



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



# **Crustáceos zooplanctônicos (Cladocera e Copepoda) em ambientes aquáticos temporários**

**Karoline Pereira Martins**

Orientadora: Edélti Faria Albertoni

Rio Grande  
2018



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



## **Crustáceos zooplanctônicos (Cladocera e Copepoda) em ambientes aquáticos temporários**

**Aluna:** Karoline Pereira Martins

**Orientadora:** Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Edélti Faria Albertoni

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

Rio Grande  
2018

*Dedico minha dissertação aos meus pais Luiz (in memoriam) e Rosimari. Agradeço por todo amor e dedicação. Devo tudo a vocês.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha orientadora pela parceria ao desenvolver este trabalho, por todo apoio e orientação.

Aos técnicos do laboratório de limnologia Clara, Leonardo e Claudio por toda a ajuda em desenvolver as análises no laboratório e na realização das coletas.

Agradeço a imensa ajuda da Maiby no treinamento e na identificação dos Cladocera. Pela parceria no Congresso de Limnologia e em tudo que realizamos juntas desde sua chegada a Furg. Sua contribuição foi crucial para o desenvolvimento desta dissertação.

A minha amiga Thaís Almeida pela parceria de sempre. Obrigada por ter me incentivado e ajudado em todas as etapas do mestrado.

A minha amiga Emanuela pela companhia nos almoços, nas aulas e no laboratório. Obrigada por toda ajuda.

A todos os demais colegas do PPG-BAC e aos colegas da salinha de estudos. Aos professores por todos os ensinamentos.

A Capes pelos recursos concedidos e a FURG pela possibilidade de realização do curso.

Agradeço a toda minha família por sempre torcerem e acreditarem em mim. Por todo apoio nas horas difíceis, sem vocês não teria chegado até aqui.

Ao meu companheiro Leonardo por sempre me incentivar e ser meu porto seguro nas horas mais difíceis.

A minha Mãe, não tenho palavras para demonstrar o tamanho da minha gratidão. Você é minha inspiração todos os dias, sempre me incentivando e acreditando em mim. Te amo mãe.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram nesta caminhada.

## RESUMO

Os ambientes aquáticos temporários possuem uma comunidade bem adaptada a variações de hidroperíodo, dentre elas podemos destacar as metacomunidades de microcrustáceos. O conceito de metacomunidades busca entender a interação de comunidades ligadas por dispersão. Para entender a interação destas metacomunidades os índices de diversidade são uma excelente ferramenta. Dentre estes índices, podemos destacar a diversidade beta, definida como dissimilaridade na composição de espécies entre locais, e esta ainda pode ser particionada em *turnover* e *nestedness*. O *turnover* é quando ocorre substituição de algumas espécies por outras e *nestedness* é quando um local apresenta um conjunto de espécies que fazem parte de um conjunto maior. A urbanização é um fator importante para determinar a composição das metacomunidades de microcrustáceos, onde a crescente urbanização de áreas como, por exemplo, a deste estudo, tem causado grandes impactos. Além da urbanização, os fatores ambientais, como por exemplo, profundidade, concentração de nutrientes e área, podem influenciar as metacomunidades de microcrustáceos nos ambientes aquáticos temporários. Desta forma o objetivo do presente trabalho foi determinar a composição e diversidade da metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários de uma área urbana separada em duas categorias, área construída e área preservada. Foi avaliado como os fatores ambientais estruturam esta metacomunidades e qual o mecanismo da diversidade beta explica a dissimilaridade de táxons entre os locais amostrados. Temos como hipóteses que a riqueza de táxons e diversidade alfa será elevada nos ambientes aquáticos de área preservada. E acreditamos que nas áreas construídas ocorrerá uma perda de espécies, gerando assim uma diversidade beta explicada pelo padrão de aninhamento (*nestedness*). As coletas foram realizadas entre agosto e setembro de 2016 no Campus Carreiros da Universidade Federal do Rio Grande, RS, Brasil. Nesta área urbana de 250 ha foram amostrados 14 ambientes aquáticos temporários, divididos em duas categorias, área construída (6) e preservada (8). Em cada ambiente aquático foram filtrados 20 litros de água com rede de plâncton de 68µm por ponto, no total de três pontos por ambiente. As amostras foram fixadas com álcool 80% corado e posteriormente identificadas a menor nível taxonômico possível. No mesmo momento também foram coletadas variáveis limnológicas, como oxigênio, nitrogênio, pH e clorofila, com sonda multiparâmetro e com amostras de água para posterior análise em laboratório. Também variáveis morfométricas, como área e profundidade média dos ambientes aquáticos temporários, utilizando régua para profundidade e GPS e google *Earth* para área. Nossos resultados demonstraram uma riqueza de 69 táxons, com elevada diversidade alfa e homogeneidade e baixa dominância, corroborando nossa primeira hipótese. Os índices de diversidade beta foram explicados pelo mecanismo de *turnover*, rejeitando nossa segunda hipótese. Essa dissimilaridade entre os ambientes amostrados

foi explicada provavelmente por fatores como predação e cobertura vegetal, gerando assim uma diferença na composição de táxons entre as áreas construída e preservada. Já em relação aos fatores ambientais, o fator profundidade média apresentou diferença significativa entre as duas áreas, onde as áreas construídas continham ambientes aquáticos de menos profundidade e as áreas preservadas com ambientes aquáticos de maior profundidade. Assim, a profundidade média foi considerada o principal fator ambiental estruturador das comunidades nos ambientes aquáticos temporários.

**Palavras-chave:** Microcrustáceos, diversidade beta, diversidade alfa, urbanização, metacomunidades, áreas úmidas, limnologia

## ABSTRACT

Temporary ponds have a well-adapted community to hydroperiod variations, among which we can highlight the metacomunidades of microcrustaceans. The concept of metacommunities search to understand communities connected by dispersion. To understand the interaction of these metacommunities, the diversity indices are an excellent instrument. Among these indices, we can highlight beta diversity, define as dissimilarity in species composition between sites, and this can be partitioned in turnover and nestedness. Turnover is the replacement of species from one site to the next and nestedness is when a site presents a set of species that are part of a larger group. Urbanization is an important factor in determining the composition of the metacommunities of microcrustaceans. Where the increasing urbanization of areas such as a study on large impacts. In addition to urbanization, environmental factors, such as depth, nutrient concentration and area, can influence the metacommunities of microcrustaceans in temporary aquatic environments. In this way, the objective of the present work was to determine the composition and diversity of the metacommunity of microcrustaceans of a urban area, separate in two categories, built area and preserved area. Evaluating how environmental factors structure this metacommunities and what the mechanism of beta diversity explains the dissimilarity of taxa among the sampled sites. We hypothesize that the richness of taxa and alpha diversity will be high in the ponds of preserved area. And we believe that in the built areas there will be a loss of species, thus generating a beta diversity explained by the pattern of nestedness. The collect were realized between August and September of 2016 in the Carreiros Campus of the Federal University of Rio Grande, RS, Brazil. In this urban area of 250 ha were sampled 14 temporary ponds, divided into two categories, constructed area (6) and preserved (8). In each pond, 20 liters of water were filtered with plankton netting of 68 $\mu$ m per point, totaling three points per environment. As samples were fixed with alcohol 80% ruddy and identified lower taxonomic level. At the same time, limnological variables such as oxygen, nitrogen, pH and chlorophyll were also collected, with a multiparameter and water samples for later laboratory analysis. Also morphometric variables, such as area and average depth of temporary ponds, were using the ruler for depth and GPS and google Earth for area. Our results demonstrated a richness of 69 taxa, with high alpha diversity and homogeneity and low dominance, corroborating our first hypothesis. The beta diversity indexes were explained by the turnover mechanism, rejecting our second hypothesis. This dissimilarity among the sampled environments was probably explained by factors such as predation and plant cover, generated mainly by the difference in the composition of taxa between the built and preserved areas. The environmental factors, the mean depth showed a significant difference between the two areas, where the constructed areas contained shallow ponds and the preserved areas with deep ponds.

Being the depth the main environmental factor structuring of the communities in the temporary ponds.

**Key-words:** Microcrustaceans, beta diversity, alpha diversity, urbanization, metacommunities, wetlands, limnology



## APRESENTAÇÃO

Esse trabalho de dissertação está organizado em uma introdução geral, capítulo único e considerações finais. O capítulo único consta de um manuscrito, a ser submetido ao periódico *Limnologia* (Qualis CAPES B1, área Biodiversidade), e está organizado em introdução, material e métodos, resultados, discussão e referências. As normas para citação bibliográfica no texto e organização da lista de referências utilizadas para a introdução geral e capítulo único foram do periódico *Limnologia*.

No manuscrito se analisa a estrutura e diversidade da metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários de uma área construída e uma área preservada em um perímetro urbano, aplicando os índices de diversidade alfa e particionando a diversidade beta em *turnover* e *nestedness*. Também são discutidos possíveis fatores potencialmente estruturadores desta assembleia nestes ambientes.

Nas considerações finais são abordadas algumas perspectivas de estudo conforme os resultados encontrados e discutidos no manuscrito.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>11</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>12</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO ÚNICO.....</b>	<b>22</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>23</b>
<b>2. Metodologia.....</b>	<b>25</b>
<b>2.1 Área de estudo.....</b>	<b>25</b>
<b>2.2 Coleta de dados .....</b>	<b>27</b>
<b>2.3 Análise de dados.....</b>	<b>28</b>
<b>3. Resultados .....</b>	<b>29</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>35</b>
<b>5. Bibliografia.....</b>	<b>40</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....</b>	<b>44</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>46</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa com indicação das duas áreas amostradas, onde 1 representa a área construída e 2 a área preservada. Campus Carreiros da FURG, Rio Grande, RS, Brasil. Imagem de satélite obtida do Google *Earth*<sup>®</sup>.

Figura 2: Curva de acúmulo de espécies nos locais de amostragem.

Figura 3: Ordenação das variáveis limnológicas por locais amostrados através da Análise de Componentes Principais (PCA). As variáveis representadas por iniciais são: ORP (potencial de redução de oxigênio) e SF (sólidos fixos).

Figura 4: Análises de regressão linear da variável explanatória PC 1 com as variáveis resposta índices de diversidade Shannon, Equitabilidade e Dominância de Cladocera e Copepoda nos ambientes amostrados.

Figura 5: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com uma matriz de dissimilaridade de Sorensen.

Figura 6: Diversidade beta total e particionada nos componentes substituição (*Turnover*,  $\beta_{sim}$ ) e aninhamento (*Nestedness*,  $\beta_{ness}$ ).

Figura 7: Análise de agrupamento usando média aritmética dos valores do componente substituição (*turnover*,  $\beta_{sim}$ ) da dissimilaridade da comunidade de Cladocera e Copepoda.

Figura 8: Análise de Correspondência canônica (CCA) entre as variáveis limnológicas e composição de gêneros nos ambientes aquáticos estudados. Os táxons de Cladocera e Copepoda representadas por iniciais são: Alo (*Alona*), Alo1 (*Alonella*), Ant (*Anthalona*), Bia (*Biapertura*), Cam (*Camptocercus*), Chy (*Chydorus*), Dun (*Dunhevedia*), Eph (*Ephemeroporus*), Gra (*Graptoleberis*), Kur (*Kurzia*), Leb (*Leberis*), Not (*Notoalona*), Ova (*Ovalona*), Oxy (*Oxyurella*), Pic (*Picripleuroxus*), Ple (*Pleuroxus*), Pse (*Pseudochydorus*), Eur (*Euricercus*), Cer (*Ceriodaphnia*), Sim (*Simocephalus*), Sca (*Scapholeberis*), Dap (*Daphnia*), Dap1 (*Daphniidae* Sp.), Pse (*Pseudosida*), Lat (*Latonopsis*), Dia (*Diaphanosoma*), Sid (*Sididae* Sp.), Bos (*Bosmina*), Bos1 (*Bosminidae* sp.), Mac (*Macrothrix*), Ily (*Ilyocryptus*), Cal (Calanoida), Hap (Hapaticoida), Cyc (Cyclopoida), Cop (Copepodito) e Nau (Nauplius).

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Riqueza de espécies, abundância, índice de Dominância, índice de Shannon e índice de Equitabilidade em cada local de amostragem.

## INTRODUÇÃO GERAL

As áreas úmidas são ecossistemas que constituem um dos ambientes aquáticos mais produtivos. Suprem a demanda de água de diversas espécies de animais e plantas, as quais precisam dela para sua sobrevivência ou para alguma etapa do ciclo de vida. No entanto estas áreas vêm sofrendo uma constante degradação pelo homem. É difícil determinar quanto já foi perdido, e estimativas recentes sugerem que já foram perdidas mais da metade das áreas úmidas do mundo (Mitsch and Gosselink, 2015).

Com o intuito de promover uma cooperação entre países na conservação e uso racional das áreas úmidas do mundo, no ano 1971 foi realizada a primeira convenção sobre áreas úmidas (convenção de Ramsar) na Cidade de Ramsar, Irã. Foi ressaltado, neste encontro, a importância ecológica, social, econômica, cultural e científica destas áreas.

