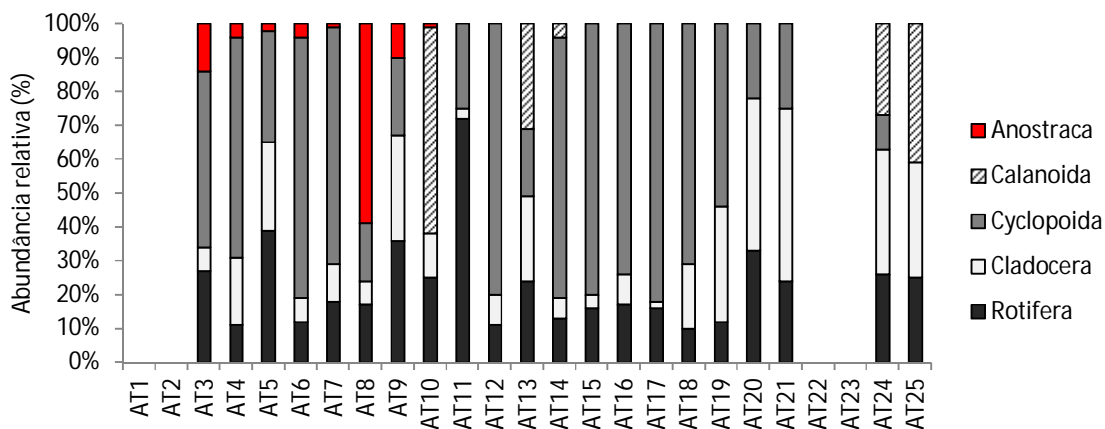


Figura 3: Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplancctônicos em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

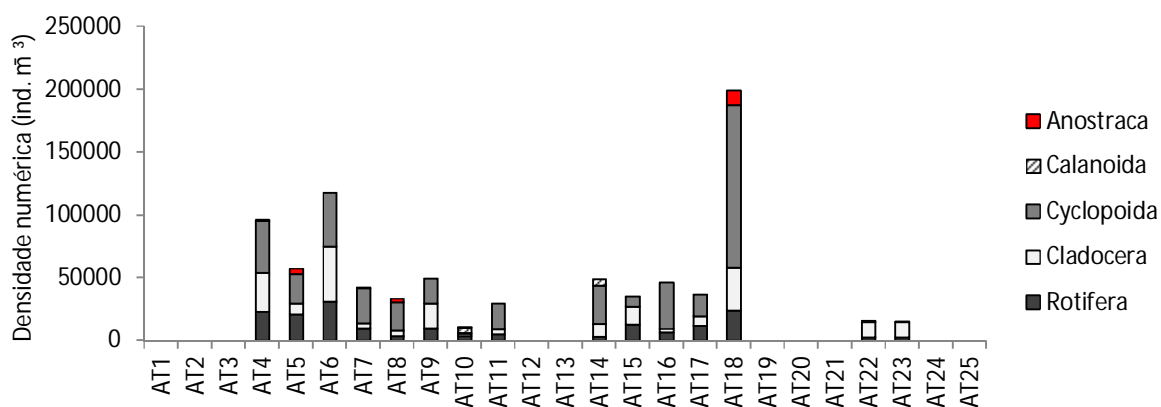
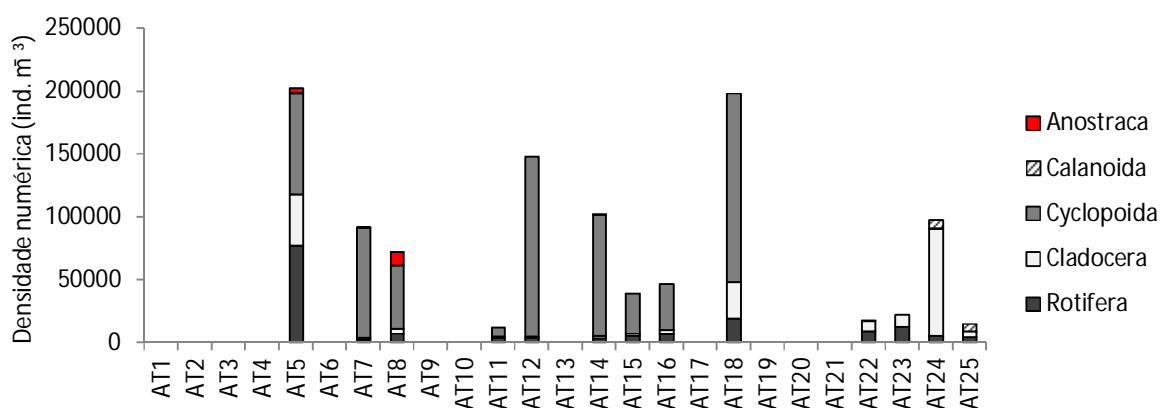
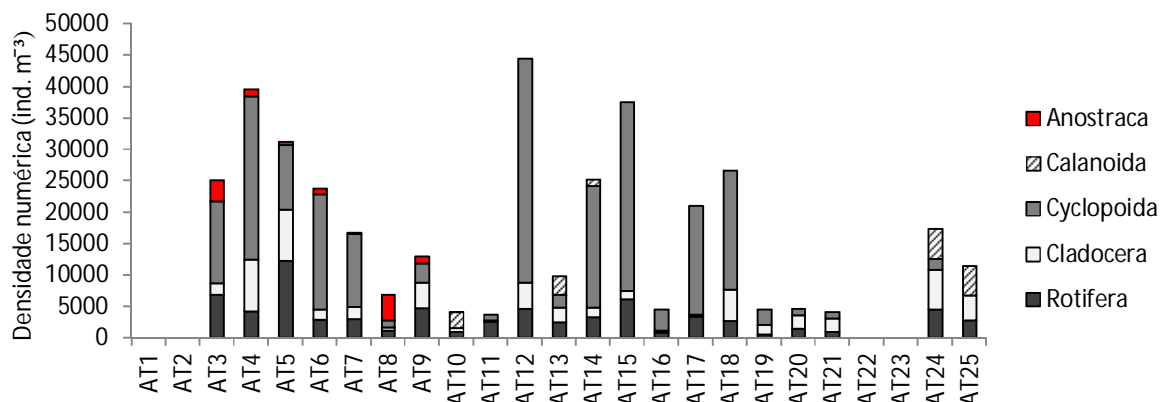


Figura 4: Densidade numérica (ind.m⁻³) dos principais grupos zooplancetônicos em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

Riqueza de espécies, Índices de Diversidade e similaridade de Jaccard

Nas figuras 4 e 5, são apresentados os Índices de Riqueza (número de espécies), Diversidade de Shannon-Wiener, Dominância e de Uniformidade de Pielou, calculados para a comunidade zooplancônica de cada lagoa estudada, durante o período de estudo. Os menores valores de riqueza de espécies foram observados durante o segundo período de coleta.

Os maiores valores de riqueza foram encontrados nas lagoas temporárias AT4, AT9 e AT18 e os menores valores encontrados nas lagoas temporárias AT 10 e AT19. Com relação à diversidade, o maior Índice de Shannon-Wiener (2,59) foi obtido na lagoa temporária AT9 durante o primeiro período de coleta e o menor foi obtido na lagoa um AT14 (0,64) também durante o primeiro período de coleta. Embora o menor índice tenha sido encontrado durante o primeiro período de coleta, foi observado que no segundo período ocorreram os menores índices de Shannon- Wiener.

A similaridade de espécies entre as vinte e cinco lagoas temporárias durante os três diferentes períodos de coleta podem ser vistos nas figuras 6 a 8. De modo geral, os dendrogramas dos diferentes períodos de coleta apresentam estruturas de agrupamento similares.

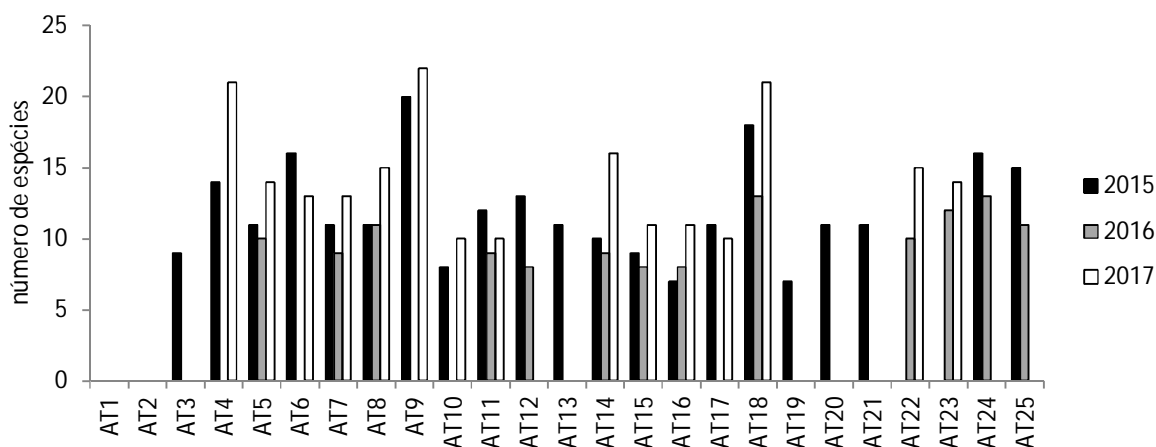


Figura 5: Número de espécies das comunidades zooplancônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuaia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017)..

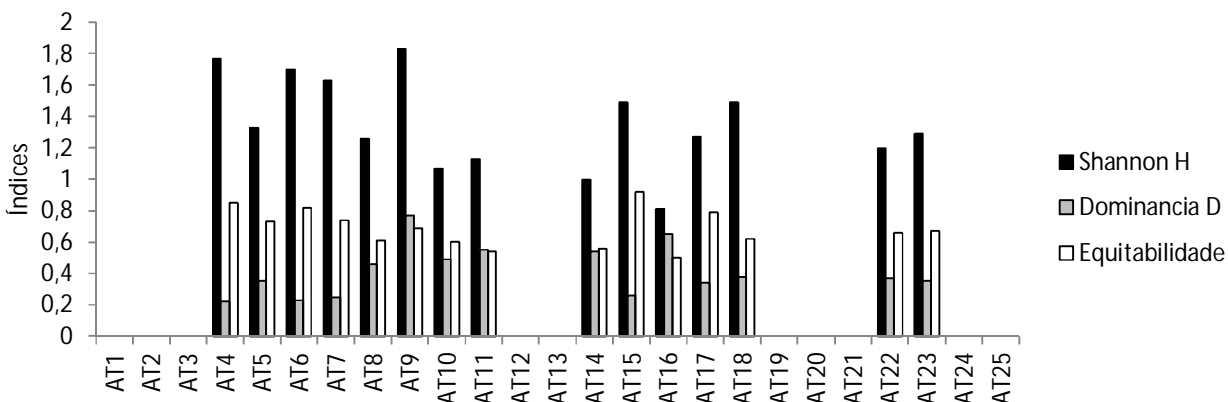
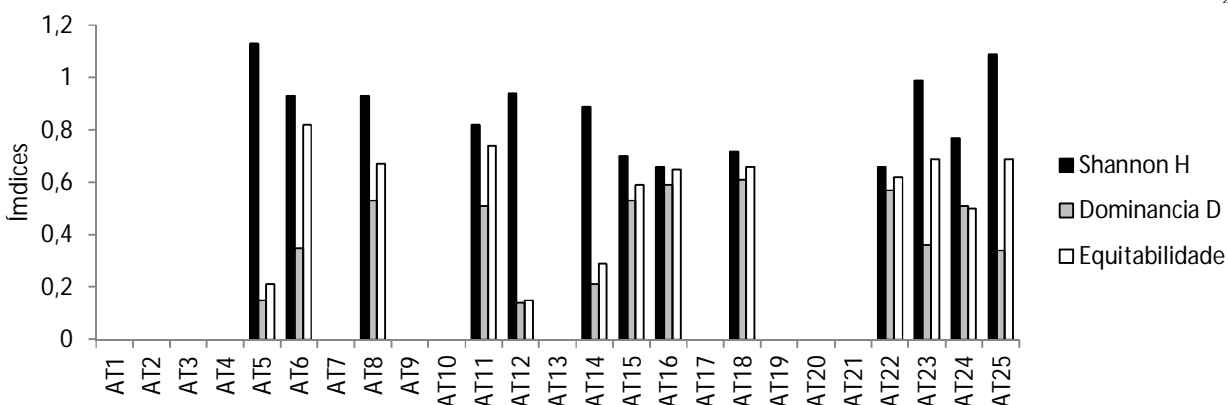
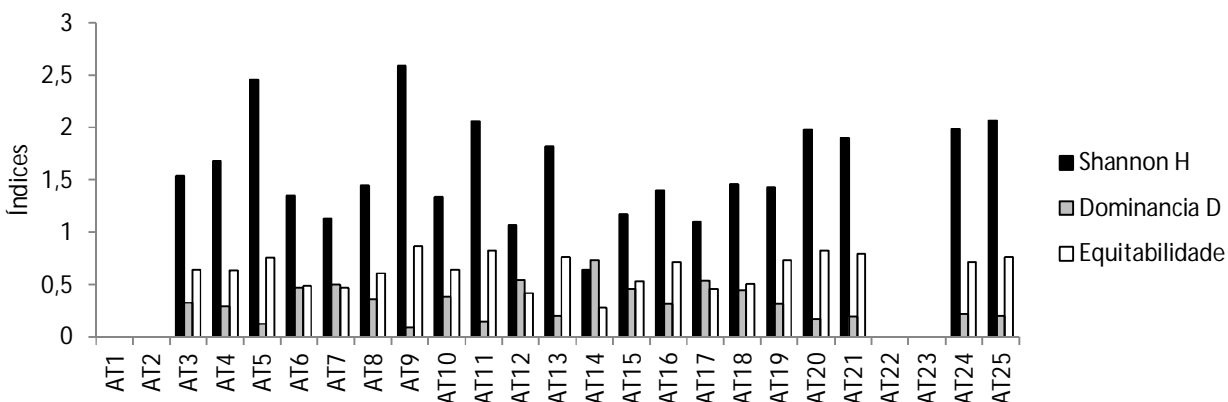


Figura 6: Combinação dos Índices de diversidade de Shannon-Wiener, Dominância e Uniformidade de Pielou para a comunidade zooplancônica em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucua, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, em três períodos de coleta (abril/2015, maio/2016 e janeiro/2017).

