



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**MARCELA BERNARDES PORTELA**

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DA METACOMUNIDADE DE  
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO NORDESTE DO BRASIL**

**FORTALEZA**

**2020**

MARCELA BERNARDES PORTELA

DIVERSIDADE FUNCIONAL DA METACOMUNIDADE DE  
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO NORDESTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais.  
Área de concentração: Ecologia Trófica.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Carla Ferreira Rezende  
Co-orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Júlia Caram Sfair

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- P877d Portela, Marcela Bernardes.  
Diversidade funcional da metacomunidade de macroinvertebrados aquáticos no nordeste do Brasil. /  
Marcela Bernardes Portela. – 2020.  
79 f.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2020.  
Orientação: Prof. Dr. Carla Ferreira Rezende.  
Coorientação: Prof. Dr. Júlia Caram Sfair.
1. bioindicadores. 2. ecossistemas aquáticos temporários. 3. grupos funcionais. 4. invertebrados  
bentônicos. 5. rios intermitentes. I. Título.

CDD 577

---

MARCELA BERNARDES PORTELA

DIVERSIDADE FUNCIONAL DA METACOMUNIDADE DE  
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO NORDESTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais.  
Área de concentração: Ecologia Trófica.

Aprovada em 23/11/2020.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Carla Ferreira Rezende (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Andréa Pereira Silveira  
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

---

Prof. Dr. Cledinaldo Borges Leal  
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

---

Prof. Dr. Eliesé Idalino Rodrigues  
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

---

Profa. Dra. Fátima Aurilane de Aguiar Lima Araripe  
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

## AGRADECIMENTOS

Acima de tudo a Deus o Autor da minha vida o Criador de toda a vida. Quem me permite respirar a cada dia, quem me dá o escape para cada cilada que aparece a mim, quem supre todas as minhas necessidades. Quem me mostra o caminho por onde devo andar, me cerca com sua bondade e fidelidade e a quem quero estar mais e mais apegada enquanto eu viver.

Aos meus pais, por terem se esforçado para me educar da melhor maneira possível, usando todos os recursos que tinham ao alcance. Agradeço também aos meus familiares que me apoiaram.

Aos meus amigos: Jamille, Natan, Rhonyele, Laís, Dennis, Lílian, Manú, Eliana, Niédila, Massude, Dudu, Genilton, Jane que me ajudaram a arejar a mente em meio a esse turbilhão que é o doutorado.

Aos amigos que trabalhei com mais proximidade no laboratório: Víctor e Gesuína pelos vários momentos agradáveis, pela companhia, pela parceria, que tornaram os dias mais leves e prazerosos.

A cada um dos estagiários que dispuseram seu tempo e esforço para colaborar comigo. Agradeço a toda equipe do LEHA: Víctor, Gesuína, Hélio, Keilo, Rita, Milena, Tamara, Meire, Chico, Fred, Livânio, Daniel, Felipe, Elves, Elisa, Robson, Sergio, Mikael. Amei fazer parte dessa equipe, aprendi muito com vocês!

Às pessoas que colaboraram com o trabalho de campo e me pouparam de muito esforço: Sarah, Gesuína, Víctor, Thabata, e quem mais tiver ido. Agradeço ao Carlos, por ter me ajudado com a estatística em vários momentos.

À minha orientadora, Carla Ferreira Rezende que foi pra mim muito mais que orientadora, mas também amiga, e me socorreu em muitos momentos.

À minha co-orientadora que me apoiou quando minha orientadora precisava de ajuda e deu excelentes contribuições nas correções da tese e com a estatística.

Aos componentes da minha banca, por terem aceitado o convite, pelo apoio, pelas sugestões que com certeza serão úteis.

A todos os servidores da UFC, ao seu Valdenor, por estar sempre de bom humor mesmo nas dificuldades, aos servidores da limpeza, da biblioteca, do RU, dos laboratórios, da manutenção...a UFC precisa muito de vocês!

Aos coordenadores e à secretária, Elaine, pelo trabalho desempenhado da melhor maneira possível.

A todos os professores com os quais cursei disciplinas e me permitiram ampliar meus conhecimentos.

“Porque dEle e por Ele, e para Ele, são todas as coisas; glória, pois, a Ele eternamente. Amém. (Romanos 11:36)”

## RESUMO

Os ecossistemas de água doce podem possuir uma alta diversidade de organismos, incluindo macroinvertebrados aquáticos. Entretanto, atividades antrópicas, como poluição, assoreamento e pesca predatória, diminuem sua diversidade e alteram os processos ecossistêmicos. Nesse contexto, as Unidades de Conservação (UC) de proteção integral, como os Parques Nacionais, podem contribuir para a conservação de ecossistemas aquáticos, mantendo a diversidade de macroinvertebrados aquáticos em escala regional. Todavia, essa eficácia do papel das UCs ainda é pouco avaliada, bem como o papel da zona de amortecimento (ZA). Essa tese teve como objetivo compreender qual a composição taxonômica e funcional (grupos tróficos de alimentação e bioindicadores) de macroinvertebrados bentônicos entre UC e a sua ZA, e verificar como a atividade antrópica existente na ZA interfere sobre os invertebrados bentônicos. Além disso, foi verificado se e como o hábitat, i.e., açudes e riachos, interfere na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Essa tese foi realizada no Parque Nacional de Ubajara, Ceará, que possui extensa rede de riachos, rios, açudes e lagoas na UC e em seu entorno. Foram realizadas coletas de macroinvertebrados aquáticos utilizando súbere, em ecossistemas aquáticos da UC e ZA. Posteriormente esse material foi identificado e triado para a classificação em grupos funcionais. Os resultados mostraram que há mudança na composição de táxons entre UC e ZA e na proporção de detritívoros-trituradores (maior na UC). A maioria dos grupos com maior proporção na UC são bioindicadores intolerantes, enquanto que a maior proporção de indivíduos na ZA são bioindicadores tolerantes à perturbação. Os riachos e açudes possuem diferenças considerando a riqueza de táxons. Esse trabalho demonstra que as UCs possuem um importante papel na conservação de macroinvertebrados aquáticos, principalmente daqueles mais sensíveis à perturbação antrópica. Além disso, a conservação de diferentes tipos de corpos d'água na ZA é importante para a maior diversidade de macroinvertebrados aquáticos.

**Palavras-chave:** bioindicadores; ecossistemas aquáticos temporários; grupos funcionais; invertebrados bentônicos; rios intermitentes.

## ABSTRACT

Freshwater ecosystems can have a high diversity of organisms, including aquatic macroinvertebrates. However, anthropogenic activities, such as pollution, silting and predatory fishing, decrease their diversity and alter ecosystem processes. In this context, Conservation Areas (CAs) with full protection, such as National Parks, can contribute to the conservation of aquatic ecosystems, maintaining the diversity of aquatic macroinvertebrates on a regional scale. However, this effectiveness of the role of UCs is still underestimated, as well as the role of the buffer zone (ZA) established in management plans. This thesis aimed to understand the taxonomic and functional composition (food trophic groups and bioindicators) of benthic macroinvertebrates between CA and its ZA, and to verify how the anthropic activity existing in the ZA interferes with benthic invertebrates. In addition, we verified how the hábitat, i.e., dams and streams, interferes with the aquatic macroinvertebrate community. We was carried out this thesis in the Ubajara National Park, Ceará State, Brazil, where it has an extensive network of streams, rivers, weirs and ponds in and around the CA. Collections of aquatic macrointerveins using suber were carried out in aquatic ecosystems of CA and ZA. We identified and screened this material for classification into functional groups. We showed the results that there is a change in the composition of taxa between CA and ZA and in the proportion of detritivores-crushers (higher in CA). Most of the groups with the highest proportion in the CA are intolerant bioindicators, while the largest proportion of individuals in the ZA are bioindicators tolerant to the disturbance. The streams and dams have differences considering the richness of taxa. This work demonstrates that the CAs have an important role in the conservation of aquatic macroinvertebrates, mainly those most sensitive to anthropic disturbance. In addition, the conservation of different types of water bodies in the ZA is important for the greater diversity of aquatic macroinvertebrates.

**Keywords:** bioindicators; temporary aquatic ecosystems; functional groups; benthic invertebrates; intermittent rivers.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Zonas de coleta no Parque Nacional de Ubajara.....	27
Figura 2	– Proporção de táxons com maior abundância para as duas áreas juntas (Total), Unidade de Conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).	30
Figura 3	– Proporção de grupos tróficos com maior abundância para as duas áreas juntas (total), Unidade de Conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).....	31
Figura 4	– Proporção de grupos bioindicadores de áreas poluídas com maior abundância para a duas áreas: Unidade de Conservação e Zona de amortecimento (Total) área da Unidade de Conservação (UC), área da Zona de amortecimento (ZA).....	32
Figura 5	– Diagrama de Venn para o número de grupos taxonômicos para cada área e interseções: (a) taxonômicos por área, (b) indicadores tolerantes, (c) indicadores intolerantes, (d) tróficos coletores-catadores, (e) tróficos detritívoros-trituradores, (f) tróficos filtradores-coletores, (g) tróficos herbívoros-trituradores, (h) tróficos predadores-engolidores, (i) predadores-sugadores, (j) raspadores.....	33
Figura 6	– Diversidade beta para zonas da Unidade de Conservação (UC, em preto) e zona de amortecimento (ZA, em cinza) considerando a abundância.....	34
Figura 7	– Diversidade beta para áreas da Unidade de Conservação (UC, em preto) e Zona de amortecimento (ZA, em cinza) considerando a riqueza.....	35
Figura 8	– Proporção de táxons em cada grupo funcional para Unidade de conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).....	36
Figura 9	– Áreas de coleta no Parque Nacional de Ubajara. Delimitação em cinza escuro – área do parque, círculos com pontos centrais – locais de coleta e amostragem da paisagem.....	52
Figura 10	– Box plot para os dados de abundância de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.....	59
Figura 11	– Box plot para os dados de diversidade de Margalef de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude	59

Figura 12	–	Box plot para os dados de diversidade de Pielou de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.....	60
Figura 13	–	Box plot para os dados de diversidade de Shannon de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.....	60
Figura 14	–	NMDS para a composição de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Sistema de classificação geral de macroinvertebrados de acordo com os grupos funcionais de alimentação (GFA).....	17
Tabela 2	– Índices biológicos de qualidade de água para UC e ZA.....	34
Tabela 3	– Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor das espécies e índices de Shannon, Simpson e Inversa de Simpson.....	55
Tabela 4	– Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor da variável característica.....	58

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>1.1</b>	<b>Água e ecossistemas de água doce.....</b>	<b>13</b>
<b>1.2</b>	<b>Metacomunidades em ambientes aquáticos.....</b>	<b>13</b>
<b>1.3</b>	<b>A Importância dos macroinvertebrados aquáticos.....</b>	<b>16</b>
<b>1.4</b>	<b>Diferentes tipos de ambientes aquáticos e padrões de diversidade de macroinvertebrados.....</b>	<b>18</b>
<b>1.5</b>	<b>Parque Nacional de Ubajara e zona de amortecimento.....</b>	<b>19</b>
<b>2</b>	<b>EFICIÊNCIA DE ÁREA PROTEGIDA PARA A CONSERVAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM UMA REGIÃO DO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO.....</b>	<b>22</b>
<b>2.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>23</b>
<b>2.2</b>	<b>Métodos.....</b>	<b>25</b>
<b>2.2.1</b>	<b><i>Área de estudo.....</i></b>	<b>25</b>
<b>2.2.2</b>	<b><i>Coletas de macroinvertebrados bentônicos.....</i></b>	<b>27</b>
<b>2.2.3</b>	<b><i>Identificação dos macroinvertebrados aquáticos.....</i></b>	<b>28</b>
<b>2.2.4</b>	<b><i>Análises estatísticas.....</i></b>	<b>28</b>
<b>2.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>30</b>
<b>2.4</b>	<b>Discussão.....</b>	<b>36</b>
<b>2.5</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>42</b>
<b>2.6</b>	<b>Material suplementar.....</b>	<b>43</b>
<b>3</b>	<b>INFLUÊNCIA DE AÇUDES SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO NORDESTE BRASILEIRO.....</b>	<b>49</b>
<b>3.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>50</b>
<b>3.2</b>	<b>Métodos.....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.1</b>	<b><i>Área de estudo.....</i></b>	<b>51</b>
<b>3.2.2</b>	<b><i>Amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....</i></b>	<b>52</b>
<b>3.2.3</b>	<b><i>Identificação dos macroinvertebrados aquáticos.....</i></b>	<b>53</b>
<b>3.2.4</b>	<b><i>Análises estatísticas.....</i></b>	<b>53</b>
<b>3.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>54</b>
<b>3.4</b>	<b>Discussão.....</b>	<b>61</b>

<b>3.5</b>	<b>Conclusões.....</b>	<b>63</b>
<b>3.6</b>	<b>Material suplementar.....</b>	<b>64</b>
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>65</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>66</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Água e ecossistemas de água doce

A água é um recurso essencial para a vida no planeta. De acordo com a Conferência Internacional sobre a água e o meio ambiente, a água doce é um recurso frágil, não-renovável, necessário à vida, ao desenvolvimento e ao meio ambiente (WMO, 1992). Estima-se que 2,5% da água existente no mundo é doce, dessa parte, 69% encontra-se nas geleiras, 30% está armazenada em aquíferos e 1% está presente nos rios, na forma líquida superficial (ANA, 2020). Rios e lagos são os ecossistemas nos quais a água é mais acessível à população (ALVES *et al.*, 2014).

Os humanos utilizam ecossistemas de água doce para diversos fins, entre eles está: a utilização da água para beber, produção de energia através de hidrelétricas, irrigação, liberação de resíduos, transporte, caça, extração de minerais, áreas para instalação de residências, indústrias e fazendas (COSTANZA *et al.*, 1997). Por causa disso, essas áreas possuem um alto valor econômico e os serviços fornecidos pelos ecossistemas de água doce foram estimados em US\$ 6,5 trilhões / ano, 20% do valor fornecido por todos os ecossistemas da Terra (COSTANZA *et al.*, 1997).

No entanto a ONU estima que a quantidade de águas residuais produzidas em um ano é equivalente a seis vezes mais que toda a água presente em rios do mundo inteiro (UN WWAP, 2003). Em muitos lugares do mundo a água doce é um recurso escasso devido a fatores econômicos, ecológicos e políticos, como o desvio de rios para cidades e campos agrícolas, desperdício e poluição da água pela produção agrícola e industrial, e disputas entre países (POSTEL, 1992). Entre os causadores de poluição em rios em todo o planeta, está a mineração, atividade industrial, utilização de pesticidas e fertilizantes, descarga de resíduos e desgaste de rochas (LI *et al.*, 2020). A eutrofização dos ambientes aquáticos é uma ameaça à biota e compromete os processos do ecossistema (PEREIRA *et al.*, 2016), afetando também as metacomunidades existentes nos ecossistemas aquáticos de rios intermitentes.

## 1.2 Metacomunidades em ambientes aquáticos

O estudo de ecologia de comunidades é focado em compreender como os fatores bióticos e abióticos influenciam na distribuição das populações, que são agrupamentos de espécies no mesmo espaço e tempo (BEGON *et al.*, 2009). Além disso, os ecólogos de comunidades buscam o conhecimento de como as interações entre as espécies podem afetar os

padrões de distribuição e abundância, abrangendo processos de escala local (CLEMENTS 1936), regional (GLEASON 1926; MACARTHUR; WILSON 1967) e temporal (LEIBOLD; CHASE 2018).

Metacomunidade é definida como um agrupamento de comunidades de um determinado local interconectadas pela dispersão de espécies que podem afetar as comunidades locais (WILSON, 1992). Uma metacomunidade consiste em comunidades locais como assembleias de espécies que interagem, que integram uma dinâmica regional e local e são conectadas por dispersão (LEIBOLD *et al.*, 2004; HOLYOAK *et al.*, 2005). Sendo assim, a comunidade local é influenciada pelas interações entre as espécies e pelos processos regionais entre as comunidades (LOGUE *et al.*, 2011). A teoria da metacomunidade apresenta um arranjo teórico e mecanicista para elucidar a dependência das interações na população, entre espécies e/ ou entre espécies e o ambiente com os processos em escala regional como a dispersão (LOGUE *et al.*, 2011). Ela permite a abordagem de aspectos do *fitness* e dinâmica da população e processos em comunidades e ecossistemas sem a determinação dos limites das comunidades (LEIBOLD; CHASE 2018). Além disso, tem auxiliado a esclarecer como a estrutura da comunidade e sua biodiversidade são moldadas pela dinâmica espacial e interações locais (LOGUE *et al.*, 2011).

Os estudos realizados com metacomunidades têm se focado principalmente em aspectos teóricos, desenvolvendo paradigmas conceituais mais rápido que estudos experimentais (LEIBOLD *et al.*, 2004; HOLYOAK *et al.*, 2005). Para descrever as metacomunidades, foram utilizados quatro paradigmas que abordam mecanismos distintos de montagem da comunidade: classificação de espécies, efeitos de massa, dinâmica de fragmentos e neutro (LEIBOLD *et al.*, 2004; HOLYOAK *et al.*, 2005). Esses mecanismos explicam como as espécies coexistem na metacomunidade e utiliza as características do hábitat, das espécies e a taxa de dispersão para prever padrões na composição da comunidade local (LEIBOLD *et al.*, 2004; HOLYOAK *et al.*, 2005).

O paradigma da classificação de espécies se baseia no pressuposto de que os fragmentos de hábitat apresentam diferenças em relação às condições ambientais e as taxas de dispersão são adequadas para que as espécies possam potencialmente ocorrer em todo o ambiente desde que as condições sejam mais favoráveis (LEIBOLD, 1998; COTTENIE *et al.*, 2003; LEIBOLD *et al.*, 2004). Os fatores ambientais afetam as distribuições das espécies apenas para as locais com as melhores condições para o estabelecimento e crescimento das espécies (LEIBOLD *et al.*, 2004). Sendo assim, quando as espécies conseguem alcançar todo o fragmento, a coexistência entre elas ocorre com a exploração dos recursos disponíveis no

mesmo, gerando a diversificação de nicho por competição interespecífica (LEIBOLD, 1998; COTTENIE *et al.*, 2003).

O paradigma dos efeitos em massa afirma que a dispersão é tão alta que substitui a dinâmica local, ou seja, as altas taxas de dispersão tornam a estrutura da comunidade mais homogênea em localidades próximas, sem considerar as condições ambientais (LEIBOLD, 1998; COTTENIE *et al.*, 2003; LEIBOLD *et al.*, 2004). Sendo assim, devido às altas taxas de dispersão, as espécies podem habitar áreas onde as condições ambientais são pouco favoráveis (SHMIDA; WILSON, 1985). Se isso não ocorresse, as espécies presentes nas áreas com condições ambientais inadequadas seriam extintas (PULLIAM, 1988). Além disso, a dispersão possui uma forte conexão sobre manchas de hábitat diferentes em relação ao ambiente, de forma que a reprodução em um hábitat fonte possibilita a persistência no hábitat dreno (LEIBOLD, 1998; COTTENIE *et al.*, 2003).

O paradigma da dinâmica de manchas destaca que manchas que são ambientalmente homogêneas são ocupadas por espécies que apresentam dois trade-offs: um entre competição e colonização e outro entre dispersão e dominância (TILMAN 1994; YU; WILSON 2001; CALCAGNO *et al.*, 2006; CADOTTE, 2007). De acordo com essa visão, é possível observar que espécies que possuem um ótimo desempenho como competidores, tem dificuldades na colonização do hábitat e espécies que são eficientes na colonização não conseguem competir bem com outras espécies (TILMAN, 1994; YU; WILSON, 2001; CALCAGNO *et al.*, 2006; CADOTTE, 2007). E assim, os organismos que são colonizadores mais eficientes exercem dominância em áreas que foram recentemente perturbadas ou são isoladas e os organismos que são competidores mais eficientes levam os menos eficientes à extinção nas comunidades mais antigas e menos isoladas, ocasionando uma transição entre competição e colonização (HOLYOAK *et al.*, 2005).

Por fim, o paradigma neutro pressupõe que as espécies se assemelham em relação à aptidão e ao nicho, isto é não possuem diferenças em relação à competição ou colonização (HUBBELL, 2001). As manchas que se localizam mais próximas possuem maior similaridade na estrutura da comunidade (HEINO, 2015). Sendo assim, a composição da comunidade é influenciada por eventos aleatórios (especiação randômica, extinção, migração e imigração) que alteram a demografia das populações e presume que os processos de imigração e especiação se opõem aos processos de extinção local (HUBBELL, 2001).