A convenção de Ramsar é internacionalmente utilizada para definir áreas úmidas. Para o Brasil, foi estabelecida uma definição a partir de um grupo de pesquisadores integrantes do Instituto Nacional de Pesquisa e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU). Assim, ficou definido que “áreas úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica” (Cunha et al., 2015).

Dentre os ambientes definidos como áreas úmidas, estão os ambientes aquáticos temporários, também classificados pelos pesquisadores do INAU. Estes são enquadrados como sistemas de áreas úmidas interiores, com nível d’água flutuante, sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis de curta duração e no macrohabitat áreas úmidas em depressões abastecidas por água de chuva (Cunha et al., 2015).

Os ambientes aquáticos temporários são importantes sistemas para realizar estudos ecológicos, pois apresentam uma cadeia trófica simples, são facilmente encontrados e de fácil manipulação experimental (Blaustein and Schwartz, 2001). Apresentam pelo menos um período seco, onde a duração e a intensidade deste, assim como o tipo de substrato, podem originar diferenças em sua composição faunística (Williams, 2006).

Os corpos de água temporários possuem uma fauna bem adaptada a períodos secos, com mecanismos de sobrevivência como a diapausa e a formação de ovos de resistência (Williams, 2006). Nelas encontramos o zooplâncton, grupo de organismos heterotróficos tanto pertencentes aos protistas como aos metazoários, tendo como característica comum

habitar principalmente a coluna d'água. Estes organismos, por sua posição intermediária nas cadeias tróficas, possuem papel importante na ciclagem de nutrientes e na transferência de energia dos ambientes aquáticos. O zooplâncton de água doce é representado por protozoários, rotíferos, microcrustáceos (principalmente Cladocera, Copepoda e Ostracoda) e larvas de dípteros (Esteves et al., 2011).

Os microcrustáceos Cladocera e Copepoda são frequentemente encontrados em ambientes aquáticos temporários, e sua sensibilidade a fatores abióticos e bióticos os torna bons indicadores do estado trófico dos ambientes aquáticos (Cardoso et al., 2008). Estes organismos também apresentam uma alta capacidade adaptativa aos períodos de seca, demonstrando assim seu sucesso nos ambientes aquáticos temporários (Cardoso et al., 2008).

Os cladóceros são pertencentes ao filo Arthropoda, dentro da Classe Branchiopoda do subfilo Crustacea, sendo dividido em táxons Anomopoda, Ctenopoda, Onichopoda e Haplopoda, totalizando aproximadamente 600 espécies (Ruppert et al., 2005). Os Cladocera se reproduzem *partenogeneticamente*, onde fêmeas eclodem de ovos diplóides. Os ovos são depositados na cavidade dorsal que darão origem a indivíduos jovens sem estágio larval (Dole-Olivier et al., 2000). Quando as condições ambientais estão desfavoráveis, com alterações na temperatura, no nível de água, no suprimento alimentar ou superpopulação, os Cladocera inibem a partenogênese e machos aparecem na população, com reprodução sexuada e fecundação dos ovos, e nas fêmeas ocorre a transformação da região dorsal de cada carapaça em um efípio, que pode conter de um a dois ovos (Dole-Olivier et al., 2000). Estes ovos são opacos, de cor escura e resistentes e podem superar condições desfavoráveis e permanecer no sedimento por décadas, assim sendo denominados ovos de resistência. Estes constituem a principal forma de dispersão dos cladóceros, podendo ser levado pelo vento, corrente ou por animais (Esteves et al., 2011).

Os Copépodos pertencem à superclasse Maxillopoda do Subfilo Crustacea, sendo compostos por aproximadamente 12.000 espécies (Ruppert et al., 2005). Eles são divididos em 10 ordens, dentre elas as que possuem maior importância ecológica são as ordens Harpacticoida, Cyclopoida e Calanoida (Ruppert et al., 2005). Nos Copepoda, a reprodução é sexuada, a fertilização é interna de transferência indireta, com produção de espermatóforos. O sexto par de apêndices torácicos no macho pode estar modificado para realizar a transferência de espermatóforos na fêmea e as antênulas são aumentadas para segurar a fêmea durante a cópula (Ruppert et al., 2005). Os ovos são mantidos em um ou dois sacos ovígeros presos ao abdome da fêmea. Estes ovos podem apresentar casca grossa, assim formando um ovo de

resistência, que não se desenvolve imediatamente e pode permanecer por longos períodos em repouso no sedimento (Esteves et al., 2011).

Dos ovos se desenvolvem larvas (nauplius), estes passam por um processo de seis mudas até chegarem ao estágio de copepodito e após seis novas fases de muda este chega à fase adulta (Dole-Olivier et al., 2000). Como eles apresentam estes diferentes estágios larvais até chegar à fase adulta, possuem papel importante no ecossistema lacustre, principalmente no fluxo de energia destes ambientes, pois na maioria das fases larvais estes são herbívoros. Assim, constituem um importante elo na transferência de energia entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (Esteves et al., 2011).

Uma das adaptações comuns nestes dois grupos de crustáceos é a produção de estrutura de resistência. Esta adaptação se reveste de particular importância quando se refere à recolonização de ambientes aquáticos temporários, pois permite que as populações superem condições adversas como, por exemplo, a seca dos ambientes aquáticos temporários (Seminara et al., 2008). Estas estruturas de dormência proporcionam aos microcrustáceos tolerar estes períodos desfavoráveis (De Stasio, 1990). Em estudos realizados na reserva natural de Castelporziano na Itália, foi observado que os ambientes aquáticos temporários apresentavam uma comunidade de zooplâncton similar aos ambientes aquáticos permanentes. Este fato demonstra a capacidade destes organismos de se restabelecerem no ambiente, após períodos de baixa ou nenhuma densidade, evidenciando que eles são altamente adaptados a variações ambientais, resistindo aos períodos de seca através dos ovos de resistência (Seminara et al., 2008).

Os ovos de resistência têm importância ecológica e evolutiva, pois permitem que os organismos se estabeleçam novamente no ambiente (De Stasio, 1989). À medida que estes ovos de resistência se acumulam no sedimento, formando um banco de ovos, apenas alguns eclodem quando o ambiente volta para o período alagado. Com isso, estes propiciam uma melhor variabilidade genética e fácil recolonização do ambiente após períodos secos (De Stasio, 1989).

Nos ambientes aquáticos temporários a comunidade zooplanctônica pode ser influenciada por diversos fatores. Estudos demonstraram que ambientes com hidroperíodos mais longos e estáveis apresentavam uma maior fauna de microcrustáceos associada (Nhiwatiwa et al., 2017; Seminara et al., 2016). O fator conectividade, por exemplo, tem importante papel na ciclagem de nutrientes, na diversidade de organismos e no tempo de retenção de água nos ambientes aquáticos temporários (Gozdziejewska et al., 2016). O risco de predação também se configura primordial na estruturação destas comunidades (Balayla et

al., 2017). A cobertura vegetal é essencial na atuação como refúgio de predação, desta forma a presença de macrófitas aquáticas contribui para o aumento da riqueza de táxons (Nhiwatiwa et al., 2017) e para a manutenção de cladóceros de maior tamanho corporal. Estudos realizados em ambientes aquáticos observaram que em trechos com presença de macrófitas apresentavam cladóceros com maior tamanho corporal (Gebrehiwot et al., 2017). Estudos experimentais evidenciaram que ambientes com alta densidade de plantas aquáticas, proporcionaram maior biomassa de microcrustáceos livre natantes e que estes apresentavam um tamanho corporal maior. Também observaram que as plantas são muito importantes em cenários com alta densidade de peixes, pois à medida que a densidade de peixe diminuiu as plantas perderam esse efeito de refúgio para os microcrustáceos (Balayla et al., 2017).

Assim como a cobertura vegetal, a turbidez também influencia na abundância destes organismos, pois reduz a predação por macroinvertebrados (Balayla et al., 2017). A heterogeneidade de habitats também é essencial na estruturação das comunidades, fornecendo uma maior disponibilidade de habitats para estes organismos colonizarem (Florencio et al., 2015). A sazonalidade de períodos de chuva e seca também podem influenciar na estrutura da comunidade do zooplâncton. Estudos realizados em ambientes aquáticos temporários na região do semiárido no nordeste do Brasil demonstrou que organismos zooplanctônicos respondem de forma diferente a períodos de maior ou menor precipitação, evidenciando diferenças significativas na estrutura da comunidade nos diferentes hidroperíodos, devido à concentração dos nutrientes na água (Crispim and Freitas, 2005). Desta forma, quando o nível de água está alto, ocorre uma redução na população de Cladocera e Copepoda, atribuindo esta redução à diminuição da concentração de substâncias orgânicas e conseqüentemente da produção primária, pois com o aumento no nível da água o suprimento alimentar do zooplâncton é reduzido. Com base nestes fatores, o hidroperíodo intermediário foi o que apresentou uma maior taxa de indivíduos no estudo, pois nele há maior disponibilidade de alimento (Gozdziejewska et al., 2016).

Entre as pesquisas desenvolvidas com microcrustáceos na última década, o conceito de metacomunidades descrito por Leibold (2004), que busca entender a interação de comunidades ligadas por dispersão, tem sido aplicado. Por metacomunidades entende-se como grupos de múltiplas espécies em um conjunto de comunidades locais interagindo em diferentes graus, sendo estas ligadas por dispersão (Leibold, 2004). A influência de fatores ambientais e espaciais na estruturação das metacomunidades é objeto de investigação (Leibold, 2004; Frisch et al., 2012). A dispersão, por exemplo, é fator importante na estruturação das metacomunidades, visto que ela não ocorre de forma igual entre as



comunidades (Frisch et al., 2012), sendo esta um pré-requisito para as espécies acompanharem as mudanças ambientais que ocorrem em um conjunto de locais (Heino, 2012). A limitação de dispersão também determina a estruturação das metacomunidades, principalmente as comunidades locais, assim como os gradientes ambientais (Heino, 2012).

Dentre as métricas utilizadas para o estudo de metacomunidades podemos destacar a diversidade beta, definida como a dissimilaridade na composição de espécies entre locais (Loreau, 2000). Recentemente, pesquisas têm demonstrado que os mecanismos geradores da diversidade beta são melhores explicados através de um modelo aditivo, utilizando a dissimilaridade total ( $\beta_{\text{sor}}$ ), baseada no índice Sørensen (Baselga, 2010, 2012). Este modelo é composto de dois distintos fenômenos: substituição (*turnover*,  $\beta_{\text{sim}}$ ) e aninhamento (*nestedness*,  $\beta_{\text{nes}}$ ), sendo o *turnover* ( $\beta_{\text{sim}}$ ) definido como a substituição de espécies através de escalas espaciais devido a isolamentos naturais ou antrópicos e o aninhamento ( $\beta_{\text{nes}}$ ) como conjuntos pequenos e distintos de espécies, refletindo a perda de espécies em gradientes ambiental, temporal ou espacial (Baselga, 2010, 2012). A avaliação destes mecanismos permite determinar quais são os processos ecológicos determinantes na estrutura da metacomunidade analisada.

Fatores ambientais e espaciais são importantes na estruturação das espécies na diversidade beta total, *nestedness* e *turnover* em ambientes aquáticos (Hill et al., 2017). Estudos tem mostrado que o *turnover* não é uniforme entre os diferentes grupos taxonômicos de espécies aquáticas, sendo dependente de vários fatores ecológicos, físicos e geográficos em ecossistemas aquáticos (Korhonen et al., 2010). Os autores observaram que o grau de *turnover* foi relacionado com as características dos organismos, onde aqueles de tamanho corporal pequeno apresentam substituição mais rápida (Korhonen et al., 2010). Tem sido demonstrado que o fenômeno de *turnover* ocorre quando a diferença de espécies é gerada por dissimilaridade na composição da comunidade e *nestedness* por diferença na riqueza de táxons entre locais (Soininen et al., 2017).

Estudos realizados com comunidades aquáticas resultaram em uma alta diversidade beta, sendo demonstrado que as comunidades de plantas aquáticas e cladóceros, eram explicadas principalmente pelo *turnover*, ao invés de *nestedness* (Viana et al., 2015). Foi evidenciado em lagos que a diversidade beta seria gerada principalmente pela variação na composição de espécies, ao invés de diferenças na riqueza de espécies entre lagos (Viana et al., 2015). Fatores espaciais como dispersão tem um grande percentual de explicação na variação das espécies de microcrustáceos entre as comunidades, de forma que estudos

demonstraram que a dispersão possui grande importância para determinar padrão da diversidade beta por *nestedness* ou por *turnover* (Gianuca et al., 2017a).

Estudos com microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários observaram uma variação temporal na metacomunidade e entre os ambientes aquáticos com diferentes tamanhos de hidroperíodo, sendo esta variação explicada pelo fenômeno de *turnover* (Florencio et al., 2015). Os autores ainda observaram que as mudanças na assembleia de microcrustáceos é gerada pelo estresse da secagem dos ambientes aquáticos temporários. Estas mudanças podem gerar diferenças na riqueza de espécies entre os ambientes aquáticos e também possibilita que estas abriguem um subconjunto de espécies similares, ou seja, ocorrendo o fenômeno *nestedness* (Florencio et al., 2015).