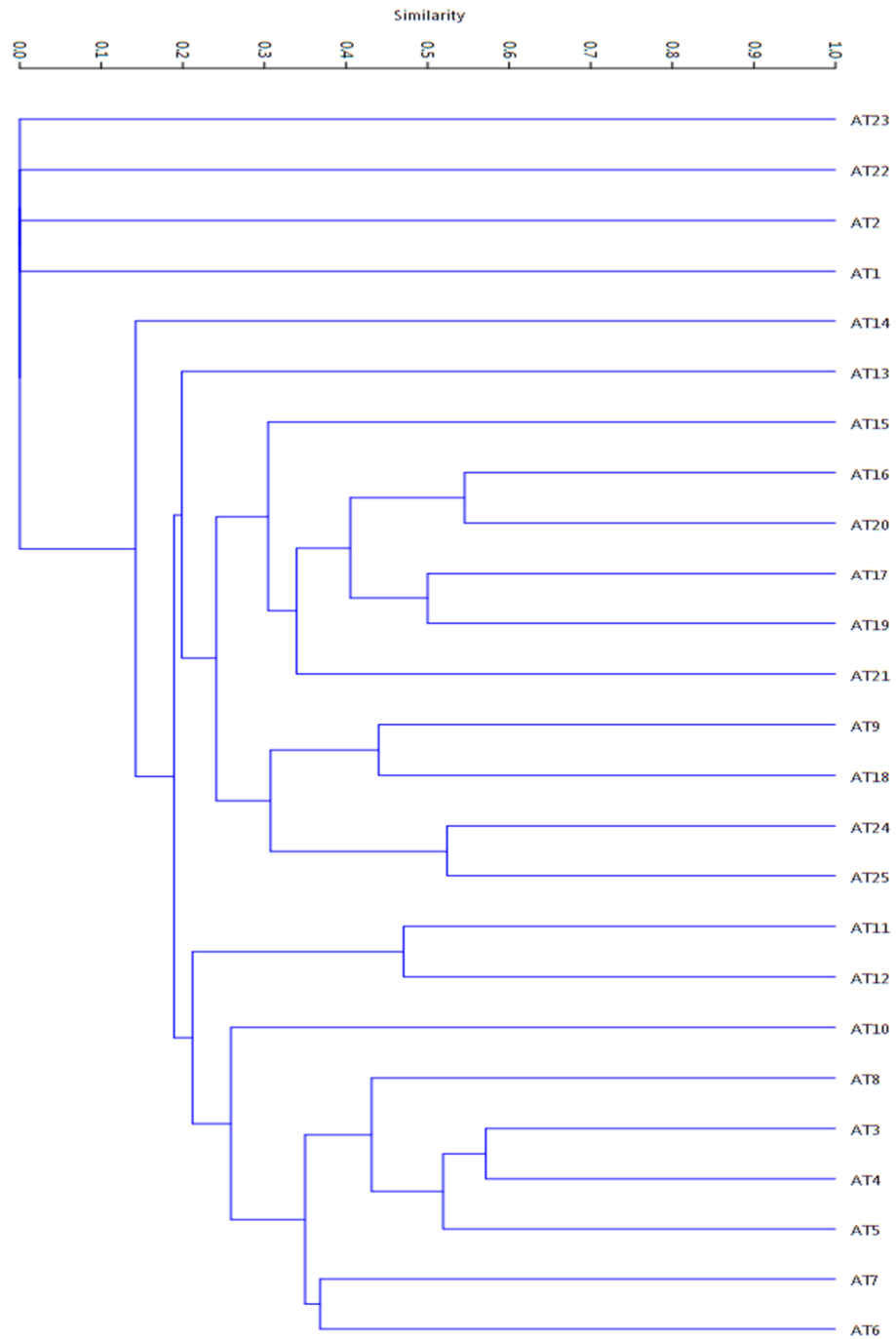


Figura 7: Dendrograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplanctônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante o primeiro período de coleta (abril de 2015).

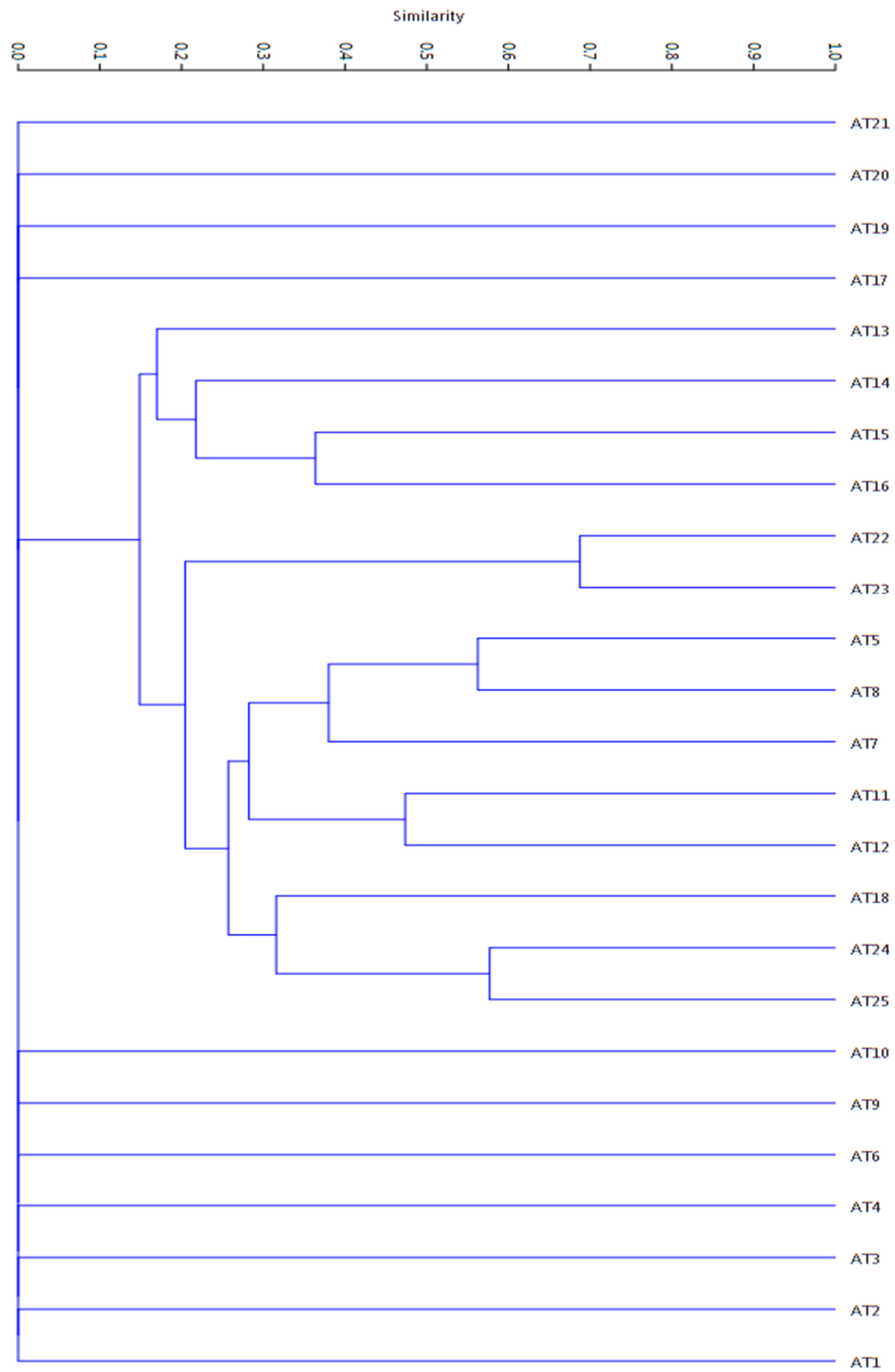


Figura 8: Dendrograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplancônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil,. durante o segundo período de coleta (maio de 2016).

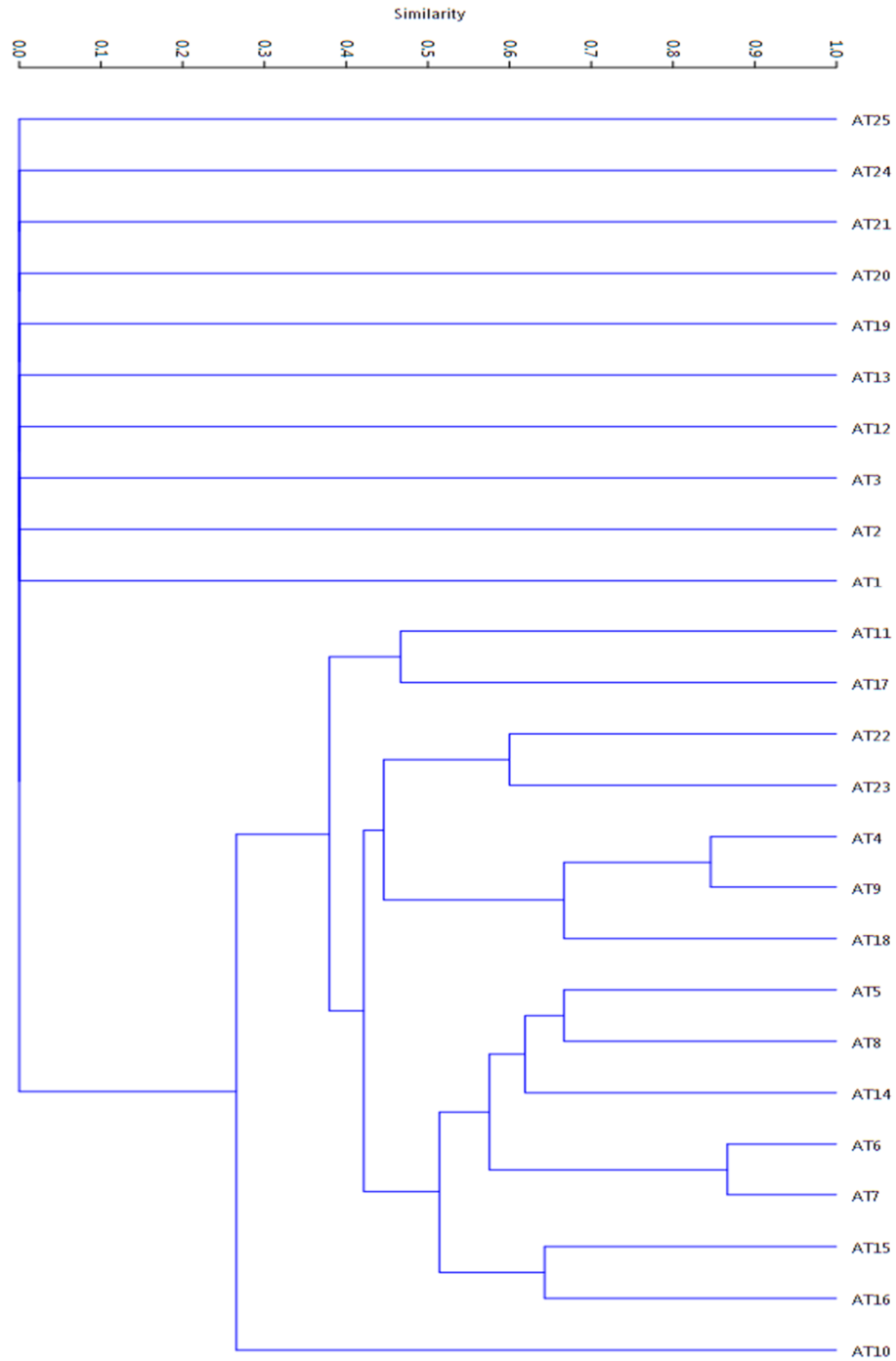


Figura 9: Dendrograma de similaridade/Jaccard das espécies zooplancônicas em vinte e cinco lagoas temporárias nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, estado de Minas Gerais, Brasil, durante o terceiro período de coleta (janeiro de 2017).

DISCUSSÃO

Embora muitos táxons de animais aquáticos possam ser encontrados em lagoas e poças temporárias, eles geralmente são representados por poucas espécies especializadas e adaptadas a estes tipos de ambientes (Lahr, 1997). Comparando com ambientes relativamente estáveis, comunidades de invertebrados aquáticos em ecossistemas temporários dependem da recolonização constante a partir de um *pool* regional de espécies dormentes. Assim, estas condições dos ecossistemas temporários tornam-se favoráveis para apenas algumas espécies zooplanctônicas adaptadas e adversas para outras (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Nos ambientes aquáticos temporários, o zooplâncton desempenha um papel importante na organização das comunidades, visto que representa o elo de transferência de matéria e energia nas cadeias alimentares e interfere no metabolismo químico do sistema. Dessa forma, alterações em sua estrutura e dinâmica são fenômenos de grande relevância, não somente para a própria comunidade como também para o funcionamento destes ecossistemas (Lansac-Tôha, *et al.*, 1997).

A comunidade zooplanctônica das vinte e cinco lagoas temporárias estudadas no presente trabalho foi composta de espécies pertencentes aos grupos de microcrustáceos Cladocera, Copepoda e Anostraca, e também ao Filo Rotifera. Devido à instabilidade dos fatores hidrológicos nos ecossistemas temporários, a comunidade zooplanctônica que neles se desenvolve geralmente possui um número reduzido de organismos (Serafim-Junior *et al.*, 2006).

A riqueza de táxons zooplanctônicos registrada nas vinte e cinco lagoas temporárias analisadas foi baixa (68 espécies) quando comparada com outros ambientes aquáticos como reservatórios, lagoas permanentes e lagoas temporárias ligadas a períodos de inundação de um corpo d'água permanente.

Rotifera foi o grupo que apresentou maior riqueza de táxons nos três períodos de coleta. Esse padrão se repetiu para a maioria das lagoas analisadas, independentemente da região em que cada lagoa se encontra. De acordo com Rocha *et al.* (1995), os rotíferos dominam a comunidade zooplanctônica de muitos corpos d'água brasileiros (lagos, reservatórios artificiais e rios de águas negras), tanto em termos de densidade populacional quanto em números de espécies.

A dominância dos rotíferos na maioria das lagoas estudadas provavelmente está relacionada ao seu curto ciclo de vida e à sua alta taxa de reposição, característicos de

organismos r-estrategistas (Nogrady *et al.*, 1993). Porém, a densidade numérica de rotíferos foi inferior aos organismos zooplancônicos do grupo Copepoda nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas.

Rocha *et al.* (2002) apresentaram uma relação da riqueza de 22 diferentes ecossistemas de água doce no estado de São Paulo e afirmaram que a riqueza de rotíferos é amplamente dependente de duas famílias, Lecanidae e Brachionidae, sendo que isso também foi verificado no presente estudo, no qual a família Lecanidae esteve representada por 15 espécies e a família Brachionidae por 8 espécies do total de 45 espécies de rotíferos identificadas nos três períodos de coleta.

Para o gênero *Lecane*, são conhecidos aproximadamente 167 táxons, dos quais aproximadamente 41% possui ampla distribuição e apenas 15% ocorre em regiões tropicais (Segers, 1996). Na maioria das lagoas temporárias estudadas, as espécies *Lecane lunaris*, *Platyonus patulus*, *Polyarthra remata* e o rotífero não identificado da ordem Bdelloidea apresentaram as maiores densidades durante os três períodos de coleta. A espécie *L. lunaris*, presente na maioria das lagoas, foi a espécie mais abundante. No entanto, nas lagoas temporárias AT16 e AT17, durante o segundo e o último períodos de coleta, as espécies *Platyonus patulus* apresentou os maiores valores de densidade numérica. Nas lagoas temporárias AT4, AT9, AT18, AT23 e AT24, a espécie *L. lunaris* teve os maiores valores de densidade numérica durante todo o período amostral.

No grupo dos cladóceros, foram identificadas 14 espécies, divididas em 6 famílias, sendo a família Daphniidae representada pelo maior número de táxons (4). No entanto, entre o grupo dos Cladocera, a espécie *Moina minuta*, pertencente à família Moinidae, teve a maior densidade na maioria das lagoas temporárias estudadas. Nas lagoas temporárias localizadas nos municípios de Urucuia e de Lagoa Grande, o gênero *Simocephalus* foi composto por duas espécies, a espécie *Simocephalus acutirostris*, que apresentou altas densidades, com valores semelhantes à espécie *M. minuta*, e a espécie *S. Iheringi*, que apresentou valores menores de densidade numérica, com ocorrência apenas nas lagoas localizadas em Lagoa Grande e Pirapora.