A maioria dos estudos de metacomunidades foi realizada em ambientes terrestres, no entanto os ambientes aquáticos possuem particularidades em relação ao isolamento e conexão dos fragmentos de hábitat (TONKIN *et al.*, 2016). Em trabalhos realizados em

ambientes aquáticos, as unidades espaciais são áreas locais dos ecossistemas, como um lago, uma lagoa ou um determinado segmento de margem. Já a extensão espacial indica o tamanho total da região onde estão localizados os ambientes aquáticos de uma unidade regional (WIENS, 1989). Como exemplos de unidades regionais podem ser citados: uma determinada zona costeira em um estudo marinho ou uma bacia de drenagem em estudos de água doce (HEINO *et al.*, 2015).

A compreensão dos limites da metacomunidade e comunidade podem permitir o conhecimento dos fatores que estruturam as metacomunidades e comunidades locais em diferentes escalas (LEIBOLD *et al.*, 2004; HOLYOAK *et al.*, 2005; CARSTENSEN *et al.*, 2013; HEINO *et al.*, 2015). Os pesquisadores tem usado várias delimitações para metacomunidades, como um único córrego (GRONROOS & HEINO, 2012), uma bacia de drenagem (LANDEIRO *et al.*, 2012) ou regiões maiores (MYKRÄ *et al.*, 2007). Em escalas espaciais de grandes dimensões, a ecologia de metacomunidades se une com macroecologia e biogeografia (MARTINY *et al.*, 2006; HEINO, 2011; BONADA; DOLEDEC; STATZNER, 2012; PASSY, 2012; PINEL-ALLOUL *et al.*, 2013). Entre as espécies que fazem parte das metacomunidades de ambientes aquáticos estão os macroinvertebrados aquáticos, que se apresentam como importantes objetos de estudo em metacomunidades.

### **1.3 A importância dos macroinvertebrados aquáticos**

Os macroinvertebrados aquáticos são pequenos organismos aquáticos retidos por uma malha com aberturas de 500  $\mu\text{m}$  (HAUER; RESH, 2017). Esse grupo de organismos possui grande diversidade; entre os filos que o compõem estão: Porifera (esponjas), Cnidaria (medusas, hidras, caravelas), Entoprocta, Platyhelminthes (planárias), Nematoda (lombrigas), Nematomorpha (vermes), Annelida (minhocas e sanguessugas), Mollusca (lapas, caracóis, mexilhões) e Arthropoda (insetos, ácaros, lagostins, cracas) (KONRAD *et al.*, 2008; RESH, 2008; MUGNAI *et al.*, 2010; ASTORGA *et al.*, 2011; DEMARS *et al.*, 2012). Eles estão presentes em praticamente todo o mundo, desde poças temporárias a rios perenes, ecossistemas aquáticos conservados ou sob ação antrópica sofrendo com a poluição (HAUER; RESH, 2017).

Apesar de algumas espécies de invertebrados aquáticos utilizarem apenas um tipo de alimento, a maioria deles são onívoros (MONAKOV, 1972; CUMMINS; KLUG, 1979; PALMER *et al.*, 1993). Eles utilizam como itens alimentares tecido foliar e microbiota associada, diatomáceas e outras algas encontradas na superfície do tecido foliar e pequenos

macroinvertebrados (PLAGUE; WALLACE, 1998; MERRIT *et al.*, 2017). Os macroinvertebrados aquáticos podem ser classificados em grupos funcionais baseado nas adaptações morfológicas e do comportamento dos organismos para adquirem o alimento (MERRIT *et al.*, 2017; MERRIT *et al.*, 2008). A partir desses critérios, eles são classificados em: detritívoros trituradores, herbívoros trituradores, coletores, filtradores coletores, coletores catadores, raspadores, herbívoros sugadores e predadores (MERRIT *et al.*, 2017) (Tabela 1).

Tabela 1 – Sistema de classificação geral de macroinvertebrados de acordo com os grupos funcionais de alimentação (GFA).

<b>Grupo funcional</b>	<b>Alimentação</b>
Coletores filtradores	Matéria orgânica particulada fina em decomposição em suspensão na coluna de água
Coletores catadores	Matéria orgânica particulada fina em decomposição em depósitos nos substratos
Detritívoros trituradores	Tecidos de plantas aquáticas e madeira em decomposição
Herbívoros trituradores	Tecido vivos de macrófitas
Raspadores	Algas do perifíton e material associado
Herbívoros sugadores	Conteúdo de células de algas filamentosas e macrófitas
Predadores engolidores	Animais inteiros (ou partes)
Predadores sugadores	Tecidos, células e fluidos de animais vivos

Fonte: Modificado de Merrit *et al.* (2017).

Os grupos funcionais de alimentação apresentam uma função ecológica específica de acordo com o recurso alimentar que utilizam (CUMMINS; KLUG, 1979; MERRIT *et al.*, 2008). Através da abordagem por grupos funcionais de alimentação é possível estimar o quanto um determinado item alimentar é importante para uma comunidade de macroinvertebrados (MERRIT *et al.*, 2017). Além disso é possível relacionar a disponibilidade de recursos com as proporções dos grupos funcionais de alimentação (MERRIT *et al.*, 2017), sendo possível verificar alterações nos padrões devido a modificações de origem antrópica (CUMMINS, 1992, 1993).

Os macroinvertebrados são responsáveis pela transferência de matéria orgânica provenientes da serrapilheira, algas e detritos aos organismos aquáticos maiores pela cadeia alimentar (SILVA *et al.*, 2016). Eles podem acelerar a decomposição de resíduos e afetam a intensidade do processo de bioturbação (CALIMAN *et al.*, 2007). Bioturbação é o processo de movimentação de partículas e agregados do solo realizada por vegetais (raízes) e fauna do solo (DARWIN, 1881; LAVELLE *et al.*, 1997). Os invertebrados que utilizam substratos como pedras, galho e macrófitas aquáticas contribuem para a decomposição de matéria

orgânica alóctone e favorecem a bioturbação (ESTEVEES, 2011). Sendo assim, eles apresentam papel central na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia em ecossistemas de rios e riachos (ESTEVEES, 2011).

É necessária a coexistência de espécies capazes de responder de formas diferentes à disponibilidade de recursos para que exista estabilidade em uma comunidade (MCCANN, 2000; LOREAU, 2010). Portanto, as modificações na composição e estrutura de espécies, seja por acréscimo ou redução de espécies, pode causar alterações na estabilidade da comunidade (MCCANN, 2000; LOREAU, 2010). Para que sejam identificadas possíveis alterações na composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, é necessário inicialmente que esta seja conhecida.

#### **1.4 Diferentes tipos de ambientes aquáticos e padrões de diversidade de macroinvertebrados**

Há diversos ambientes aquáticos que apresentam diferenças em relação a heterogeneidade ambiental, extensão espacial e conectividade. Como exemplos podem ser citados: lagos conectados por riachos, uma rede de riachos, lagoas sem ligações a riachos e sistemas pelágicos ou costeiros marinhos. Pode ser observado que em lagos e lagoas que não possuem ligações a riachos as taxas de dispersão são reduzidas em relação à sistemas pelágicos ou costeiros marinhos (JACKSON *et al.*, 2001; SHURIN *et al.*, 2009). Sendo assim, a metacomunidade em lagos pode sofrer maior influência da dispersão e classificação de espécies do que pelo efeito de massa e disponibilidade de fragmentos como ocorre em ambientes marinhos (JACKSON *et al.*, 2001; OLDEN *et al.*, 2001).

Para avaliar essa possibilidade é necessário considerar os tipos de organismos que habitam esses ambientes, sua capacidade de dispersão e de entrar em dormência ou diapausa (VAN der GUCHT *et al.*, 2007; DECLERCK *et al.*, 2011; LINDSTROM; LANGENHEDER, 2012; MORITZ *et al.*, 2013). No entanto a capacidade de dispersão de organismos aquáticos é pouco conhecida, e esse desconhecimento se caracteriza como uma barreira para o entendimento de como ocorre a influência da dispersão na estruturação de comunidades ecológicas (BILTON *et al.*, 2001; BOHONAK; JENKINS, 2003; HAVEL; SHURIN, 2004; LINDSTROM; LANGENHEDER, 2012). Para os macroinvertebrados bentônicos o efeito da dispersão pode não ser tão dominante, visto que mesmo grupos que são dispersores ruins conseguem alcançar os lugares com melhores condições e disponibilidade de recursos (RÁDKOVÁ *et al.*, 2014). Os macroinvertebrados bentônicos são peças fundamentais nas

teias ecológicas e a manutenção de unidades de conservação é necessária para esses organismos.

### **1.5 Parque Nacional de Ubajara e zona de amortecimento**

O Parque Nacional de Ubajara está localizado nos municípios de Ubajara, Tianguá e Frecheirinha, estado do Ceará. Foi criado pelo Decreto nº 45.954, de 30 de abril de 1959 (BRASIL, 1959). Seus limites foram alterados pelo Decreto nº 72.144, de 26 de abril de 1973 (BRASIL, 1973) e, pelo Decreto s/nº, de 13 de dezembro de 2002 (BRASIL, 2002), foi expandido de 573 para 6.288 hectares (ha). O parque apresenta clima sob o regime tropical da Zona Equatorial, com período de seca de setembro a novembro e período de chuvas de fevereiro a maio. A precipitação média anual é de 1436 mm, com variações de 2600mm a 477mm (MANTOVANI *et al* 2017). As nascentes do rio Ubajara se localizam fora da área do parque mas deságuam no interior dele. Dentro do parque ocorre a filtração da água dos riachos Gameleira, Cafundó, Gavião e Muribeca (ICMBio, 2020). A região do parque é drenada por rios perenes ou intermitentes, que fazem parte das cabeceiras ou são tributários do rio Coreaú e da sub-bacia do rio Ubajara (MANTOVANI *et al*, 2017). Ele é composto por uma área inicial de unidade de conservação que é mais conservada e a zona de amortecimento que foi incorporada secundariamente ao parque.

Em relação ao uso do solo, a zona de amortecimento do Parque Nacional de Ubajara apresenta em sua maioria solo exposto com 10.518 ha (51,79%) por remoção da vegetação para exploração agropecuária (DE OLIVEIRA *et al.*, 2019). Em seguida está a cobertura por vegetação nativa com 5.946,84 ha (29,28%). A vegetação é composta pela savana-estépica, savana-estépica arborizada e pelas florestas ombrófila densa, na vertente mais úmida e estacional semidecídua, além das zonas de transição entre elas (MANTOVANI *et al*, 2017). Nas áreas de maior altitude, se encontra a Floresta Tropical Estacional Sempreverde e nas áreas de menor altitude, Floresta Tropical Estacional Decídua (SILVEIRA *et al*, 2020). A agricultura foi encontrada em 3.511,41 ha (17,29%), a urbanização em 217,36 ha (1,07%) e água 113,52 ha (0,56%) da zona de amortecimento (DE OLIVEIRA *et al.*, 2019). As principais interferências antrópicas que ocorrem no parque são descarte de lixo sem controle, queimadas, caça predatória, poluição dos recursos hídricos, extração de madeira, criação de animais domésticos, uso indiscriminado de agrotóxicos, comércio ilegal de animais silvestres, invasões de espécies exóticas introduzidas em cultivos e situações fundiárias pendentes (MANTOVANI *et al*, 2017). Já a área do Parque se apresenta com

cobertura do solo distribuída em: 71,43% vegetação natural, 21,69% de solo exposto e 6,84% de área antropizada (da FONSECA *et al.*, 2017).

Para a instalação do Parque Nacional de Ubajara, famílias que moravam dentro dos limites da área da UC foram desapropriadas e a maioria delas atualmente habitam no distrito de Araticum, que se localiza na zona de amortecimento. Essas famílias apresentavam a agricultura e o extrativismo como principais fontes de renda e, ao serem deslocadas para uma área onde a exploração dos recursos naturais é restrita, se depararam com a falta de fonte de renda e de terras para exercerem suas atividades. Atualmente essas famílias exercem atividades de agricultura tradicional e extrativismo com restrições do IBAMA (ARAÚJO, 2008).

A atividade que causa maior impacto no entorno do parque é o extrativismo vegetal para obtenção de madeira para fornecimento de estacas, lenha e carvão. A agricultura é a atividade que é responsável pela maior parte do uso do solo nas áreas externas ao Parque Nacional. Não foram encontrados trabalhos sobre os corpos de água do Parque Nacional de Ubajara, mas a perturbação antrópica pode impactar os corpos de água dentro e fora do parque. A queimada é a principal técnica agrícola utilizada na região e forma áreas de grande extensão com vegetação reduzida e solos expostos originando um contraste com a vegetação do Parque Nacional. São empregadas técnicas de manejo do solo inadequadas para a preparação do cultivo e por causa disso ocorre a redução do potencial agrícola (ARAÚJO, 2008; ICMBio, 2020).

### **Objetivos**

Sendo assim esse estudo foi realizado na intenção de testar o efeito da Unidade de conservação (UC) em relação à Zona de amortecimento (ZA) e testar o efeito do hábitat (riachos e açudes) sobre a fauna de invertebrados bentônicos. Para isso, foi realizada a caracterização da estrutura e composição de macroinvertebrados aquáticos do Parque Nacional de Ubajara e de sua zona de amortecimento, assim como a abordagem da diversidade funcional desses organismos.

### **Eficiência de área protegida para a conservação de macroinvertebrados aquáticos em uma região do semi-árido brasileiro.**

Nesse capítulo, investiguei como a atividade antrópica interfere na comunidade de macroinvertebrados aquáticos protegidos pela unidade de conservação e nas comunidades localizadas na zona de amortecimento do Parque Nacional de Ubajara. Foi observado que há variação na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre UC e ZA e há diferenças na proporção de detritívoros-trituradores entre as áreas. Esse fato indica que a

UC está cumprindo sua função de proteger a fauna de macroinvertebrados bentônicos. O artigo será submetido ao periódico *Écoscience* (B1 na área de avaliação biodiversidade).

**Influência de açudes sobre a comunidade de macroinvertebrados de ecossistemas aquáticos sazonais no nordeste do Brasil.**

Esse capítulo tem como objetivo investigar como o tipo de hábitat (açudes e riachos) influencia a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A composição considerando a riqueza de táxons foi diferente entre as amostras de riachos e açudes. O artigo também será submetido ao periódico *Écoscience* (B1 na área de avaliação biodiversidade).

Dessa forma, cada capítulo está apresentado na forma de artigo, de acordo com as regras do periódico escolhido para publicação.

## 2 EFICIÊNCIA DE ÁREA PROTEGIDA PARA A CONSERVAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM UMA REGIÃO DO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO

Marcela Bernardes Portela<sup>a\*</sup>, Victor Gonçalves Távora<sup>b</sup>, Carla Ferreira Rezende<sup>c</sup>, Júlia Caram Sfair<sup>d</sup>.

*<sup>a\*</sup>Post Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil, [marcelabep2@gmail.com](mailto:marcelabep2@gmail.com); <sup>b</sup> Post Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil; <sup>c</sup>Departament of Biology, Federal University of Ceará, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil. <sup>d</sup>Departament of Biology, Federal University of Ceará, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil.*

Corresponding author: Marcela Bernardes Portela, [marcelabep2@gmail.com](mailto:marcelabep2@gmail.com)

Funding information: This study was financed in part by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) -Finance Code 001"

### Resumo

Alterações antrópicas nos ecossistemas aquáticos podem causar redução na diversidade biológica e modificações na estrutura funcional da comunidade de macroinvertebrados. É importante que haja um monitoramento afim de acompanhar a qualidade da água e a presença de agentes poluidores a fim de contribuir para a conservação das área protegidas. Sendo assim este estudo foi realizado na intenção de caracterizar a estrutura e composição de macroinvertebrados aquáticos de uma UC de proteção integral no semiárido brasileiro por meio da análise das diversidades taxonômica e funcional desses organismos. O trabalho de campo foi realizado na Unidade de Conservação e na Zona de amortecimento (ZA) do Parque Nacional de Ubajara, Ceará, Brasil. As amostragens de macroinvertebrados aquáticos foram realizadas em rios e riachos localizados na UC e na ZA e foram calculadas sua abundância, riqueza e diversidade de Simpson, bem como similaridade taxonômica. Além disso, as abundâncias das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foram usadas como

indicadores da qualidade da água. Os resultados mostraram uma composição distinta da comunidade em ecossistemas aquáticos da Zona de amortecimento em relação às áreas da unidade de conservação. Dentre os taxa mais abundantes na UC, Hydropsychidae e Helicopsychidae são bioindicadores intolerantes e Chironomidae é bioindicador tolerante à perturbação antrópica. Todos os grupos com maior proporção de indivíduos na ZA são bioindicadores tolerantes à perturbação antrópica. Conclui-se que a UC é efetiva na conservação de espécies de macroinvertebrados aquáticos, uma vez que possui maior diversidade, principalmente de espécies sensíveis à perturbação humana, do que a Zona de amortecimento.

Palavras-chave: Grupos funcionais, rios intermitentes, bioindicadores, invertebrados bentônicos, ecossistemas aquáticos temporários.

## **2.1 Introdução**

Como consequência da degradação pela atividade antrópica, como produção agrícola e industrial, a biodiversidade em água doce tem sofrido redução em todo o mundo (DUDGEON *et al.*, 2006). O acúmulo de resíduos orgânicos causa alterações na comunidade fitoplanctônica, que reduz o oxigênio dissolvido na água afetando os demais níveis tróficos (DUNCK *et al.* 2019, RAN *et al.* 2019, SIROTA *et al.* 2013). Esses processos podem causar homogeneização biótica e funcional (DUNCK *et al.*, 2019, MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999, WILKINSON *et al.*, 2004), ou seja, a redução do número de espécies em uma região por interferência antrópica, em que algumas expandem a distribuição enquanto outras são levadas à extinção (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; WILKINSON *et al.*, 2004). Na homogeneização funcional, espécies raras são substituídas por espécies tolerantes e os organismos existentes na comunidade apresentam funções ecológicas semelhantes, resultando em redução da biodiversidade funcional (DUNCK *et al.*, 2019).

Os macroinvertebrados aquáticos são utilizados como bioindicadores pois são sensíveis às alterações químicas e físicas ocorridas por influência antrópica (geralmente por resíduos orgânicos e efluentes industriais) em riachos (MANGADZE *et al.*, 2016, RESH;

UNZICKER, 1975; SLADECEK, 1973), sendo usados para avaliar a saúde (PARMAR *et al.*, 2016) e o nível de contaminação de um ambiente (KHATRI; TYAGI 2015). Entre as características desse grupo de organismos que os habilitam a essa função estão: ciclo de vida longo, hábitos sedentários, são facilmente amostrados, apresentam fácil identificação e são sensíveis às modificações em seu hábitat (BALDERAS *et al.*, 2016, KHATRI; TYAGI, 2015; MARTINS *et al.* 2017, SIEGLOCH *et al.*, 2017).

Uma vez que macroinvertebrados aquáticos fornecem importantes recursos alimentares para diversos organismos da cadeia alimentar, é fundamental a conservação dessa comunidade para a manutenção de um ecossistema estável (FIERRO *et al.*, 2016) o que muitas vezes só é alcançado de forma efetiva com o estabelecimento de Unidades de conservação (UCs). As Unidades de Conservação têm como função a conservação da natureza, o que inclui a preservação e/ou uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL 2000a). Elas são utilizadas para a manutenção dos serviços ambientais, entre eles a proteção de reservas de água (FONSECA, 2010).

Entre os métodos usados para avaliar a qualidade dos corpos hídricos estão parâmetros físicos, químicos e medidas biológicas como a diversidade da comunidade e bioindicadores (Resh and Unzicker 1975). Entretanto, são poucas as UCs em que é avaliada sua efetividade na conservação de biodiversidade, principalmente de macroinvertebrados aquáticos. Sendo assim este estudo foi realizado na intenção de caracterizar a estrutura e composição de macroinvertebrados aquáticos de uma UC de proteção integral no semiárido brasileiro por meio da análise das diversidades taxonômica e funcional desses organismos. Com isso, a pergunta desse estudo é: Como a atividade antrópica interfere na comunidade de macroinvertebrados aquáticos em relação à composição, abundância dos grupos taxonômicos, funcionais (bioindicadores e tróficos) da macrofauna de invertebrados aquáticos? Nossa hipótese é que riachos protegidos pela unidade de conservação têm maior diversidade

taxonômica, de grupos funcionais e espécies sensíveis à poluição em comparação a riachos não protegidos.