A urbanização é outro importante fator na estruturação da metacomunidades de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários (Gianuca et al., 2017b). Estudos com esta metacomunidades em áreas urbanas demonstraram que diferentes graus de urbanização levaram a uma substituição de espécies, de forma que em ambientes mais próximos de áreas urbanas a comunidade era composta por Cladocera de menor tamanho corporal, representados principalmente pela família Chydoridae, já em locais menos urbanizados apresentaram espécies de tamanho corporal maior, como os da família Daphniidae (Gianuca et al., 2017a).

Conforme evidenciado pelas pesquisas desenvolvidas em ambientes temporários de várias regiões, vários fatores podem influenciar na composição, diversidade e estruturação de metacomunidades. Nosso estudo será realizado em uma área que vem sofrendo com a crescente urbanização. E devido aos impactos que foram causados a este ambiente, foi definida uma área mais preservada para restrição ambiental. Desta forma, o objetivo desta dissertação é determinar a composição e diversidade da metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários de área preservada e de área construída, avaliando como os fatores ambientais estruturam estas comunidades, assim como avaliar qual mecanismo da diversidade beta explica a dissimilaridade de táxons entre os locais amostrados. Testamos as seguintes hipóteses: Primeiro, que a riqueza de táxons e diversidade alfa será elevada nos ambientes aquáticos de área preservada. Segundo, acreditamos que nas áreas construídas ocorrerá uma perda de espécies, gerando assim uma diversidade beta explicada pelo padrão de aninhamento (*nestedness*).

## BIBLIOGRAFIA

- Balayla, D., Boll, T., Trochine, C., Jeppesen, E., 2017. Could artificial plant beds favour microcrustaceans during biomanipulation of eutrophic shallow lakes? *Hydrobiologia* 802, 221-233.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 134-143.
- Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol Evol.* 3, 808-812.
- Blaustein, L.E., Schwartz, S.S., 2001. Why study ecology in temporary pools? *Isr. J. Zool.* 47, 303-312.
- Cardoso, L.S., Ramos, J.D., Mello, H.O.O., 2008. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotifera de áreas de proteção permanente do Rio Uberabinha. *Em Extensão* 7, 95-106.
- Crispim, M.C., Freitas, G.T.P., 2005. Seasonal effects on zooplanktonic community in a temporary lagoon of northeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 17, 385-393.
- Cunha, C.N., Piedade, M.T.F., Junk, W.J., 2015. Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats [recurso eletrônico] Cuiabá: EdUFMT. <http://www.editora.ufmt.br> (Acessado 06 junho 2016)
- De Stasio, B.T., 1989. The seed bank of a fresh-water crustacean– copepodology for the plant ecologist. *Ecology* 70, 1377-1389.
- De Stasio, B.T., 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1079-1090.
- Dole-Olivie, M.J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P., Châtelliers, M.C., 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshw. Biol.* 44, 63-91.
- Esteves, F.A., Bozelli, R.L., Branco, C.W.C., 2011. Comunidade zooplancônica. In: Esteves, F.A., *Fundamentos de Limnologia*, quarta ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L., 2015. Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds. *Hydrobiologia* 774, 109-121.
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., Green, A.J., 2012. Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *Plos One* 7, e40205.
- Gebrehiwot, M., Kifle, D., Triest, L., 2017. Emergent Macrophytes Support Zooplankton in a Shallow Tropical Lake: A Basis for Wetland Conservation. *Environ Manage.* 60, 1127-1138.

- Gianuca, A.T., Declerck, S.A.J., Lemmens, P., De Meester, L., 2017a. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of  $\beta$ -diversity. *Ecology* 98, 525-533.
- Gianuca, A.T., Engelen, J., Brans, K.I., Hanashiro, F.T.T., Vanhamel, M., van den Berg, E.M., Souffreau, C., De Meester, L., 2017b. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. *Ecography* 40, 001-011.
- Gozdziejewska, A., Glinska-Lewczuk, K., Obolewski, K., Grzybowski, M., Kujawa, R., Lew, S., Grabowska, M., 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774, 7-21.
- Heino, J., 2012. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biol. Rev.* 88, 166-178.
- Hill, M.J., Heino, J., Thornhill, I., Ryves, D.B., Wood, P.J., 2017. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos* 126, 1575-1585.
- Korhonen, J.J., Soinen, J., Hillebrand, H., 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* 91, 508-517.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601-613.
- Loreau, M., 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecol. Lett.* 3, 73-76.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2015. *Wetlands*. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, New Jersey.
- Nhiwatiwa, T., Brendonck, L., Dalu, T., 2017. Understanding factors structuring zooplankton and macroinvertebrate assemblages in ephemeral pans. *Limnologia* 64, 11-19.
- Ruppert, E.E., Fox, R.S., Barnes, R.D., 2005. *Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva*, sétima ed. Roca, São Paulo.
- Seminara, M., Vagaggini, D., Stoch, F., 2016. A comparison of Cladocera and Copepoda as indicators of hydroperiod length in Mediterranean ponds. *Hydrobiologia* 782, 71-80.
- Seminara, M., Vagaggini, E.D., Margaritora, F.G., 2008. Differential responses of zooplankton assemblages to environmental variation in temporary and permanent ponds. *Aquat. Ecol.* 42, 129-140.

- Soininen, J., Heino, J., Wang, J., 2017. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.* 27, 96-109.
- Viana, D.S., Figuerola, J., Schwenk, K., Manca, M., Hobæk, A., Mjelde, M., Preston, C.D., Gornall, R.J., Croft, J.M., King, R.A., Green, A.J., Santamaría, L., 2015. Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. *Ecography* 39, 281-288.
- Williams, W., 2006. *The biology of temporary Waters*. Oxford University Press, United States.

## **CAPÍTULO ÚNICO**

### **Metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários**

Este manuscrito será submetido para a revista “Limnologica” e está redigido e formatado segundo as normas do periódico com exceção do idioma.

## **Metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários**

### **Resumo**

As metacomunidades de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários podem ser influenciadas por diversos fatores ambientais e espaciais. E a urbanização é um dos importantes fatores na estruturação desta metacomunidade. Desta forma este trabalho teve como objetivo avaliar a diversidade alfa e beta da metacomunidade de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários urbanizados, de duas categorias, construída e preservada. Assim como verificar qual mecanismo da diversidade beta explica a dissimilaridade entre as comunidades. Temos como hipótese que a riqueza de táxons e diversidade alfa será elevada nos ambientes aquáticos de área preservada e as que nas áreas construídas ocorrerá uma perda de espécies, gerando assim uma diversidade beta explicada pelo padrão de aninhamento (*nestedness*). Foram amostrados 14 ambientes em uma área urbana de 250 ha, oito em uma área preservada e seis em uma área construída. Os resultados demonstraram altos índices de diversidade alfa e uma riqueza de 69 táxons no total, assim corroborando com nossa primeira hipótese. A diversidade beta foi explicada principalmente pelo mecanismo *turnover*, refutando nossa segunda hipótese. Esse padrão foi explicado principalmente pela diferença na composição de táxons entre os ambientes preservados e construídos. Nos ambientes construídos ocorreu um predomínio de espécies de maior tamanho corporal e nos ambientes preservados a ocorrência de espécies com menor tamanho corporal. Já em relação às variáveis ambientais, o principal fator na estruturação das metacomunidades foi à variável profundidade, apresentando diferença significativa entre os ambientes aquáticos em área construída e preservada. Concluímos que tanto as construções causadas pela urbanização, quanto as variáveis ambientais são importantes para determinar a estrutura e composição da metacomunidades de microcrustáceos.

**Palavras-chave:** Zooplâncton, Cladocera, Copepoda, áreas úmidas, diversidade beta, diversidade alfa

### **1. Introdução**

A teoria de metacomunidades é baseada na interação entre comunidades ligadas por dispersão. Ela busca entender de que forma processos locais, como competição e predação, e regionais, como heterogeneidade ambiental e conectividade, afetam a biodiversidade

(Leibold, 2004). Estudos com metacomunidades mostraram que fatores espaciais e locais influenciaram na estruturação de comunidades (Frisch et al., 2012).

Para avaliar estruturação entre metacomunidades, os índices biológicos são excelentes ferramentas. Através desses índices é possível, por exemplo, medir a diversidade biológica total de uma região, definida como diversidade gama, e esta pode ser dividida em dois componentes, diversidade alfa e beta (Whittaker, 1960). A diversidade alfa é o total de espécies de um local e a diversidade beta é a dissimilaridade na composição de espécies entre os locais (Loreau, 2000). A diversidade beta ainda pode ser explicada por dois diferentes mecanismos, *turnover* e *nestedness* (Baselga, 2010). O *turnover* é quando ocorre a substituição de espécies através de escalas espaciais devido a isolamentos naturais ou antrópicos e *nestedness* é quando um local apresenta um conjunto de espécies que fazem parte de um conjunto maior (Baselga, 2010).

Diversos fatores dirigem a estruturação das comunidades nos ambientes aquáticos, a diversidade beta, por exemplo, pode ser influenciada por fatores locais e espaciais (Baselga, 2010). Estudos com metacomunidades em ambientes aquáticos têm demonstrado que a diversidade beta total e a diversidade beta particionada em *nestedness* e *turnover* é gerada principalmente pelos fatores ambientais (Heino and Tolonen, 2017; Hill et al, 2017). Para as comunidades de Cladocera e Copepoda os fatores ambientais e espaciais influenciam na composição de espécies (Dias et al., 2016). Fatores espaciais como dispersão tem um grande percentual de explicação na variação das espécies de microcrustáceos entre as comunidades, de forma que estudos demonstraram que a dispersão possui grande importância para determinar padrão da diversidade beta por *nestedness* ou por *turnover* (Gianuca et al., 2017a).

A conectividade e heterogeneidade ambiental desempenham um papel importante na configuração das comunidades, de maneira que a conectividade promove maior dispersão de espécies entre os locais e a heterogeneidade ambiental maior disponibilidade de nichos para estas colonizarem (Pedruski and Arnott, 2011). A presença de macrófitas aquáticas também tem um importante papel para o aumento da riqueza de táxons de microcrustáceos (Nhiwatiwa et al., 2017), sendo elas importantes refúgios de predação para Cladocera e Copepoda (Balayla et al., 2017). A conectividade, o espaço e a área da lagoa são características importantes para a colonização de novos táxons nos ambientes aquáticos (Frisch et al., 2012)

As metacomunidades de microcrustáceos possuem alta capacidade de colonização dos ambientes aquáticos temporários, devido a sua capacidade em produzir ovos de resistência (Seminara et al., 2008). Estes ambientes apresentam pelo menos um período seco, onde a duração e a intensidade deste, assim como o tipo de substrato, podem originar



diferenças em sua composição faunística (Williams, 2006). Os ambientes aquáticos temporários são encontrados em áreas urbanizadas, e estes podem ser de origem natural ou artificial. Dentre os fatores que influenciam as metacomunidades de microcrustáceos, a urbanização tem se mostrado importante. Estudos constataram que diferentes graus de urbanização levaram a uma substituição de espécies, de forma que em ambientes mais próximos de áreas urbanas a comunidade era composta por Cladocera de menor tamanho corporal, representados principalmente pela família Chydoridae, já em locais menos urbanizados apresentaram espécies de tamanho corporal maior, como os da família Daphniidae (Gianuca et al., 2017b).

Devido à ocorrência de espécies exclusivas e a fauna de crustáceos altamente especializada os ambientes aquáticos temporários desempenham um papel importante como *hot spot* para a diversidade de Cladocera (Moreira et al., 2016). Desta forma, entender como são estabelecidos os padrões de diversidade nos ambientes aquáticos temporários são muito importantes. Estudos tem demonstrado que diversos fatores podem influenciar a diversidade das comunidades de microcrustáceos, porém, ainda permanecem escassas as informações sobre a diversidade de Cladocera e Copepoda em ambientes aquáticos temporários e como os fatores espaciais e ambientais influenciam na diversidade destas comunidades. Com isso, o objetivo deste trabalho é analisar como a metacomunidade de Cladocera e Copepoda se estrutura em ambientes aquáticos temporários de área urbanizada. Avaliando a diversidade alfa desta metacomunidades em ambientes aquáticos temporários. Determinando a diversidade beta desta metacomunidade em ambientes aquáticos temporários urbanizados, em área preservada e em área construída. Também procuramos verificar quais mecanismos geradores da diversidade beta explicam a dissimilaridade entre as comunidades e como os fatores limnológicos influenciam nestes padrões de distribuição. Testamos as seguintes hipóteses: Primeiro, que a riqueza de táxons e diversidade alfa será elevada nos ambientes aquáticos de área preservada. Segundo, acreditamos que nas áreas construídas ocorrerá uma perda de espécies, gerando assim uma diversidade beta explicada pelo padrão de aninhamento (*nestedness*).