Segundo Rocha e Güntzel (1999), a espécie *M. minuta* é característica de ambientes oligo-mesotróficos e, em ambientes altamente poluídos, túrbidos e eutróficos, há substituição desta por *Moina micrura*. As lagoas temporárias estudadas são ambientes bastante túrbidos, porém com baixa densidade fitoplanctônica, demonstrando talvez uma maior relação desta espécie de cladóceros com o grau de trofia e,

consequentemente, com a disponibilidade alimentar, do que com a concentração do material em suspensão do ambiente.

Em um estudo sobre a relação dos Cladocera com o sedimento seco de um reservatório, na região semiárida do Brasil, Crispim e Watanabe (2001) demonstraram que o tempo de incubação (período entre o contato com a água e a eclosão) não foi o mesmo para todas as espécies, sendo que o cladóceros *M. minuta* apresentou o menor tempo de eclosão (cerca de 3 dias), tanto no campo quanto em laboratório. Esse trabalho corrobora os resultados obtidos no capítulo 3 deste estudo, onde em um experimento realizado com o sedimento coletado nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas, após a mistura do sedimento com água, durante aproximadamente 5 dias, a espécie zooplânctônica com maior taxa de eclosão foi *M. minuta*.

Crispim e Watanabe (2001) também demonstraram que o número de espécies do grupo Cladocera provenientes da eclosão de ovos de resistência em laboratório foi maior do que o número de espécies observadas no reservatório antes que ele secasse e que o baixo número de espécies presentes na coluna d'água poderia ser um reflexo da dinâmica do ambiente. Entretanto, a presença de *D. brasiliensis* em lagoas temporárias pode ter exercido influência na riqueza das espécies de Cladocera encontradas no presente trabalho, demonstrando a importância de estudos sobre as espécies em estágio de diapausa presentes no sedimento destes tipos de ambientes.

No grupo dos Copepoda, foi observado um total de 7 espécies distribuídas em duas ordens (Calanoida e Cyclopoida) e duas famílias, Diaptomidae (3 espécies) e Cyclopidae (4 espécies), sendo que indivíduos da ordem Calanoida ocorreram apenas nas lagoas temporárias AT10, AT13, AT14, AT24 e AT25. Entre o grupo Copepoda, as espécies *Thermocyclops decipiens* e *T. minutus* foram as espécies dominantes, apresentando os maiores valores de densidade numérica na maior parte das lagoas temporárias estudadas.

O gênero *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) originou-se na região tropical, onde apresenta alta diversidade de espécies (Dumont e Decraemer, 1977). Em muitos corpos de água, esse gênero representa importante componente da biomassa do zooplâncton (Margalef, 1983). A espécie mais frequente, *Thermocyclops decipiens*, tem ampla distribuição geográfica, ocorrendo em muitos tipos de massas de água em Bacias hidrográficas, enquanto que *T. Minutus* é menos amplamente distribuído, indicando possíveis exigências ecológicas mais restritivas. No entanto, em algumas das lagoas temporárias estudadas, a espécie *T. minutus* foi a única espécie de

Copepoda Cyclopoida presente. Segundo Matsumura-Tundisi e Tundisi (1976), há evidências de que *Thermocyclops minutus* é comum em ambientes oligotróficos e mesotróficos e padrões claros de dominância de *Thermocyclops minutus* sobre *Thermocyclops decipiens* em reservatórios oligo-mesotróficos foram observados.

Embora Reid e Moreno (1990) tenham observado na bacia do rio Miranda, MS, que *T. decipiens* ocorre preferencialmente em águas mais eutrofizadas, essa espécie ocorreu no presente estudo em ambientes distintos com baixa densidade fitoplanctônica, evidenciando, portanto, que esta espécie pode ocorrer em águas de diferentes níveis de trofia. Santos (2010) também obteve estes mesmos resultados em um estudo nos reservatórios do baixo Tietê.

O Grupo Anostraca foi composto apenas por 2 espécies pertencentes à família Thamnocephalidae: *Dendrocephalus brasiliensis*, a qual apresentou ocorrência apenas nas lagoas temporárias localizadas no município de Urucuia, e *D. thieryi*, com ocorrência apenas na lagoa AT18 localizada no município de Lagoa Grande. A presença de *D. thieryi* foi observada apenas no último período de coleta. Até o presente estudo, esta espécie possuía registro de ocorrência apenas na região de Buritizério, Minas Gerais (Rabet, 2006). O registro desta espécie em lagoas temporárias localizadas na região de Lagoa Grande (presente estudo) pode indicar uma possível dispersão da mesma, a qual pode estar colonizando novos ambientes temporários.

Nas lagoas temporárias com presença de *D. brasiliensis*, durante os três períodos de coleta, apenas indivíduos adultos desse Anostraca foram observados, sendo a maioria fêmeas ovadas, não tendo sido observada a presença de indivíduos juvenis ou na fase de náuplio. Os resultados apontam que populações desta espécie encontravam-se em fase de desenvolvimento avançado.

A população do Anostraca *D. thieryi* na lagoa temporária AT8 também foi dominada por indivíduos adultos, a maior parte fêmeas não ovadas. Durante o período de estudo, a população de *D. thieryi* nesta lagoa apresentou características de uma população em desenvolvimento.

A dominância de indivíduos fêmeas no grupo Anostraca nas lagoas temporárias estudadas no presente trabalho não se encontra relacionada aos resultados obtidos por Lopes (2007), onde as populações mantidas em tanques de pisciculturas mostraram uma relação de 51,75% de fêmeas e 48,25% de machos, sendo a maior porcentagem de fêmeas, estatisticamente baixa.

Algumas das espécies zooplanctônicas encontradas no presente estudo, tais como os rotíferos *Lecane lunaris*, *Plationus patulus*, o cladóceros *Moina minuta* e o copépode *Thermocyclops decipiens*, são espécies cosmopolitas que ocorrem na maioria dos ambientes aquáticos. Crispim e Freitas (2005) registraram em uma lagoa temporária (sem presença de *Dendrocephalus brasiliensis*) da região semiárida do estado da Paraíba, nordeste do Brasil, sete espécies de rotíferos (*Brachionus quadridentatus*, *Plationus patulus*, *Euchlanis dilatata*, *Lecane lunaris*, *Lecane hastata*, *Mytilina ventralis* e *Testudinella patina*) e quatro espécies de cladóceros (*Ceriodaphnia cornuta*, *Macrothrix spinosa*, *Moina minuta* e *Simocephalus acutirostris*), as quais também possuem ocorrência na maior parte das lagoas temporárias analisadas no presente trabalho.

A presença de uma espécie em uma lagoa temporária depende de uma combinação de características de sua história de vida e de características hidrológicas e biológicas do ambiente. Em ambientes não apinhados, a pressão da seleção favorece a espécie com um alto potencial reprodutivo (alta razão entre os esforços de reprodução e de manutenção), enquanto que, em contraste, as condições de apinhamento favorecem organismos com menor potencial de crescimento, mas melhores capacidades de usar recursos escassos e competir por eles (maior investimento de energia na manutenção e sobrevivência do indivíduo) (Odum e Barret, 2007). Essas duas estratégias de sobrevivência são conhecidas como seleção do tipo r e seleção do tipo k, respectivamente.

Espécies r-estrategistas serão mais bem sucedidas no início da formação de um ambiente livre de concorrências. Comunidades iniciais estudadas por Vanschoenwinkel *et al.* (2010) foram dominadas por organismos de grande porte, tais como o Branchiopoda *D. brasiliensis* e copépodes ciclopóides que colonizaram rapidamente lagoas temporárias recém formadas, repletas de espécies em estágio latente. As vinte e cinco lagoas temporárias estudadas no presente trabalho foram dominadas por organismos zooplanctônicos do grupo Copepoda (ciclopóides).

Espécies mais competitivas k-estrategistas e predadores tendem a colonizar o ambiente mais tarde, podendo funcionar como indicadores de um ambiente temporário em estágio avançado. As lagoas temporárias aqui analisadas podem se encontrar, segundo estas observações, em um estágio inicial, devido à estrutura e à presença de táxons específicos de fase primárias da formação destes ambientes. No entanto, segundo

Lahr (1997), se as lagoas são de vida longa, a comunidade pode mudar e retornar a espécies antes presentes em fases iniciais.

A abundância de organismos em ambientes aquáticos temporários pode ser bastante diferente de um período úmido para outro. Por exemplo, Donald (1983) descobriu ocorrências irregulares de diferentes espécies de camarão-fada, taxonomicamente próximas à *D. brasiliensis*, durante um estudo de 14 anos, em uma lagoa temporária do Canadá.

De modo geral, os copépodes da ordem Cyclopoida foram o grupo dominante na maioria das lagoas temporárias, amostradas durante os três períodos de coleta do presente estudo, tanto na ausência quanto na presença de *D. brasiliensis*, com destaque para as fases jovens (náuplios e copepoditos) de *Thermocyclops decipiens* e *T. minutus*.

Durante o segundo período de coleta nas lagoas temporárias AT7, AT12 e AT14, este grupo chegou a representar 90% da abundância total. A densidade populacional e a abundância relativa dos demais grupos zooplantônicos parecem não ter sido afetadas pela presença ou pela ausência de *D. brasiliensis*, sendo que a variação da densidade e abundância dos demais grupos podem estar ligados à características individuais de cada lagoa temporária. Para os rotíferos e os cladóceros, observou-se uma abundância mais equilibrada durante o período de amostragem nas lagoas estudadas.

Camarões-fada, como o Anostraca *D. brasiliensis*, são altamente especializados e caracterizam-se pela eclosão precoce, crescimento rápido e uma dieta generalista. Sarma e Nandini (2002) observaram que camarões-fada são fortes concorrentes e podem filtrar de maneira eficaz os rotíferos e fases larvais de microcrustáceos como os copépodes. Neste estudo, a presença de *D. brasiliensis* não implicou em diferença entre a abundância relativa dos grupos Copepoda e Rotifera; a abundância destes grupos parece estar mais ligada à características intrínsecas do ambiente.

Os resultados de um estudo realizado por Vanschoenwinkel *et al.* (2010) indicam que a chegada de predadores voadores pode terminar com a vantagem competitiva dos grandes branquiópodos em relação aos cladóceros. A secagem do ambiente pode prejudicar o desenvolvimento de certos grupos, ao passo que hidroperíodos maiores podem permitir que espécies evitem a competição através da segregação de nicho temporal dentro das inundações.

Por causa da disponibilidade variável de fontes de alimentos, muitos organismos em lagoas temporárias devem ser oportunistas. Crustáceos, por exemplo, podem não só se alimentar de algas, mas também de bactérias, fungos e leveduras. Isto pode explicar a

presença de *D. brasiliensis* nas lagoas temporárias que apresentaram baixas concentrações de clorofila *a* e baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas (Capítulo 1).

A diversidade do ecossistema pode ser definida como diversidade genética, diversidade das espécies, diversidade do habitat e diversidade dos processos funcionais que mantêm os sistemas complexos (Odum e Barret, 2007). Os Índices de diversidade são amplamente utilizados no estudo das comunidades aquáticas, pois auxiliam no monitoramento destas comunidades e refletem como as comunidades respondem à mudanças ambientais, em termos de composição, distribuição e abundância. Alguns Índices como o de Shannon-Wiener são bastante utilizados para a comparação da diversidade entre diferentes ambientes.

Perturbações frequentes podem resultar em seleção de um número limitado de espécies tolerantes e fortes do que processos que levam a baixos índices de diversidade. Em ambientes menos perturbados, no caso em poças e lagoas temporárias com períodos mais longos de persistência podem aumentar a importância de processos estocásticos (nascimento, morte e extinção) levando a uma diversidade maior.

Os maiores valores de riqueza foram encontrados nas lagoas temporárias AT4, AT9 e AT18, o que pode indicar que estas lagoas apresentam períodos mais longos de persistência da água. Os Índices de Diversidade foram maiores no primeiro e no terceiro períodos de coleta; os menores índices de dominância e uniformidade foram observados nestes mesmos períodos. Com relação à diversidade o maior Índice de Shannon-Wiener (2,59) foi obtido na lagoa temporária AT9 durante o primeiro período de coleta e o menor foi obtido na lagoa um AT14 (0,64) também durante o primeiro período de coleta. Embora o menor índice tenha sido encontrado durante o primeiro período foi observado que no segundo período ocorreram os menores índices de Shannon- Wiener.

Quase todas as fases latentes usam algum tipo de defesa contra as altas temperaturas e dessecação da água. No caso de *D. brasiliensis*, devido à adaptação do organismo, os ovos são liberados no ambiente sempre na forma de cistos de resistência. Após a postura da fêmea, os cistos ficam depositados no sedimento do ambiente em que os adultos se encontram.

Do ponto de vista regional, através da observação dos dendrogramas de similaridade de Jaccard, foi constatada uma tendência de agrupamento entre comunidades zooplanctônicas presentes em lagoas temporárias localizadas na mesma região. No entanto também foi observada uma tendência de agrupamento entre as lagoas

temporárias com maior riqueza de espécies (AT9, AT18, AT22, AT23, AT24 e AT25), localizadas em diferentes regiões.

A partir do dendrograma de similaridade dos diferentes períodos de coleta, foram distinguidos dois grupos de comunidades zooplanctônicas: comunidades zooplanctônicas com baixa riqueza de espécies, com similaridade entre comunidades de uma mesma região e comunidades com maior riqueza de espécies, onde a similaridade entre as diferentes comunidades não parece estar relacionada com a região em que cada lagoa temporária se encontra.

CONCLUSÕES

Análises qualitativa e quantitativa da comunidade zooplanctônica indicaram baixa riqueza de espécies nas lagoas temporárias aqui estudadas.

A partir da estrutura populacional de *D. brasiliensis* e *D. thieryi*, pode-se concluir que as populações destas espécies nas lagoas temporárias estudadas estavam em fase avançada de desenvolvimento populacional.

Apesar do grupo Rotifera ser o grupo que apresentou maior riqueza de táxons, o grupo Copepoda Cyclopoida foi o grupo mais abundante e representativo numericamente na maioria das lagoas temporárias estudadas.

A presença ou ausência de *D. brasiliensis* parece não interferir na composição e na densidade numérica da comunidade zooplanctônica dos ambientes estudados, sendo que a riqueza de espécies e a diversidade locais podem estar relacionadas às perturbações e à dinâmica ambiental, que podem exercer maior influência na dinâmica e na estrutura da comunidade zooplanctônica desses ambientes temporários.

REFERÊNCIAS

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A. e THINGSTAD, F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 10, p. 257-263.