## **2.2 Métodos**

### **2.2.1 Área de estudo**

O trabalho de campo foi realizado na Unidade de Conservação e na Zona de Amortecimento do Parque Nacional de Ubajara (Figura 1) na região nordeste do Brasil. O Parque Nacional de Ubajara possui área de 6.288 ha e situa-se a noroeste do estado do Ceará, ocupa os municípios de Ubajara, Freicheirinha e Tianguá (BRASIL, 2002, ICMBIO, 2020). Os limites do Parque situam-se entre as coordenadas: 3°48' - 3°50' S e 40°52' - 40°55' W (ICMBIO, 2020). O clima da região é Floresta Tropical Estacional Sempreverde nas áreas com maior altitude e Floresta Tropical Estacional Decídua nas áreas com menor altitude (SILVEIRA *et al* 2020) A temperatura média é de 24° a 26°C, pluviosidade média de 1.483,5 mm e o período chuvoso se concentra principalmente entre os meses de janeiro a abril (FUNCEME, 2019; IPECE 2017). Na área do parque existem formações vegetacionais compostas pela savana-estépica, savana-estépica arborizada e pelas florestas ombrófila densa, na vertente mais úmida e estacional semidecídua, e também as zonas de transição entre elas (MANTOVANI *et al* 2017).

O município de Ubajara sofre problemas ambientais e entre os motivos destes estão as interferências antrópicas existentes como: caça predatória, poluição dos recursos hídricos, extração de madeira, criação de animais domésticos, uso indiscriminado de agrotóxicos, comércio ilegal de animais silvestres, invasões de espécies exóticas introduzidas em cultivos, descarte de lixo sem controle, queimadas e situações fundiárias pendentes (MANTOVANI *et al*, 2017). Apesar disso, o Parque Nacional de Ubajara é muito rico em diversidade de

organismos terrestres, abrigando cerca de 10 famílias e 10 gêneros de opiliões, amblipígeos, ácaros, caramujos e caranguejos e 14 famílias de insetos (ICMBio, 2000). No entanto a fauna aquática da UC de Ubajara não é muito conhecida.

De acordo com o artigo 25 da Lei 9.985/2000, as unidades de conservação, com exceção da Reserva Particular do Patrimônio Natural e da Área de Proteção Ambiental, devem possuir uma Zona de amortecimento (BRASIL, 2000b).

§ 10 O órgão responsável pela administração da unidade estabelecerá normas específicas regulamentando a ocupação e o uso dos recursos da Zona de amortecimento e dos corredores ecológicos de uma unidade de conservação.

§ 20 Os limites das Zonas de amortecimento e dos corredores ecológicos e as respectivas normas de que trata o § 10 poderão ser definidas no ato de criação da unidade e ou posteriormente.

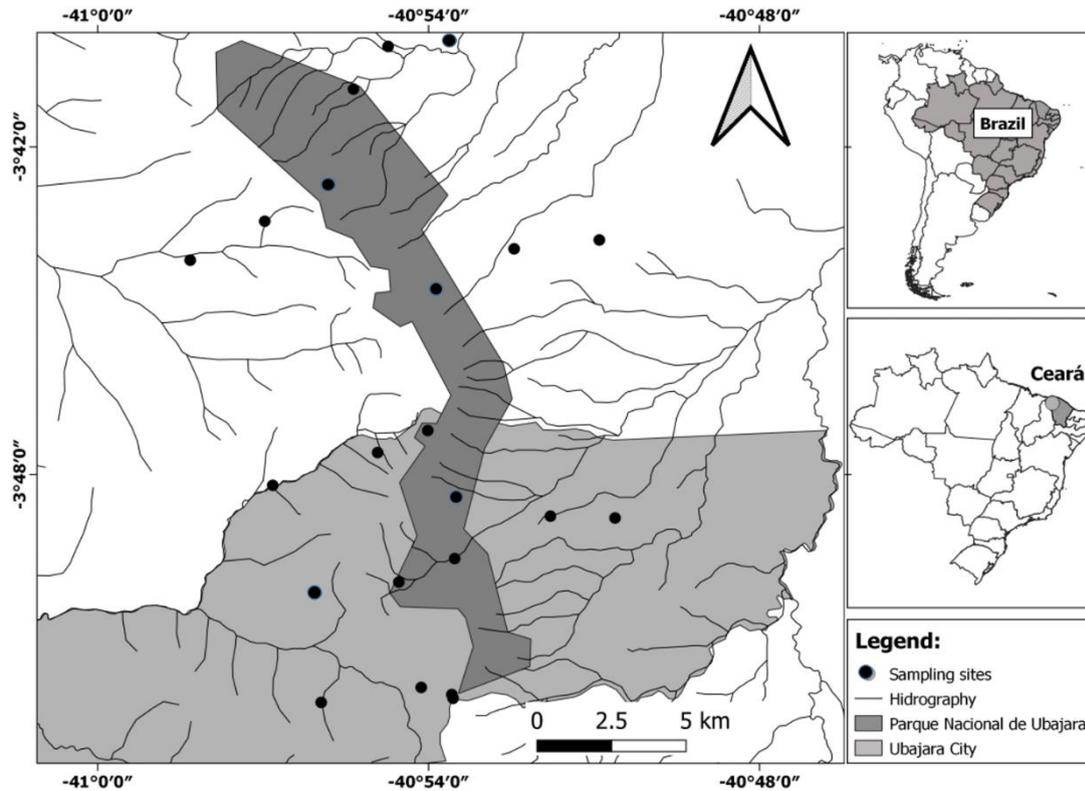
Segundo a Lei 9.985 de 18/06/2000 do SNUC no artigo 2º, inciso XVIII, a Zona de Amortecimento é definida como: Zona de transição ou área de “amortecimento da unidade de conservação, área de restrição específica, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre as áreas protegidas de proteção integral” (BRASIL, 2000b). A partir do estabelecimento da Resolução Nº 428 de 17/12/2010, a área de entorno passa a ser denominada de “área circundante”, apresentando área de 3 km. O uso da terra sofre restrições na Zona de amortecimento, e é obrigatória a licença do IBAMA para exercer qualquer atividade de mineração ou extrativista nessa área (BRASIL, 2010).

A zona de amortecimento, a criação de corredores ecológicos e a associação com as comunidades vizinhas estão contidas no plano de manejo do Parque Nacional de Ubajara. Entretanto, a área total do PARNA de Ubajara não consta no plano de manejo. Sendo assim, não foi possível delimitar com exatidão as fronteiras do PARNA de Ubajara, bem como sua Zona de Amortecimento no mapa onde constam as zonas de coleta, realizadas neste trabalho (Figura 1).

As coletas de material biológico (macroinvertebrados bentônicos) foram realizadas em rios e riachos, ecossistemas aquáticos (rio ou poça) dentro da UC e na sua Zona de

amortecimento.

Figura 1 – Zonas de coleta no Parque Nacional de Ubajara



Fonte: Elaborado pelos autores.

### 2.2.2 Coletas de macroinvertebrados bentônicos

Em cada riacho e rio foram realizadas 12 amostragens de material biológico (macroinvertebrados) com súber. As coletas tiveram duração de 10 dias no total. O súber é uma ferramenta de amostragem quadrada com 0,09 m<sup>2</sup> de área amostral forrada com rede de nylon de 180 µm e é utilizado para a coleta de macrofauna bentônica pelo revolvimento do sedimento (BICUDO, 2004; MERRIT; CUMMINS, 1996, MUGNAI *et al.* 2010). É indicada a coleta dos macroinvertebrados usando rede de malha com aberturas de 125 µm a 250 µm, de forma que estágios iniciais, importantes para a compreensão das relações tróficas, fiquem retidos (HAUER; RESH, 2017). O indicado para trabalhos com relações tróficas de macroinvertebrados Ele permite a delimitação de uma área a ser amostrada no sedimento e é

indicado para coleta em ambientes rasos, com profundidades em torno de 0,1 até 1,5 m (MERRIT; CUMMINS, 1996). Para poças, foi realizada a amostragem com súbber três vezes. Para os rios, foi realizada uma divisão em 4 pontos, distantes entre si por 10 m; em cada ponto foram feitas três amostragens, totalizando doze amostragens por ponto no rio. As amostragens feitas em cada ponto foram somadas (Material suplementar 1 e 2).

### ***2.2.3 Identificação dos macroinvertebrados aquáticos***

O material coletado foi levado ao laboratório, onde foi lavado em peneira com malha de 180 µm. Em seguida o material foi colocado em uma bandeja branca, por permitir melhor visualização e por isso ser indicada para realizar a busca por macroinvertebrados. Posteriormente os macroinvertebrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, sendo alcançado o nível de família para alguns grupos. Para isso foi utilizando um microscópio estereoscópico (Lupa Leica - EZ4). Para a identificação, foi utilizado material específico (HAMADA *et al.* 2014; MUGNAI *et al.* 2010; RUPPERT; BARNES, 2005). A classificação foi realizada de acordo com Merritt *et al.* (2017). Os macroinvertebrados aquáticos foram classificados em grupos funcionais baseados nas adaptações morfológicas e do comportamento dos organismos para adquirirem o alimento (MERRIT *et al.* 2017). A partir desses critérios, eles foram classificados em: detritívoros-trituradores, herbívoros-trituradores, filtradores-coletores, coletores-catadores, raspadores, predadores-sugadores e predadores-engulidores (adaptado de Merritt *et al.* 2017).

### ***2.2.4 Análises estatísticas***

A abundância, riqueza e diversidade de Simpson dos grupos taxonômicos foram calculadas. Foram realizadas abordagens usando gráficos circulares e diagramas de Venn (para o número de grupos taxonômicos para cada área e interseções), para melhor

visualização dos dados e análises para avaliar a qualidade biológica da água a partir da abundância das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), pois eles são muito sensíveis a contaminação e por isso são considerados indicadores de boa qualidade da água. Foram utilizados dois procedimentos: EPT (%), que consiste na porcentagem de EPT em relação ao total de ordens de indivíduos coletados. Em seguida comparamos o valor encontrado a uma tabela com classificação de qualidade de água (CARRERA; FIERRO 2001). O outro procedimento é o EPT (taxa), que consiste em contar o número de taxa das ordens presentes na amostra e seguir as classificações de um quadro de qualidade de água (KLEMM *et al*, 1990) (Material Suplementar 3). Foi realizado o teste de Shapiro para verificar a normalidade e o teste-t para verificar se havia diferenças entre as abundâncias, riqueza e diversidades de Simpson das Zonas de UC (Unidades de Conservação) e ZA (Zona de amortecimento).

Para verificar se as diversidades das comunidades de macroinvertebrados diferiam entre Zonas de UC e ZA, foi calculada a diversidade beta, considerando a abundância e riqueza separadamente. Posteriormente, foram construídas matrizes utilizando o índice de Bray-Curtis, calculado o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para visualizar diferenças e realizado o teste de ANOSIM para verificar a significância. Os índices de diversidade e a composição taxonômica foram calculadas com o pacote vegan em R (OKSANEN *et al*, 2017).

Para verificar se o número de espécies nos grupos funcionais é diferente entre UC e ZA, foram calculados o número e a proporção de espécies em cada grupo funcional (tróficos e bioindicadores) em cada paisagem e foi realizado o teste qui-quadrado para verificar a diferença entre eles.

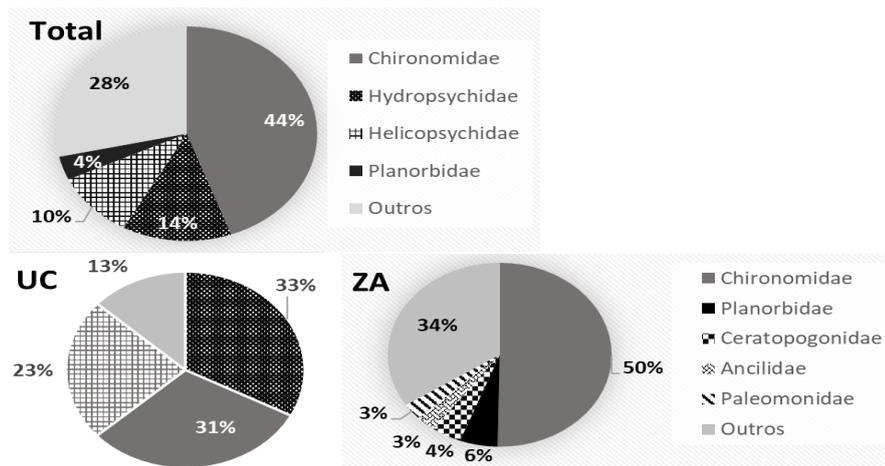
Para verificar se a proporção de espécies e indivíduos presentes nos grupos funcionais varia de acordo com a área estudada (UC e ZA), foram calculados o número e a

proporção de espécies e indivíduos para cada grupo funcional (trófico e bioindicadores) para cada paisagem (UC e ZA) e foi realizado o teste-t. Todas as análises estatísticas foram realizadas em R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

## 2.3 Resultados

Foram coletados 2.199 indivíduos na Unidade de conservação e 3.839 indivíduos coletados da Zona de amortecimento, totalizando em 6.038 nas duas áreas. Foram identificadas 71 famílias de 13 ordens. No total, os grupos mais abundantes foram: Chironomidae (2504 indivíduos – 43%), Hydropsychidae (762 indivíduos – 13%), Helicopsychidae (561 indivíduos – 10%), Planorbidae (201 indivíduos – 3%), Ceratopogonidae (191 indivíduos – 3%), Aeshnidae (116 indivíduos – 2%), Simuliidae (114 indivíduos – 2%), Ancilidae (112 indivíduos – 2%) e Paleomonidae (104 indivíduos – 2%). (Figura 2).

Figura 2 - Proporção de táxons com maior abundância para as duas áreas juntas (Total), Unidade de Conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).



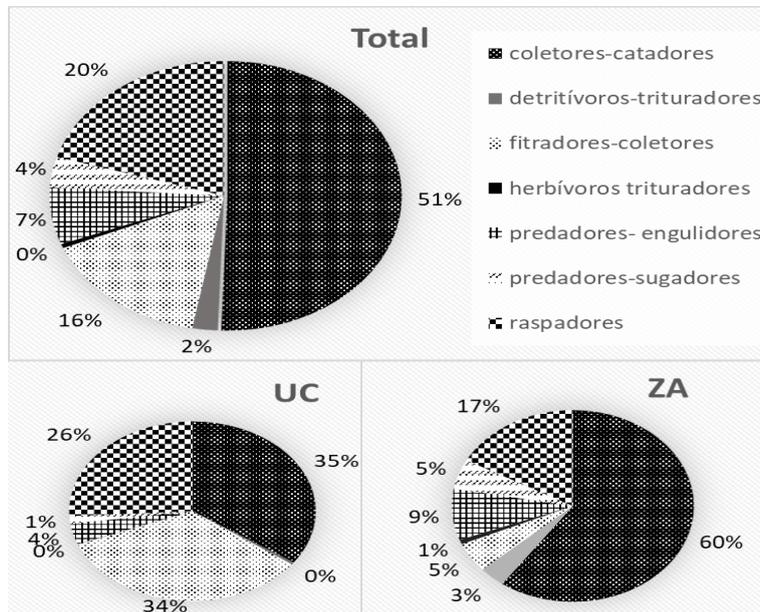
Fonte: Elaborado pelos autores.

Os grupos mais abundantes na UC foram Hydropsychidae (705 indivíduos), Chironomidae (661 indivíduos), Helicopsychidae (506 indivíduos) (Figura 2). Os grupos mais abundantes na ZA foram: Chironomidae (1843 indivíduos), Planorbidae (201 indivíduos),

Ceratopogonidae (158 indivíduos), Ancilidae (105 indivíduos), Paleomonidae (104 indivíduos) (Figura 2). Em relação à abundância, riqueza e diversidade de táxons de macroinvertebrados bentônicos, as áreas de UC e ZA não apresentaram diferenças significativas (Material Suplementar 4, 5 e 6).

Os grupos tróficos de alimentação para as duas áreas juntas com maiores proporções são: coletores-catadores (51%), raspadores (20%) e filtradores-coletores (16%), sendo que os outros grupos apresentaram proporção em menos de 10% (Figura 3). Na UC, os grupos tróficos de alimentação com maior abundância foram: coletores-catadores (35%), filtradores-coletores (34%) e raspadores (26%), o restante apresentou proporção inferior a 10% (Figura 3). Na ZA, os grupos tróficos de alimentação com maior proporção encontrados foram: coletores-catadores (60%) e raspadores (17%) (Figura 3).

Figura 3 – Proporção de grupos tróficos com maior abundância para as duas áreas juntas (total), Unidade de Conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).

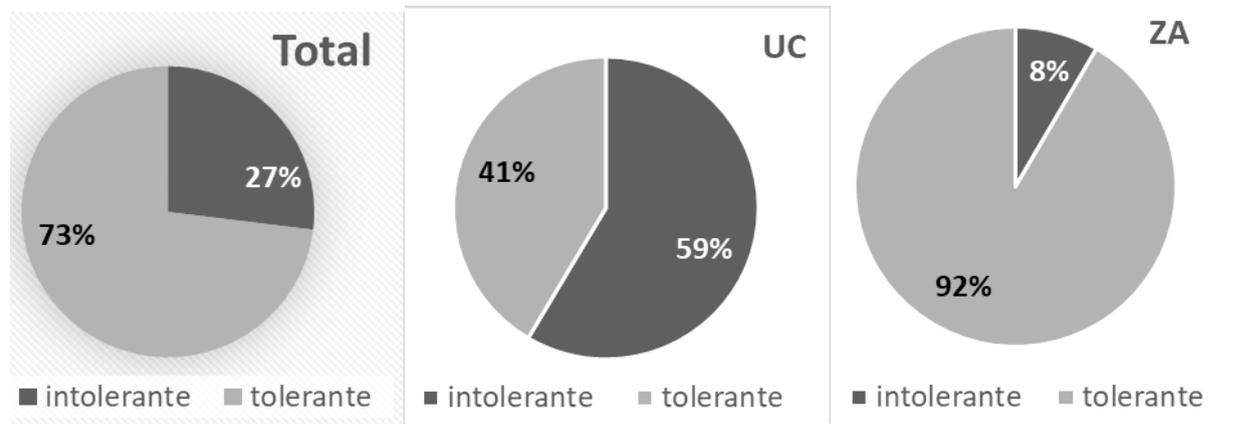


Fonte: Elaborado pelos autores.

Em relação aos grupos indicadores para as duas áreas (UC e ZA) no total, foi encontrada maior proporção de organismos tolerantes (73%) do que organismos intolerantes à poluição (27%) (Figura 4). Na Unidade de conservação há maior proporção de organismos

indicadores intolerantes (59%) (Figura 4), enquanto na Zona de amortecimento há maior proporção de organismos tolerantes (92%) (Figura 4).

Figura 4 – Proporção de grupos bioindicadores de áreas poluídas com maior abundância para a duas áreas: Unidade de Conservação e Zona de amortecimento (Total). área da Unidade de Conservação (UC), área da Zona de amortecimento (ZA).