## **2. Metodologia**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado em ambientes aquáticos temporários no campus da Universidade Federal do Rio Grande, localizado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul,

Brasil (32°04'43"S e 52°10'03"W). O clima é subtropical úmido, com temperatura variando entre 19°C a 17°C e precipitação pluviométrica anual entre 1200 a 1500mm (Klein, 1998). Esta variação ocorre em função da modificação anual da precipitação, que apresenta seu maior volume no período das estações climáticas de inverno e primavera, e no verão apresentando déficit de água (Klein, 1998). Os ambientes amostrados localizam-se em uma área urbanizada de cerca de 250 ha, no interior do Campus universitário. A região tem como característica a presença de inúmeros ambientes aquáticos continentais, possui um conjunto de pequenos corpos de água naturais e artificiais, onde são encontradas extensões de áreas úmidas, muitas com características sazonais de hidroperíodo. Caracteriza-se por possuir uma grande heterogeneidade de habitats, propiciando que diversas espécies de fauna e flora se estabeleçam neste ambiente (Trindade et al., 2010). A área de estudo passou por um processo de construção de prédios e passarelas e devido a esses impactos causados foi estabelecida a implementação de uma área de preservação ambiental, formando assim duas áreas distintas no Campus, uma construída e outra preservada, que não possuem conectividade entre si (Figura 1).



Figura 1: Mapa com indicação das duas áreas amostradas, onde 1 representa a área construída e 2 a área preservada. Campus Carreiros da FURG, Rio Grande, RS, Brasil. Imagem de satélite obtida do Google *Earth*<sup>®</sup>.

O estudo foi realizado em 14 ambientes aquáticos temporários urbanizados, agrupados em duas categorias, oito em área preservada (P1 a P8) e seis em área construída (C9 a C14). O primeiro grupo possui características naturais mais preservadas, é uma área de restrição ambiental no Campus, recentemente sofreu o impacto da construção de uma estrada, porém sem prédios e fortes impactos antrópicos ao seu redor. O segundo grupo composto por ambientes aquáticos de origem artificial, formados em áreas mais baixas devido ao aterramento para construção de prédios e passarelas, onde sofrem grande impacto antrópico. Os ambientes de área preservada e de área construída possuem como característica permanecerem alagados durante as estações mais frias e secarem durante o verão, onde a duração do hidroperíodo é variável entre os ambientes.

## **2.2 Coleta de dados**

Realizamos a amostragem no período de agosto e setembro de 2016. Em cada ambiente aquático temporário coletamos dados limnológicos, morfométricos e biológicos. Os dados morfométricos mensurados foram profundidade média e área do perímetro. A profundidade da coluna de água foi obtida com auxílio de régua, em cinco pontos, sendo dois marginais e três centrais ao sistema, e feita uma média posteriormente. O cálculo da área foi com auxílio do Google *Earth*<sup>®</sup>, realizando marcação das coordenadas em cinco pontos no entorno de cada sistema.

Em campo nós medimos as variáveis limnológicas temperatura, potencial de redução de oxigênio (ORP), pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, percentual de oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos, com sonda multiparâmetro HORIBA<sup>®</sup> modelo U50. Coletamos amostras de água em cada ambiente aquático no mesmo momento da coleta do material biológico e posteriormente fizemos as análises de clorofila-*a*, fósforo total (Valderrama, 1981; Baumgarten et al., 1996), nitrogênio total (Mackereth et al., 1978) e sólidos fixos e suspensos (CETESB, 2018).

Para as variáveis biológicas realizamos um levantamento visual dos táxons de macrófitas aquáticas presentes em cada ambiente aquático temporário amostrado (Trindade et al., 2010). Posteriormente coletamos Cladocera e Copepoda em três pontos em cada ambiente

aquático temporário, através da filtragem de 20 litros de água por ponto, com auxílio de rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$ , sendo cada amostra conservada em álcool 80% corado com Rosa de Bengala (Pinto-Coelho, 2004). Realizamos a triagem das amostras pelo método de abundância relativa (Mack et al. 2012), contando até 200 indivíduos do táxon mais abundante, para Cladocera triamos primeiramente em nível de família e Copepoda foi categorizado em ordens e etapas imaturas em nauplius e copepodito. Identificamos Cladocera ao nível específico, com bibliografia específica (Elmoor-Loureiro, 1997; Smirnov, 1996) e auxílio de especialistas.

### 2.3 Análise de dados

Para avaliar a suficiência amostral realizamos uma curva de acúmulo de espécies. Para a diversidade alfa calculamos a riqueza e abundância dos táxons, índice de diversidade de  $\alpha$ Shannon ( $H' = \sum pi \ln pi$ ), índice de equabilidade de Pielou ( $J' = H' / H_{\text{max}}$ ) e índice de dominância ( $D = \sum pi^2$ )., os dados limnológicos e morfométricos foram transformados, utilizando a função  $\log x+1$ , exceto pH e posterior análise de correlação para eliminar aquelas fortemente correlacionadas. Para ordenar os ambientes aquáticos de acordo com as características ambientais, realizamos uma padronização os dados com a função *scale* do programa R e posteriormente realizamos uma análise de componentes principais (PCA). Para avaliar como as variáveis ambientais influenciaram na comunidade, extraímos os escores do primeiro componente principal (PC1) e este foi utilizado como variável explanatória nas análises de regressão linear com os índices de diversidade alfa. Para avaliar se a área possui influência na riqueza de táxons foi realizada uma análise de regressão linear.

Com a finalidade de verificar se as áreas diferiam entre as categorias área construída e preservada, com os dados ambientais realizamos test *t* entre as duas categorias para cada variável. Com dados de biológicos aplicamos um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) em uma matriz de presença e ausência de Sorensen e posterior teste *t* não pareado com os dados de abundância nos locais de área construída e área preservada e com os dados de Shannon de cada categoria. Ainda, com os dados de biológicos foi realizado o particionamento da diversidade beta em *turnover* ( $\beta_{\text{sim}}$ ) e *nestedness* ( $\beta_{\text{sne}}$ ), utilizando a função beta-multi do programa R e com estes componentes realizamos uma análise de agrupamento hierárquico utilizando o método UPGMA. E por fim, para avaliar a relação dos fatores ambientais e a estrutura da assembleia de Cladocera e Copepoda nos ambientes aquáticos, foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA). Todas as análises foram realizadas

no Programa estatístico R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes Vegan (Oksanen et al., 2017) e betapart (Baselga and Orme, 2012).

### 3. Resultados

Nossos resultados demonstram que obtivemos uma suficiência amostral, uma vez que a curva de acúmulo de espécies mostrou uma tendência à estabilidade (Figura 2). Encontramos um total de 15969 indivíduos distribuídos em 69 táxons (Anexo 1). Destes, 64 foram táxons de Cladocera, e três ordens e dois estágios de desenvolvimento de Copepoda. Os ambientes P1 (preservado) e C10 (construído) apresentaram maior riqueza de táxons, 32 e 29 respectivamente. Para Cladocera os táxons mais frequentes são *Ovalona glabra* presente em 10 ambientes aquáticos, seguido de *Chydorus sphaericus*, *Ilyocryptus spinifer* e *Ceriodaphnia quadrangula* em nove ambientes aquáticos. O gênero *Alola* (9 táxons) e *Chydorus* (5 táxons) foram os mais representados e a espécie *Chydorus sphaericus* a mais abundante. Para Copepoda os estágios larvais nauplius e copepodito foram os mais abundantes e frequentes, seguidos pela ordem Cyclopoida mais frequente e Calanoida mais abundante. Em relação aos táxons de macrófitas aquáticas, foram identificados visualmente 14 diferentes plantas. Nos ambientes de área construída apresentavam um predomínio de gramíneas características de vegetação de campo, e os ambientes de área preservada uma maior riqueza de táxons de macrófitas aquáticas, tanto emergentes, como flutuantes e submersas (Anexo 2).

O índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) demonstrou que todos os ambientes aquáticos, exceto o P2, possuem uma alta diversidade (Tabela 1). O ambiente aquático P2 apresentou um baixo índice de equitabilidade de Pielou (J) e alto índice de dominância, apresentando alta abundância de nauplius e baixa abundância e riqueza dos demais táxons. Os ambientes aquáticos P1, P5, P8, C12 e C13 apresentaram elevados índices de Shannon e equitabilidade e baixos valores de dominância, demonstrando que os organismos se distribuem uniformemente pelo ambiente.

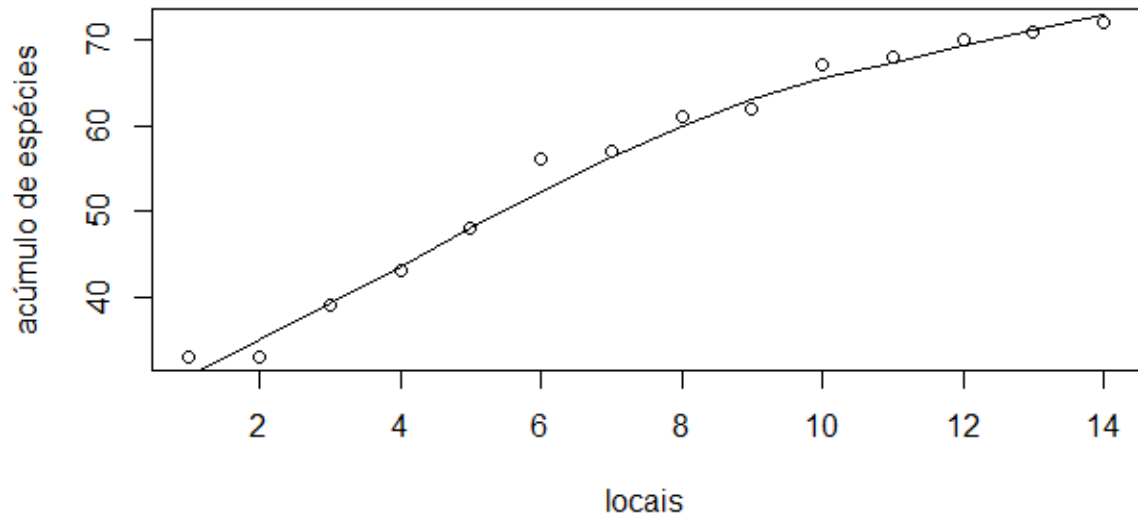


Figura 2: Curva de acúmulo de espécies nos locais de amostragem.

Tabela 1: Riqueza de espécies, abundância, índice de Dominância, índice de Shannon e índice de Equitabilidade em cada local de amostragem.

	Riqueza (N táxons)	Abundância-n	Dominância-D	Shannon-H	Equitabilidade- J
<b>P1</b>	32	503 ( $\pm 84,0$ )	0,19	2,12	0,61
<b>P2</b>	6	208,67 ( $\pm 4,5$ )	0,92	0,21	0,12
<b>P3</b>	23	371,33 ( $\pm 40,5$ )	0,34	1,57	0,49
<b>P4</b>	19	304,67 ( $\pm 123,9$ )	0,28	1,65	0,54
<b>P5</b>	26	348 ( $\pm 90,5$ )	0,22	1,98	0,61
<b>P6</b>	25	339 ( $\pm 35,3$ )	0,37	1,75	0,54
<b>P7</b>	21	503,5 ( $\pm 0,7$ )	0,24	1,79	0,59
<b>P8</b>	22	440 ( $\pm 41,6$ )	0,22	1,91	0,61
<b>C9</b>	13	311 ( $\pm 198,2$ )	0,26	1,71	0,69
<b>C10</b>	29	460,33 ( $\pm 59,5$ )	0,30	1,66	0,48
<b>C11</b>	19	329,33 ( $\pm 70,3$ )	0,42	1,30	0,44
<b>C12</b>	21	385 ( $\pm 108,6$ )	0,13	2,30	0,76
<b>C13</b>	17	638,67 ( $\pm 43,9$ )	0,15	2,14	0,76
<b>C14</b>	17	461,33 ( $\pm 80,1$ )	0,27	1,75	0,62

Os dados ambientais com diferença significativa entre os ambientes de área construída e preservada foram as variáveis condutividade (p-valor: 0,01), turbidez (p-valor: 0,04) e profundidade (p-valor: 0,01). A PCA não demonstrou um agrupamento dos ambientes aquáticos das duas áreas (Figura 3). Os eixos 1 e 2 da PCA explicaram 25% e 22% respectivamente, da variação dos dados. Através desta análise verificamos que a profundidade está positivamente correlacionada com os ambientes P1, P2 e P4 e negativamente com os ambientes C9, C10 e C13, reflexo da correlação positiva com eixo 2 da PCA. Já as variáveis sólidos fixos e clorofila-*a* estão positivamente correlacionadas com os ambientes P2 e P3 respectivamente. A variável área apresenta correlação negativa com os ambientes P5, P7, P8, C9, C12, C13 e C14. ORP está altamente correlacionado com os ambientes P8, C12 e C14, turbidez com C11, condutividade com C10 e fósforo com P4.