- BRENDONK, L. e BELK, D. 1997. On potenciales and relevance of the copulatory structures in Anostracan taxonomic. *Hydrob.* 359, 8392.
- CRISPIM, M. C e FREITAS, G. T. de P. 2005. Seasonal effects on zooplanktonic community in a temporary lagoon of northeast Brazil. *Acta. Limnol. Bras.* 17(4), 385-393.
- CRISPIM, M. C., & WATANABE, T. 2001. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera?. *Hydrobiologia*, 442(1), 101-105.
- DE INFANTE, A. G. 1988. El plancton de las aguas continentales. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, *Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico*, vol. 33.
- DONALD, D. B. 1983. Erratic occurrence of anostracans in a temporary pond: colonization and extinction or adaptation variations in annual weather? *Can. J. Zool.* 61, 1492-1498.
- DUMONT, H. J. e DECRAEMER, W. 1977. On the continental copepod fauna of Morocco. *Hydrobiologia*, 52(2), 257-278.
- LAHR, J. 1997. Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32, 50-57.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. M. e LIMA, A. F. 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. *VAZZOLER, AEAM et al*, 117-155.
- LEWIS, W. M. 1978. A compositional phytogeographical and elementary community structural analysis of phytoplankton in a tropical lake. *Journal Ecol.*, v. 66, p. 213-226.
- LINDER, F. 1941. Contributions to the morphology and taxonomy of the Branchiopoda Anostraca. *Zoologische Bidrag från Uppsala* 20: 102-302,.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. de C. B.; GÁRVEZ, A. O. e PONTES, C. S. 2007. Produção de cistos de “branchoneta” *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). *Rev. Biotem.* 20 (2): 33-39.

LOPES, J. P. 2002. Produção de cistos e biomassa de branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921, em viveiros de cultivo. *Tese (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura)*. Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE – Recife, Pernambuco.

MAI, M. G.; SILVA, T. A. S.; ALMEIDA, V. L. S. e SERAFINI, R. L. 2008. First record of the invasion of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in São Paulo State, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Scienses.* 3(3): 269 – 274.

MALTCHIK, L. e PEDRO, F. 2001. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash floods in a brazilian semiarid intermittent stream. *Biotropica* 33: 566-572.

MATSUMURA-TUNDISI, T., & TUNDISI, J. G. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. *Oecologia*, 25(3), 265-270.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Omega, 1010 p.

MEDINA-SÁNCHEZ, J. M.; VILLAR-ARGAIZ, M. e CARRILLO, P. 2004. Neither with nor without you: a complex algal control on bacterioplankton in a high mountain lake. *Limnology and Oceanography*, 49(5), 1722-1733.

NOGRADY, T.; SEGERS, H. 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In: DUMONT, H. J. F. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. v.6 Netherlands: SPB Backhuts Publishers.*

ODUM, E.P e BARRET, G.W. 2007 *Fundamentos de Ecologia*. 5. ed., Editora Thomson Pioneira.

PEREIRA, G. 1983. Taxonomic importance of the frontal appendage in the genus *Dendrocephalus* (Anostraca : Tamnocephalidae). *Journ. of Crust. Biol.* 3(2), 293-305.

PESTA, O. 1921. Kritische Revision der Branchipodidensammlung des Wiener naturhistorischen Staatsmuseums. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien.* 34: 80-98.

PINTO-COELHO, R. M. 2003. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Amostragem em limnologia. *São Carlos: Rima*, p. 149-165.

RABET, N. 2006. A new species of Brazilian *Dendrocephalus* (Anostraca, Tamnocephalidae). *Zoot.* 1370, 49-57.

RABET, N. e THIÉRY, A. 1996. The neotropical genus *Dendrocephalus* (Crustacea: Anostraca: Tamnocephalidae) in Brazil (South America), with a description of two new species. *Journ. of Nat. Hist.* 30,479-503.

REID, J.W. e MORENO, I.H. 1990. The Copepoda (Crustacea) of the Southern Pantanal, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis.* v.3, p.721-739.

ROCHA O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J.G. 2002. Hots spots for zooplankton diversity in São Paulo state: origin and maintenance. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v. 28, p. 872 – 876.

ROCHA, O. e GÜNTZEL, A.M. 1999. Crustáceos branquiópodos. In: Ismael, D; Valenti, W.C.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. *Invertebrados de Água doce- FAPESP*, vol. 4, p. 107-120.

ROCHA, O.; SENDACZ, S. e MATSUMURA-TUNDISI, T.. 1995. Composition, Biomass and Productivity of Zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M. & Matsumura-Tundisi, T. (eds) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, *Brazilian Limnological Society*. 376p. 1995.

ROGERS, D. C. e VOLCAN, M. V. 2016. A new *Dendrocephalus* (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae) from Rio Grande do Sul State, Brazil. *Nauplius*, 24.

ROGERS, D. C.; GOMES, J. P. C. e VIEIRA, F. 2012. A new species of *Dendrocephalus* (Crustacea, Anostraca) from Serra dos Carajás (Pará State, Brasil). *Zootaxa*, 3363(1), 52-58.

ROGERS, D. C. 2002. Female-based characters for anostracan (Crustacea: Branchiopoda) identification: A key for species of California and Oregon, USA. *Hidrob.* (486): p. 125-132.

ROGERS, D. C.; RÍOS, P. de LOS e ZÚÑIGA, O. 2008. Fairy shrimp (Branchiopoda: Anostraca) of Chile. *Journ. of Crust. Biol.* 28(3), 543-550.

SANTOS, M. dos S. 2010. Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do baixo rio Tietê, SP. *Tese (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais)* Universidade Federal de São Carlos – UFSCar – São Carlos, SP.

SARMA, S. S. S. e NANDINI, S. 2002. Studies on functional response and prey selection using zooplankton in the anostracan *Chirocephalus diaphanus* Prevost, 1803. *Hydrob.* 486, 169-174.

SEGERS, H. 1995. Rotifera: The Lecanidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. F. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. v. 2. *Netherlands*: SPB Academic Publishing.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; NEVES, G. P.; BRITO, L. D. e GHIDINI, A. R. 2006. Zooplâncton do rio Itajaí–Acú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Estudos de Biologia*, 28(65), 41-50.

SOUZA, F. E. S. e CAMARA, M. R. 1998. Contribuição ao estudo de anostráceos de águas interiores da região do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. *Anais*: Congresso de

Iniciação Científica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN, Natal. P. 125-125.

VANSCHOENWINKEL, B.; WATERKEYN, A.; JOCQUÉ, M.; BOVEN, L.; SEAMAN, M. e BRENDONCK, L. 2010. Species sorting in space and time the impact of disturbance regime on community assembly in a temporary pool metacommunity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(4), 1267-1278.

WETZEL, R. G. 1993. *Limnologia. Lisboa*: Fundação Calouste Gulbekian, 1110 p.

7. CAPÍTULO 3

Comunidade zooplanctônica dormente e os efeitos da temperatura e da luminosidade sobre a eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas em ambientes temporários tropicais.

ABSTRACT

Diapause is an important mechanism used by species of ephemeral aquatic environments, allowing it to be the same as the last periods of sampling and recolonization of the environment under favorable conditions. Aiming at this process, the short term laboratory experiments with the objective of evaluating the effects of different temperatures and the photoperiod on a hatching of diapause eggs of zooplankton species there is no sediment of three different temporary environments located in the north of the state of Minas Gerais , Brazil. As sediment samples from the three environments studied, added with water, they were exposed to temperatures of 20, 25, 30 and 35 ° C under light and dark conditions. The results showed that low temperatures (20 ° C) and absence of light influence negatively on hatching of zooplankton diapause eggs. It was observed that higher temperatures (35°C) accelerated a hatching of the diapause eggs during the days of incubation. The results indicate that there was no significant difference (ANOVA; $p \leq 0.05$) in hatching of diapause eggs among the three sampled environments. ($P \leq 0.05$) in the hatching of the diapause eggs between temperatures of 35°C and 30°C and also between 25°C and 30°C.

Keywords: ephemeral environments, microcrustaceans, rotifers, Anostraca, resistance eggs, physical factors.

RESUMO

A diapausa é um importante mecanismo utilizado por espécies de ambientes aquáticos efêmeros, permitindo que as mesmas sobrevivam a grandes períodos de estiagem e recolonizem o ambiente em condições favoráveis. Visando compreender este processo, foram realizados experimentos de curto prazo em laboratório com o objetivo de avaliar os efeitos de diferentes temperaturas e do fotoperíodo sobre a eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplancônicas presentes no sedimento de três diferentes ambientes temporários localizados no norte do estado de Minas Gerais, Brasil. As amostras de sedimento dos três ambientes estudados, adicionadas de água, foram expostas à temperaturas de 20, 25, 30 e 35°C, sob condições de luz e escuro, totalizando oito diferentes tratamentos experimentais. Os resultados observados mostraram que baixas temperaturas (20°C) e ausência de luz têm influência negativa sobre a eclosão dos ovos de diapausa zooplancônicos. Foi observado que temperaturas mais elevadas (35°C) aceleraram a eclosão dos ovos de diapausa durante os primeiros dias de incubação. Os resultados indicam que não houve diferença significativa (ANOVA; $p \leq 0,05$) na eclosão dos ovos de diapausa entre os três ambientes amostrados. Nos tratamentos com presença de luz não foi observada diferença significativa ($p \leq 0,05$) na eclosão dos ovos de diapausa entre as temperaturas de 35°C e 30°C e também entre 25°C e 30°C.

Palavras-chave: ambientes efêmeros, microcrustáceos, rotíferos, Anostraca, ovos de resistência, fatores físicos.

INTRODUÇÃO

Ambientes aquáticos temporários são sistemas que permanecem secos durante os períodos de estiagem e incluem uma grande diversidade de habitats que vão desde pequenas poças até grandes áreas alagadas (Williams, 2006). Eles podem ser encontrados na maioria das regiões climáticas, mas são geralmente mais abundantes em regiões semi-áridas, tais como na região nordeste e no norte da região sudeste do Brasil (estado de Minas Gerais), onde ocorrem isoladamente e contribuem grandemente para a diversidade biológica regional (Briers e Biggs, 2005).

Além do valor intrínseco dos lagos temporários como ecossistemas, os mesmos também têm características específicas, tais como possuírem áreas diminutas, serem de fácil manipulação e possuírem propriedades insulares que os tornam sistemas adequados como modelos para estudos ecológicos e evolutivos (Vanschoenwinkel *et al.*, 2007). Habitantes permanentes desse tipo de ecossistema são capazes de sobreviver a grandes períodos de estiagem por meio de fases de vida latentes presentes no sedimento (Vanschoenwinkel *et al.*, 2010). A dormência é um importante mecanismo utilizado por diversos organismos aquáticos, permitindo que suas populações se perpetuem ao longo do tempo (Brock *et al.*, 2003). Em organismos zooplancônicos, este mecanismo não só garante imunidade à condições adversas, tais como secas severas, como também é um meio de manter a diversidade genotípica das populações (Crispim e Watanabe, 2001).

A dormência pode ocorrer como dois mecanismos distintos. No primeiro, a quiescência, o próprio organismo entra em hibernação, estimulado por condições ambientais desfavoráveis, sendo que a interrupção do desenvolvimento dos indivíduos é temporária e reversível. O segundo mecanismo é a diapausa, em que ocorre a formação de estágios dormentes específicos denominados ovos de resistência (De Stasio, 1990).

Os ovos de resistência são importantes, pois permitem a recolonização do ambiente após um evento adverso, podendo ser usados para determinar a estrutura e a dinâmica das comunidades zooplancônicas em ambientes aquáticos temporários (Crispim e Watanabe, 2001). Dependendo da espécie, os ovos de resistência podem ou não estar envoltos por uma cápsula protetora chamada efípio, como no caso dos cladóceros (Brendonck e De Meester, 2003). Após a formação e a liberação dos ovos de resistência ou efípios em diferentes estações e épocas do ano por diferentes espécies, muitos deles afundam, formando assim um banco de ovos no sedimento (Hairston *et al.*, 2000).

Organismos que habitam ambientes temporários têm sua vida influenciada por inúmeros fatores abióticos e bióticos característicos desses ecossistemas, tais como a redução do nível da água, altas temperaturas, grande variação nas concentrações de oxigênio dissolvido na água, fotoperíodo, além da pressão de predação e da competição por alimentos, os quais podem afetar positiva ou negativamente a sua sobrevivência, crescimento, reprodução e formação e eclosão de ovos de diapausa (Tundisi e Matsumura Tundisi, 2008).

A temperatura e o fotoperíodo são considerados os principais fatores ambientais que estimulam a produção das formas dormentes e também os principais fatores que levam à quebra dessa dormência (De Meester, 2003), como demonstram estudos com a comunidade zooplanctônica, onde tais fatores foram os estímulos mais importantes para a eclosão dos ovos de diapausa dessa comunidade (Vandekerkhove *et al.*, 2005).

Contudo, em ambientes temporários de regiões tropicais, a importância desses fatores ambientais para o término da diapausa de ovos de espécies zooplanctônicas não foi ainda totalmente avaliada, sendo que, no Brasil, a maioria dos estudos de eclosão de formas dormentes foi desenvolvida simulando as condições encontradas em regiões temperadas (Maia-Barbosa *et al.*, 2003). Assim, estão em aberto as seguintes questões: (1) Que faixa de temperatura seria mais adequada para a eclosão dos ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas em ambientes temporários tropicais? (2) Altas e baixas temperaturas exercem influência negativa sobre a eclosão destes ovos de diapausa? (3) A ausência de luminosidade inibe a eclosão destes ovos?

Visando responder a estes questionamentos, o presente estudo teve como principal objetivo avaliar os efeitos de diferentes temperaturas e do fotoperíodo sobre a eclosão de ovos de diapausa de espécies zooplanctônicas presentes no sedimento de três diferentes ambientes temporários tropicais, localizados no norte do estado de Minas Gerais, região sudeste do Brasil.

MÉTODOS

Local de coleta de sedimento

Foram realizadas expedições científicas a vinte e cinco ambientes aquáticos temporários naturais localizados nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora,

dando ênfase àqueles encontrados ao norte e noroeste do estado de Minas Gerais. Os ambientes temporários amostrados em Urucuia foram assim designados: AT1, AT2, AT3, AT4, AT5, AT6, AT7, AT8, AT9 e AT10. Os ambientes temporários amostrados em Lagoa Grande foram nomeados como: AT11, AT12, AT13, AT14, AT15, AT16, AT17, AT18, AT19, AT20 e AT21. Os ambientes aquáticos temporários amostrados em Pirapora foram chamados de: AT22, AT23, AT24 e AT25.

As coletas foram realizadas em abril de 2015, maio de 2016 e janeiro de 2017, sendo que no primeiro período amostral os ambientes AT1, AT2, AT22 e AT23 encontravam-se totalmente secos. No segundo período amostral, apenas treze lagoas temporárias encontravam-se cheias ou parcialmente cheias (AT5, AT7, AT8, AT11, AT12, AT14, AT15, AT16, AT18, AT22, AT23, AT24 e AT25). No último período amostral, quinze lagoas temporárias encontravam-se cheias durante a coleta, sendo que as lagoas temporárias AT1, AT2, AT3 e AT4 (Urucuia), AT12, AT13, AT19, AT20 e AT21 (Lagoa Grande), AT24 e AT25 (Pirapora) estavam totalmente secas.

As amostras de sedimento dos ambientes temporários estudados foram coletadas com o auxílio de uma draga de Van Veen, sendo que, para cada ambiente, foram realizadas amostragens em três diferentes pontos. No último período de coleta, não foram realizadas amostragens do sedimento nas lagoas temporárias AT12, AT13, AT24 e AT25, em virtude de ter ocorrido modificações no ambiente em que estas lagoas se encontravam antes. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos para o transporte e, posteriormente, os sedimentos foram secos ao ar livre, em temperatura ambiente.