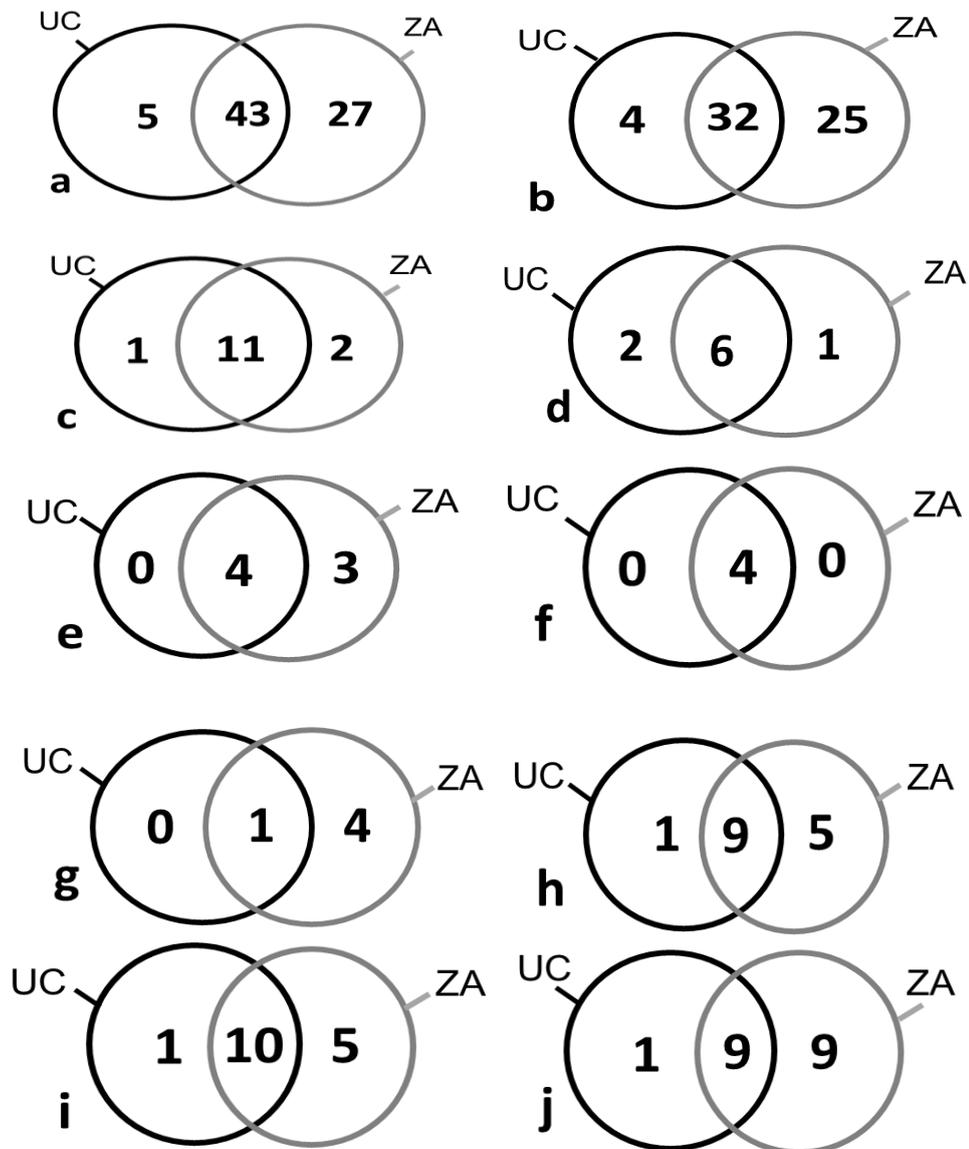


Fonte: Elaborado pelos autores.

Há maior quantidade de grupos exclusivos na Zona de amortecimento para os grupos taxonômicos (27 táxons) e grupos indicadores tolerantes (25 táxons) enquanto na Unidade de Conservação havia 5 e 4 táxons respectivamente (Figura 5a e b). Entre os grupos taxonômicos exclusivos da ZA, 2 grupos (*Leptophlebiidae* e *Gripopterigidae*) são bioindicadores intolerantes, enquanto os 25 táxons restantes são bioindicadores tolerantes. Para os indicadores intolerantes a quantidade de táxons exclusivos para cada área (UC e ZA), foram semelhantes (Figura 5c).

Em relação aos grupos tróficos, os coletores-catadores apresentaram quantidade semelhante de táxons em ambas as áreas (UC e ZA) (Figura 5d), nos detritívoros-trituradores (Figura 5e), herbívoros-trituradores (Figura 5g), predadores-engolidores (Figura 5h), predadores-sugadores (Figura 5i) e raspadores (Figura 5j) há maior quantidade de táxons em ZA. Já nos filtradores-coletores todos os táxons são comuns, ou seja, não há táxons exclusivos para nenhuma das áreas (Figura 5f).

Figura 5 – Diagrama de Venn para o número de grupos taxonômicos para cada área e interseções: (a) taxonômicos por área, (b) indicadores tolerantes, (c) indicadores intolerantes, (d) tróficos coletores-catadores, (e) tróficos detritívoros-trituradores, (f) tróficos filtradores-coletores, (g) tróficos herbívoros-trituradores, (h) tróficos predadores-engolidores, (i) predadores-sugadores, (j) raspadores.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Em relação às análises de qualidade da água, o índice EPT (%) apontou os ecossistemas aquáticos da UC como apresentando boa qualidade de água e os da ZA como apresentando má qualidade de água. Em relação ao índice EPT (taxa) os dois locais (UC e ZA) indicaram que a qualidade da água é semelhante a áreas sem impacto (Tabela 2).

Tabela 2 – Índices biológicos de qualidade de água para UC e ZA.

Qualidade da água de acordo com Carrera &		
Local	EPT (%)	Fierro (2001)
UC	58%	Boa
ZA	8%	Má

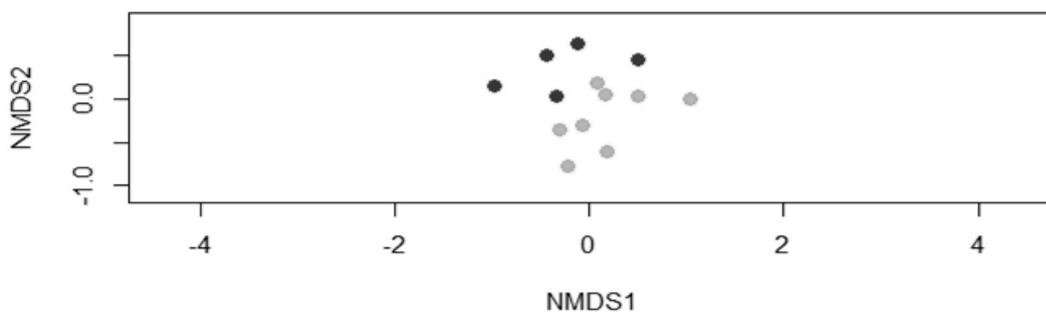
Qualidade da água de acordo com Klemm <i>et al.</i> ,		
Local	EPT (taxa)	(1990)
UC	13	sem impacto
ZA	15	sem impacto

Fonte: Elaborado pelos autores.

Não foram encontradas diferenças estatísticas usando os dados de abundância, riqueza e diversidade de Simpson para os grupos taxonômicos entre as amostras da Unidade de Conservação e a Zona de amortecimento (Material suplementar 4, 5 e 6).

O ANOSIM realizado usando a diversidade beta considerando a abundância apresentou resultado significativo ( $r = 0,29$ ;  $p = 0,024$ ), o NMDS apresentou stress de 0,1543, a diferença ficando visível no eixo 2 (Figura 6).

Figura 6 - Diversidade beta para zonas da Unidade de Conservação (UC, em preto) e zona de amortecimento (ZA, em cinza) considerando a abundância.

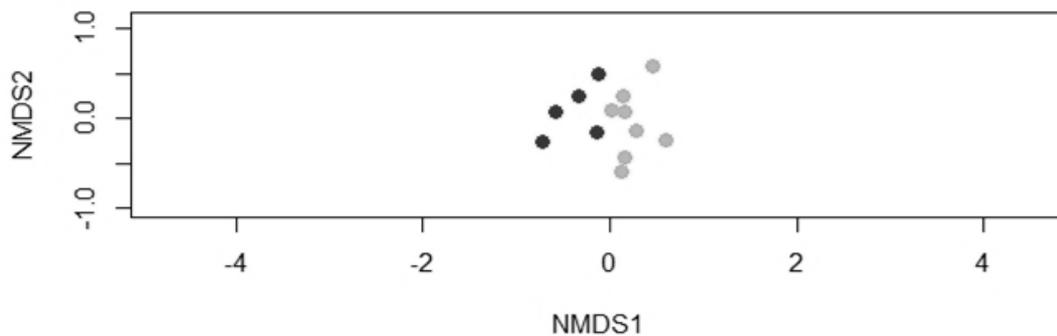


Fonte: Elaborado pelos autores.

O ANOSIM realizado usando a diversidade beta considerando a riqueza também apresentou resultado significativo ( $r = 0,39$ ;  $p = 0,005$ ), o NMDS apresentou stress no valor

de 0,1689, tendo a diferença ficado visível no eixo 1 (Figura 7). Para os dois NMDS realizados, foram observados dois agrupamentos evidentes referentes às amostras das Zonas de UC e ZA, indicando que existem características semelhantes entre as amostras de UC e que diferem das amostras de ZA, também ocorrendo características semelhantes entre as amostras da ZA que as diferenciam das amostras da UC (Figura 6 e 7).

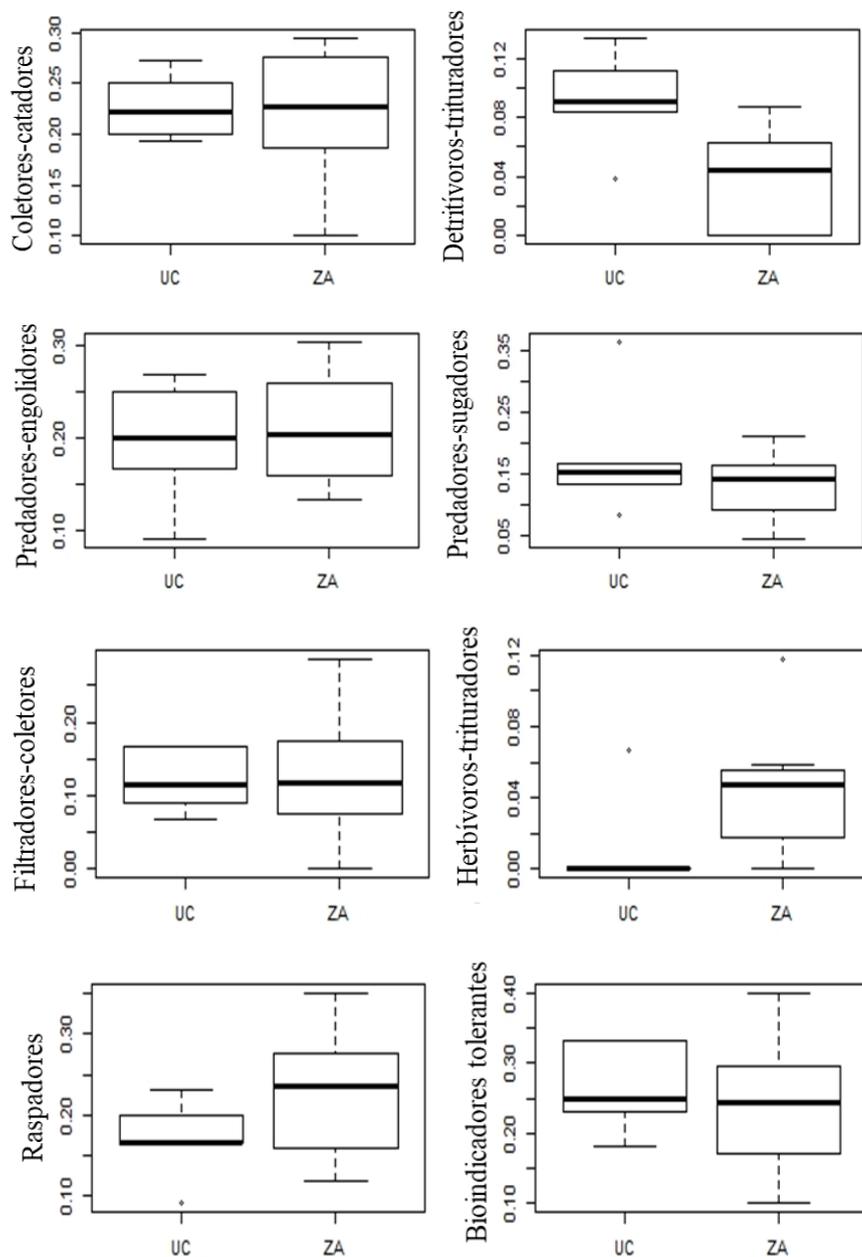
Figura 7- Diversidade beta para áreas da Unidade de Conservação (UC, em preto) e Zona de amortecimento (ZA, em cinza) considerando a riqueza.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Foi observado que não há diferença entre o número de t nos grupos funcionais tróficos e entre a proporção de indivíduos presentes nos grupos funcionais entre UC e ZA (Material Suplementar 6). Foi observado que a proporção de taxa por grupo funcional trófico é diferente entre UC e ZA (Material Suplementar 8). A composição de táxons muda entre UC e ZA e há mais táxons de detritívoros-trituradores ( $t = 2,69$ ; g.l. = 7,83;  $p = 0,027$ ) na UC em comparação à ZA (Figura 8).

Figura 8 – Proporção de táxons em cada grupo funcional para Unidade de conservação (UC) e Zona de amortecimento (ZA).



Fonte: Elaborado pelos autores.

## 2.4 Discussão

Houve composição de táxons distinta da comunidade em ecossistemas aquáticos da zona de amortecimento em relação às áreas da unidade de conservação. Esse fato também ocorreu no trabalho de Swartz *et al.* (2019), que observou a composição de

macroinvertebrados em ecossistemas artificiais e conservados. A diferença de composição entre essas áreas foi explicada pela presença de cobertura vegetal mais densa nos ecossistemas naturais em comparação aos artificiais (SWARTZ *et al.*, 2019). Nesse trabalho a diferença na composição pode ser devida ao fato de que a vegetação na UC é mais preservada do que na ZA. Foi observado nas áreas coletadas, que os corpos d'água contidos no interior da área da UC apresentam maior densidade de vegetação preservada em relação às áreas coletadas referentes à ZA. Esse fato pode ser um indicativo de que a densidade da vegetação pode influenciar a composição de macroinvertebrados.

A população humana que habita a zona de amortecimento da UC de Ubajara exerce atividades de agricultura e pecuária com o uso de insumos agrícolas e causando o desmatamento da vegetação (ARAÚJO, 2008; ICMBio, 2020). Em decorrência disso, há maior incidência de vegetação natural na UC que na ZA.

Em ecossistemas aquáticos artificiais foi observado que a cobertura vegetal apresenta grande influência sobre a estrutura de comunidades de invertebrados, uma vez que quando a vegetação é mais densa a diversidade é maior, há maior quantidade de matéria orgânica, maior desenvolvimento de algas perifíticas na serrapilheira e maior abundância de insetos (DELONG; BRUSVEN, 1993; KLINK *et al.* 2020; SWARTZ *et al.* 2019). Sendo assim, a menor oferta de resíduos vegetais pela supressão da vegetação natural da zona de amortecimento pode ter causado a diferença na composição de espécies entre a UC e a ZA.

Nas florestas tropicais sazonais úmidas ocorrem modificações na composição química da serrapilheira (como lignina, nitrogênio, celulose, polifenóis e fósforo) e afetam diretamente a taxa de decomposição, pois os organismos apresentam variações na eficiência de processamento de acordo com as características químicas dos resíduos vegetais (AERTS, 1997; DA SILVA, 2017; HLADYZ *et al.* 2009; KOMINOSKI *et al.*, 2009). Essas variações na composição da serrapilheira podem causar mudanças na atividade da comunidade de

decompositores em relação ao consumo de folhas e produção de matéria orgânica particulada fina e em consequência modificar a qualidade dos recursos alimentares para os níveis tróficos mais altos (DA SILVA, 2017).

O suprimento da vegetação altera o fornecimento de material vegetal aos ecossistemas aquáticos, o fornecimento e a qualidade dos recursos alimentares e refúgio para os macroinvertebrados bentônicos e assim, causa alterações na composição de espécies dessas comunidades. Com exceção dos predadores, todos os grupos funcionais de macroinvertebrados aquáticos dependem diretamente da matéria orgânica (WELIANGE *et al.* 2017), como macroinvertebrados coletores e filtradores são favorecidos em áreas com maior oferta de alimento e decomposição bacteriana (BISPO *et al.* 2006; DOBSON *et al.* 2003; MATHURIAU; CHAUVET, 2002; ROSENBERG, RESH, 1993; SUREN; MCMURTRIE, 2005). Dessa maneira, é possível que nos riachos da UC ocorra maior enriquecimento de matéria orgânica devido à presença da vegetação nativa relativamente bem conservada, levando à maior riqueza de macroinvertebrados detritívoros-trituradores.

A Unidade de conservação pode contribuir para manter uma boa qualidade da água. Em consequência disso a abundância, riqueza e diversidade de Simpson para os grupos de macroinvertebrados aquáticos das amostras coletadas na Zona de amortecimento são semelhantes aos valores encontrados nas amostras coletadas na Unidade de conservação. Isso explica porque não foram encontradas diferenças estatísticas de abundância, riqueza e diversidade de Simpson para os grupos taxonômicos de macroinvertebrados aquáticos entre as amostras da Unidade de Conservação e a zona de amortecimento

Esse resultado não está de acordo com outros estudos, em que fatores como cobertura da vegetação e hidroperíodo podem apresentar influência sobre os invertebrados bentônicos (SWARTZ *et al.*, 2017). Por exemplo, a cobertura da vegetação aquática pode explicar as diferenças de riqueza de macroinvertebrados aquáticos entre áreas: para cada 1% de aumento

na cobertura da vegetação aquática foi previsto um aumento de 0,55% na riqueza taxonômica de macroinvertebrados aquáticos (SWARTZ *et al.*, 2019).

A maior densidade de vegetação e maior quantidade de matéria orgânica reflete maior diversidade estrutural, maior diversidade de habitats, de refúgios contra predadores e maior disponibilidade de recursos alimentares; em decorrência, há maior diversidade de invertebrados nesses ambientes (BATZER *et al.* 1999; RUHÍ *et al.* 2016; STEWART; DOWNING, 2008). Isso explica a diferença entre a diversidade beta considerando a riqueza e a abundância entre UC e ZA e a maior abundância de organismos detritívoros-trituradores na UC que na ZA.

Isso pode ocorrer porque ecossistemas lóticos intermitentes e efêmeros apresentaram baixa cobertura de dossel, grupos funcionais trituradores e raspadores mais abundantes e raramente foram encontrados táxons de Chironomidae intolerantes à seca (Cañedo-Argüelles *et al.* 2016, mas veja Weliange *et al.* 2017 para resultados contrários). Além disso, durante as cheias, peixes carnívoros migram rio acima em níveis mais altos de água e podem preda macroinvertebrados predadores (GREATHOUSE; PRINGLE, 2006, WELIANGE *et al.* 2017).

O hidroperíodo também exerce forte influência sobre a composição da comunidade em ecossistemas aquáticos (GLEASON; ROONEY, 2017). Ecossistemas aquáticos com hidroperíodos temporários ou intermediários apresentavam menor riqueza taxonômica em relação aos ecossistemas que não passaram por eventos de seca no decorrer do estudo (SWARTZ *et al.*, 2019). Dessa forma, a diversidade de macroinvertebrados aquáticos podem variar de acordo com as flutuações do nível da água (WELIANGE *et al.* 2017) e é provável que descritores de diversidade reflitam as condições ambientais de flutuações do nível de água semelhantes na UC e na ZA, pois a maioria dos riachos encontrados na UC eram efêmeros. Sendo assim, as flutuações no nível da água podem ter incidido sobre a diversidade de

macroinvertebrados aquáticos dos corpos d'água da UC e ZA.

Os macroinvertebrados bentônicos são importantes nos ciclos biogeoquímicos globais, refletem alterações nos ecossistemas, no abastecimento de água e na regulação de inundações, por isso são eficientes ferramentas no monitoramento de contaminantes ambientais (PASTORINO *et al.*, 2020; WELIANGE *et al.*, 2017).

A utilização de bioindicadores apresentam um registro das condições ambientais durante o período de vida das espécies fornecendo informações mais complexas que os indicadores químicos (ABBASI; ABBASI, 2011), principalmente os táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (BRITO *et al.* 2018; KIETZKA *et al.* 2019; MISERENDINO; PIZZOLON, 2003). Por esse motivo, os taxa mais abundantes na UC são grupos intolerantes à perturbação antrópica, como Hydropsychidae (33% - 705 indivíduos), Chironomidae (31% - 661 indivíduos), Helicopsychidae (23% - 506 indivíduos). Já na ZA, os taxa mais abundantes foram: Chironomidae (50% - 1843 indivíduos), Planorbidae (6% - 201 indivíduos), Ceratopogonidae (4% - 158 indivíduos), Ancilidae (3% - 105 indivíduos), Paleomonidae (3% - 104 indivíduos), grupos tolerantes à perturbação.

Chironomidae geralmente é considerado resistente à poluição (FERNÁNDEZ *et al.* 2006), presente em ecossistemas com má qualidade de água (RAUNIO *et al.*, 2007) e apresenta maior abundância e riqueza quando outros grupos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), são pouco representados (SERRA *et al.*, 2017). Esse grupo possui características funcionais relacionadas a áreas com perturbações antrópicas: pseudópodes reduzidos, túbulo abdominal e coletores (GOMES *et al.*, 2018), maior número de estágios de diapausa, formas de resistência a condições ambientais adversas, com ciclos de vida mais longos e poucas gerações por ano (SERRA *et al.*, 2017).