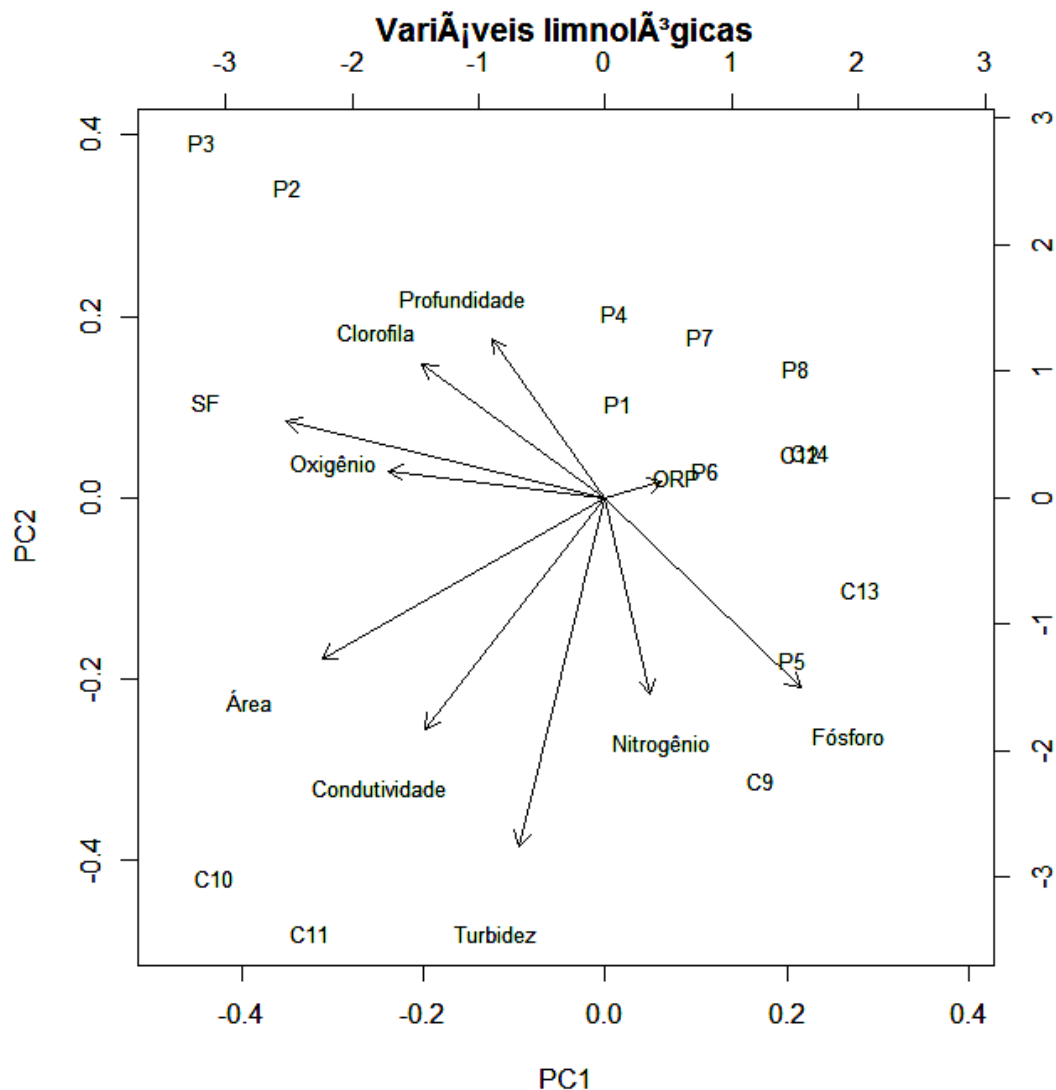


Figura 3: Ordenação das variáveis limnológicas por locais amostrados através da Análise de Componentes Principais (PCA). As variáveis representadas por iniciais são: ORP (potencial de redução de oxigênio) e SF (sólidos fixos).

Das regressões lineares realizadas com os índices de diversidade alfa e o score 1 da PCA, a riqueza (p-valor: 0,60) e a abundância (p-valor: 0,22) não foram significativas. Já os índices de Shannon (p-valor: 0,02), equitabilidade (p-valor: 0,03) e dominância (p-valor: 0,02) demonstraram resultados significativos (Figura 4). Quanto a regressão linear realizada para avaliar o efeito da área na riqueza de espécies não demonstrou resultado significativo (p-valor: 0,15).

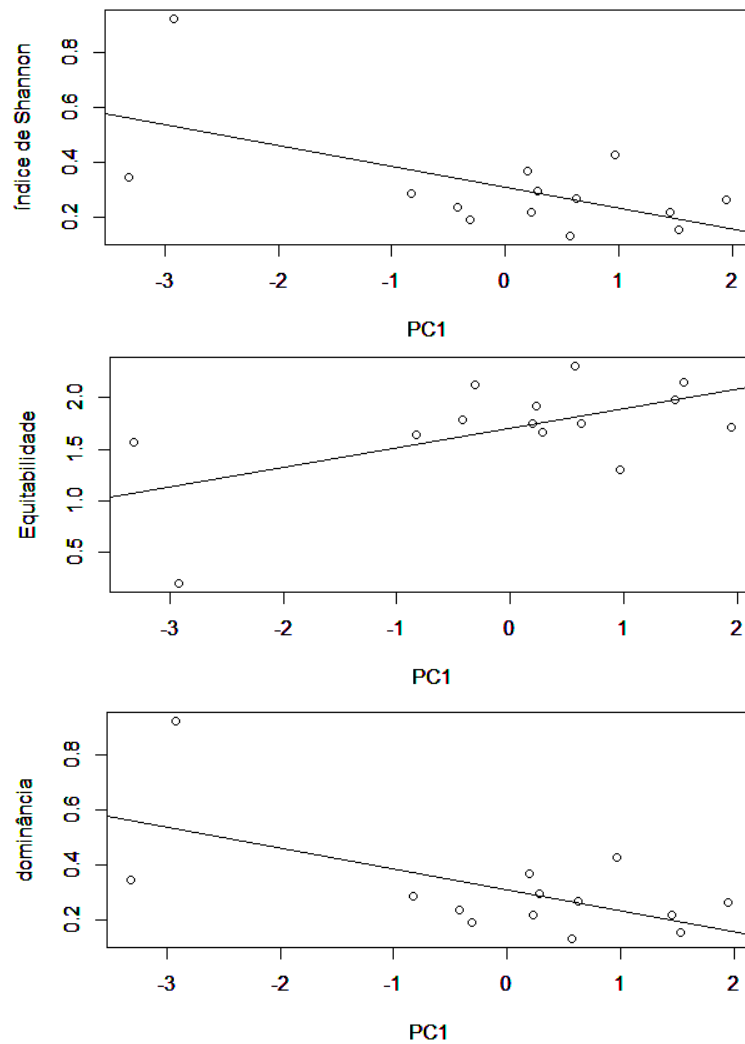




Figura 4: Análises de regressão linear da variável explanatória PC 1 com as variáveis resposta índices de diversidade Shannon, Equitabilidade e Dominância de Cladocera e Copepoda nos ambientes amostrados.

Os resultados da NMDS demonstraram que os ambientes aquáticos se agruparam nas duas categorias, área construída e área preservada. Este mesmo padrão foi evidenciado no Teste  $t$  com a diversidade Shannon de cada categoria (p-valor: 0,05) (Figura 5). Já a abundância de táxons não foi significativa estatisticamente quanto a este agrupamento das duas categorias, como demonstram os resultados do Teste  $t$  (p-valor: 0,17).

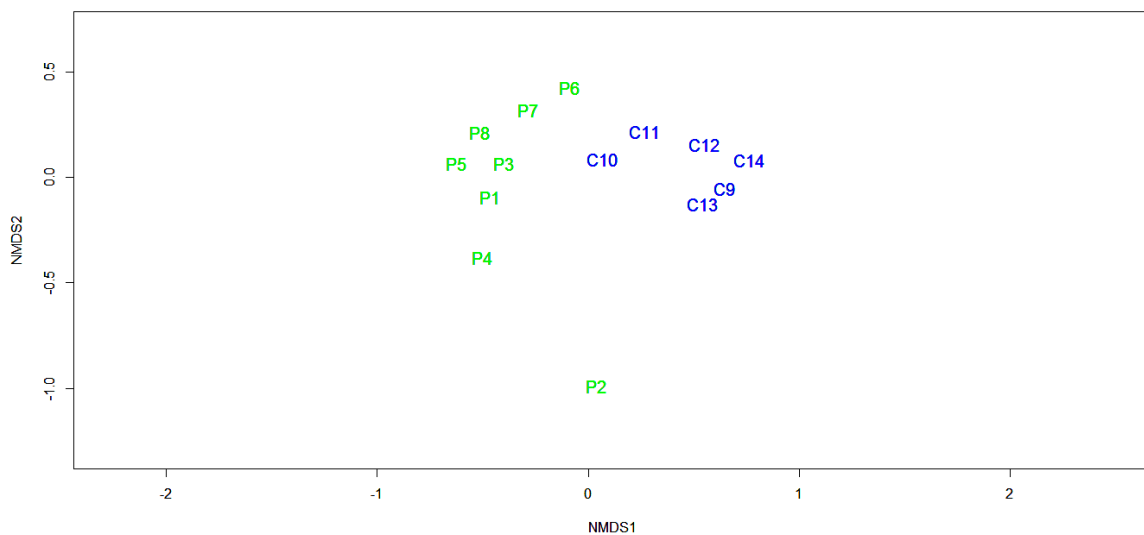


Figura 5: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com uma matriz de dissimilaridade de Sorensen.

As análises de diversidade beta demonstraram que a substituição (*turnover*) foi responsável pela diversidade dos ambientes aquáticos, sendo o aninhamento (*nestedness*) responsável por uma pequena fração da explicação (Figura 6). A ordenação da métrica aritmética de *turnover* mostra um claro agrupamento entre as categorias, área construída e área preservada (Figura 7), como observado anteriormente na NMDS e no Teste  $t$  com índice de Shannon entre as duas categorias.

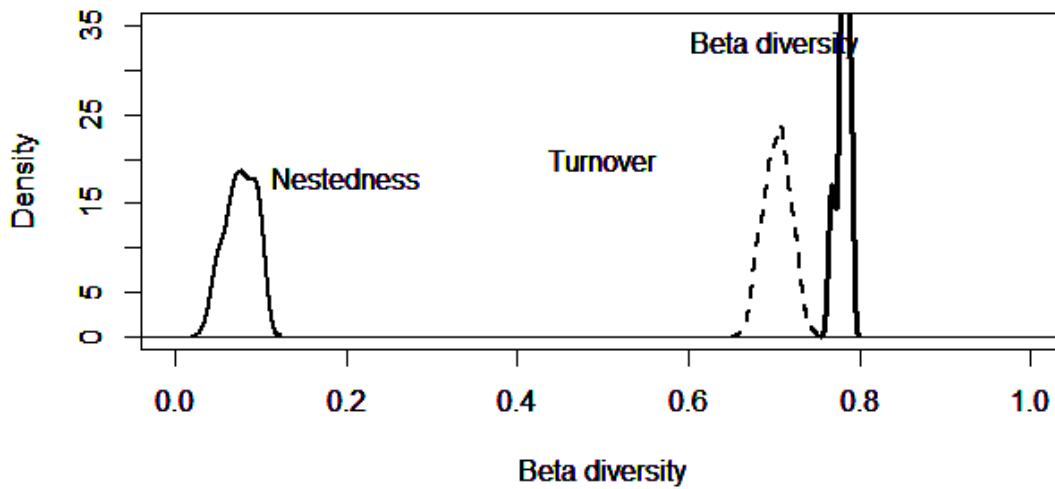


Figura 6: Diversidade beta total e particionada nos componentes substituição (*Turnover*,  $\beta_{sim}$ ) e aninhamento (*Nestedness*,  $B_{ness}$ ).

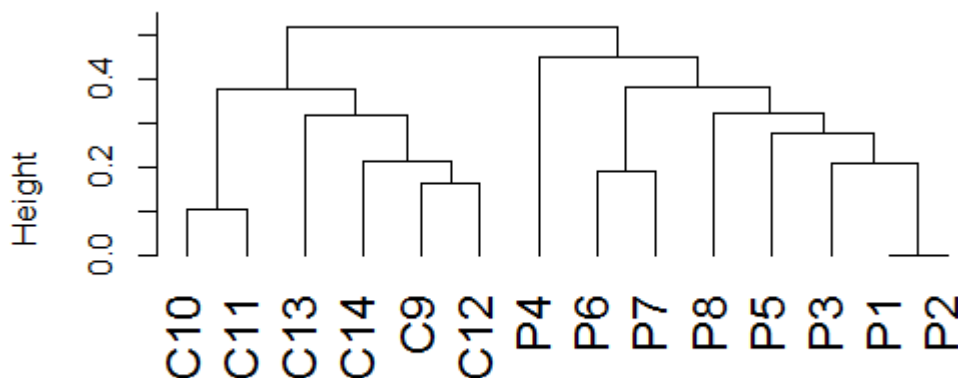


Figura 7: Análise de agrupamento usando média aritmética dos valores do componente substituição (*turnover*,  $B_{sim}$ ) da dissimilaridade da comunidade de Cladocera e Copepoda.