Após total secagem, as amostras de sedimento foram fracionadas em peneiras com abertura de malha que variaram de 150 μm a 2 mm. O material fracionado retido nas peneiras com abertura de malha abaixo de 500 μm foi homogeneizado e, posteriormente, foram retiradas subamostras de 20 g para a realização dos experimentos de eclosão dos ovos de diáspora das espécies zooplancônicas presentes nos sedimentos coletados.

Com base nos dados de similaridade e riqueza da comunidade zooplancônica ativa (Capítulo 1) obtidos durante o primeiro período de coleta, foram determinados três ambientes temporários a serem utilizados no experimento de temperatura e luminosidade, (AT9, AT18 e AT24). Os três ambientes utilizados neste experimento foram aqui denominados AT1 (16°07'11,5''S/45°44'29,6''W), AT2 (17°48'01,1''S/46°33'41,8''W) e AT3 (17°23'56,8''S/45°00'13,6''W).

Experimento de eclosão dos ovos de diapausa *ex-situ*

Para os experimentos de eclosão dos ovos de diapausa presentes no sedimento das vinte e cinco lagoas temporárias, foi montado um delineamento experimental onde subamostras de 20 g de sedimento foram acondicionados em recipientes de polietileno com volume total de 250 mL onde foram adicionados 200 mL de água de torneira declorada. Os experimentos foram realizados em triplicata.

O sedimento dos três ambientes a serem utilizados no segundo experimento foram mantidos em câmaras incubadoras sob condições experimentais controladas de luminosidade (ausência ou presença de luz) e de temperatura (20°C, 25°C, 30°C e 35°C), perfazendo um total de oito tratamentos para cada um dos ambientes temporários estudados. Os recipientes contendo o sedimento dos vinte e cinco ambientes amostrados foram mantidos sob temperatura de 25°C e fotoperíodo de 12/12 horas.

As temperaturas experimentais utilizadas foram determinadas com base na temperatura média de 25°C encontrada nos ambientes amostrados.

Os experimentos foram acompanhados durante um período de 28 dias, sendo que, após o início da incubação, as observações foram realizadas nos seguintes dias: 1°, 2°, 3°, 4°, 8°, 12°, 14°, 16°, 20°, 24° e 28°. Para o experimento de luz e temperatura foram determinados os valores de pH e de condutividade elétrica dos recipientes durante o primeiro dia, mantidos sob temperatura de 25°C e com luz, para verificar se estes parâmetros poderiam influenciar na eclosão dos ovos de diapausa. A leitura destas variáveis foi realizada com o auxílio de um pHmetro e de um condutímetro de bancada Analion.

Nos dias de observação determinados, o conteúdo de cada recipiente experimental foi filtrado em rede de nylon de 10 µm de abertura de malha e, onde havia organismos zooplancônicos eclodidos, os mesmos foram identificados e quantificados.

Os microcrustáceos foram quantificados em placa acrílica quadriculada, sob microscópio estereoscópico Leica ® modelo MZ6. A quantificação dos rotíferos foi realizada com auxílio de uma câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico Leica ® modelo DMLB. Para a identificação dos cladóceros em nível de espécie, os neonatos eclodidos foram acompanhados até atingirem a idade de primípara.

Os organismos eclodidos e contabilizados foram retirados dos recipientes experimentais para que não ocorresse reprodução partenogenética.

Para evitar a proliferação excessiva de bactérias e fungos, o que poderia causar a mortalidade de organismos eclodidos antes de serem contabilizados, os meios dos recipientes experimentais foram totalmente filtrados em rede de 10 µm de abertura de malha a cada 2 dias, com concomitante renovação parcial da água (50%). O material retido no filtro foi devolvido aos recipientes de origem.

A significância das variáveis (ambiente amostrado, temperatura e luminosidade) em relação à variável resposta (eclosão dos ovos de diapausa) foi testada através de análise estatística realizada por comparação múltipla de médias através do ANOVA seguido do teste Tukey 5%.

RESULTADOS

Experimento 1: Eclosão dos ovos de diapausa em ambientes temporários

No total dos três períodos de coleta foram identificados 30 táxons de espécies zooplancônicas em fase de vida latente presentes nos sedimentos dos ambientes temporários estudados. Dentre os grupos observados, Rotifera foi o mais abundante, tanto em número de indivíduos quanto na riqueza de espécies, com um total de 19 espécies considerando-se os vinte e cinco ambientes amostrados (Tabela 1).

Os rotíferos *Polyarthra remata* e Bdelloidea (espécies não identificadas) apresentaram eclosão na maior parte das lagoas estudadas, sendo a espécie da ordem Bdelloidea a espécie que apresentou o maior número de organismos eclodidos. Considerando-se os diferentes grupos zooplancônicos, a maior taxa de eclosão em média, ocorreu nos sedimentos coletados durante o segundo período, sendo a maior eclosão observada em AT9 (255 indivíduos) (Figura 1).

O segundo grupo com maior número de táxons eclodidos foi o dos Cladocera, com 8 espécies identificadas no total (Tabela 1). Dentre as espécies de cladóceros registradas, apenas *Moina minuta* apresentou eclosão em quase todos os ambientes. No grupo Anostraca, foi observado a eclosão apenas da espécie *Dendrocephalus brasiliensis*, com ocorrência somente nas lagoas localizadas em Urucua. Não foi observada a eclosão de *D. thieryi* em AT18 (Capítulo 2).

O grupo mais raro e com menor eclosão de indivíduos foi o dos Copepoda, sendo observados náuplios de Cyclopoida em pequena quantidade apenas no segundo e

último período de amostragem. Embora na comunidade zooplancônica da lagoa AT10 tenha ocorrido maiores densidades de indivíduos do grupo Calanoida (Capítulo 2) não foi observado a eclosão de indivíduos pertencentes a este grupo nesta lagoa. No caso do grupo dos Ostracoda, não foi realizada a identificação em nível de espécie e a maior eclosão de ostrácodas ocorreu em AT22 com um total de 29 indivíduos eclodidos (Figura 1).

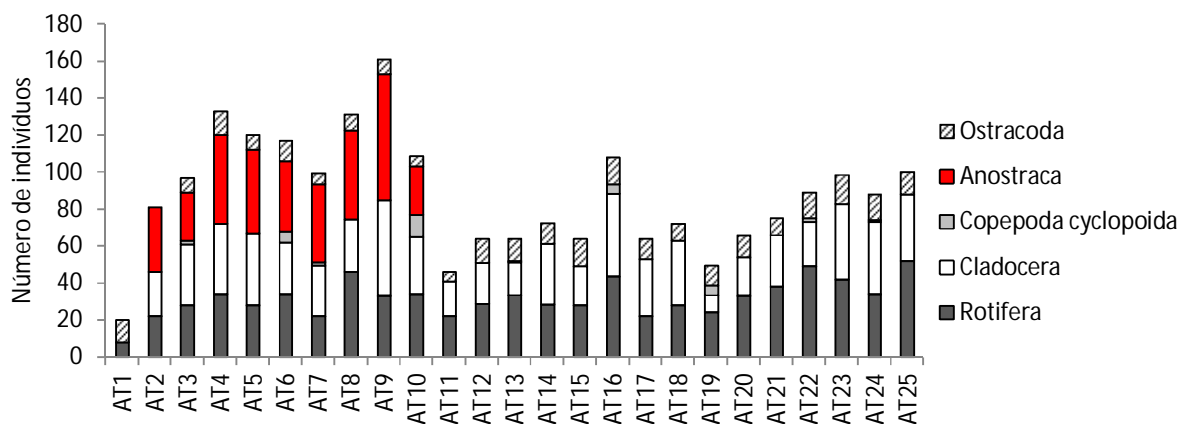
O número de espécies que apresentaram eclosão durante este experimento foram baixas, sendo o maior número de espécies encontrados na lagoa AT9 durante o segundo período (Figura 2).

Tabela1: Taxa com ocorrência em cada um dos três períodos de coleta.

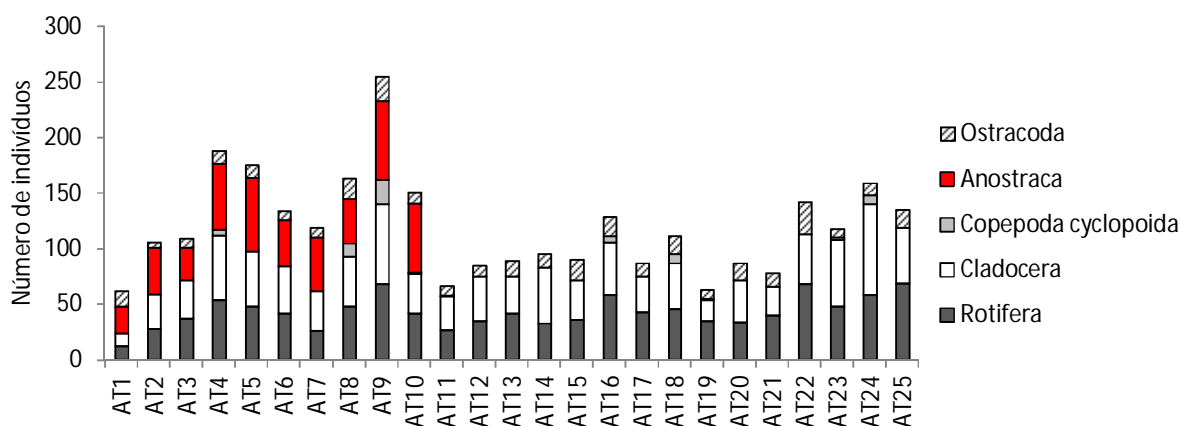
Táxons eclodidos	Abril (2015)	Mai (2016)	Janeiro (2017)
<i>Anuraeopsis navicula</i>	x		
<i>Asplanchna</i> sp.			x
Bdeloidea	x	x	x
<i>Brachionus angularis</i>	x	x	x
<i>Brachionus quadridentatus</i>		x	
<i>Epiphanes macrourus</i>	x		x
<i>Euchlanis dilatata</i>	x	x	
<i>Gastropus stylifer</i>		x	
<i>Kellicottia longispina</i>	x		x
<i>Keratella americana</i>		x	
<i>Keratella tropica</i>	x		
<i>Lecane curvicornis</i>	x	x	
<i>Lecane leontina</i>		x	x
<i>Lecane lunaris</i>	x	x	
<i>Notommata</i> sp.		x	
<i>Plationus patulus</i>	x	x	x
<i>Polyarthra remata</i>	x	x	x
<i>Trichocerca myersi</i>		x	
<i>Trichocerca pusilla</i>		x	

Continuação da Tabela1

Cladocera			
<i>Alona dentifera</i>	x	x	x
<i>Alona glabra</i>		x	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	x	x	x
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	x		
<i>Macrothrix</i> sp.	x	x	
<i>Moina minuta</i>	x	x	x
<i>Simocephalus acutirostris</i>	x	x	
<i>Simocephalus iheringi</i>		x	
Copepoda			
Naúplios de Cyclopoida		x	x
Anostraca			
<i>Dendrocephalus brasiliensis</i>	x	x	x
Ostracoda			
<i>Ostracoda</i>	x	x	x



2016



2017

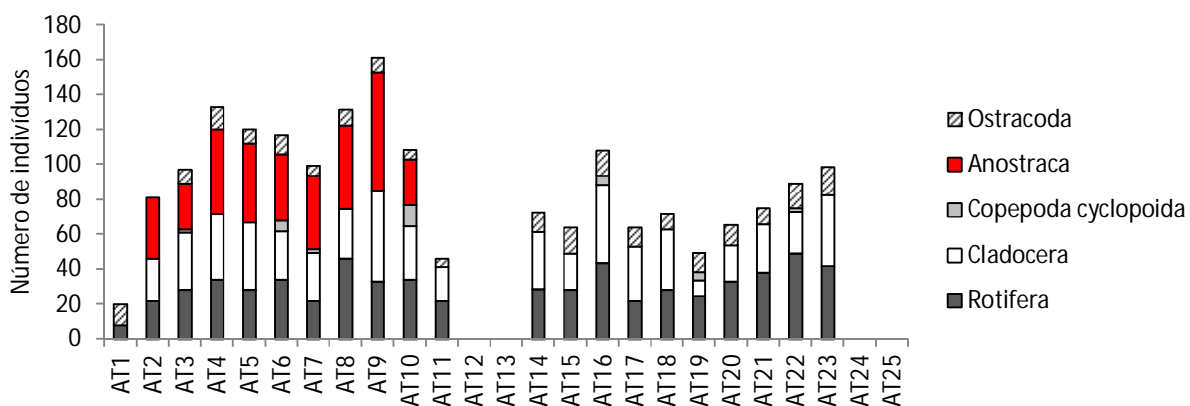


Figura 1: Número de indivíduos que apresentaram eclosão durante os três períodos de coleta, nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas nos municípios de Urucuia, Lagoa Grande e Pirapora, MG

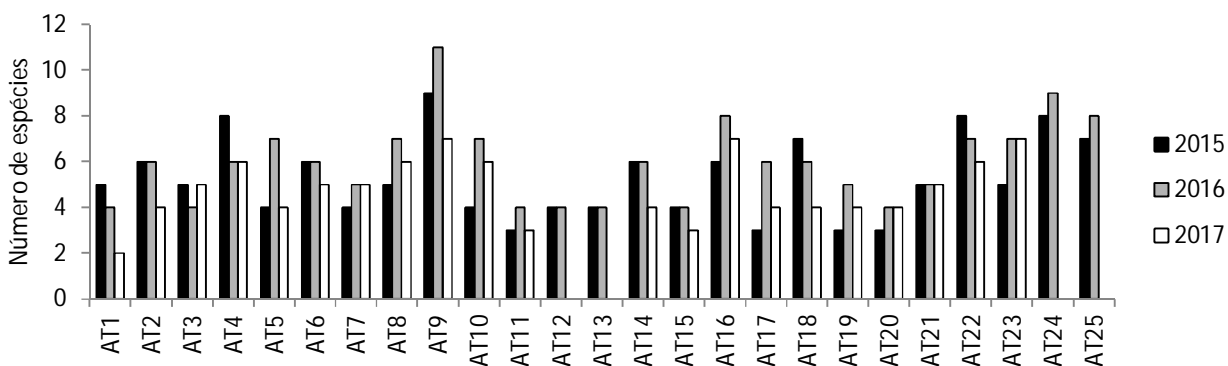


Figura 2: Número de espécies que apresentaram eclosão nas vinte e cinco lagoas temporárias, durante os três diferentes período de coleta.

Experimento 2: Temperatura e luminosidade

No presente estudo, foram registrados estágios dormentes de cinco grupos de organismos zooplancônicos (Rotifera, Cladocera, Copepoda, Anostraca e Ostracoda) nos sedimentos dos três ambientes temporários estudados (A1, AT2 e AT3). A presença do grupo Anostraca foi registrada apenas em AT1.

Dentre os grupos observados, Rotifera foi o mais abundante, tanto em número de indivíduos quanto na riqueza de espécies, com um total de 15 espécies considerando-se os três ambientes amostrados. Foram identificadas dez espécies de rotíferos em AT1, sete espécies em AT2 e seis espécies em AT3. Os rotíferos *Lecane lunaris*, *Plationus patulus* e *Bdelloidea* (espécies não identificadas) apresentaram eclosão nos três ambientes temporários estudados, sendo *L. lunaris* a espécie que apresentou o maior número de organismos eclodidos nos três ambientes testados. Considerando-se os Rotifera, foram observados, em média, 275 indivíduos eclodidos em AT2, seguido de 240 indivíduos em AT3 e 222 indivíduos em AT1.