Apesar disso, estudos identificaram que o grupo Chironomidae foi o mais representado em coletas em duas áreas de proteção (Parque Estadual Fritz Plaumann e Parque Natural

Municipal Teixeira Soares) (RESTELLO *et al.*, 2020), indicando que mesmo em áreas preservadas esse grupo tende a apresentar maior abundância. Além disso, alguns estudos verificaram que alguns grupos taxonômicos dessa família são indicadores de boa qualidade da água (LENCIONI *et al.*, 2012; MARQUES *et al.*, 1999; PAGGI, 1999; PAGGI, 2003). Sendo assim, é necessário realizar uma identificação mais precisa, levando em consideração seus atributos funcionais para utilizar esse grupo corretamente em avaliações da qualidade da água.

Os gêneros de Helicopsychidae e outros Trichopteras são sensíveis a modificações em fatores hidromorfológicos (como proporção de cascalho, relação profundidade/largura de ecossistemas lênticos), e alterações na vegetação ripária, além de aspectos relacionados à qualidade da água (e.g., fósforo total), apresentando diminuição na sua abundância (VIMOS-LOJANO *et al.*, 2017). Sendo assim os fatores hidromorfológicos devem ser levados em consideração nos estudos de fluxos ambientais e avaliações de integridade ecológica (VIMOS-LOJANO *et al.*, 2017).

Dessa forma, Hydropsychidae, é uma das famílias mais encontradas em ambientes de excelente e boa qualidade de água (MUSONGE *et al.*, 2019). Por exemplo, em locais à montante de ecossistemas aquáticos que sofrem influência antrópica, há maior abundância de famílias sensíveis à poluição, como Caenidae e Hydropsychidae, já nos locais a jusante havia maior abundância de Chironomidae (MUSONGE *et al.*, 2019). Isso porque as larvas pertencentes à Hydropsychidae possuem intolerância à poluição (LENAT, 1993; LENAT; RESH 2001; RESH; UNZICKER 1975): o excesso de cloro despejado em ecossistemas aquáticos causa efeitos subletais nessas larvas tais como: danificações nas brânquias traqueais, papilas anais salientes e escurecidas, inibição do desenvolvimento normal e redução da sobrevivência (CAMARGO, 1991).

Com isso, ocorre migração dos indivíduos expostos ao cloro para ambientes que não recebem os resíduos clorados (CAMARGO, 1991). Como consequência, os Hydropsychidae,

ao absorverem oligoelementos da alimentação, água e sedimentos, são um elo importante da teia trófica para níveis superiores como peixes, répteis, aves e mamíferos (HOSSEINI *et al.* 2013, PROMMI; PAYAKKA 2018). Dessa forma, é necessário que os estágios imaturos das espécies de Trichoptera sejam descritos e conhecidos para que sejam desenvolvidos mais estudos sobre a ecologia e o potencial desses organismos como bioindicadores de ecossistemas aquáticos (BUSS *et al.* 2015; PAPROCKI, MOREIRA-SILVA 2018).

Diante do aumento de extensão dos rios temporários devido às mudanças globais, é importante conhecer como se dá o efeitos dos distúrbios de seca sobre as comunidades de invertebrados bentônicos (STUBBINGTON *et al.*, 2019). Além disso, a conservação da biodiversidade nos riachos deve ser direcionada não somente em fatores locais, mas também em propriedades de obtenção de nutrientes e na vegetação ribeirinha, visto que contribuem no desenvolvimento de uma biota específica com relações funcionais próprias (WELIANGE *et al.*, 2017). Entretanto convém destacar que avaliações de qualidade ambiental que visam a conservação da diversidade em ambientes lóticos devem considerar os regimes sazonais de inundação (WELIANGE *et al.*, 2017). Sendo assim, seria interessante a realização de estudos posteriores envolvendo hidorperíodo e sazonalidade.

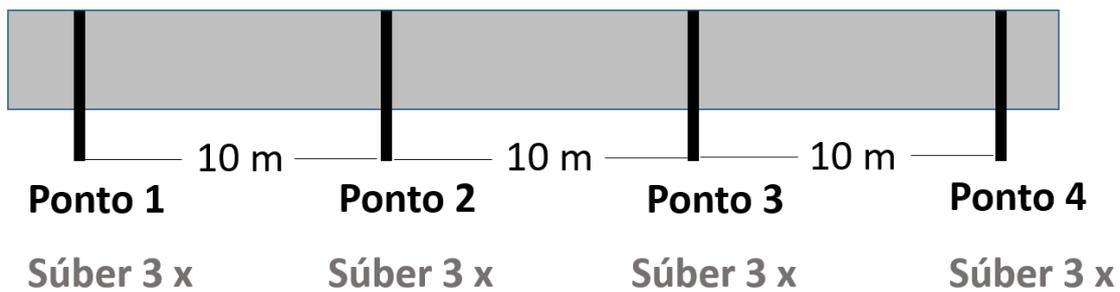
## **2.5 Conclusão**

As diversidades taxonômicas da UC e da ZA apresentam diferenças. Na UC há maior proporção de organismos bioindicadores intolerantes do que na ZA. Isso pode ser devido a variações na vegetação, em decorrência da interferência antrópica, pois a vegetação da UC é mais preservada que a vegetação na ZA. Além disso, os corpos d'água em sua maioria são efêmeros, e as flutuações do nível de água podem influenciar a diversidade em macroinvertebrados aquáticos. Tendo em vista esses fatores, a unidade de conservação estudada mostra-se eficiente na conservação de macroinvertebrados aquáticos, principalmente

daqueles intolerantes à perturbação. Além disso, ao incluir a zona de amortecimento, há um incremento da diversidade em nível regional, apesar das espécies encontradas serem menos sensíveis à perturbação antrópica. É importante destacar que, se as coletas na ZA fossem áreas totalmente desprotegidas, provavelmente as diferenças na comunidade de macroinvertebrados seriam ainda mais acentuadas. Sendo assim, é importante a manutenção e conservação de áreas de UC, para que existam ambientes adequados para a sobrevivência da biota da região.

## 2.6 Material suplementar

Material suplementar 1 – Desenho esquemático das amostragens em rios. Legenda: retângulo cinza – rio, traço preto – local da amostragem.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 2 – Desenho esquemático das amostragens em poças. Legenda: retângulo cinza – poça, traço preto – local da amostragem.



Fonte: Elaborado pelos **Súber 3 x** autores.

Material suplementar 3 – Listagem de táxons encontrados em cada área e as respectivas classificações em grupos tróficos de alimentação e bioindicadores.

<b>Táxon</b>	<b>UC</b>	<b>ZA</b>	<b>Grupos tróficos</b>	<b>Grupos bioindicadores</b>	<b>total</b>
Caenidae	6	62	coletores-catadores	intolerante	68
Leptohyphidae	1	54	coletores-catadores	intolerante	55
Baetidae	24	16	coletores-catadores	intolerante	40
Leptophlebiidae	0	5	coletores-catadores	intolerante	5
Chironomidae	661	1843	coletores-catadores	tolerante	2504
Ceratopogonidae	33	158	coletores-catadores	tolerante	191
Culicidae	19	57	coletores-catadores	tolerante	76
Staphilinidae larva	3	0	coletores-catadores	tolerante	3
Psychodidae	1	0	coletores-catadores	tolerante	1
Calamoceratidae	2	7	detritívoros-trituradores	intolerante	9
Leptoceridae	1	2	detritívoros-trituradores	intolerante	3

Material suplementar 3 – Listagem de táxons encontrados em cada área e as respectivas classificações em grupos tróficos de alimentação e bioindicadores. (continuação)

Gripopterigidae	0	2	detritívoros-trituradores	intolerante	2
Sericostomatidae	1	1	detritívoros-trituradores	intolerante	2
Paleomonidae	0	104	detritívoros-trituradores	tolerante	104
Tipulidae	5	12	detritívoros-trituradores	tolerante	17
Acari	0	1	detritívoros-trituradores	tolerante	1
Hydropsychidae	705	57	fitradores-coletores	intolerante	762
Polycentropodidae	1	34	fitradores-coletores	intolerante	35
Hydroptilidae	4	1	fitradores-coletores	intolerante	5
Simuliidae	21	93	fitradores-coletores	tolerante	114
Morfotipo3	0	14	Herbívoros trituradores	tolerante	14
Morfotipo 1	0	7	Herbívoros trituradores	tolerante	7
Stratiomidae	1	4	Herbívoros trituradores	tolerante	5
Pyralidae	0	2	Herbívoros trituradores	tolerante	2
Morfotipo 2	0	1	Herbívoros trituradores	tolerante	1
Perlidae	10	12	Predadores- engulidores	intolerante	22
Aeshnidae	18	98	Predadores- engulidores	tolerante	116
Hydrophilidae larva	22	67	Predadores- engulidores	tolerante	89
Cordulidae	6	42	Predadores- engulidores	tolerante	48
Belostomatidae	7	32	Predadores- engulidores	tolerante	39
Empididae	4	20	Predadores- engulidores	tolerante	24
Coenagrionidae	0	17	Predadores- engulidores	tolerante	17
Protoneuridae	9	14	Predadores- engulidores	tolerante	23
Naucoridae	0	7	Predadores- engulidores	tolerante	7
Lestidae	3	2	Predadores- engulidores	tolerante	5
Zygoptera	0	2	Predadores- engulidores	tolerante	2
Corydalidae	0	2	Predadores- engulidores	tolerante	2
Perilestidae	1	1	Predadores- engulidores	tolerante	2
Gomphidae	0	1	Predadores- engulidores	tolerante	1

Material suplementar 3 – Listagem de táxons encontrados em cada área e as respectivas classificações em grupos tróficos de alimentação e bioindicadores. (continuação)

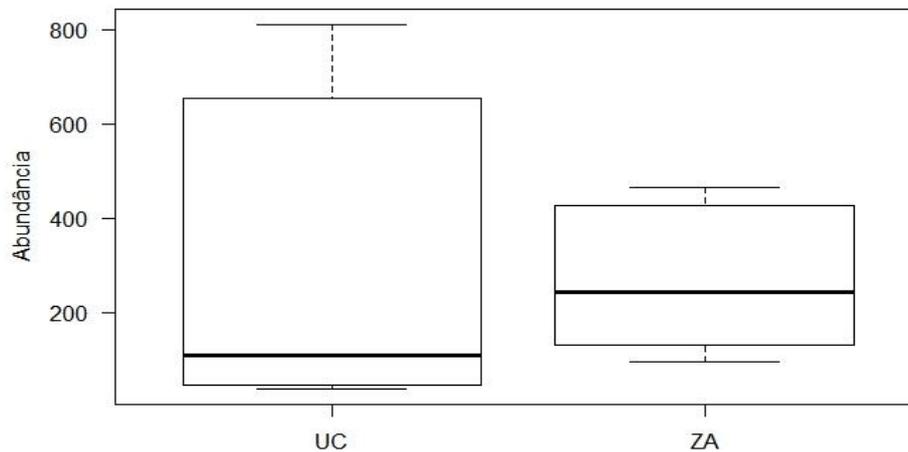
Calopterygidae	1	0	Predadores- engulidores	tolerante	1
Hydrobiosidae	1	0	Predadores-sugadores	intolerante	1
Notonectidae	2	72	Predadores-sugadores	tolerante	74
Veliidae	6	51	Predadores-sugadores	tolerante	57
Chaboridae	0	15	Predadores-sugadores	tolerante	15
Mesoveliidae	6	13	Predadores-sugadores	tolerante	19
Gerridae	8	6	Predadores-sugadores	tolerante	14
Hebridae	1	6	Predadores-sugadores	tolerante	7
Corethrellidae	0	6	Predadores-sugadores	tolerante	6
Gelastocoridae	0	4	Predadores-sugadores	tolerante	4
Muscidae	1	3	Predadores-sugadores	tolerante	4
Pleidae	0	2	Predadores-sugadores	tolerante	2
Sciomyzidae	0	2	Predadores-sugadores	tolerante	2
Nepidae	1	1	Predadores-sugadores	tolerante	2
Saldidae	1	1	Predadores-sugadores	tolerante	2
Dolichopodidae	1	1	Predadores-sugadores	tolerante	2
Tabanidae	1	1	Predadores-sugadores	tolerante	2
Helicopsychidae	506	55	raspadores	intolerante	561
Planorbidae	0	201	raspadores	tolerante	201
Ancilidae	7	105	raspadores	tolerante	112
Corixidae	0	98	raspadores	tolerante	98
Ampularidae	0	97	raspadores	tolerante	97
Hydrophilidae adulto	8	21	raspadores	tolerante	29
Elmidae adulto	3	10	raspadores	tolerante	13
Noteridae Adulto	2	9	raspadores	tolerante	11
Hydrobiidae	0	7	raspadores	tolerante	7
Physidae	0	6	raspadores	tolerante	6
Thiaridae	11	4	raspadores	tolerante	15
Dytiscidae adulto	11	4	raspadores	tolerante	15
Gyrinidae	2	2	raspadores	tolerante	4
Haliplidae	0	2	raspadores	tolerante	2
Scirtidae	0	2	raspadores	tolerante	2
Dryopidae adulto	7	1	raspadores	tolerante	8
Hydrochidae	0	1	raspadores	tolerante	1
Staphilinidae adulto	0	1	raspadores	tolerante	1
Lymnaeidae	1	0	raspadores	tolerante	1

Material suplementar 4 - Tabela de classificação da qualidade biológica da água com base nos valores do índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).

Segundo Klemm <i>et al.</i> , (1990)		Segundo Carrera & Fierro (2001)	
Índice EPT (Taxa)	Qualidade da água	Índice EPT (%)	Qualidade da água
> 10	Sem impacto	75 - 100	Muito boa
06/out	Levemente impactado	50 - 74	Boa
02/mai	Moderadamente impactado	25 - 49	Regular
0 - 1	Severamente impactado	0 - 24	Má

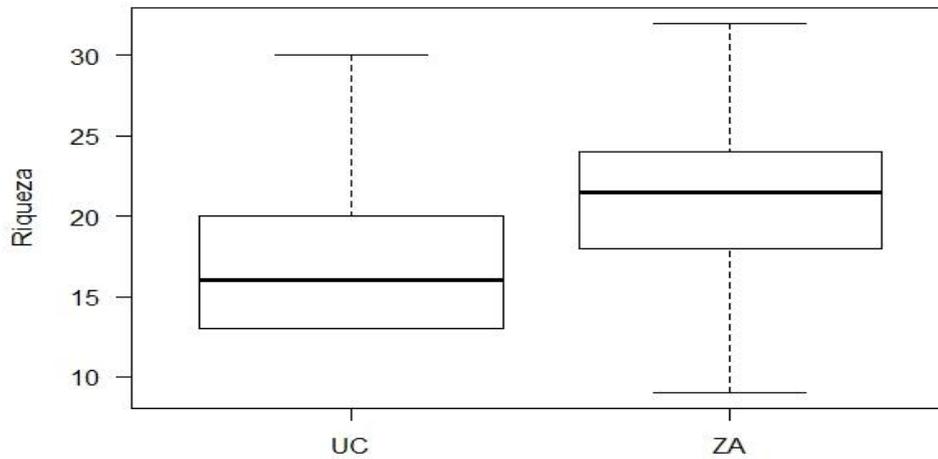
Fonte: Klemm *et al.* (1990); Carrera y Fierro (2001)

Material suplementar 5 – *Boxplot* com a abundância de macroinvertebrados aquáticos das áreas de Unidade de Conservação (UC e a zona de amortecimento (ZA). A diferença entre UC e ZA foi não significativa.



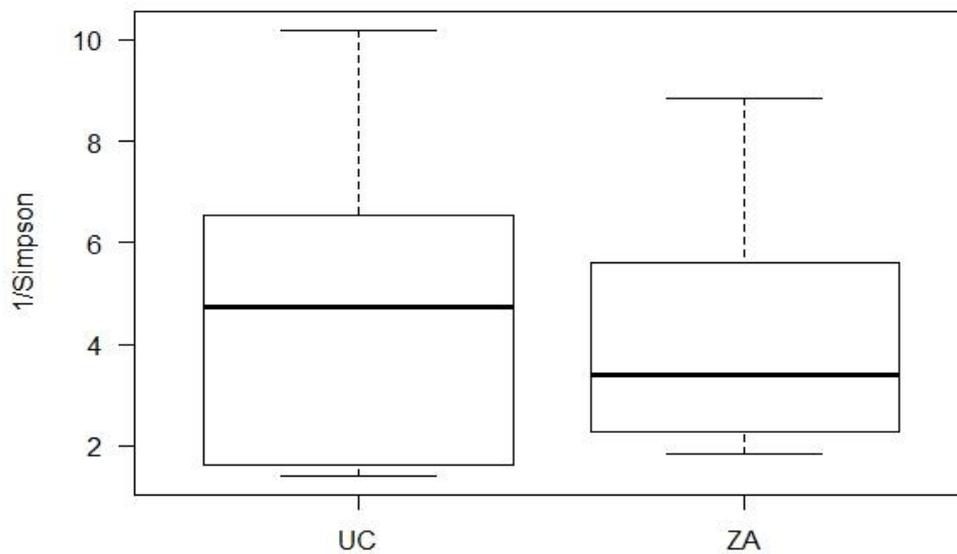
Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 6 – *Boxplot* da riqueza de espécies de macroinvertebrados aquáticos das áreas de Unidade de Conservação (UC) e a zona de amortecimento (ZA). Não houve diferença estatística entre UC e ZA.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 7 – *Boxplot* da diversidade de Simpson ( $1/Simpson$ ) de macroinvertebrados aquáticos das áreas de Unidade de Conservação (UC) e a zona de amortecimento (ZA). A diferença entre UC e ZA foi não significativa.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 8– Resultados do teste T para a proporção de táxons nos grupos funcionais por unidade amostral

<b>Grupos tróficos</b>	<b>t</b>	<b>media UC</b>	<b>media ZA</b>	<b>P</b>
<b>Coletores catadores</b>	1,621	0,283	0,190	0,145
<b>Detritívoros trituradores</b>	0,409	0,040	0,032	0,691
<b>Filtradores coletores</b>	-1,745	0,055	0,107	0,106
<b>Herbívoros trituradores</b>	-0,755	0,024	0,040	0,466
<b>Predadores engulidores</b>	-0,415	0,167	0,184	0,687
<b>Predadores sugadores</b>	0,441	0,125	0,112	0,668
<b>Raspadores</b>	0,224	0,206	0,195	0,827
<b>Bioindicadores intolerantes</b>	-1,288	0,139	0,206	0,224

Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 9 – Resultados do teste T para a proporção de indivíduos nos grupos funcionais por unidade amostral.

<b>GRUPOS TRÓFICOS</b>	<b>T</b>	<b>MEDIA</b>		
		<b>MEDIA UC</b>	<b>ZA</b>	<b>P</b>
Coletores catadores	<b>1,796</b>	<b>0,692</b>	<b>0,481</b>	<b>0,096</b>
Detritívoros trituradores	<b>-0,780</b>	<b>0,014</b>	<b>0,043</b>	<b>0,459</b>
Filtradores coletores	<b>-0,956</b>	<b>0,037</b>	<b>0,111</b>	<b>0,364</b>
Herbívoros trituradores	<b>-1,104</b>	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,291</b>
Predadores engulidores	<b>-0,051</b>	<b>0,070</b>	<b>0,071</b>	<b>0,960</b>
Predadores sugadores	<b>-0,294</b>	<b>0,042</b>	<b>0,050</b>	<b>0,774</b>
Raspadores	<b>-0,450</b>	<b>0,119</b>	<b>0,162</b>	<b>0,660</b>
Bioindicadores intolerantes	<b>-0,498</b>	<b>0,073</b>	<b>0,101</b>	<b>0,630</b>

Fonte: Elaborado pelos autores.

### 3 INFLUÊNCIA DE AÇUDES SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Marcela Bernardes Portela<sup>a\*</sup>, Victor Gonçalves Távora<sup>b</sup>, Carla Ferreira Rezende<sup>c</sup>, Júlia Caram Sfair<sup>d</sup>.

<sup>a\*</sup> *Post Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil, [marcelabep2@gmail.com](mailto:marcelabep2@gmail.com)*; <sup>b</sup> *Post Graduate Course of Ecology and Natural Resources, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil*; <sup>c</sup> *Department of Biology, Federal University of Ceará, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil*; <sup>d</sup> *Department of Biology, Federal University of Ceará, Department of Biology, Campus of Pici, Federal University of Ceará, Fortaleza - CE Zip Code 60440-900, Brazil*.