Os resultados da CCA mostram que a espécie *Bosmina longirostris* apresenta uma forte correlação com a variável profundidade e o ambiente P4 (Figura 8). A semelhança na composição de espécies, principalmente as da família Daphniidae e Sididae, além da baixa profundidade, valores de ORP e condutividade agrupou os ambientes C9, C12, C13 e C14. Os gêneros *Leberis* e *Pseudochydorus* mostrou alta correlação com o ambiente C13. A variável

fósforo, assim como o táxon *Daphnia* sp. apresentou alta correlação com o ambiente C9, sendo este um dos únicos ambientes com a presença deste táxon. O gênero *Euricercus* mostrou alta correlação com o ambiente P7. Os nauplius e a variável profundidade apresentaram uma correlação positiva com o ambiente P2. Os gêneros *Macrothrix* e *Ilyocryptus* foram os táxon que melhor explicaram o ambiente P1 e o gênero *Dunhevedia* o ambiente P5 e as variáveis ambientais profundidade e nitrogênio foram as que melhor explicaram os ambientes P1 e P5. A variável área demonstrou correlação negativa com os ambientes P7, C9, C12, C13 e C14. Já espécie *Oxyurella longicaudis* possui alta correlação com a variável clorofila-*a* e esteve presente apenas no ambiente P3.

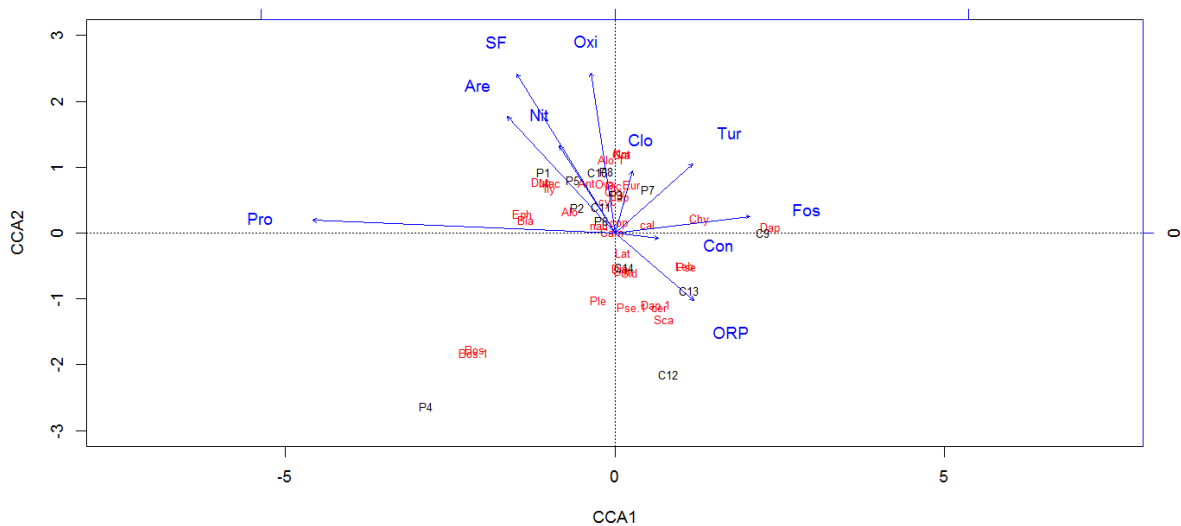


Figura 8: Análise de Correspondência canônica (CCA) entre as variáveis limnológicas e composição de gêneros nos ambientes aquáticos estudados. Os táxons de Cladocera e Copepoda representadas por iniciais são: Alo (*Alona*), Alo1 (*Alonella*), Ant (*Anthalona*), Bia (*Biapertura*), Cam (*Camptocercus*), Chy (*Chydorus*), Dun (*Dunhevedia*), Eph (*Ephemeroporus*), Gra (*Graptoleberis*), Kur (*Kurzia*), Leb (*Leberis*), Not (*Notoalona*), Ova (*Ovalona*), Oxy (*Oxyurella*), Pic (*Picripleuroxus*), Ple (*Pleuroxus*), Pse (*Pseudochydorus*), Eur (*Euricercus*), Cer (*Ceriodaphnia*), Sim (*Simocephalus*), Sca (*Scapholeberis*), Dap (*Daphnia*), Dap1 (*Daphniidae* Sp.), Pse (*Pseudosida*), Lat (*Latonopsis*), Dia (*Diaphanosoma*), Sid (*Sididae* Sp.), Bos (*Bosmina*), Bos1 (*Bosminidae* sp.), Mac (*Macrothrix*), Ily (*Ilyocryptus*), Cal (Calanoida), Hap (Hapaticoida), Cyc (Cyclopoida), Cop (Copepodito) e Nau (Nauplius).

#### 4. Discussão

Encontramos no total uma riqueza de 69 táxons nos ambientes aquáticos temporários amostrados. Os ambientes de área preservada apresentaram uma riqueza de 59 táxons e os de área construída 44 táxons, de forma a corroborar com nossa primeira hipótese, onde os ambientes de área preservada mostraram maior riqueza de táxons em relação aos ambientes de área construída, embora ambos tenham apresentado uma elevada riqueza de espécies. Os ambientes de área construída e de área preservada apresentaram diferença na composição de táxons de Cladocera, onde nos ambientes aquáticos de área construída ocorreu o predomínio de espécies da família Daphniidae e Sididae e nos ambientes de área preservada das espécies da família Chydoridae. Já os táxons de Copepoda exibiram uma elevada abundância de nauplius e copepodito e baixa abundância das ordem Cyclopoida, Calanoida e Hapaticoida em ambos os tipos de ambientes, de área construída e de área preservada.

Do total de táxons encontrados neste estudo, 64 foram de Cladocera, pois o refinamento taxonômico aplicado diferiu para Cladocera e Copepoda, onde Copepoda foi mantido a nível de ordem e os Cladocera identificados no menor nível taxonômico possível. Desta maneira, as análises do presente estudo se limitam aos táxons de Cladocera. Essa escolha se justifica pelo fato de Cladocera ser mais abundante em quase todos os sistemas e presente em todos, permitindo uma melhor discussão das características da comunidade. Estudos tem demonstrado que nos ambientes aquáticos temporários, os Copepoda apresentam uma riqueza de táxons bem menor que Cladocera. Isso pode ser constatado no estudo de Fahd et al. (2009), onde foi realizado um levantamento do número de táxons de Cladocera e Copepoda nos ambientes aquáticos da Reserva Biológica da Doñana, na Espanha. Para isso foi utilizado 18 artigos publicados e 4 não publicados e os resultados demonstram uma comunidade de 45 espécies de Cladocera para 18 de copepoda (Fahd et al., 2009).

A elevada riqueza de táxons de Cladocera (64) encontrada em nosso estudo, se mostrou superior ao observado ambientes com características bem semelhantes ao nosso, Como na Reserva Biológica da Doñana, na Espanha, , onde os estudos realizados por Fahd et al. (2009) e também por Florencio et al. (2015) foi observado 45 e 33 táxons de Cladocera respectivamente. Nesta reserva espanhola já foram descritas 80 espécies de microcústáceos e os autores justificam que essa riqueza de espécies está associada à alta heterogeneidade dos ambientes aquáticos, fornecendo uma ampla diversidade de habitats para estes organismos (Florencio et al., 2015). A alta heterogeneidade observada dentro dos ambientes aquáticos amostrados foi um importante fator para encontrarmos uma elevada riqueza de táxons.

Segundo Pedruski and Arnott (2011) a heterogeneidade ambiental desempenha papel importante na configuração das comunidades, gerando uma maior disponibilidade de nichos para os microcrustáceos colonizarem à medida que se dispersam.

Obtivemos uma alta diversidade e o índice de equitabilidade mostrou uma uniformidade na distribuição de espécies e baixa dominância entre os locais amostrados, exceto o ambiente P2. As variáveis ambientais mostram forte influência sobre estes índices, e o mesmo foi observado por Goz'dziejewska et al. (2016), onde demonstraram em seu estudo alta correlação da comunidade zooplanctônica com as variáveis físicas e químicas da água. Os resultados encontrados corroboram o que já vem sendo encontrado por vários pesquisadores, onde as variáveis ambientais geram forte resposta na comunidade zooplanctônica (Gruberts et al., 2007; James et al., 2008).

Em nossos resultados os ambientes P1 e C10 apresentaram maior riqueza de táxons e isso por ser explicado pelo tamanho da área destes ambientes, que eram umas das mais elevadas entre as categorias, embora não haja uma relação direta entre área e a riqueza de táxons neste estudo. Essa relação de aumento da riqueza de espécies em áreas de maior tamanho já foi demonstrada em diversos estudos, sendo MacArthur and Wilson (1963) os pioneiros na configuração desta teoria.

A composição de espécies e o índice de diversidade Shannon apresentaram uma diferença significativa entre as áreas construída e preservada. Já os dados de abundância das espécies não mostraram diferença significativa. De maneira que pode se observar que os ambientes aquáticos de áreas construída e preservada apresentam uma composição de espécies distintas, mas os cladóceras são abundantes em todos os ambientes aquáticos amostrados. Essa diferença pode ser explicada pelo predomínio de organismos de tamanho corporal maior como os da família Daphniidae e Sididae nos ambientes de área construída e indivíduos de tamanho corporal menor como os da família Chydoridae nos ambientes de área preservada. Tal diferença na composição de táxons foi observada por Gianuca et al. (2017b), onde os autores observaram em áreas mais urbanizadas um o predomínio espécies de menor tamanho corporal, como os da família Chydoridae (Gianuca et al., 2017b), o contrario foi constatado no presente estudo, pois os ambientes aquáticos de área construída, que sofrem um maior impacto da urbanização apresentaram um predomínio das espécies da família Daphniidae. Essa diferença entre o que foi observado por Gianuca et al. (2017b) e pelo encontrado no presente estudo, pode estar correlacionada com fatores como abundância de

peixes, densidade de macroinvertebrados e turbidez (Cottenie et al., 2001). Segundo Balayla et al. (2017) a turbidez é importante fator, pois reduz a predação por macroinvertebrados. Os ambientes de área preservada, por sofrerem menor impacto, possuem comunidades mais estruturadas, com provável maior presença de predadores. Estes predam principalmente organismos de tamanho corporal maior, de forma que diminui a competição entre os Cladocera de diferentes tamanhos corporais e aqueles de tamanho corporal pequeno conseguem se desenvolver. Já nos ambientes de área construída, devido a competição e possível falta de predadores, as comunidades de tamanho corporal maior teriam mais facilidade de se estabelecer (Bonecker et al., 2011; Wang et al., 2007).

Outro importante fator é a cobertura vegetal, pois as macrófitas são importantes refúgios de predação para os Cladocera (Gebrehiwot et al., 2017). Estudos tem demonstrado que a alta densidade de plantas aquáticas, proporciona o aparecimento de microcrustáceos de tamanho corporal maior, pois estes conseguem evitar a predação (Balayla et al., 2017). Visto que os ambientes urbanizados possuem o predomínio de gramíneas, esse seria um importante fator na diferenciação da composição das comunidades dos ambientes aquáticos de área construída e preservada. Embora os ambientes de área preservada tivessem apresentado maior riqueza de plantas aquáticas, seu maior tamanho proporciona um crescimento mais disperso que nos ambientes de área construída avaliados. Desta forma, o fato de a presença de plantas na coluna de água ser mais densa nos ambientes de área construída pode ter sido um fator favorável aos microcrustáceos, proporcionando mais refúgio e favorecendo desenvolvimento de espécies de maior tamanho corporal.

A conectividade dos ambientes aquáticos é um importante fator para que novos táxons possam os colonizar (Frisch et al., 2012). A perda de conectividade entre as duas áreas pode ter gerado uma limitação de dispersão entre elas, e assim ocasionando uma diferenciação da composição de táxons entre as áreas contruídas e preservadas (Heino et al., 2015). E a semelhança na composição de espécies dentro de cada área pode ser causada pela presença de outros agentes de dispersão cada uma delas. Os ambientes de área construída, por exemplo, sofrem com intenso fluxo de pessoas e cortes de grama, estudos tem demonstrado que os humanos são importantes agentes de dispersão, podendo assim serem importantes agentes de dispersão nesta área (Valls et al., 2015).

A diferença na composição de táxons entre os ambientes amostrados gerou a estruturação da diversidade beta pelo mecanismo de *turnover*, rejeitando nossa segunda

hipótese. De acordo com Soininen et al. (2017) a diferença na composição de espécies entre os locais gera uma diversidade beta explicada por *turnover* e as diferenças na riqueza de espécies gera uma diversidade beta explicada por *nestedness*. Os resultados demonstraram que a diferença na riqueza de espécies entre os locais amostrados foi baixa, como podemos observar nos índices de diversidade alfa e devido a isso obtivemos um baixo percentual de explicação da diversidade beta por *nestedness*. Constatando que os ambientes aquáticos temporários de área construída não sofreram uma perda de espécies, refletindo a grande capacidade de resiliência deste grupo.