O segundo grupo mais abundante foi o dos Cladocera, com cinco espécies identificadas em AT1, três espécies em AT2 e quatro espécies em AT3. Dentre as espécies de cladóceros registradas, apenas *Moina minuta* apresentou eclosão em todos

os ambientes. A maior eclosão de cladóceros ocorreu em AT3, com um total de 216 indivíduos eclodidos.

No grupo Anostraca, foi identificada apenas a espécie *Dendrocephalus brasiliensis*, com ocorrência somente em AT1 e um total de 143 indivíduos eclodidos.

O grupo mais raro e com menor eclosão de indivíduos foi o dos Copepoda, sendo observados náuplios de Cyclopoida em pequena quantidade.

No caso do grupo dos Ostracoda, não foi realizada a identificação em nível de espécie e a maior eclosão de ostrácodas ocorreu em AT1, com um total de 76,33 indivíduos. A composição taxonômica, ocorrência das espécies em cada ambiente e o número de indivíduos eclodidos por espécie e por grupo são apresentados nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2: Taxa de eclosão por espécie ou gênero em cada um dos três ambientes temporários estudados (AT1, AT2 e AT3) e total de indivíduos eclodidos durante todo o período experimental.

	AT1	AT2	AT3
Rotifera	Número de indivíduos	Número de indivíduos	Número de indivíduos
<i>Anuraeopsis navicula</i>	*	24	*
<i>Asplanchna</i> sp.	*	31	*
Bdeloidea	47	44	51
<i>Epiphanes</i> sp.	*	*	48
<i>Euchlanis dilatata</i>	16	*	*
<i>Gastropus stylifer</i>	11	*	*
<i>Keratella ameriicana</i>	18	*	*
<i>Keratella tropica</i>	*	*	34
<i>Lecane curvicornis</i>	9	*	*
<i>Lecane leontina</i>	5	*	*
<i>Lecane lunaris</i>	61	74	57
<i>Notommata</i> sp.	*	25	*
<i>Plationus patulus</i>	34	47	50
<i>Polyarthra remata</i>	15	*	*

Continuação da Tabela 2

<i>Trichocerca myersi</i>	*	30	*
<i>Trichocerca pusilla</i>	6	*	*
Cladocera			
<i>Alona dentifera</i>	*	59	*
<i>Alona glabra</i>	*	*	41
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	42	*	54
<i>Macrothrix</i> sp.	25	*	*
<i>Moina minuta</i>	59	71	76
<i>Simocephalus acutirostris</i>	31	*	*
<i>Simocephalus iheringi</i>	*	41	45
Copepoda			
Naúplios de Cyclopoida	14	45	40
Anostraca			
<i>Dendrocephalus brasiliensis</i>	143	*	*
Ostracoda			
<i>Ostracoda</i>	76	64	58

* não houve eclosão

Tabela 3: Total de indivíduos eclodidos por grupo taxonômico durante todo o período experimental nos três ambientes temporários estudados (AT1, AT2 e AT3).

Grupos taxonômicos	AT1 Total de indivíduos	AT2 Total de indivíduos	AT3 Total de indivíduos
Rotífera	222,34	274,99	239,68
Cladocera	157,32	171,34	216,01
Copepoda Cyclopoida	14,33	44,99	39,34
Anostraca	143,34	*	*
Ostracoda	76,33	64	58,34

* não houve eclosão

Os rotíferos estiveram presentes em todos os tratamentos durante todo período experimental. O número médio de rotíferos e anostracas eclodidos foi maior nos dois primeiros dias de incubação. No caso dos cladóceros, somente *M. minuta* apresentou

eclosão a partir do primeiro dia; *Simocephalus acutirostris*, *Simocephalus iheringi*, *Alona dentifera* e *Alona glabra* apresentaram eclosão apenas à partir do oitavo dia. As demais espécies de cladóceros identificadas tiveram sua eclosão entre o segundo e o oitavo dias. A eclosão de copépodos Cyclopoida ocorreu a partir do terceiro e quarto dias de experimento.

No geral, os organismos do grupo Ostracoda tiveram maior eclosão a partir do décimo segundo dia de experimento. Os resultados sobre o período de eclosão dos diferentes grupos zooplancônicos identificados podem ser vistos nas figuras de 2 a 5.

Os valores de pH no primeiro dia de experimento variaram entre 5,66 e 5,85, sendo o maior valor encontrado em AT1 e o menor em AT3. A condutividade elétrica do primeiro dia de experimento foi baixa nos três ambientes amostrados, sendo que o maior valor ($45 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foi encontrado em AT1 (tabela 4).

Tabela 4: Valores de condutividade elétrica e de pH durante o primeiro dia de experimento nos três ambientes aquáticos temporários amostrados (AT1, AT2 e AT3).

Variáveis ambientais	AT1	AT2	AT3
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	45	41	40
pH	5,85	5,76	5,66

O maior número de indivíduos eclodidos ocorreu na presença de luz, sendo que os tratamentos com ausência total de luz apresentaram baixa eclosão durante todo período experimental. O tratamento em temperatura de 35°C e com luz apresentou as maiores valores de eclosão durante o primeiro e o segundo dias de experimento; após o quarto dia, houve um decréscimo no número de indivíduos contabilizados nesta temperatura (figura 3). Ao final do experimento, a temperatura de 25°C e com luz resultou em maior número de eclodidos para os grupos dos rotíferos, cladóceros e anostracas. A maior eclosão de copépodes ocorreu na temperatura de 35°C e com luz em AT1 e AT3; no caso de AT2 a maior eclosão ocorreu na temperatura de 25°C e com luz.

Os Ostracoda tiveram maior eclosão no tratamento com temperatura de 35°C e com luz. O tratamento com temperatura de 20°C e ausência de luz teve a menor eclosão

para todos os grupos. Os resultados dos diferentes tratamentos testados no presente estudo podem ser vistos nas figuras de 3 a 6.

35°C

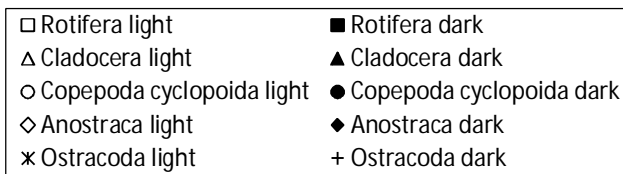
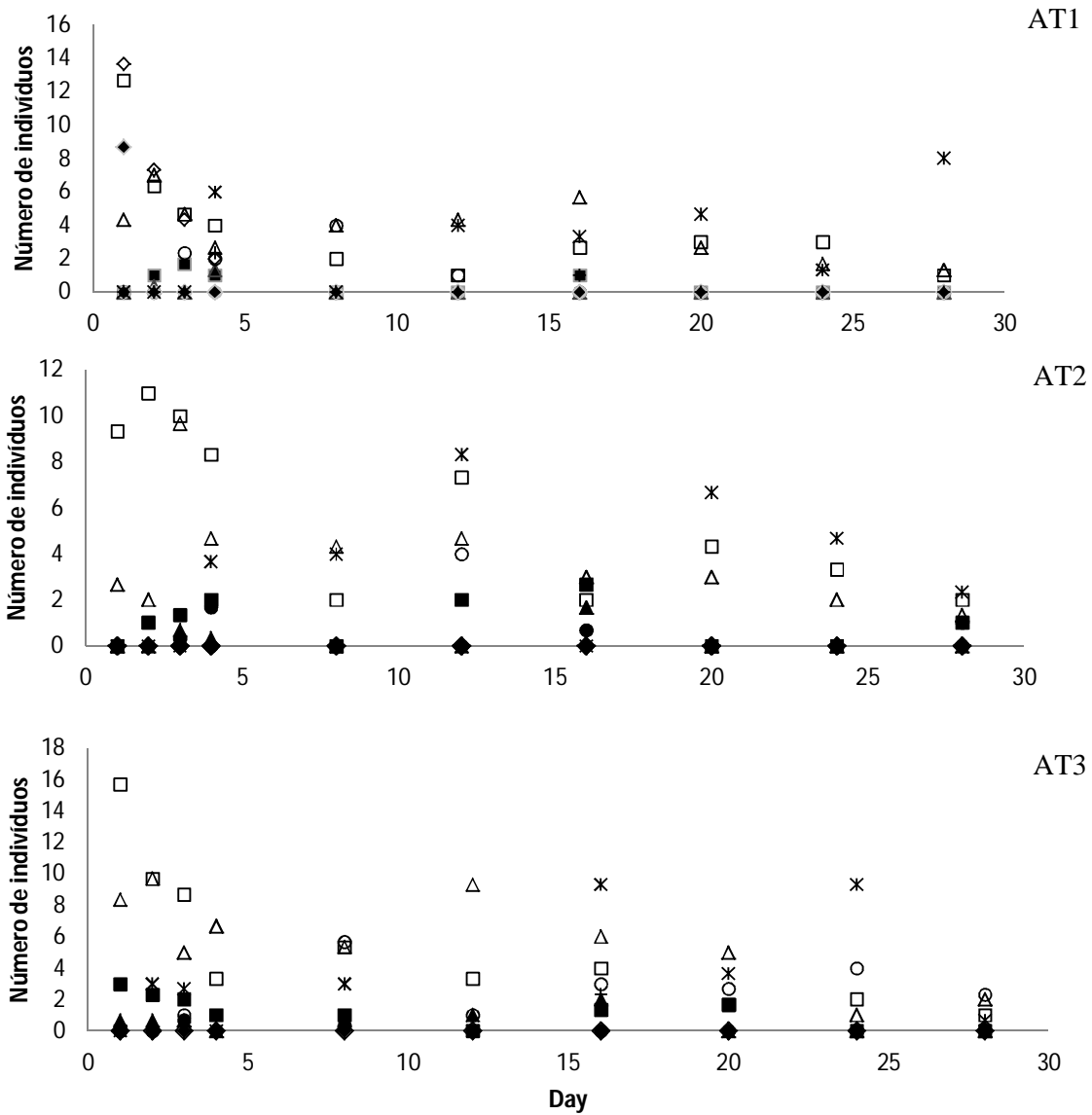


Figura 3: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 35°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).

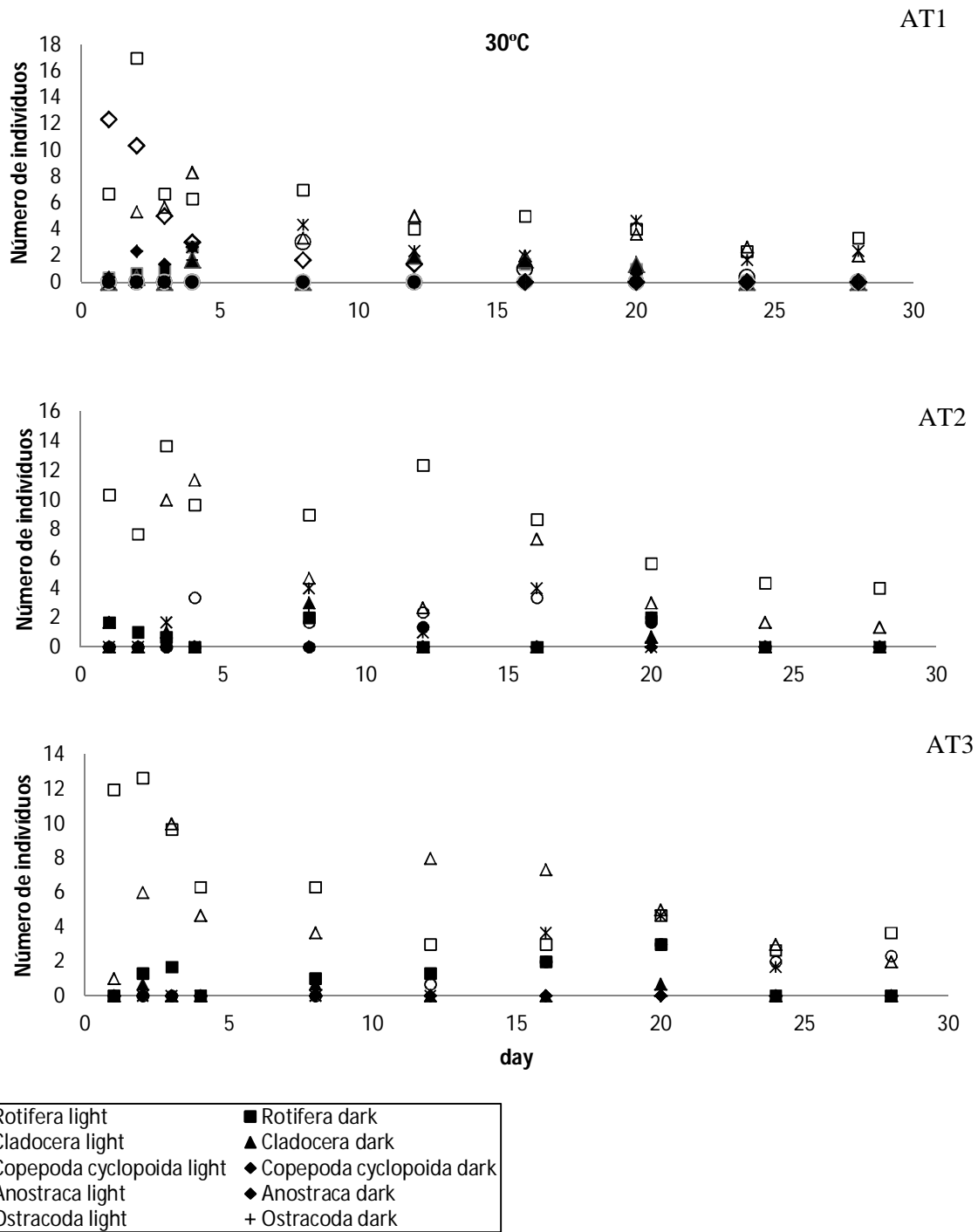


Figura 4: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 30°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).