Corresponding author: Marcela Bernardes Portela, [marcelabep2@gmail.com](mailto:marcelabep2@gmail.com)

Funding information: This study was financed in part by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) -Finance Code 001"

#### **Influência de açudes sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos no Nordeste brasileiro**

Os ecossistemas de água doce são importantes para a manutenção da diversidade, que pode ser afetada por interferências humanas, como os açudes. Essas alterações podem ser a redução de velocidade do fluxo de água, alterações na temperatura e qualidade da água, que podem afetar a composição de algas e macroinvertebrados. Apesar do grande número de açudes no semiárido brasileiro, pouco se sabe sobre o seu efeito na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Desse modo, esse trabalho busca descobrir como os açudes influenciam a composição, abundância e diversidade dos grupos taxonômicos da macrofauna de invertebrados aquáticos. Para isso foram realizadas coletas de macroinvertebrados bentônicos em áreas à jusante e à montante dos açudes no Parque Nacional de Ubajara, nordeste do Brasil. Encontramos diferenças na diversidade de Shannon, assim como abundância dos táxons Oligochaeta e Planorbidae, apresentando maior valor à jusante. Isso indica que a construção de açudes pode alterar a diversidade de espécies de macroinvertebrados bentônicos, podendo potencialmente afetar o funcionamento desses ecossistemas.

Palavras-chave: riachos, açudes, interferência antrópica, distúrbio, comunidade

### 3. 1 Introdução

Os ecossistemas de água doce cobrem apenas 0,8% da superfície da Terra, mas as 125.000 espécies de animais conhecidas nesses ambientes correspondem a 9,5% das espécies de animais descritas (DUDGEON *et al.*, 2006). Por esse motivo, são considerados como *hotspots* para a biodiversidade (COSTANZA *et al.*, 1997). Entre os ecossistemas de água doce, existem interferências humanas como as barragens, que interrompem a continuidade do fluxo longitudinal de água, sedimentos e organismos e causam alterações ao ambiente, afetando principalmente os ecossistemas ribeirinhos e ripários (renöfält *et al.*, 2013). Com a construção de barragens, as alterações no riacho podem ser: 1. físicas, como a redução de velocidade do fluxo de água, que altera o transporte de partículas, causando acúmulo de sedimentos à jusante (BRANDT, 2000; POFF; HART, 2002), 2. físico-químicas como mudanças na temperatura e qualidade da água (MAHEU *et al.*, 2016) e 3. biológicas, como alteração na composição de algas e macroinvertebrados (REHN, 2009).

A diversidade dos macroinvertebrados aquáticos está relacionada às características dos ecossistemas em que vivem, como a disponibilidade dos recursos necessários para alimentação e refúgio representados pela biomassa de macrófitas aquáticas (CYR; DOWNING, 1988; RASMUSSEN, 1988). Além disso, perturbações no ecossistema (FIERRO *et al.*, 2019; FORD, 1989; OBOT *et al.*, 2019), além de eventos climáticos extremos (DOS SANTOS BERTONCIN *et al.*, 2019) também podem afetar a comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam grande diversidade funcional, sendo classificados em guildas com funções diferentes no processamento de detritos como: trituradores / raspadores, coletores, filtradores de partículas em suspensão e predadores (CUMMINS, 1979; MERRITT *et al.*, 2017). A proporção das diferentes guildas pode mudar de acordo com os ecossistemas de água doce (PETERSEN; CUMMINS, 1974).

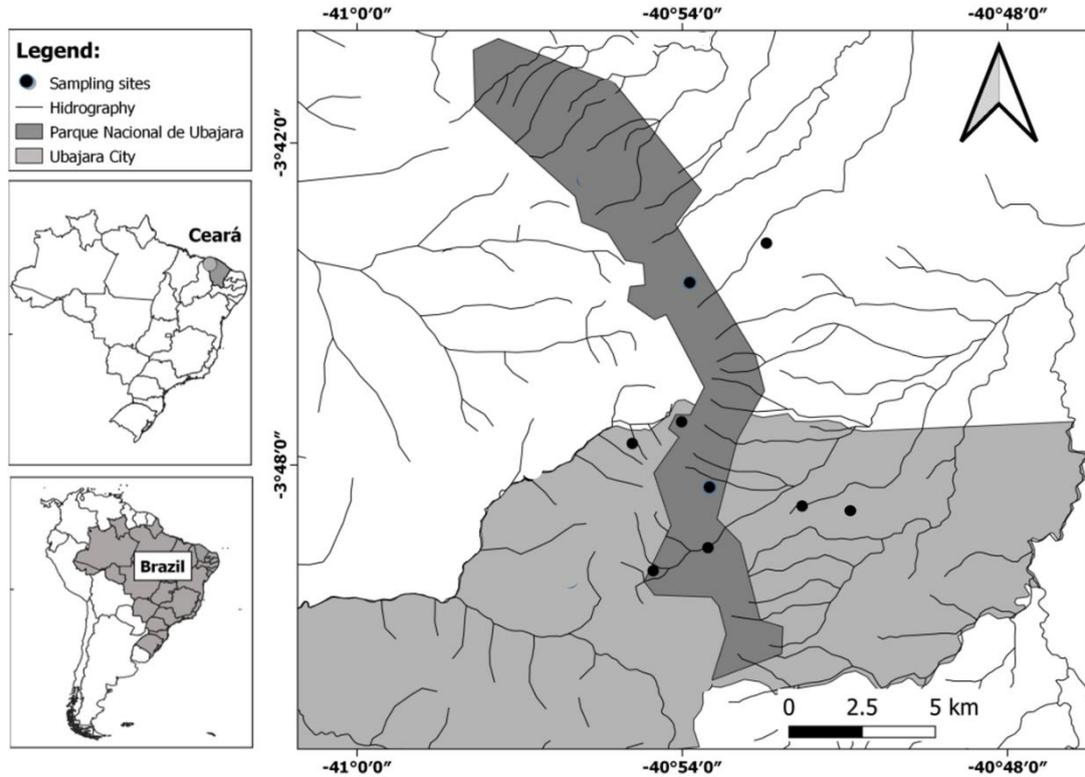
O nordeste do Brasil apresenta como clima predominante o semiárido, que se caracteriza por possuir vegetação prevalente com vegetação decídua predominante nas áreas de baixa altitude, com vegetações semidecíduas e sempre verdes em áreas de maior altitude associadas a climas mais amenos das serras e chapadas, grande déficit hídrico, altas temperaturas, altas taxas de evaporação (AB'SABER, 1974). Por esse motivo, rios, lagos e açudes são de extrema importância para a população humana, bem como à fauna, que é bastante diversa (CARMIGNOTTO *et al.*, 2017). Entretanto as consequências da construção de açudes para a fauna não foram totalmente exploradas nos trópicos (POFF *et al.*, 2007). Com isso a pergunta desse trabalho é como o tipo de ecossistema (i.e., riacho e açude) influencia a diversidade de grupos taxonômicos da macrofauna de invertebrados aquáticos. A hipótese desse artigo é que os ecossistemas aquáticos a montante apresentam diversidade maior de grupos taxonômicos que ecossistemas aquáticos a jusante do açude, bem como composição de espécies diferente das comunidades encontrados à jusante de açudes.

## **3.2 Métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

As coletas foram realizadas no Parque Nacional de Ubajara (3°48' a 3°50' S e 40°52' a 40°55' O) e em sua área de entorno. O parque se localiza na região da Serra da Ibiapaba, apresenta área de 6288 ha (BRASIL, 2002; ICMBIO 2020). O período chuvoso ocorre entre os meses de janeiro a abril, essa região possui clima tropical quente sub-úmido, com 24° a 26° de temperatura média, e pluviosidade média de 1.483,5 mm (FUNCEME, 2019; IPECE, 2017). A região da Serra da Ibiapaba recebe abastecimento da bacia hidrográfica do rio Coreaú e sub-bacia do rio Ubajara (ICMBio 2020a; PROJETO RADAMBRASIL, 1981). Foram amostrados 5 pontos à jusante e 4 pontos à montante, nas bacias localizadas na unidade de conservação.

Figura 9 – Áreas de coleta no Parque Nacional de Ubajara. Delimitação em cinza escuro – área do parque, círculos com pontos centrais – locais de coleta e amostragem da paisagem.



Fonte: Elaborado pelos autores.

### 3.2.2 Amostragem de macroinvertebrados bentônicos

As amostragens de macroinvertebrados aquáticos foram realizadas com súbber, ou seja, uma ferramenta de amostragem quadrada com 0,09 m<sup>2</sup> de área amostral, forrada com rede de 180 µm usado para o revolvimento do sedimento (BICUDO; BICUDO 2004; MERRIT; CUMMINS, 1996; MUGNAI *et al.*, 2010). Ele permite a delimitação de uma área a ser amostrada no sedimento e é indicado para coleta em ambientes rasos, com profundidades de 0,1 até 1,5 m (MERRIT; CUMMINS, 1996). Para áreas à montante, nos açudes, foi realizada a amostragem com súbber em três pontos. Para áreas à jusante, nos rios, foi realizada uma divisão em 4 pontos, onde foram feitas 3 amostragens, totalizando doze amostragens por rio (Material suplementar 1 e 2).

### ***3.2.3 Identificação dos macroinvertebrados aquáticos***

Após a coletas, o material foi transportado ao laboratório, lavado utilizando uma peneira com malha de 180  $\mu\text{m}$ . Posteriormente foi realizada a procura por macroinvertebrados, usando uma bandeja. Após separado o material, os macroinvertebrados foram identificados usando microscópio estereoscópico (Lupa Leica - EZ4). A identificação foi realizada buscando alcançar o menor nível taxonômico possível, usando materiais específicos (HAMADA *et al.*, 2014; MUGNAI *et al.*, 2010; RUPPERT *et al.*, 2005). Em seguida, os espécimes foram classificados em táxons, até o nível de família.

### ***3.2.4 Análises estatísticas***

A partir dos indivíduos coletados, foram contabilizados e calculados os dados de riqueza, abundância, diversidade de Simpson dos grupos taxonômicos. Antes de escolher o teste de comparação, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) para verificar a normalidade das variáveis. As variáveis que apresentaram distribuição normal, foi aplicado o teste T-Student (BOX, 1981), as variáveis que não apresentaram distribuição normal, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney (MANN; WHITNEY, 1947; WILCOXON, 1945). Sendo que, em ambos os testes, a hipótese a ser testada é de que: não existe associação entre as variáveis, sendo essa hipótese rejeitada quando o p-valor do teste for menor ou igual ao nível de significância ( $\alpha = 5\%$ ). Para calcular a diversidade de Pielou e a riqueza de Margalef foi utilizado o teste de T-Student.

Foi gerado ainda o cálculo de diversidade segundo os métodos de Shannon, Simpson e Pielou (HURLBERT, S.H. 1971; HILL, 1973). Para as análises foi utilizado o software R, versão 4.1.1 (R CORE TEAM, 2021), na produção dos resultados descritivos e dos testes de comparação.

### 3.3 Resultados

Foram coletados e identificados um total de 3527 espécimes, sendo 2059 indivíduos à montante, e 1468 indivíduos à jusante. Foram identificadas 71 famílias de 13 ordens. Para a interpretação dos resultados do teste de Mann-Whitney e T-Student verificamos o posto médio e o p-valor. Considerando que, se o p-valor se apresentar menor ou igual a 0,05, rejeitamos a hipótese nula de que não existe associação entre as variáveis, ou seja, dizemos que existe diferença significativa entre os grupos taxonômicos coletados à jusante e à montante do açude. Os taxa Oligochaeta e Planorbidae, tiveram p-valor menor que 0,05, neste caso, temos evidência para rejeitar a hipótese nula, logo, podemos dizer que existe diferença significativa entre os grupos à jusante e à montante do açude.

Quando encontramos essa diferença estatisticamente significativa nos resta saber em qual grupo de espécie está a diferença. Para isso, usamos o posto médio, da tabela (montante, jusante). O maior valor corresponde ao grupo que é estatisticamente significativo. Sendo assim, os taxa Oligochaeta e Planorbidae apresentaram diferenças estatísticas (p-valor = 0,005 e 0,003 respectivamente), no grupo de amostra coletada em área de jusante. A diversidade de Shannon também apresentou diferença, sendo maior na área a jusante (p-valor = 0,004) (Tabela 3). Em relação às variáveis ligadas ao ambiente, houve diferença na quantidade de folhas, na presença de galhos e troncos, maior à montante (Tabela 4). Foi observado também que a abundância dos grupos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) foi maior para as áreas à montante.

Tabela 3 – Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor das espécies e índices de Shannon, Simpson e Inversa de Simpson.

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-Padrão	Posto médio		P-Valor
					montante	jusante	
<b>Espécie</b>							
Gyrinidae	0	2	0,0714	0,34	22,12	20,50	0,262
Haliplidae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Hydrophilidae adulto	0	4	0,1667	0,76	22,12	20,50	0,262
Hydrophilidae	0	16	0,5000	2,53	22,42	20,00	0,164
Scirtidae	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
Hydrochidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Dryopidae adulto	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Dytiscidae adulto	0	1	0,0476	0,22	22,12	20,50	0,261
Dytiscidae larva	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Elmidae adulto	0	5	0,2619	0,91	21,08	22,19	0,576
Noteridae Adulto	0	4	0,1905	0,71	22,73	19,50	0,104
Staphilinidae larva	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Staphilinidae adulto	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Hydropsychidae	0	415	16,3810	72,84	22,50	19,88	0,325
Helicopsychidae	0	419	12,6667	65,05	21,10	22,16	0,655
Frag trichoptera	0	2	0,0952	0,43	21,31	21,81	0,726
Hydroptilidae	0	3	0,0952	0,48	22,12	20,50	0,262
Ecnomidae	0	3	0,1190	0,50	21,63	21,28	0,839
Calamoceratidae	0	3	0,1429	0,57	20,77	22,69	0,270
Sericostomatidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Polycentropodidae	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
Leptoceridae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Polycentrophodidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Xyphocentronidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Trichoptera não ident.	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Formicidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Chironomidae	0	314	34,3810	66,38	21,92	20,81	0,769
Ceratopogonidae	0	28	2,6429	5,68	20,58	23,00	0,484
Stratiomidae	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
Simulidae	0	3	0,1905	0,67	21,12	22,13	0,611
Culicidae	0	21	1,3810	4,21	23,58	18,13	0,051
Dolichopodidae	0	1	0,0476	0,22	21,31	21,81	0,726
Empididae	0	7	0,2381	1,10	21,87	20,91	0,629
Tipulidae	0	5	0,3333	0,87	20,23	23,56	0,232
Chaboridae	0	10	0,2619	1,55	22,12	20,50	0,262
Muscidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Psychodidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Tabanidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Sciomyzidae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Corethrellidae	0	6	0,1429	0,93	21,81	21,00	0,433
Pupa	0	9	0,7143	1,80	22,04	20,63	0,627

Tabela 3 – Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor das espécies e índices de Shannon, Simpson e Inversa de Simpson. (continuação)

Diptera adulto	0	2	0,1429	0,42	22,25	20,28	0,369
Hirudinea	0	8	0,4762	1,49	21,27	21,88	0,811
Oligochaeta	0	2	0,2143	0,52	18,77	25,94	0,005*
Nematoda	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Thiaridae	0	11	0,3333	1,72	20,85	22,56	0,324
Ampularidae	0	9	0,5952	1,98	20,27	23,50	0,173
Planorbidae	0	14	0,5476	2,29	19,00	25,56	0,003*
Hidrobiidae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Ancilidae	0	26	1,0476	4,40	20,29	23,47	0,109
Physidae	0	4	0,0952	0,62	21,00	22,31	0,202
Lymnaeidae	0	2	0,0476	0,31	21,81	21,00	0,433
Caenidae	0	5	0,3571	1,14	21,46	21,56	0,963
Leptophlebiidae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Baetidae	0	8	0,4286	1,55	20,73	22,75	0,357
Baetidae ninfa	0	10	0,2381	1,54	21,81	21,00	0,433
Leptohyphidae	0	3	0,0952	0,48	20,50	23,13	0,068
Corydalidae	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
Pyralidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Tortricidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Cosmopterigidae	0	2	0,0952	0,43	22,12	20,50	0,261
Crambidae	0	6	0,2619	1,06	20,77	22,69	0,270
Veliidae	0	25	0,9524	4,45	20,50	23,13	0,068
Belostomatidae	0	7	0,4286	1,38	21,58	21,38	0,932
Notonectidae	0	24	0,6190	3,71	22,12	20,50	0,262
Mesoveliidae	0	5	0,3095	0,95	21,73	21,13	0,798
Nepidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Saldidae	0	1	0,0476	0,22	21,31	21,81	0,726
Hebridae	0	3	0,0714	0,46	21,81	21,00	0,433
Naucoridae	0	2	0,0476	0,31	21,00	22,31	0,202
Gerridae	0	5	0,2619	0,89	20,71	22,78	0,345
Corixidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Pleidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Gelastocoridae	0	4	0,0952	0,62	21,00	22,31	0,202
Perlidae	0	2	0,1667	0,54	21,08	22,19	0,576
Gripopterygidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Hydrobiosidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Ostracoda	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Paleomonidae	0	34	0,8095	5,25	21,81	21,00	0,433
Cladocera	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Cladocera	0	5	0,1190	0,77	21,81	21,00	0,433
Libellulidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Limnetron	0	22	1,4286	4,39	20,75	22,72	0,461

Tabela 3 – Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor das espécies e índices de Shannon, Simpson e Inversa de Simpson. (continuação)

Gomphidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Coenagrionidae	0	1	0,0476	0,22	20,50	23,13	0,068
Cordulidae	0	18	0,6429	2,84	21,46	21,56	0,963
Protoneuridae	0	6	0,2381	0,98	21,13	22,09	0,629
Aeshidae	0	16	0,6429	2,61	21,19	22,00	0,749
Lestidae	0	3	0,1190	0,50	20,85	22,56	0,324
Perilestidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Zygoptera	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Baetidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Calopterygidae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Perlidae	0	3	0,1905	0,67	21,12	22,13	0,611
Veliidae	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
Larva de lepdoptera	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Cambridae	0	0	0,0000	0,00	21,50	21,50	1,000
Tortricidae	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Acari	0	1	0,0238	0,15	21,81	21,00	0,433
Hirudinea	0	1	0,0238	0,15	21,00	22,31	0,202
<b>Diversidade</b>							
Shannon	0	2,32	1,0004	0,62	17,21	28,47	0,004*
Pielou	0,315	3,46	1,6348	0,82	1,820	1,428	0,135
Margalef	0,02	0,72	0,3136	0,17	0,271	0,360	0,120
Abundance	1	438,00	83,976	116,35	93,59	73,4	0,581

Fonte: Próprio autor. \*resultados significativos

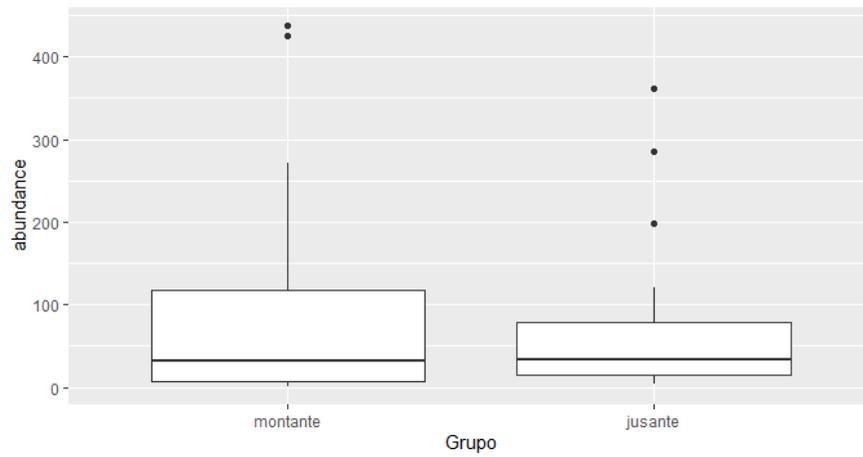
Tabela 4 – Resumo descritivo com valores de mínimo, máximo, média, desvio-padrão, posto médio e p-valor da variável característica.