Diversos fatores podem influenciar as comunidades de Cladocera e Copepoda (James et al., 2008), a profundidade por exemplo, foi um importante fator para a espécie *Bosmina longirostris*, nitrogênio para os gêneros *Macrothrix*, *Ilyocryptus* e *Dunhevedia* e fósforo para *Daphnia* sp. A maioria das espécies da família Daphniidae colonizaram principalmente os ambientes de área construída, com baixa profundidade e alto potencial de redução de oxigênio, pois neste a colonização de predadores provavelmente é baixa e assim estes conseguem se estabelecer, podendo esta ser uma estratégia adotada por estes para sobreviver nos ambientes aquáticos temporários. Nauplius foi quase o único táxon presente no ambiente P2, essa dominância pode ser explicada pela alta profundidade deste ambiente, de forma que reduziu a concentração de substâncias orgânicas e a produção primária, limitando o suprimento alimentar para as comunidades de Cladocera e Copepoda adultos, levando a dominância de apenas um táxon (Gozdziejewska et al., 2016).

Concluimos que os ambientes amostrados apresentaram uma alta diversidade de táxons, distribuídos de forma homogênea e com baixa dominância. Nossa segunda hipótese de trabalho foi refutada, pois os ambientes de área construída e preservada demonstraram diferença significativa na composição de táxons, mas não em diversidade. Isso se deveu principalmente pela maior riqueza de táxons de tamanho corporal maior nos ambientes de área construída e de tamanho corporal menor nos ambientes de área preservada. A diversidade beta foi explicada pelo mecanismo de *turnover*, onde a dissimilaridade entre os ambientes amostrados é gerada principalmente pela diferença na composição de táxons, refletindo a grande capacidade de resiliência deste grupo. Já entre os fatores ambientais podemos destacar a profundidade, apresentando diferença significativa entre as duas áreas, sendo o principal fator ambiental estruturador das comunidades nos ambientes aquáticos temporários.

## 5. Bibliografia

- Balayla, D., Boll, T., Trochine, C., Jeppesen, E., 2017. Could artificial plant beds favour microcrustaceans during biomanipulation of eutrophic shallow lakes? *Hydrobiologia* 802, 221-233.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 134-143.
- Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3, 808-812.
- Baumgarten, M.G.Z., Rocha, J.M.B., Niencheski, L.F.H., 1996. Manual de análises em Oceanografia Química. Editora da FURG, Rio Grande.
- Bonecker, C.C., Azevedo, F.D., Simões, N.R., 2011. Zooplankton body-size structure and biomass in tropical floodplain lakes: relationship with planktivorous fishes. *Acta Limnol. Bras.* 23, 217-228.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Índices de Qualidade das Águas. <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/> (Acessado 09 janeiro 2018).
- Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E., De Meester, L., 2001. Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia* 442, 339-350.
- Dias, J.D., Simões, N.R., Meerhoff, M., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2016. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 781, 109-125.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A., 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Universa, Brasília.
- Fahd, K., Arechederra, A., Florencio, M., León, D., Serrano, L., 2009. Copepods and branchiopods of temporary ponds in the Donãna Natural Area (SW Spain): a four-decade record (1964–2007). *Hydrobiologia* 634, 219-230.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L., 2015. Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds. *Hydrobiologia* 774, 109-121.
- Frisch, D., Cottenie, K., Badosa, A., Green, A.J., 2012. Strong Spatial Influence on Colonization Rates in a Pioneer Zooplankton Metacommunity. *Plos One* 7, e40205.



- Gebrehiwot, M., Kifle, D., Triest, L., 2017. Emergent Macrophytes Support Zooplankton in a Shallow Tropical Lake: A Basis for Wetland Conservation. *Environ. Manage.* 60, 1127-1138.
- Gianuca, A.T., Declerck, S.A.J., Lemmens, P., De Meester, L., 2017a. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of  $\beta$ -diversity. *Ecology* 98, 525-533.
- Gianuca, A.T., Engelen, J., Brans, K.I., Hanashiro, F.T.T., Vanhamel, M., van den Berg, E.M., Souffreau, C., De Meester, L., 2017b. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. *Ecography* 40, 001-011.
- Gozdziejewska, A., Glinska-Lewczuk, K., Obolewski, K., Grzybowski, M., Kujawa, R., Lew, S., Grabowska, M., 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774, 7-21.
- Gruberts, D., Druvietis, I., Parele, E., Paidere, J., Poppels, A., Prieditis, J., Skute, A., 2007. Impact of hydrology on aquatic communities of floodplain lakes along the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia* 584, 223-237.
- Heino, J., Tolonen, K.T., 2017. Ecological drivers of multiple facets of beta diversity in a lentic macroinvertebrate metacommunity. *Limnol. Oceanogr.* 62, 2431-2444.
- Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., Bini, L.M., 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshw. Biol.* 60, 845-869.
- Hill, M.J., Heino, J., Thornhill, I., Ryves, D.B., Wood, P.J., 2017. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos* 126, 1575-1585.
- James, C.S., Thoms, M.C., Quinn, G.P., 2008. Zooplankton dynamics from inundation to drying in a complex ephemeral floodplain-wetland. *Aquat. Sci.* 70, 259-271.
- Klein, A.H.F., 1998. Clima regional. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P., Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. *Ecoscientia*, Rio Grande.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601-613.
- Loreau, M., 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecol. Lett.* 3, 73-76.

- Macarthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17, 373-387.
- Mack, H.R., Conroy, J.D., Blocksom, K.A., Stein, R.A., Ludsin, S. A., 2012. A comparative analysis of zooplankton field collection and sample enumeration methods. *Limnol. Oceanogr.: Methods*. 10, 41-53.
- Mackereth, J.F.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Science Publication, Londres.
- Moreira, R.A., Rocha, O., Santos, R.M., Dias, E.S., Moreira, F.W.A., Eskinazi-Sant'Anna, E.M., 2016. Composition, body-size structure and biomass of zooplankton in a high-elevation temporary pond (minas gerais, brazil). *Oecol. Aust.* 20, 81-93.
- Nhiwatiwa, T., Brendonck, L., Dalu, T., 2017. Understanding factors structuring zooplankton and macroinvertebrate assemblages in ephemeral pans. *Limnologica* 64, 11-19.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.R., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2017. Vegan: community ecology package. <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan> (acessado 20 dezembro 2017).
- Pedruski, M.T., Arnott, A.E., 2011. The effects of habitat connectivity and regional heterogeneity on artificial pond metacommunities. *Oecologia* 166, 221-228.
- Pinto-Coelho, R.M., 2004. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In Bicudo, C.E.M., Bicudo, D.E.C., Amostragem em limnologia. RIMA, São Paulo.
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org> (acessado 20 dezembro 2017).
- Seminara, M., Vagaggini, E.D., Margaritora, F.G., 2008. Differential responses of zooplankton assemblages to environmental variation in temporary and permanent ponds. *Aquat. Ecol.* 42, 129-140.
- Smirnov, N.N., 1996. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Soininen, J., Heino, J., Wang, J., 2017. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.* 27, 96-109.
- Trindade, C.R.T., Pereira, S.A., Albertoni, E.F., Silva, C.P., 2010. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do Campus Carreiros - FURG Rio Grande, RS. *Cadernos de Ecologia Aquática* 5, 1-22.

- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar Chem.* 10, 109-122.
- Valls, L., Castillo-Escrivà, A., Mesquita-Joanes, F., Armengol, X., 2015. Human-mediated dispersal of aquatic invertebrates with waterproof footwear. *Ambio.* 45, 99-109.
- Wang, S., Ping, X., Wu, S., Haijun, W., 2007. Crustacean zooplankton size structure in aquaculture lakes: is larger size structure always associated with higher grazing pressure? *Hydrobiologia* 575, 203-209.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol Monogr.* 30, 280-338.
- Williams, W., 2006. *The biology of temporary Waters.* Oxford University Press, United States.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os microcrustáceos são frequentemente encontrados em ambientes aquáticos temporários devido a sua capacidade adaptativa de produzir ovos de resistência. Este mecanismo é de grande importância para a manutenção da diversidade de Cladocera e Copepoda. Nosso estudo demonstrou uma elevada diversidade de microcrustáceos nos ambientes aquático temporários, ressaltando a importância destes ambientes para esta comunidade. Também constatamos uma diferença significativa na composição de táxons entre os ambientes de área construída e preservada e isso se deve principalmente pela predominância de táxons com maior tamanho corporal nos ambientes área construída e de menor tamanho corporal nos ambientes área preservada. Com base em estudos podemos inferir que os fatores predação e cobertura vegetal foram importantes na determinação deste padrão. Por este motivo para estudos futuros sugiro a avaliação destes fatores na comunidade de microcrustáceos. Avaliar o efeito da predação e da cobertura vegetal sobre estas comunidades nos ambientes urbanizados seria importante, de forma a compreender o quanto estes fatores influenciam na estruturação da comunidade.

Os resultados também demonstraram que o mecanismo de *turnover* foi representativo para estruturar esta metacomunidade, sendo então a diversidade beta explicada principalmente pela diferença na composição de táxons. Em relação aos fatores ambientais podemos destacar a profundidade como principal fator estruturador das comunidades nos ambientes aquáticos temporários. Sugiro em futuros estudos uma amostragem temporal destas variáveis ambientais, de forma a avaliar o quanto estes fatores explicam a variação na estrutura da comunidade de microcrustáceos.

Concluimos nosso estudo com importantes informações sobre a comunidade de Cladocera e Copepoda em ambientes aquáticos temporários, contribuindo com o conhecimento sobre as comunidades de microcrustáceos em ambientes aquáticos temporários urbanizados. Futuros estudos serão desenvolvidos com a finalidade de entender os padrões de diversidade em diferentes escalas temporais e espaciais, também será avaliado como os mecanismos de resiliência se desenvolvem nestas comunidades, uma vez que, nossos dados demonstraram que estes ambientes temporários apresentam potencial de abrigar alta biodiversidade de microcrustáceos.

Com as constantes alterações dos ambientes aquáticos em função de alterações antrópicas, muitos corpos de água tem sofrido pressão de alterações em sua caracterização

química, notadamente na concentração de macronutrientes responsáveis pela eutrofização. Assim, outro ponto que deve ser considerado para avaliar a distribuição e estrutura dos microcrustáceos planctônicos é sua tolerância e distribuição conforme diferentes graus de trofia de ambientes aquáticos.

## ANEXOS

Anexo 1: Abundância média ( $\pm$  DP, n=3) de táxons em cada ambiente aquáticos amostrado.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	C9	C10	C11	C12	C13	C14
<b>Daphniidae</b>														
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> Jurene 1920						0,50 ( $\pm 0,7$ )						0,67 ( $\pm 0,6$ )	47,67 ( $\pm 27,1$ )	28,67 ( $\pm 30,0$ )
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F. Müller 1785			0,33 ( $\pm 0,6$ )	1,67 ( $\pm 2,9$ )		7,50 ( $\pm 3,5$ )	1,00 ( $\pm 1,4$ )		2,67 ( $\pm 6,5$ )	0,33 ( $\pm 0,6$ )		16,67 ( $\pm 6,5$ )	26,33 ( $\pm 30,0$ )	2,33 ( $\pm 2,1$ )
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars 1901				0,33 ( $\pm 0,6$ )					9,00 ( $\pm 10,1$ )	0,67 ( $\pm 1,1$ )	0,33 ( $\pm 0,6$ )	69,00 ( $\pm 39,0$ )	34,67 ( $\pm 23,0$ )	13,33 ( $\pm 14,0$ )
<i>Ceriodaphnia cf. pulchella</i> Macho Sars 1862												4,00 ( $\pm 1,7$ )		
<i>Ceriodaphnia cf. pulchella</i> Sars 1862						3,00 ( $\pm 2,8$ )						9,00 ( $\pm 7,8$ )		
<i>Ceriodaphnia sp.</i>									1,33 ( $\pm 1,5$ )			3,00 ( $\pm 3,0$ )	3,00 ( $\pm 2,6$ )	3,00 ( $\pm 2,6$ )
<i>Simocephalus vetulus</i> O.F. Müller 1776	0,33 ( $\pm 0,6$ )		0,33 ( $\pm 0,6$ )								0,33 ( $\pm 0,6$ )	2,00 ( $\pm 2,0$ )	0,33 ( $\pm 0,6$ )	