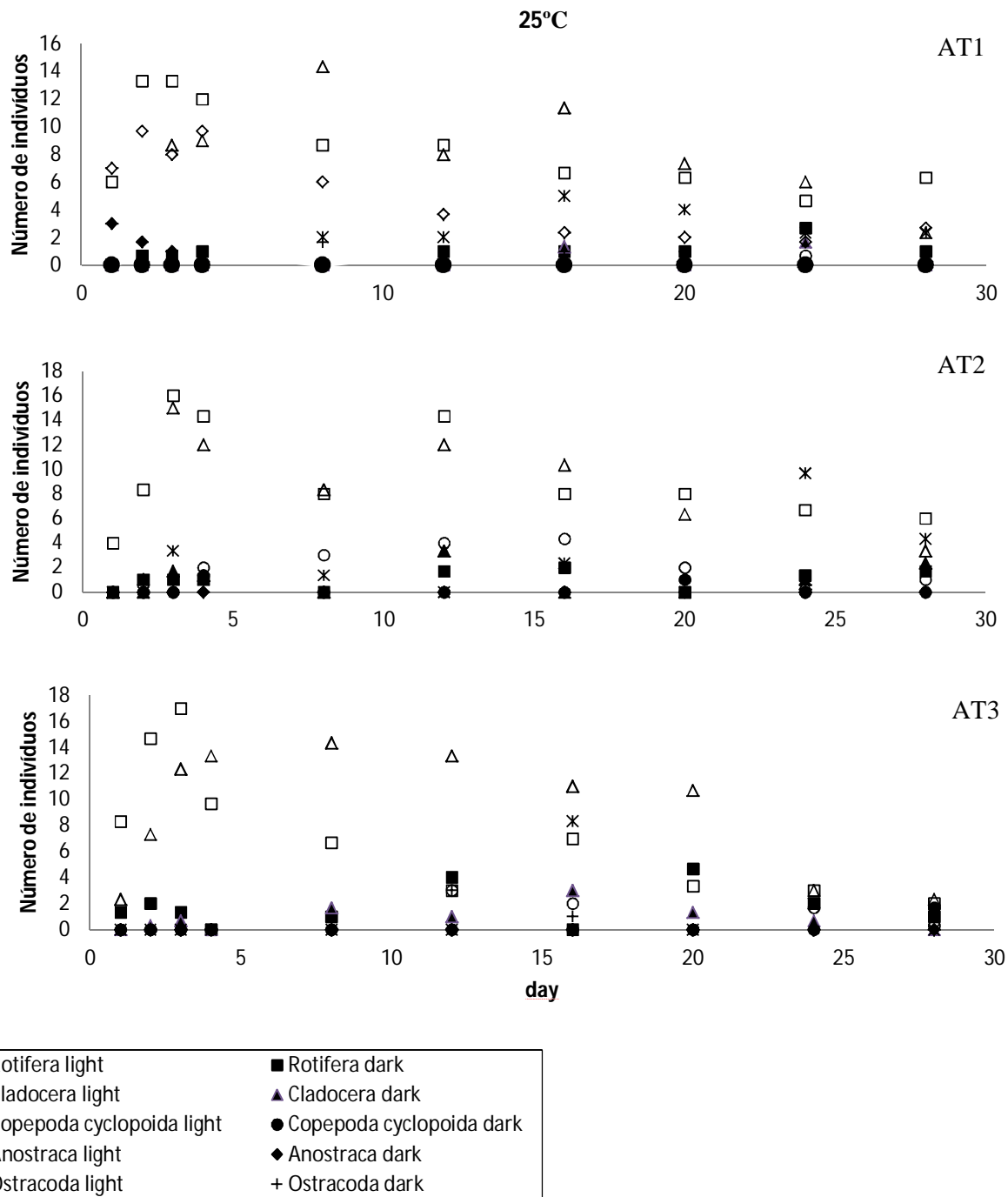


Figura 5: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 25°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).

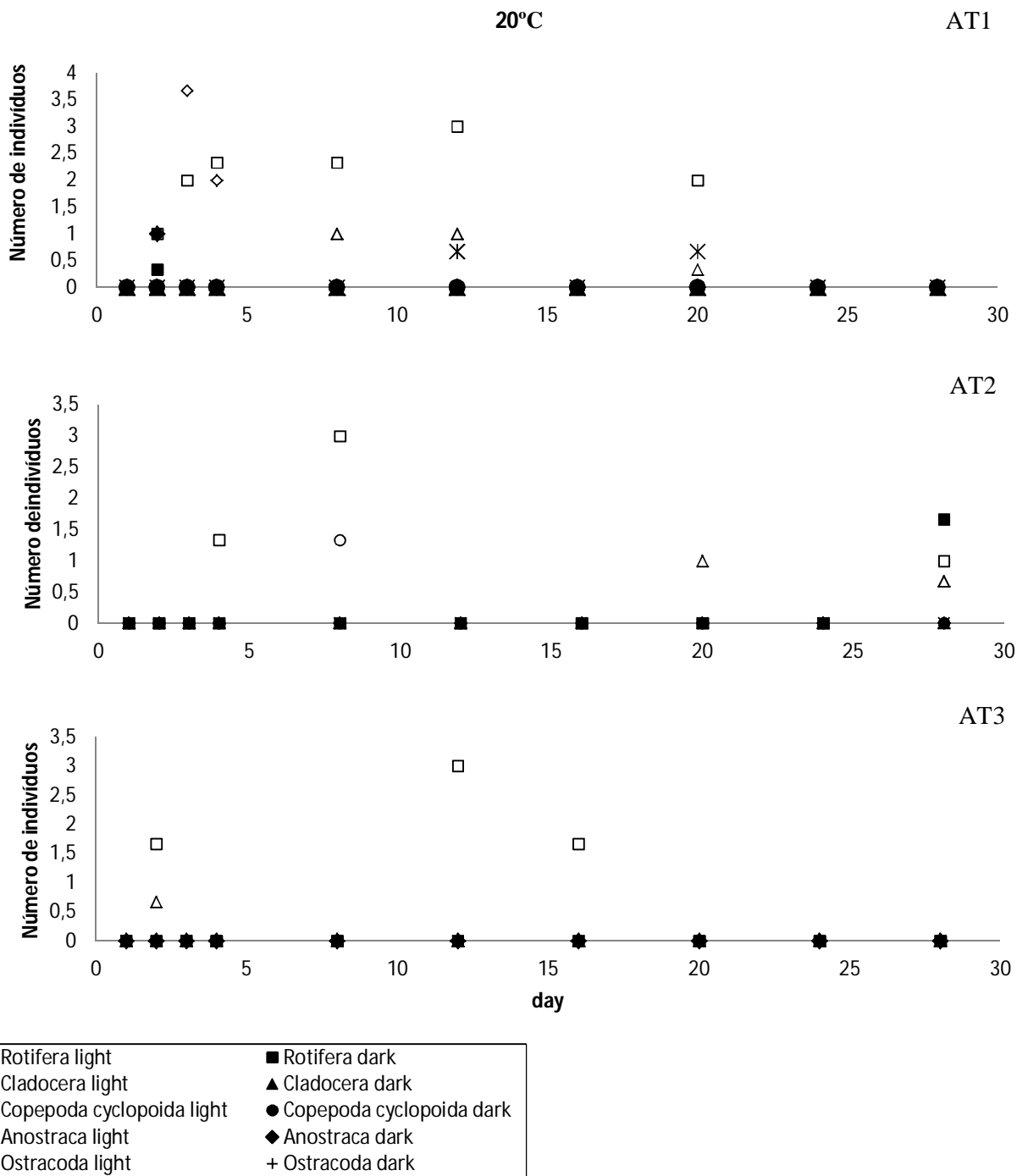


Figura 6: Número de ovos de diapausa eclodidos na temperatura experimental de 20°C, em condições de luz e escuro, nos três ambientes estudados (AT1, AT2 e AT3).

Comparando apenas o fator temperatura através do teste ANOVA, foi observada diferença significativa ($p \leq 0,05$) na eclosão de rotíferos entre as diferentes temperaturas testadas em AT1; em AT2 não houve diferença significativa ($p \geq 0,05$) na eclosão entre as temperaturas de 35°C e 30°C e também entre 25°C e 30°C; e em AT3 houve diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre 20°C e as demais temperaturas. Os mesmos resultados obtidos para rotíferos em AT2 foram observados na eclosão do anostraca *D. brasiliensis* em AT1. No caso da eclosão dos cladóceros, não foi observado diferença significativa apenas entre as temperaturas de 35°C e 30°C. Houve diferença significativa na taxa de eclosão de copépodes em AT2 entre os tratamentos a 20°C e aqueles a 25°C e 30°C e entre 35°C e 20°C em AT3.

Comparando-se apenas o fator luminosidade (luz e escuro), não foi observada diferença significativa apenas para a temperatura de 20°C; nesta temperatura ocorreu baixa eclosão tanto na presença quanto na ausência de luz.

A combinação do fator temperatura com a presença de luz apresentou resultados semelhantes aos observados acima onde foram comparadas temperaturas e luminosidade individualmente. Na presença de luz, a taxa de eclosão para o grupo Ostracoda foi significativamente diferente entre a maioria das combinações testadas para este grupo. A eclosão de organismos deste grupo não foi diferente apenas entre as temperaturas de 25°C e 30°C e entre 35°C e 30°C.

A baixa eclosão de indivíduos nos tratamentos com ausência total de luz não teve diferença significativa entre a combinação dos fatores temperatura e luminosidade nos três ambientes amostrados.

DISCUSSÃO

As estações secas e chuvosas induzem mudanças na organização dos ecossistemas aquáticos temporários devido aos fatores indiretos causados pela flutuação do nível da água, que ocorre principalmente pelos baixos índices de precipitação pluviométrica, irregularidade das chuvas e altas taxas de evaporação, sendo estes fatores importantes para os processos de colonização e adaptação dos organismos nesses ecossistemas (Maltchik, 1999).

Os resultados do presente estudo indicam que a composição de espécies zooplantônicas que depositam ovos de diapausa nos sedimentos dos ambientes

temporários amostrados, bem como a quantidade de ovos produzida, possivelmente estão relacionadas ao estágio do período de cheia ou seca em que os mesmos se encontram.

No total dos três períodos de coleta foram identificados 30 táxons de espécies zooplanctônicas em fase de vida latente presentes nos sedimentos dos vinte e cinco ambientes temporários estudados. No geral as lagoas temporárias AT1, AT11 e AT19 apresentaram as menores eclosões durante o primeiro experimento, estes resultados podem indicar baixa concentração de ovos de diapausa presentes no sedimento destas lagoas. Na lagoa AT9 foram observado as maiores eclosões.

Dentre os grupos observados, Rotifera foi o mais abundante, tanto em número de indivíduos quanto na riqueza de espécies, sendo as espécies de rotíferos *Polyarthra remata* e Bdelloidea (espécies não identificadas) apresentaram eclosão na maior parte das lagoas estudadas, sendo a espécie da ordem Bdelloidea a espécie mais comum.

O segundo grupo com maior número de táxons eclodidos foi o dos Cladocera, sendo que dentre as espécies de cladóceros registradas, apenas *Moina minuta* apresentou eclosão em quase todos os ambientes. No grupo Anostraca, foi observado a eclosão apenas da espécie *Dendrocephalus brasiliensis*, com ocorrência somente nas lagoas localizadas em Urucuia. Não foi observada a eclosão de *D. thieryi* em AT18.

O grupo mais raro e com menor eclosão de indivíduos foi o dos Copepoda, sendo observados náuplios de Cyclopoida em pequena quantidade apenas no segundo e último período de amostragem. Embora na comunidade zooplanctônica da lagoa AT10 tenha apresentado maiores densidades de indivíduos do grupo Calanoida não foi observado a eclosão de indivíduos pertencentes a este grupo nesta lagoa. No caso do grupo dos Ostracoda, não foi realizada a identificação em nível de espécie e a maior eclosão de ostrácodas ocorreu em AT22 com um total de 29 indivíduos eclodidos. Ao final do experimento foi constatada a presença deste grupo em quase todas as lagoas amostradas, durante os três diferentes períodos de amostragem.

Durante o segundo experimento os três ambientes temporários estudados encontravam-se em diferentes estágios de dessecação, sendo que apenas AT1 estava totalmente seco. Embora esse ambiente tenha apresentado a menor média de eclosão em termos de indivíduos totais, o número de espécies eclodidas foi maior do que nos outros dois ambientes, além da ocorrência de um grupo taxonômico adicional (Anostraca).

A riqueza de taxa eclodidos a partir dos ovos de resistência presentes no sedimento dos três ambientes temporários aqui analisados foi baixa quando comparada

com outros ambientes aquáticos tais como reservatórios, lagoas permanentes e lagoas temporárias ligadas a pulsos de inundação de corpos d'água permanentes (Rocha *et al.*, 2002). Embora muitos taxa de animais aquáticos possam ser encontrados em lagoas e poças temporárias, eles geralmente são representados por poucas espécies especializadas e adaptadas a esses tipos de ambientes (Lahr, 1997). É o caso da espécie de Anostraca *Dendrocephalus brasiliensis*, encontrada em AT1, altamente adaptada a ecossistemas efêmeros e cujo ciclo de vida é altamente dependente da dessecação do ambiente.

Para algumas das espécies zooplancônicas identificadas durante este estudo, tais como os rotíferos *Lecane lunaris* e *Plationus patulus*, além de espécies não identificadas de Bdelloidea, e o cladóceros *Moina minuta* foi observada a eclosão nos três ambientes temporários estudados. Tais espécies são consideradas cosmopolitas e podem ocorrer na maioria dos ambientes aquáticos tropicais (Crispim e Freitas, 2005).

Por terem sido encontrados os principais grupos zooplancônicos nos sedimentos estudados, podemos inferir que a produção de ovos de resistência por invertebrados nos três ambientes temporários amostrados deve ser de fundamental importância para a diversidade zooplancônica desses sistemas e de sistemas adjacentes.

A eclosão dos ovos de resistência em ambientes temporários depende de uma combinação de características, tais como a história de vida de cada espécie, características hidrológicas, biológicas e ambientais dos ecossistemas. Espécies r-estrategistas serão melhor sucedidas no início da formação de um ambiente, livre de concorrências (Townsend *et al.*, 2006).

Os rotíferos, com seu ciclo de vida curto e conseqüente rapidez na eclosão, são os primeiros a colonizar ambientes aquáticos temporários. Neste estudo, a alta abundância de rotíferos, do início ao fim do período experimental, provavelmente está ligada ao fato de que esses organismos compõem-se de espécies oportunistas com elevadas taxas de ingestão e assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares, apresentando alta taxa de crescimento intrínseco e consideradas, portanto, espécies r-estrategistas (Townsend *et al.*, 2006) cujo desenvolvimento é favorecido em ambientes instáveis, como os ambientes temporários aqui estudados.

A variação no tempo de eclosão dos ovos de resistência entre Cladocera e Rotifera no presente estudo, foi relatada também por alguns autores sob diferentes condições de temperatura e fotoperíodo (Crispim e Watanabe, 2001). Segundo esses

autores, o cladóceros com menor tempo de desenvolvimento embrionário foi *M. minuta*, resultados que corroboram os observados no presente estudo.

Comunidades zooplancônicas de ambientes temporários estudadas por Vanschoenwinkel *et al.*, (2010) foram dominadas por Branchiopoda de grande porte, como *D. brasiliensis*, e por copépodes ciclopóides que colonizaram rapidamente estabelecendo suas populações nas lagoas recém preenchidas com água, repletas de espécies em estágio latente. No presente estudo, foi observada uma eclosão precoce do Anostraca *D. brasiliensis*, porém a eclosão de copépodes Cyclopoida não ocorreu nos primeiros dois dias de experimento.

A eclosão de ostrácodas se deu a partir do segundo e terceiro dias, mas os maiores picos de eclosão ocorreram a partir do décimo segundo dia. Um período de eclosão similar também foi observado por Rossi *et al.* (2004), sendo que os primeiros registros de ostrácodas foram obtidos a partir do nono dia de experimento.

Os valores de pH encontrados no primeiro dia de experimento foram ligeiramente ácidos e se encontram em faixas favoráveis ao desenvolvimento dos organismos. A condutividade elétrica determinada no primeiro dia de experimento foi baixa. No entanto, algumas lagoas temporárias localizadas em zonas áridas podem apresentar altas taxas de salinidade e altos valores de condutividade elétrica (Crispim e Freitas, 2005).