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Desvio- Padrão	Posto médio		P-Valor
					montante	jusante	
<b>Características</b>							
Pedra Grande	0,00	1	0,476	0,505	23,62	18,06	0,100
Pedra Pequena	0,00	0	0,000	0,000	21,5	21,5	1,000
Seixo	0,00	0	0,000	0,000	21,5	21,5	1,000
Cascalho	0,00	1	0,214	0,415	20,23	23,56	0,229
Areia	0,00	0	0,000	0,000	21,5	21,5	1,000
Silte/argila	0,00	1	0,524	0,505	19,38	24,94	0,100
Folhas	0,00	1	0,286	0,457	25,19	15,5	0,001*
Macrófitas (área de cobertura)	0,00	95	26,429	34,523	20,5	23,13	0,445
Galhos	0,00	40	13,452	16,509	25,65	14,75	0,002*
Troncos	0,00	5	0,714	1,771	23,35	18,5	0,040*
Raízes ou árvores vivas	0,00	90	21,429	34,078	20,27	23,5	0,350
Sombreamento da vegetação	0,00	100	48,929	45,230	18,75	25,97	0,060
Pedras	0,00	100	31,310	39,925	19,98	23,97	0,284
Lodo	0,00	90	27,571	35,916	24,06	17,34	0,078

Fonte: próprio autor.

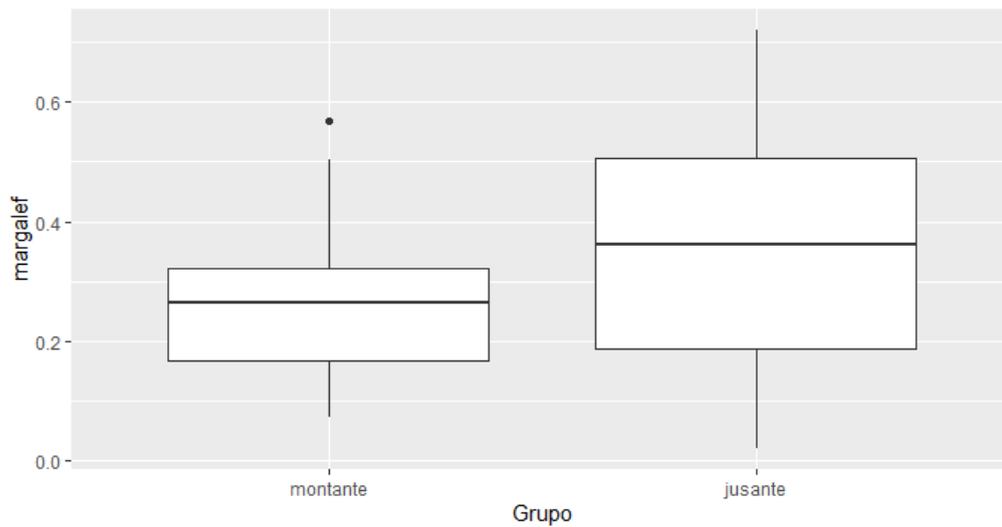
Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas para abundância ( $df = 1$  16,35,  $p$ -valor = 0,581) (Figura 10), diversidade de Margalef ( $df = 0,17$ ,  $p$ -valor = 0,120) (Figura 11), diversidade de Pielou ( $df = 0,82$ ,  $p$ -valor = 0,135) (Figura 12), para os grupos taxonômicos entre as amostras à montante e à jusante do açude (Tabela 3). Amostras à montante e à jusante não possuem diferenças significativas na composição considerando a abundância de táxons (NMDS com estresse = 0,1471922) (Figura 14).

Figura 10 – Box plot para os dados de abundância de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.



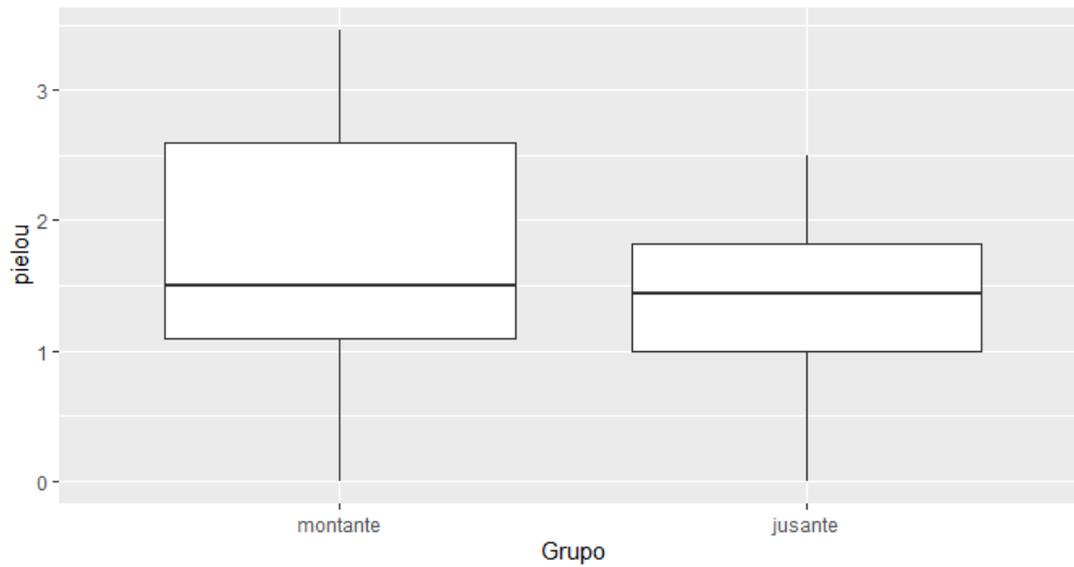
Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 11 – Box plot para os dados de diversidade de Margalef de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.



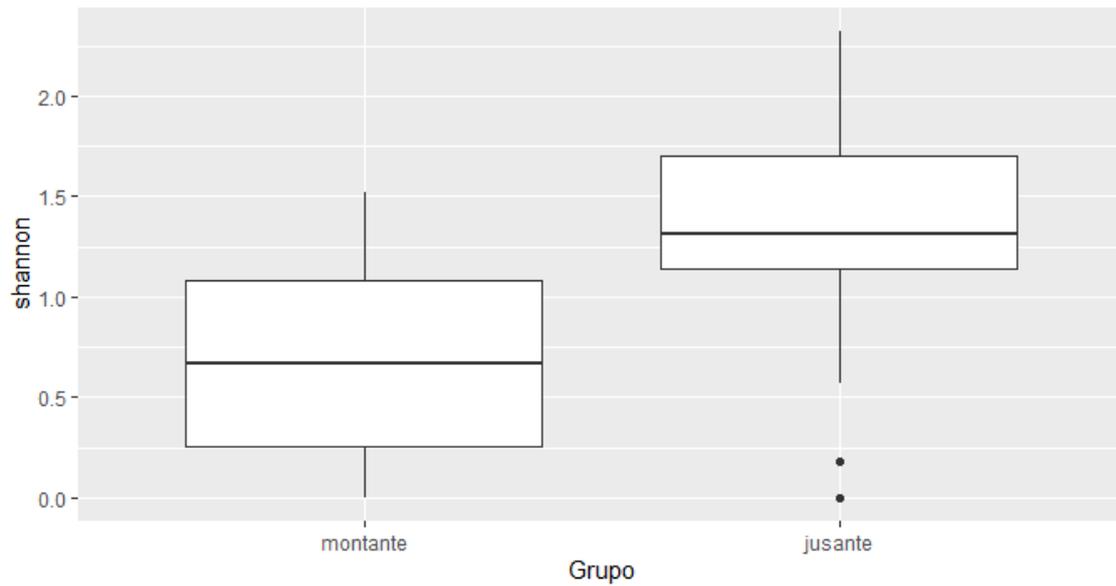
Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 12 – Box plot para os dados de diversidade de Pielou de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.



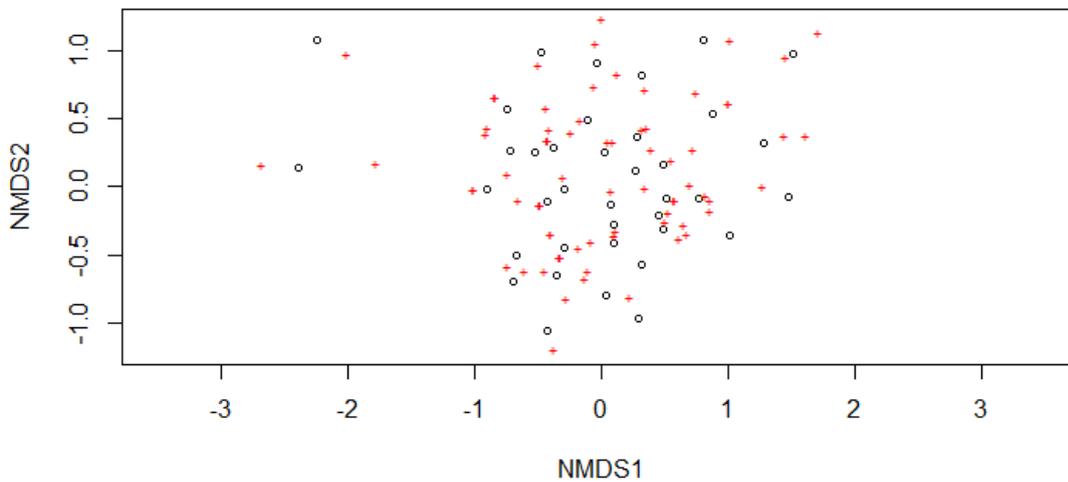
Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 13 – Box plot para os dados de diversidade de Shannon de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 14 – NMDS para a composição de macroinvertebrados aquáticos considerando as amostras coletas em áreas à montante e à jusante do açude.



Fonte: Elaborado pelos autores.

### 3.4 Discussão

As amostras a montante e à jusante de açudes, localizadas no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno, apresentaram diferenças em relação à diversidade de Shannon, sendo o maior valor encontrado à jusante. Isso ocorre por que a presença de açudes altera os componentes hidráulicos dos rios e podem modificar a disponibilidade e qualidade de hábitat, e a estrutura das comunidades aquáticas (BRUNKE; HOFFMAN; PUSCH, 2001; ALMEIDA *et al.*, 2009).

As modificações antropogênicas como as barragens causam alterações nas propriedades físico-químicas originando descontinuidade no gradiente longitudinal dos rios (SALOMÃO *et al.*, 2019; WARD; STANFORD, 1983). Características físico-químicas do habitat como profundidade da água, velocidade do fluxo, transição entre água de corrente livre e zona intersticial e composição do substrato podem ser alteradas pela presença de açudes em habitats (MUELLER; PANDER; GEIST, 2011).

Também podem ser encontradas diferenças em parâmetros bióticos, como abundância, diversidade, estrutura da comunidade do grupos taxonômicos, indicando

descontinuidade serial (MUELLER; PANDER; GEIST, 2011). Nesse estudo foi observado que essas alterações se refletem na diversidade de Shannon dos taxa de macroinvertebrados aquáticos.

Foram observadas diferenças entre os taxa Oligochaeta e Planorbidae, em relação às áreas a montante e à jusante do açude. As áreas à jusante apresentaram maior abundância desses taxa do que as áreas à montante. Isso indica que esses taxa são mais sensíveis à inclusão de barragens no curso do ecossistema aquático do que os outros taxa de macroinvertebrados aquáticos. Convém destacar que os táxons podem ter respostas diferentes em relação ao aumento da deposição de sedimentos em açudes (RABENÍ *et al.*, 2005).

Foi observado que a abundância dos grupos EPT foi maior para as áreas à montante. Estudos utilizando macroinvertebrados bentônicos indicaram que Plecoptera apresentam abundância reduzida abaixo de represas e Trichoptera diminuem com a distância da barragem (ELLIS; JONES, 2016). Em outro estudo, Bredenhand & Samways (2009) registraram uma grande redução na diversidade de macroinvertebrados abaixo de uma barragem em um rio. Essas alterações poder ser causadas pela interrupção do gradiente natural das condições físicas do habitat e pelas respostas bióticas que ocorrem desde montante à jusante dos rios (WARD; STANFORD, 1983), conforme descrito no conceito de rio contínuo por Vannote *et al.* (1980) .

A maior quantidade de folhas, na presença de galhos e troncos à montante encontrada nesse trabalho pode ser explicada pelo fato de haver maior preservação da vegetação nas áreas à montante dos corpos d'água, em comparação com a vegetação à jusante (Tabela 2). O tamanho e a velocidade do substrato são alterados nas proximidades de barragens, onde o substrato geralmente apresenta maior tamanho e a velocidade menor, do que na ausência de barragens (CORTES *et al.*, 2002; POFF; HART, 2002; STOREY *et al.* 1991).

Os açudes causam descontinuidades no transporte de sedimentos, reduzindo a carga de

sedimentos a jusante, causando erosão nas margens de rios e alterando a composição do sedimento (JONES, 2010; SALOMÃO *et al.* 2019). Um exemplo é a decomposição de material vegetal, que pode ser influenciada com mudanças nas características da água, como temperatura, pH, nutrientes dissolvidos, velocidade da corrente, levando a uma mudança na composição trófica de comunidades biológicas, especialmente invertebrados trituradores e microrganismos decompositores (TONIN *et al.*, 2018).

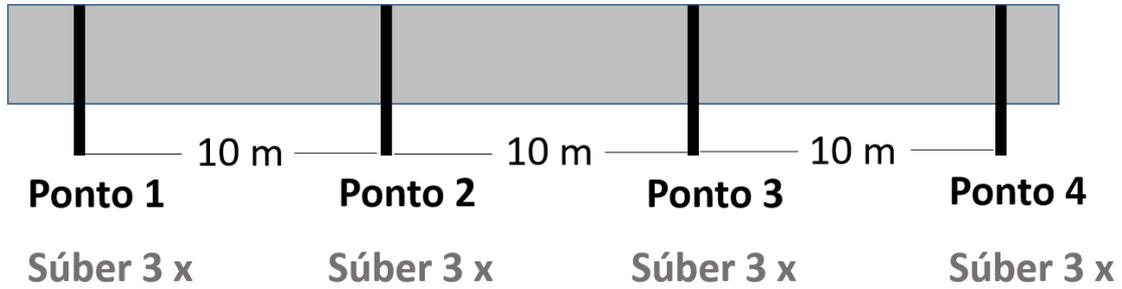
A ciclagem de carbono é prejudicada pelo impedimento do fluxo em riachos, pois vários processos do ecossistema são impactados, como a degradação de folhas e transporte de carbono e nutrientes para os trechos a jusante através da retenção física (MARTINEZ *et al.*, 2013; POFF; HART 2002). Em um estudo avaliando o efeito de pequenas barragens na qualidade da água observou-se que houve maior degradação foliar, biomassa microbiana, biomassa fúngica e riqueza de invertebrados nos trechos a montante de barragens do que no local do reservatório e nos trechos a jusante. Esse resultado indica que ocorre a redução na qualidade da água, redução da riqueza das assembleias de invertebrados e redução da biomassa e processamento de carbono. (SALOMÃO *et al.*, 2019).

### **3.5 Conclusões**

As diferenças na diversidade de Shannon em relação aos táxons de macroinvertebrados aquáticos de áreas à montante e à jusante pode ser devido a diferenças físico-químicas dos dois ecossistemas. A interrupção de fluxo causada pelos açudes resulta em modificações nos atributos físico-químicos e biológicos da água. Considerando que a introdução de açudes em rios é uma ameaça à biodiversidade aquática, há a necessidade de maior aprofundamento de estudos no Parque Nacional de Ubajara e seu entorno.

### 3.6 Material suplementar

Material suplementar 1 – Desenho esquemático das amostragens em rios



Fonte: Elaborado pelos autores.

Material suplementar 2 – Desenho esquemático das amostragens em açudes.



**Súber 3 x**

Fonte: Elaborado pelos autores.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Encontramos diferenças nas diversidades taxonômicas da Unidade de Conservação e da Zona de amortecimento. Convém destacar também que há maior proporção de organismos bioindicadores intolerantes na UC do que na ZA, indicando que existe um grau de poluição na área de entorno da UC. Isso demonstra o quanto a unidade de conservação é importante para a manutenção das espécies de macroinvertebrados bentônicos presentes naquele local.

A diversidade de Shannon relativa aos táxons de macroinvertebrados aquáticos maior em áreas à jusante de açudes pode sugerir que as diferenças no hábitat exercem influência sobre esses organismos. Isso pode ser observado com maior intensidade nos táxons Planorbidae e Oligochaeta, que apresentaram maior abundância à jusante. Existem táxons que apresentam maior tolerância à maior quantidade de aporte de nutrientes em açudes, e estas tendem a se destacar sob essas condições.

As identificações a nível de espécie podem agregar informações sobre como os grupos são afetados pelas variações ambientais. As Unidades de Conservação são muito importantes para a preservação dos organismos, e devem ser estudadas e valorizadas para que esse patrimônio biológico seja mantido.

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER A. N. O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileira. **Geomorfologia**, n. 43, p. 1-3, 1974.
- ABBASI T.; ABBASI S.A. Water quality indices based on bioassessment: the biotic indices. **J. Water Health**, 9 p. 330-348, 2011.
- AERTS, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition. *In*: terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos** 79, p. 439-449, 1997.
- ALMEIDA, E. F.; OLIVEIRA, R.B.; MUNGAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Effects of small dams on the benthic community of streams in an Atlantic forest area of Southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, 2, p. 179–193, 2009.
- ALVES, M. T. R; TERESA, F. B.; NABOUT, J. C. A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 26(3), p. 245-253, 2014.
- ANA, Agência Nacional de Águas. **Água no mundo**. [s.d]. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/agua-no-mundo>. Acesso em: 22 out. 2020.
- ARAÚJO, V. T. D. **O entorno do parque nacional de Ubajara-Ce**: caracterização socioambiental do Distrito de Araticum. Dissertação de mestrado. PRODEMA, 2008.
- ASTORGA, A.; HEINO, J.; LUOTO, M.; MUOTKA, T. Biodiversidade de água doce em extensão regional: determinantes da riqueza taxonômica de macroinvertebrados em córregos da cabeceira. **Ecography** 34, 705-71, 2011.
- BALDERAS, E. C. S; GRAC, C.; EQUILLE, L. B.; HERNANDEZ, M. A. A. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. **Ecol. Indic.** 61. p. 558-567, 2016.
- BATZER, D. P.; RADER, R. B.; WISSINGER, S. A. **Invertebrates in freshwater wetlands of North America**: Ecology and management. New York, NY: John Wiley & Sons. 1999.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Artmed Editora, 2009.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RiMa, 2004. 351p.
- BILTON, D.T.; FREELAND J.R.; OKAMURA, B. Dispersal in freshwater invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32, p. 159–181, 2001.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L.M.; SAUSA K.G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: Environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, 66 (2B), p.611-622, 2006.

BOHONAK A.J. & JENKINS D.G. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. **Ecology Letters**, 6, p. 783-796, 2003.

BONADA N.; DOLEDEC S.; STATZNER B. Spatial autocorrelation patterns of stream invertebrates: exogenous and endogenous factors. **Journal of Biogeography**, 39, p. 56–68, 2012.

BOX, J. F. Gosset, Fisher, and the t Distribution. **The American Statistician**, vol. 35, no. 2, 1981, p. 61–66. JSTOR, [www.jstor.org/stable/2683142](http://www.jstor.org/stable/2683142). Accessed 1 Dec. 2020.

BRANDT, S. A. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40(4), p. 375-401, 2000.

BRASIL. **Decreto s/nº, de 13 de dezembro de 2002**. Altera os limites do Parque Nacional de Ubajara. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, dez. 2002.

BRASIL. **Decreto nº 72.144, de 26 de abril de 1973**. Altera os limites do Parque Nacional de Ubajara. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, abr. 1973.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm) Acesso em: 26 de outubro de 2020. 2000a.

BRASIL. **Lei No 9.985, de 18 de julho de 2000**. Presidência da República. Jul.2000. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm). Acesso em: 17 de out de 2019, 2000b.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 428 de 17/12/2010**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=641> Acesso em: 26 de outubro de 2020, 2010.

BRASIL. **Decreto nº 45.954, de 30 de abril de 1959**. Brasília, DF. 1959. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1950-1969/D45954.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1950-1969/D45954.htm). Acesso em: 26 out. 2020.

BRASIL. **Decreto s/nº, de 13 de dezembro de 2002**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/dnn/2002/Dnn9780.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2002/Dnn9780.htm). Acesso em: 26 de out. 2020.

BREDENHAND, E.; SAMWAYS, M. J. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. **Journal of Insect Conservation**, 13, p. 297–307, 2009.