<i>Simocephalus serrulatus</i>			1,00		0,33	2,33		
Koch 1841			(±1,7)		(±0,6)	(±4,0)		
<i>Simocephalus iheringi</i>	0,33		9,50	0,33			9,33	
Richard 1897	(±0,6)		(±0,7)	(±0,6)			(±5,0)	
<i>Simocephalus</i> sp.						0,33	0,67	0,67
						(±0,6)	(±0,6)	(±1,1)
<i>Scapholeberis spinifera</i>	0,67				22,00	0,33	3,00	71,33
Nicolet 1849	(±0,6)				(±27,8)	(±0,6)	(±3,0)	(±39,1)
								26,33
								12,33
<i>Daphnia</i> sp.	0,67				26,00			
	(±0,1)				(±42,4)			
<i>Daphniidae</i> sp.	0,33	1,50		1,67	0,33		7,00	4,67
	(±0,6)	(±2,1)		(±2,1)	(±0,6)		(±4,4)	(±1,1)
								4,00
								(±2,6)
<b>Sididae</b>								
<i>Pseudosida bidentata</i>					0,67	3,00	12,00	22,67
Herrick 1884					(±0,6)	(±3,0)	(±6,2)	(±3,5)
<i>Pseudosida ramosa</i>							2,33	8,67
Daday 1904							(±2,5)	(±7,2)
<i>Pseudosida</i> sp.		1,50	0,33		0,33	0,67		
		(±2,1)	(±0,6)		(±0,6)	(±0,6)		
<i>Latonopsis australis</i>		5,00	1,00					0,33
Sars 1888		(±5,7)	(±1,4)					(±0,6)

<i>Diaphanosoma spinulosum</i>					0,50					1,00
Herbst 1975					(±0,7)					(±1,6)
<i>Diaphanosoma</i> sp. 1					5,50					
					(±0,7)					
<i>Diaphanosoma</i> sp 2					9,00					
					(±7,1)					
<i>Sididae</i> sp.					7,00	2,00		1,33	2,33	7,00
					(±9,9)	(±2,8)		(±2,3)	(±4,0)	(±1,7)
<b>Bosminidae</b>										
<i>Bosmina longirostris</i>					137,67	2,67				
O.F. Müller 1776					(±42,4)	(±4,6)				
<i>Bosminidae</i> sp.					5,33					
					(±9,2)					
<b>Macrothricidae</b>										
<i>Macrothrix spinosa</i>	61,33	0,33	0,33	0,33	4,67			1,00	2,00	
King 1853	(±22,5)	(±0,6)	(±0,6)	(±0,6)	(±2,1)			(±1,0)	(±1,0)	
<i>Macrothrix superaculeata</i>					12,33		1,00	9,00	0,67	1,00
Smirnov 1982					(±11,6)		(±1,4)	(±3,6)	(±1,1)	(±1,7)
<i>Macrothrix triserialis</i>	1,33				0,33					
Dumont et al. 2002	(±2,3)				(±0,6)					



<i>Macrothrix</i> sp.	1,67 (±2,1)			1,33 (±1,5)	0,50 (±0,7)				0,33 (±0,6)
-----------------------	----------------	--	--	----------------	----------------	--	--	--	----------------

### Ilyocryptidae

<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick 1882	19,00 (±22,7)	0,33 (±0,6)	0,33 (±0,6)	3,00 (±3,0)	0,50 (±0,7)	0,50 (±0,7)	3,33 (±3,2)	1,33 (±2,3)	0,33 (±0,6)
---	------------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

### Chydoridae

<i>Alona guttata</i> Sars 1862	10,00 (±17,3)	1,33 (±1,5)		34,67 (±53,2)	7,00 (±9,9)	0,50 (±0,7)	2,67 (±3,8)		
-----------------------------------	------------------	----------------	--	------------------	----------------	----------------	----------------	--	--

<i>Alona</i> sp.1	15,00 (±10,4)	0,67 (±1,1)	27,33 (±46,5)	15,33 (±11,4)	1,00 (±1,4)	0,50 (±0,7)	4,33 (±6,7)		
-------------------	------------------	----------------	------------------	------------------	----------------	----------------	----------------	--	--

<i>Alona</i> sp.2		1,67 (±2,9)		0,33 (±0,6)					
-------------------	--	----------------	--	----------------	--	--	--	--	--

<i>Alona</i> sp.3	0,33 (±0,6)		0,33 (±0,6)						
-------------------	----------------	--	----------------	--	--	--	--	--	--

<i>Alona</i> sp.4	1,00 (±1,7)	0,67 (±0,6)	0,33 (±0,6)		16,50 (±9,2)	4,00 (±1,4)	1,33 (±2,3)		
-------------------	----------------	----------------	----------------	--	-----------------	----------------	----------------	--	--

<i>Alona</i> sp.5				2,33 (±2,1)			0,33 (±0,6)		
-------------------	--	--	--	----------------	--	--	----------------	--	--

<i>Alona</i> sp.6							5,33 (±8,4)		
-------------------	--	--	--	--	--	--	----------------	--	--

<i>Alona</i> sp.7								2,00 (±1,0)
<i>Alona</i> sp.8			25,00 (±31,9)	2,00 (±2,8)	1,00 (±1,4)	28,00 (±12,5)		
<i>Alonella dadayi</i>	1,00 (±1,0)						4,00 (±6,9)	0,33 (±0,6)
<i>Alonella dentifera</i>							5,00 (±8,7)	
<i>Anthalona verrucosa</i>	0,67 (±0,6)	0,67 (±1,1)	0,33 (±0,6)		0,50 (±0,7)			
<i>Biapertura intermedia</i>			2,33 (±3,2)	2,33 (±2,1)				
<i>Biapertura affinis</i>	5,67 (±3,8)			0,33 (±0,6)				
<i>Camptocercus australis</i>		1,67 (±2,1)			4,00 (±2,8)	0,50 (±0,7)	0,33 (±0,6)	0,33 (±0,6)
<i>Camptocercus</i> sp.	0,33 (±0,6)							
<i>Chydorus eurynotus</i>	5,00 (±3,0)	1,67 (±2,9)	0,67 (±1,1)			3,33 (±5,9)		11,00 (±16,5)
<i>Chydorus pubescens</i>		2,00						12,33

Sars 1901		(±2,6)							(±21,4)
<i>Chydorus sphaericus</i>	1,67	23,00	1,33	15,00	10,50	36,33	141,67	8,00	7,67
O.F. Müller 1776	(±2,9)	(±14,1)	(±2,3)	(±2,8)	(±2,1)	(±15,0)	(±96,7)	(±11,4)	(±8,6)
<i>Chydorus parvireticulatus</i>			0,33						
Frey 1987			(±0,6)						
<i>Chydorus</i> sp.1	1,67	3,67							
	(±2,1)	(±5,5)							
<i>Dunhevedia</i> sp.	0,67		0,33						
	(±0,6)		(±0,6)						
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	57,00	11,33	1,33			0,33			
Richard 1894	(±34,4)	(±5,5)	(±0,6)			(±0,6)			
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	3,67	0,33							
Daday 1905	(±4,7)	(±0,6)							
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	1,33	1,67					2,67		
Bergamin 1931	(±2,3)	(±2,9)					(±4,6)		
<i>Graptoleberis occidentalis</i>						0,67	14,33		
Sars 1901						(±1,1)	(±24,8)		
<i>Kurzia</i> sp.							3,00		
							(±2,6)		
<i>Leberis davidi</i>	0,33	0,33	0,33				0,33		104,33
Richard 1895	(±0,6)	(±0,6)	(±0,6)				(±0,6)		(±31,1)

<i>Notoalona sculpta</i>														3,33
Sars 1901														(±5,8)
<i>Ovalona glabra</i>	12,67	0,67	13,67		2,33	1,50	0,50	65,67		47,67	14,67		1,33	
Sars 1901	(±10,4)	(±0,6)	(±7,6)		(±1,1)	(±0,7)	(±0,7)	(±37,9)		(±53,1)	(±1,1)		(±1,1)	
<i>Oxyurella longicaudis</i>			0,33											
Birge 1910			(±0,6)											
<i>Picripleuroxus denticulatus</i>								0,33						
Birge 1879								(±0,6)						
<i>Pleuroxus similis</i>						0,50			0,67	0,33	2,67		16,67	
Vávra 1900						(±0,7)			(±1,1)	(±0,6)	(±3,1)		(±5,8)	
<i>Pleuroxus aduncus</i>	6,00		1,00	1,67	0,33					1,67				
Jurine 1820	(±8,7)		(±1,1)	(±2,9)	(±0,6)					(±2,9)				
<i>Pseudochydorus globosus</i>														0,67
Baird 1850														(±1,1)
<i>Euricercus</i> sp.			4,00	0,33		4,50	36,00	2,33						
			(±3,6)	(±0,6)		(±2,1)	(±12,7)	(±2,3)						
<b>Calanoida</b>	4,33		18,33	13,67	0,33	7,00	200,00	11,67	25,00	0,67	10,00	21,33	111,67	20,33
	(±3,1)		(±4,9)	(±3,2)	(±0,6)	(±2,8)	(±0,0)	(±4,7)	(±20,2)	(±1,1)	(±10,4)	(±4,9)	(±15,4)	(±11,0)
<b>Hapacticoida</b>	3,00		5,33		5,67	3,00	24,00	15,67		4,67	4,33	2,00	7,33	
	(±4,4)		(±2,9)		(±3,8)	(±1,4)	(±15,6)	(±13,2)		(±1,5)	(±3,1)	(±1,0)	(±8,5)	
<b>Cyclopoida</b>	14,00	0,67	10,67	1,00	25,00	2,00	24,50	7,33	1,67	7,67	3,33	4,33	10,33	8,33

	(±14,0)	(±0,6)	(±4,0)	(±1,0)	(±20,0)	(±1,4)	(±4,9)	(±6,5)	(±1,5)	(±6,4)	(±1,5)	(±0,6)	(±4,5)	(±2,1)
<b>Copepodito</b>	92,33	6,67	79,33	19,67	138,33	34,50	77,00	84,00	42,00	139,67	75,00	57,67	174,33	138,67
	(±16,6)	(±4,0)	(±6,7)	(±9,1)	(±63,6)	(±9,2)	(±7,1)	(±41,4)	(±25,9)	(±38,4)	(±39,5)	(±20,6)	(±22,6)	(±53,1)
<b>Nauplius</b>	179,67	200,00	200,00	79,00	67,00	200,00	107,50	167,67	34,00	200,00	200,00	72,33	62,67	188,00
	(±35,2)	(±0,0)	(±0,0)	(±49,8)	(±48,3)	(±0,0)	(±13,4)	(±56,0)	(±22,9)	(±0,0)	(±0,0)	(±39,4)	(±18,4)	(±20,8)

Anexo 2: Macrófitas aquáticas presentes em cada ambiente aquático temporário amostrado.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	C9	C10	C11	C12	C13	C14
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl	X			X										
<i>Eleocharis sp</i>	X	X		X	X		X							
<i>Utricularia sp</i>	X	X	X											
<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J.F.Gmel	X	X	X	X	X	X	X	X						
<i>Salvinia sp</i>		X												
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.		X												
<i>Chara sp</i>		X												
<i>Azolla filiculoides</i> Lam			X											

<i>Ludwigia</i> sp	X									
<i>Poligonum</i> sp		X								
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.			X							
Gramínea NI						X	X	X	X	X
<i>Typha domingensis</i>					X					
Pers										

Anexo 3: Variáveis ambientais de cada ambiente aquáticos amostrado.

	Nitrogênio mg.L <sup>-1</sup>	Fósforo mg.L <sup>-1</sup>	ORP MV	Condutividade mS.cm <sup>-2</sup> * (p=0,01)	Turbidez NTU* (p=0,04)	Oxigênio mg.L <sup>-1</sup>	Profundidade cm* (p=0,01)	Clorofila mg.L <sup>-1</sup>	SF mg.L <sup>-1</sup>	Área m <sup>2</sup>
<b>P1</b>	1,27	0,32	223,0	0,05	24,8	8,08	67,57	0,01	42,0	1075
<b>P2</b>	0,78	0,07	227,0	0,08	34,0	9,57	87,0	0,01	88,0	182
<b>P3</b>	1,51	0,06	140,0	0,03	0,0	9,9	35,4	0,25	69,0	1124
<b>P4</b>	1,70	0,16	210,0	0,03	70,0	8,51	81,8	0,01	38,0	581
<b>P5</b>	3,92	0,31	68,0	0,04	284,0	6,59	54,0	0,01	41,0	49
<b>P6</b>	1,34	0,20	98,0	0,04	274,0	7,0	29,0	0,01	46,0	104
<b>P7</b>	1,26	0,09	195,0	0,01	170,0	9,25	13,0	0,01	40,0	15
<b>P8</b>	2,73	0,39	301,0	0,0	17,8	10,08	40,0	0,05	33,0	259
<b>C9</b>	1,64	0,55	247,0	0,08	345,0	8,44	10,0	0,02	41,0	165
<b>C10</b>	2,14	0,17	210,0	0,10	490,0	8,63	15,0	0,04	69,0	1941

<b>C11</b>	2,89	0,24	194,0	0,08	613,0	10,65	40,0	0,02	44,0	1749
<b>C12</b>	1,74	0,20	228,0	0,05	94,3	6,03	20,0	0,04	36,0	141
<b>C13</b>	1,43	0,37	231,0	0,04	213,0	8,25	10,0	0,01	17,0	330
<b>C14</b>	1,69	0,13	253,0	0,05	95,4	7,81	15,0	0,01	20,0	140