A temperatura é o fator ambiental que mais influencia o metabolismo dos seres vivos, pois afeta a velocidade de suas reações metabólicas, exercendo um importante papel sobre o tempo de desenvolvimento, a alimentação, o movimento, as taxas de reprodução, a longevidade dos animais e a eclosão de seus ovos de diapausa (Pompêo, 1999).

O fotoperíodo é um fator chave para explicar o padrão sazonal do surgimento observado para muitas populações zooplancônicas de clima temperado, porém em ambientes tropicais os efeitos do fator luminosidade ainda não estão claros (Hairston *et al.*, 2000). Em virtude de os ambientes aqui estudados serem bastante rasos e se localizarem em uma região quente do país, os valores de temperatura da água encontrados nestes ambientes geralmente são elevados.

As temperaturas em lagoas temporárias flutuam diariamente e sazonalmente podendo, em regiões quentes, chegar a 40 ou até 45°C, situação em que a morte térmica dos organismos ocorre (Moore, 1955; Cloudsley-Thompson, 1965). Diversos estudos demonstraram a importância da temperatura e do fotoperíodo (luminosidade) para a

terminação da diapausa (Dupuis e Hann, 2009; Vandekerkhove *et al.*, 2005). Em regiões tropicais, alterações na temperatura e na luminosidade podem causar mudanças na composição e na dinâmica de populações zooplancônicas, uma vez que estes organismos dependem destes fatores para sair do estágio de dormência (Dupuis e Hann, 2009).

De acordo com as condições estabelecidas no presente trabalho, observou-se que a maior parte dos grupos zooplancônicos estudados foi fortemente influenciada pela temperatura e pela luminosidade. Embora todas as temperaturas testadas (20°C, 25°C, 30°C e 35°C) tenham permitido a eclosão de organismos em fase latente, a mais adequada para o desenvolvimento da comunidade zooplancônica como um todo foi a temperatura de 25°C, temperatura em que foram observados os maiores valores de eclosão, e a menos adequada foi 20°C.

A hipótese de que as altas temperaturas (30°C e 35°C) poderiam induzir uma eclosão mais rápida dos ovos de diapausa foi comprovada. A mais alta temperatura testada (35°C) apresentou os maiores valores de eclosão durante o primeiro e segundo dias de experimento; após este período houve um decréscimo no número de indivíduos contabilizados nesta temperatura em AT1, AT2 e AT3. Os resultados obtidos indicam que temperaturas mais elevadas têm um efeito positivo na eclosão de organismos zooplancônicos em fase latente nos primeiros dias de incubação, no entanto esta temperatura parece exercer um efeito negativo em períodos mais longos de incubação. Mesmo na ausência total de luz, nos sedimentos dos três ambientes temporários mantidos sob temperatura de 35°C foram observados os maiores valores de eclosão dos ovos de diapausa zooplancônicos para os tratamentos no escuro.

Contrariamente ao que foi obtido no presente estudo, outros autores sugerem que temperaturas mais elevadas têm um efeito negativo sobre a eclosão dos ovos de resistência de duas espécies de cladóceros, *Daphnia laevis* e *Daphnia ambígua*, em ambientes tropicais (Paes *et al.*, 2016). Resultados semelhantes foram obtidos por Rojas *et al.* (2001) em região tropical para a eclosão estágios dormentes de *Moina micrura* presentes em tanques de piscicultura.

Em ambos os estudos supracitados, foram utilizadas técnicas de separação dos ovos de resistência, ao contrário do presente estudo em que foi utilizado o sedimento bruto contendo os ovos de diapausa. Assim, os fatores que induzem o início e o término da diapausa em cladóceros podem estar mais intimamente relacionados à características ambientais locais como a sazonalidade, características dos ovos, como a idade por

exemplo, disponibilidade de alimento, disponibilidade de cálcio e aspectos do sedimento (Dumont *et al.*, 1992).

A baixa eclosão de copépodes Cyclopoida nos oito tratamentos avaliados durante o presente estudo pode estar ligada à utilização de diferentes mecanismos de dormência, como a quiescência, em que o próprio organismo entra em hibernação estimulado por condições ambientais desfavoráveis, sendo, neste caso, a interrupção do desenvolvimento dos indivíduos temporária e reversível.

Estudos demonstraram que copépodes Cyclopoida cultivados em total escuridão e em temperaturas baixas entraram em dormência apresentando uma parada no seu desenvolvimento através da quiescência (Maier, 1989). A região do norte de Minas Gerais sofreu um grande período de seca durante o ano em que foram realizadas as amostragens deste trabalho, levando à seca precoce dos ambientes temporários localizados nessa região. Tais condições podem ter induzido os Copepoda à esse tipo de dormência, o que pode ter interferido na quantidade de ovos de diapausa depositados no sedimento desses ambientes por esses animais.

Os maiores picos de eclosão de organismos do grupo Anostraca ocorreram durante o primeiro dia de incubação nas temperaturas de 30°C e 35°C. No entanto, a maior quantidade de indivíduos eclodidos ao fim do experimento ocorreu no tratamento com a temperatura de 25°C e em presença de luz. Ao contrário dos outros grupos taxonômicos, na ausência de luz a espécie de anostraca *D. brasiliensis* apresentou valores consideráveis de eclosão no primeiro dia sob temperatura de 35°C.

Estes resultados indicam que altas temperaturas e a hidratação dos ovos desta espécie podem prevalecer na ativação da eclosão, uma vez que não há perda da capacidade de eclosão na ausência total de luz.

Além disso, estudos relatam que a variação na pigmentação dos ovos de resistência de grandes Branchiopoda resulta em diferenças na eclosão dos mesmos em um único período de inundação: ovos ligeiramente pigmentados eclodem mais cedo do que ovos escuros mais pigmentados (Pinceel *et al.*, 2013).

O declínio nas concentrações de pigmento ao longo do tempo e a sensibilidade à luz poderiam explicar por que ovos mais velhos de várias espécies de branquiópodes apresentam um aumento na frequência de eclosão (Brendonck, 1996; Abatzopoulos *et al.*, 2002). A maior eclosão de indivíduos do grupo Ostracoda ocorreu na temperatura de 35°C. Provavelmente isso se deve ao fato de que estes organismos possuem um período de desenvolvimento embrionário mais longo, comparado aos demais grupos, e que, em

períodos curtos de experimentação (28 dias), temperaturas mais elevadas podem exercer maior influência sobre a eclosão de seus ovos de diapausa.

Também devemos levar em conta que certos grupos de zooplâncton, tais como alguns Anostraca e os Ostracoda, possuem ovos de resistência flutuantes (Brendonck e De Meester, 2003) e estes ovos flutuantes provavelmente são menos sensíveis a sinais de luz do que os ovos depositados no sedimento, uma vez que em ambientes mais profundos pouca luz pode penetrar.

No geral, observamos uma forte influência da temperatura e da luminosidade sobre a eclosão dos ovos de resistência zooplancônicas nos três ambientes temporários amostrados durante a realização do presente estudo.

CONCLUSÕES

A partir dos resultados analisados, concluímos que a temperatura e a luminosidade foram importantes fatores para a eclosão de ovos de diapausa em comunidades zooplancônicas presentes nos ambientes temporários tropicais estudados.

Temperaturas mais baixas (20°C) e a ausência total de luz afetaram negativamente a eclosão de ovos de diapausa durante o estudo e temperaturas mais elevadas (35°C) induziram uma eclosão mais rápida dos ovos de diapausa durante os primeiros dias de incubação; no entanto, altas temperaturas parecem exercer pressão negativa na eclosão de ovos de diapausa à longo prazo.

Além disso, uma certa defasagem temporal na eclosão dos ovos de resistências das diferentes espécies zooplancônicas encontradas sugerem uma partição de nichos entre elas, o que minimizaria a competição por recursos, levando à coexistência bem sucedida dessas espécies nos ambientes temporários estudados.

REFERÊNCIAS

ABATZOPOULOS, J.; EARDMORE J. A. B.; LEGG, J. S. C. e SORGELOOS P. 2002. *Artemia basic and applied biology*. Kluwer *Academic Publishers*, Dordrecht, The Nether- lands.

BRENDONCK, L. 1996. "Diapause, quiescence, hatching requirements: what we can learn from large freshwater branchiopods (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca)." *Hydrobiologia* 320.1-3 85-97.

BRENDONCK, L. e De Meester, L. 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*. 491, 65 - 84.

BRIERS, R. A. e BIGGS, J. 2005. Spatial patterns in pond invertebrate communities: separating environmental and distance effects. *Aquatic conservation*. 15 (6), 549-557.

BROCK, M. A.; DARYL, L. N.; RUSSELL, J. S.; JOHN, D. G. e JOHN, D. L. 2003. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater biology*. 48(7) 1207-1218.

CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. 1965. The lethal temperature of Triops granaries (Lucas) (Branchiopoda: Notostraca). *Hydrob.* 25, 424-425.

CRISPIM, M. C. e WATANABE, T. 2001. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? *Hydrobiologia* 442:101-105.

CRISPIM, M. C., e GT de P. FREITAS. 2005. "Seasonal effects on zooplanktonic community in a temporary lagoon of northeast Brazil." *Acta Limnologica Brasiliensia* 17(4), 385-393.

DE STASIO, B. T. 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zoo- plankton community. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1079-90.

DUMONT, H. J., CASIER, P., MUNUSWAMY, N., e De WALSCHE, C. 1992. Cyst hatching in Anostraca accelerated by retinoic acid, amplified by Calcium Ionophore A23187, and inhibited by Calcium-channel blockers. *Hydrobiologia*, 230(1), 1-7.

DUPUIS, A. P., & HANN, B. J. 2009. Climate change, diapause termination and zooplankton population dynamics: an experimental and modelling approach. *Freshwater Biology*, 54(2), 221-235.

HAIRSTON, N. G. Jr.; HANSEN, A. M. e SCHAFFNER, W. R. 2000. The effect of diapause emergence on the seasonal dynamics of a zooplankton assemblage. *Freshwat. Biol.* 45, 133–45.

LAHR, J. 1997. "Ecotoxicology of organisms adapted to life in temporary freshwater ponds in arid and semi-arid regions." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32.1 50-57.

MAIA-BARBOSA, P. M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; VALADARES, C. F. e PESSOA, G. C. D. 2003. The resting eggs of zooplankton from a tropical, eutrophic reservoir (Pampulha) Reservoir, south-east Brazil. *Lakes Reserv Manage* 8: 269-275.

MAIER, G. 1989. "The effect of temperature on the development times of eggs, naupliar and copepodite stages of five species of cyclopoid copepods." *Hydrobiologia* 184.1-2 79-88.

MALTCHIK, L. 1999. Biodiversidade e estabilidade em lagos do semi-árido. *Ciênc. Hoje*, 25 64-67.

MOORE, W. G. 1955. Observations on heath death in the fairy shrimp, *Streptocephalus seali*. *Proc. Louis. Acad. Sci.* 18, 5-12.

PAES, T. A., RIETZLER, A. C., PUJONI, D. G., e MAIA-BARBOSA, P. M. 2016. High temperatures and absence of light affect the hatching of resting eggs of *Daphnia* in the tropics. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88(1), 179-186

PINCEEL, T.; BRENDONCK, L.; LARMUSEAU, M. H.; VANHOVE, M. P.; TIMMS, B. V.; e VANSCHOENWINKEL, B. 2013. Environmental change as a driver of diversification in temporary aquatic habitats: does the genetic structure of extant fairy shrimp populations reflect historic aridification?. *Freshwater biology*, 58(8), 1556-1572.

POMPÊO, M. L. M. 1999. Perspectivas da Limnologia no Brasil. *São Luís*: Editora União..

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J.G. 2002. Hots spots for zooplankton diversity in São Paulo state: origin and maintenance. Verh. Internat. Verein. *Limnol.* v. 28, p. 872 - 876

ROJAS, N. E. T., MARINS, M. A. e ROCHA, O. 2001 "The effect of abiotic factors on the hatching of *Moina micrura* Kurz, 1874 (Crustacea: Cladocera) ephippial eggs." *Brazilian Journal of Biology* 61(3) 371-376.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M. e HARPER, J.L. 2006. Fundamentos em ecologia. 2. ed. *Porto Alegre: Artemed.*

TUNDISI, J. G. e MATSUMURA TUNDISI, T. M. 2008. *Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos.*

VANDEKERKHOVE, J, DECLERCK S, BRENDONCK L e CONDE-PORCUNA JM, JEPPESENE e DEMEESTER L. 2005. Hatching of cladoceran resting eggs: temperature and photoperiod. *Freshw Biol* 50(1): 96-104.

VANSCHOENWINKEL, B.; WATERKEYN, A.; JOCQUÉ, M.; BOVEN, L.; SEAMAN, M. e BRENDONCK, L. 2010. Species sorting in space and time the impact of disturbance regime on community assembly in a temporary pool metacommunity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(4), 1267-1278.

WILLIAMS, D. DUDLEY. 2006. *The biology of temporary waters.* Oxford University Press.

8. CONCLUSÕES GERAIS

- A maior parte dos valores obtidos para as variáveis físicas e químicas dos ambientes estudados encontra-se numa faixa favorável ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica.
- A baixa concentração de clorofila *a* e a baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas encontrada nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas deve ser reflexo da baixa transparência da água dos ambientes, sendo que a turbidez limitou o crescimento do fitoplâncton.
- Análises qualitativa e quantitativa da comunidade zooplanctônica indicaram baixa riqueza e baixa diversidade de espécies nas vinte e cinco lagoas temporárias estudadas.
- A partir da estrutura populacional de *D. brasiliensis* e de *D. thieryi* nos ambientes estudados, pode-se concluir que as populações destas espécies nas lagoas temporárias estava em fase avançada de desenvolvimento do ciclo de vida.
- Apesar de o grupo Rotifera ser o grupo que apresentou maior riqueza de táxons, o grupo Copepoda Cyclopoida foi o grupo mais abundante e representativo numericamente na maioria das lagoas temporárias estudadas.
- A presença ou ausência de *D. brasiliensis* parece não interferir na composição e na densidade numérica da comunidade zooplanctônica dos ambientes temporários estudados.
- A comunidade zooplanctônica presente em lagoas temporárias localizadas em diferentes regiões do norte de Minas Gerais apresentaram estrutura e dinâmica semelhantes durante a realização deste estudo.

- No geral, a comunidade zooplanctônica presente nos ambientes temporários estudados se comportou de maneira semelhante, independente da região em que este ambiente se encontra.

- Espécies em fase de vida latente presente no sedimento das vinte e cinco lagoas temporárias apresentam valores semelhantes de eclosão e ambientes em fase de seca apresentaram maiores taxas de eclosões.

- A temperatura e a luminosidade foram importantes fatores para a eclosão de ovos de diapausa em comunidades zooplanctônicas presentes nos ambientes temporários tropicais estudados.

- Temperaturas mais baixas (20°C) e a ausência total de luz afetaram negativamente a eclosão de ovos de diapausa e temperaturas mais elevadas (35°C) induziram uma eclosão mais rápida dos ovos de diapausa durante os primeiros dias de incubação.

- A defasagem temporal na eclosão dos ovos de resistências das diferentes espécies zooplanctônicas encontradas sugerem uma partição de nichos entre elas, o que minimizaria a competição por recursos, levando à coexistência bem sucedida dessas espécies nos ambientes temporários estudados.