BRITO, J. G.; MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; HUGHES, R. M.; DE PAULA, F. R. Biological indicators of diversity in tropical streams: Congruence in the similarity of invertebrate assemblages. **Ecological indicators**, 85, p. 85-92, 2018.

- BRUNKE, M.; HOFFMAN, A.; PUSCH, M. Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. **Regulated Rivers: Research & Management**, 17, p. 667-676, 2001.
- BUSS, D. F.; CARLISLE D. M.; CHON, T. S.; CULP, J.; HARDING, J. S.; KEIZER-VLEK, H. E. *et al.* Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environ Monit Assess.** 2015; 187: 1–21. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4167-x>. Acesso em: 16 de outubro de 2020.
- CADOTTE, M.W. Competition–colonization trade-offs and disturbance effects at multiple scales. **Ecology** 88, p. 823-829, 2007.
- CALCAGNO, V. *et al.* Coexistence in a metacommunity: the competition–colonization trade-off is not dead. **Ecol. Lett.** 9, p. 897-907, 2006.
- CALIMAN, A.; LEAL, J. J.; ESTEVES, F. A.; CARNEIRO, L. S.; BOZELLI, R. L.; FARJALLA, V. F. Functional bioturbator diversity enhances benthic–pelagic processes and properties in experimental microcosms. **Journal of the North American Benthological Society**, 26(3), p. 450-459, 2007.
- CAMARGO, J. A. Toxic effects of residual chlorine on larvae of *Hydropsyche pellucidula* (Trichoptera, Hydropsychidae): A proposal of biological indicator. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 47(2), p. 261-265, 1991.
- CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; BOGAN, M. T.; LYTTLE, D. A.; PRAT, N. Are Chironomidae (Diptera) good indicators of water scarcity? Dryland streams as a case study. **Ecological Indicators**, 71, p. 155-162, 2016.
- CARMIGNOTTO, A. P.; ASTÚA, D. Mammals of the Caatinga: diversity, ecology, biogeography, and conservation. In **Caatinga** (p. 211-254). Springer, Cham. 2017.
- CARRERA, C.; FIERRO, K. **Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua**. Fundación EcoCiencia. Quito. Ecuador. 2001.
- CARSTENSEN D.W.; LESSARD J.P.; HOLT B.G.; Krabbe Borregaard M.; RAHBEK C. Introducing the biogeographic species pool. **Ecography**, 36, p. 1310-1318, 2013.
- CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Journal of ecology**, 24(1), p. 252-284, 1936.
- CORTES, R. M. V; FERREIRA, M. T.; OLIVEIRA, S. V.; OLIVEIRA, D. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. **River Research and Applications**, 18(4), p. 367-382, 2002.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387: p. 253–260, 1997.
- COSTANZA, R., R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, S.; FARBER, M.; GRASSO, B.; HANNON,

K. LIMBURG, S.; NAEEM, R. V.; O'NEILL, J.; PARUELO, R. G.; RASKIN, P.; SUTTON, AND M. VAN DEN BELT. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387: p. 253–260, 1997.

COTTENIE, K. *et al.* Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. **Ecology** 84, p. 991-1000, 2003.

CUMMINS K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual review of ecology and systematics**, 10(1), p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K.W. Bioassessment and analysis of functional organization of running water ecosystems. *In*: LOEB, S.L., SPACIE, A. Biological Monitoring of Aquatic Systems. **Lewis Publishers**, Boca Raton, FL, USA, p. 155-169, 1993.

CUMMINS, K.W. Invertebrates. *In*: CALOW, P.; PETTS, G.E. The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles. **Blackwell Scientific**, London, UK, p. 234-250, 1992.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics** 10, p. 147-172, 1979.

CYR, H.; DOWNING, J. A. Empirical relationships of phytofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 45, p. 976-984, 1988.

DA FONSECA, R. C.; FREIRE, N. C. F.; DA SILVA, C. B.; JÚNIOR, E. O. R. O **Sensoriamento remoto como instrumento de gestão ambiental no bioma caatinga: o caso do Parque Nacional de Ubajara**. II Congresso Internacional da Diversidade do Semi-Árido. 2017

DA SILVA, A. L. L.; LISBOA, L. K.; SIEGLOCH, A. E.; PETRUCIO, M. M.; JÚNIOR J. F. G. Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. **Marine and Freshwater Research**, 68(7), 1260-1271, 2017.

DARWIN, C. **The formation of vegetable mould through the action of worms, with observations on 673 their habits**. John Murray, London, 326 p., 1881.

DE OLIVEIRA, U. C.; TEIXEIRA, L. F. C.; SOARES, F. F., SOARES, P.; MENDONÇA, C. A. M. J. **Avaliação do uso do solo e cobertura vegetal na zona de amortecimento do Parque Nacional de Ubajara**, em Ubajara, Ceará. X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2019.

DECLERCK S.A.J.; CORONEL J.S.; LEGENDRE P.; BRENDONCK L. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of HighAndes wetlands. **Ecography**, 34, 296–305, 2011.

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Storage and decomposition of particulate organic matter along the longitudinal gradient of an agriculturally-impacted stream. **Hydrobiologia**, 262, p. 77–88, 1993.

DEMARS, BOL, KEMP, J.L.; FRIBERG, N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; HARPER, DM,

Ligação de biótopos a invertebrados em rios: características biológicas, taxocomposição econômica e diversidade. **Indicadores Ecológicos** 23, p. 301-311, 2012.

DOBSON, M.; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA, F. K.; M'ERIMBA, C. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. **Hydrobiologia**, 519, p. 207-210, 2003.

DOS SANTOS BERTONCIN, A. P.; PINHA, G. D.; BAUMGARTNER, M. T.; MORMUL, R. P. Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. **Hydrobiologia**, 826(1), p. 379-393, 2019.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, 81(2), p. 163-182, 2006.

DUNCK, B.; FELISBERTO, S. A.; DE SOUZA NOGUEIRA, I. Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. **Hydrobiologia**, 837(1), p. 195-204, 2019.

ELLIS, L. E.; JONES, N. E. A test of the serial discontinuity concept: longitudinal trends of benthic invertebrates in regulated and natural rivers of northern Canada. **River Research and Applications**, 32(3), p. 462-472, 2016.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Interciência.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E.; ROMERO, F.; CUEZZO, M. G. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino. **Conservación de la Naturaleza** 16. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, 2006.

FIERRO, P.; QUILODRÁN, L.; BERTRÁN, C.; ARISMENDI, I.; TAPIA, J.; CORTÉS, F. P.; HAUENSTEIN, E.; ARRIAGADA, R.; FERNÁNDEZ, E.; CHACOFF, L. V. Rainbow trout diets and macroinvertebrates assemblages responses from watersheds dominated by native and exotic plantations. **Ecol. Indic.**, 60. p. 655-667, 2016.

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; ARISMENDI, I.; DÍAZ, G.; JARA-FLORES, A.; HABIT, E.; VARGAS-CHACOFF, L. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. **Science of the total environment** 686: 26-37, 2019.

FONSECA, M.; LAMAS, I. KASECKER, T. O papel das unidades de conservação. *Scientific American Brasil Especial*, 39, p. 18-23, 2010.

FORD, J. The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure. *Ecotoxicology: problems and approaches*. Springer, New York, NY, 1989. 99-144. *Freshwat. Biol.* 4:343-368, 1989.

freshwater invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32, p.159-181, 2001.

FUNCEME. **Gráficos de chuvas dos postos pluviométricos**. Disponível em: [www.funceme.br/areas/monitoramento/grafico-de-chuvas-dos-postos-pluviometricos](http://www.funceme.br/areas/monitoramento/grafico-de-chuvas-dos-postos-pluviometricos). Acesso

em: 20 ago. 2019.

GLEASON, J. E.; ROONEY, R. C. Pond permanence is a key determinant of aquatic macroinvertebrate community structure in wetlands. **Freshwater Biology**, 63(3), p. 264-277, 2017.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bull. Torrey Botanical Club** 53, p. 7-26, 2011.

GOMES, W. I. A.; DA SILVA JOVEM-AZEVÊDO, D.; PAIVA F. F.; MILESI, S. V.; MOLOZZI, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. **Ecological Indicators**, 93, p. 404-410, 2018.

GREATHOUSE, E. A.; PRINGLE, C. M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 63, p. 134-152, 2006.

GRONROOS, M.; HEINO, J. Species richness at the guild level: effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. **Journal of Animal Ecology**, 81, p. 679-691, 2012.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.; QUERINO, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus, INPA. 724p., 2014.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. Macroinvertebrates. *In: Methods in Stream Ecology*, Volume 1 (p. 297-319). Academic Press, 2017.

HAVEL J. E.; SHURIN J. B. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. **Limnology and Oceanography**, 49, 1229–1238, 2004.

HEINO, J. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. **Freshwater Biology**, 56, 1703–1722, 2011.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, [S.L.], v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

HOLYOAK, M. *et al.* **Metacommunities**: spatial dynamics and ecological communities, University of Chicago Press, 2005.

<https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/agua-no-mundo>. Acesso em: 22 out. 2020.

HUBBELL, S.P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**, Princeton University Press, 2001.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology** 52, p.577-586, 1971.

ICMBIO. **Plano de manejo**: Parque Nacional de Ubajara. Available in: <http://www.icmbio.gov.br/parnaubajara/planos-de-manejo> Access in: 16 jul 2020

ICMBio. Parque Nacional de Ubajara. **Plano de Manejo – Fase 2**, Encarte 4, Contexto

Regional, 2020.

IPECE. Instituto de Pesquisas de Ceará. **Perfil Básico Municipal – Ubajara 2017**. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/perfil-municipal-2017/>. Acesso em: 26 out. 2020.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 58, p. 157-170, 2001.

JONES, N. E. Incorporating lakes within the river discontinuum: longitudinal changes in ecological characteristics in stream–lake networks. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 67(8), 1350-1362, 2010.

KHATRI, N. TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, 8(1), p. 23-39, 2015.

KIETZKA, G. J.; PRYKE, J. S.; GAIGHER, R. SAMWAYS, M, J. Applying the umbrella index across aquatic insect taxon sets for freshwater assessment. **Ecological Indicators**, 107, 105655, 2019.

KLEMM, D. J.; LEWIS, P. A.; FULK, F. Y.; LA-ZORCHAK, J. M. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of Surface waters. EPA/600/4-90/030. U S. **Environmental Protection Agency**. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Cincinnati. Ohio, 1990.

KLINK, R.; BOWLER, D. E.; GONGALSKY, K. B.; SWENGEL, A. B.; GENTILE, A.; CHASE, J. M. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368(6489), p. 417-420, 2020.

KONRAD, C. P.; BRASHER, A. M. D.; MAIO, J.T.; Avaliando características de fluxo como fatores limitantes em conjuntos de invertebrados bentônicos em riachos no oeste dos Estados Unidos. **Freshwater Biology** 53, p. 1983-1998, 2008.

LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M.; MELO, A. S.; PES, A. M. O.; MAGNUSSON, W. E. The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. **Freshwater Biology**, 57, 1554–1564, 2012.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.A.; INESON POWH.; DHILLION, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of soil biology**, 33(4), 159-193, 1997.

LEIBOLD, M. A.; CHASE, J. M. **Metacommunity ecology** (Vol. 59). Princeton University Press, 2018.

LEIBOLD, M. A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecol. Lett.** 7, 601–613, 2004.

LEIBOLD, M. A. Similarity and local co-existence of species in regional biotas. **Evol. Ecol.** 12, 95–110, 1998.

- LENAT, D. R.; RESH, V. H. Taxonomy and stream ecology-the benefits of genus and species-level identifications. **J N Am Benthol Soc.** 20(2): p. 287–298, 2001.
- LENAT, D. R. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. **J N Am Benthol Soc.** p. 279-290, 1993.
- LENCIONI, V.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. **Freshwater Sci.**, 31 p. 525-541, 2012.
- LI, Y.; ZHOU, Q.; REN, B.; LUO, J.; YUAN, J.; DING, X.; YAO, X. Trends and Health Risks of Dissolved Heavy Metal Pollution in Global River and Lake Water from 1970 to 2017. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology** Volume 251, 1-24, 2020.
- LINDSTROM, E. S.; LANGENHEDER, S. Local and regional factors influencing bacterial community assembly. **Environmental Microbiology Reports**, 4, 1–9, 2012.
- LOGUE, J. B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; HILLEBRAND, H.; METACOMMUNITY WORKING GROUP. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in ecology & evolution**, 26(9), 482-491, 2011.
- LOREAU, M. From populations to ecosystems: theoretical foundations for a new ecological synthesis. **Princeton University Press**, Princeton, New Jersey, USA, 2010.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**, Princeton University Press, 1967.
- MAHEU, A.; ST-HILAIRE, A. CAISSIE, D.; EL-JABI, N.; BOURQUE, G.; BOISCLAIR, D. A regional analysis of the impact of dams on water temperature in medium-size rivers in eastern Canada. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 73, 1885–1897, 2016.
- MANGADZE, T.; BERE, T.; MWEDZI, T. Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: a comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. **Ecol. Indic.**, 63, p. 128-143, 2016.
- MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **Annals of Mathematical Statistics**, 18, 50–60. Accessed 1 Dec. 2020. 1947.
- MANTOVANI, W.; DOS ANJOS, L. U. I. Z.; MONTEIRO, R. F.; DE ARAUJO, F. S. **A conservação da Biodiversidade no Domínio da Caatinga**. Pesquisas em unidades de conservação no domínio da Caatinga: subsidios à gestão. Edições UFC, 2017.
- MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, 59, p. 553-561, 1999.
- MARTÍNEZ, A.; LARRAÑAGA, A.; PÉREZ, J.; BASAGUREN, A.; POZO, J. Leaf-litter quality effects on stream ecosystem functioning: a comparison among five species.

Fundamental and Applied Limnology/**Archiv für Hydrobiologie**, 183(3), 239-248, 2013b.

MARTINS, R. T.; COUCEIRO, S. R. M.; MELO, A. S. MOREIRA, M. P. HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in. **Central Amazon Ecol. Indic.**, 73.p. 480-491, 2017.

MARTINY, J.B.H.; BOHANNAN B.; BROWN J., *et al.* Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. **Nature Reviews Microbiology**, 4, p. 102–112, 2006.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 21, p. 384-396, 2002.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature** 405:228–233, 2000.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in ecology & evolution**, 14(11), p. 450-453, 1999.

MERRIT, R.W.; CUMMINS, K. W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3th ed. Kendall/Hunt publishing company. USA, 1996.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. Trophic relationships of macroinvertebrates. *In: Methods in Stream Ecology*, vol. 1 (p. 413-433). Academic Press, 2017.

MISERENDINO, M. L.; PIZZOLON, L. A. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 37, p. 525–539. <https://doi.org/10.1080/00288330.2003.9517187>, 2003.

MONAKOV, A. V. Review of studies on feeding of aquatic invertebrates conducted at the Institute of Biology of Inland Waters, Academy of Science, USSR. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, 29(4), p. 363-383, 1972.

MORITZ C.; MEYNARD C.N.; DEVICTOR V.; GUISIEN K.; LABRUNE C.; GUARINI J. M. *et al.* Disentangling the role of connectivity, environmental filtering, and spatial structure on metacommunity dynamics. **Oikos**, 122, p. 1401-1410, 2013.

MUELLER, M.; PANDER, J.; GEIST, J. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. **Journal of Applied Ecology**, 48(6), 1450-1461, 2011.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora, 2010.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books, 176 p., 2010.

- MUSONGE, P. S.; BOETS, P.; LOCK, K.; AMBARITA, N. M. D.; FORIO, M. A. E.; VERSCHUREN, D.; GOETHALS, P. L. Baseline assessment of benthic macroinvertebrate community structure and ecological water quality in Rwenzori rivers (Albertine rift valley, Uganda) using biotic-index tools. **Limnologia**, 75, 1-10, 2019.
- MYKRÄ, A. H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, 16, 149–159, 2007.
- OBOT, O. I.; DAVID, G. S.; FOMBO, U. S. Spatial and Temporal Variations in the Benthic Macro-Invertebrates of Douglas Creek, South-Eastern Nigeria. **Journal of Aquatic Science and Marine Biology**, 2(3), 1-6, 2019.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P. MCGLINN, D.; WAGNER, H. **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.4-2, 2017.
- OLDEN, J.; JACKSON, D. A.; PERES NETO, P. R. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. **Oecologia**, 127, 572–585, 2001.
- PAGGI, A. C. Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. **Rev. Soc. Entomol.** Argentina, 58 p. 202-207, 1999.
- PAGGI, A. C. Los Quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. **Biol. Acuática**, 21. p. 50-57, 2003.
- PALMER, C.; O'KEEFFE, J.; PALMER, A.; DUNNE, T.; RADLOFF, S.; Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River, Eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. **Freshwater Biology** 29, 441e453, 1993.
- PAPROCKI, H.; MOREIRA-SILVA, L. New species of *Plectromacronema* Ulmer 1906 (Trichoptera: Hydropsychidae) from Brazil, with association of immature stages and aspects of its biology. **PloS one**, 13(6), e0197573, 2018.
- PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118, 2016.
- PASSY, S. I. A hierarchical theory of macroecology. **Ecology Letters**, 15, 923–934, 2012.
- PASTORINO, P.; PIZZUL, E.; BERTOLI, M.; PERILLI, S.; BRIZIO, P.; SALVI, G.; SQUADRONE, S. Macrobenthic invertebrates as bioindicators of trace elements in high-mountain lakes. **Environmental Science and Pollution Research**, 27(6), 5958-5970, 2020.
- PEREIRA, A.; GERALDES, P.; LIMA FERNANDES, E.; FERNANDES, I.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. **Ecological Indicators**, 69, 648-656, 2016.
- PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream, 1974.
- PINEL-ALLOUL B.; ANDRE A.; LEGENDRE, P.; CARDILLE, J.A.; PATALAS, K.;

- SALKI, A.; Large-scale geographic patterns of diversity and community structure of pelagic crustacean zooplankton in Canadian lakes. **Global Ecology and Biogeography**, 22, 784–795, 2013.
- PLAGUE, G. R.; WALLACE, J. B. Linkages between trophic variability and distribution of *Pteronarcys* spp. (Plecoptera: Pteronarcyidae) along a stream continuum. *American Midland Naturalist* 139, p. 224-234, 1998.
- POFF, N. L.; HART, D. D. How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. **BioScience** 52(8):659-668, 2002.
- POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. M.; PEPIN, D. M. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(14), 5732-5737, 2007.
- POSTEL, S. **Facing Water Scarcity**. Norton, New York, 1992.
- PROIETO RADAMBRASIL. Ministério das Minas e Energia, v. 23, p. 133-136, 1981.
- PULLIAM, H. R. Sources, sinks, and population regulation. **The American Naturalist**, 132(5), 652-661, 1988.
- R CORE TEAM. A language and environment for statistical computing. **Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, 2021.
- R CORE TEAM. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: **R Foundation for Statistical Computing**. Retrieved from <https://www.R-project.org/>, 2016.
- RABENÍ, C. F.; DOISY, K. E.; ZWEIG, L. D. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. **Aquatic Sciences**, 67(4), 395-402, 2005.
- RÁDKOVÁ, V.; BOJKOVÁ, J.; KŘOUPALOVÁ, V.; SCHENKOVÁ, J.; SYROVÁTKA, V.; HORSÁK, M. The role of dispersal mode and hábitat specialisation in metacommunity structuring of aquatic macroinvertebrates in isolated spring fens. **Freshwater Biology**, 59(11), 2256-2267, 2014.
- RAN, X.; BOUWMAN, A. F.; YU, Z.; LIU, J. Implications of eutrophication for biogeochemical processes in the Three Gorges Reservoir, China. **Regional environmental change**, 19(1), p. 55-63, 2019.
- RASMUSSEN, J. B. Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical, and trophic factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 45. 1436-144, 1988.
- RAUNIO, J.; PAAVOLA, R. MUOTKA, T. Effects of emergence phenology, taxa tolerances and taxonomic resolution on the use of the Chironomid Pupal Exuvial Technique in river biomonitoring. **Freshwater Biol.**, 52. p. 165-176, 2007.
- REHN, A. C. Benthic macroinvertebrates as indicators of biological condition below hydropower dams on west slope Sierra Nevada streams, California, USA. **River Research**

and **Applications**, 25, 208–228, 2009.

RENÖFÄLT, B. M.; LEJON, A. G.; JONSSON, M.; NILSSON, C. Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-sized Swedish stream. **River Research and Applications**, 29(9), 1082-1089, 2013.

RESH, V. H.; UNZICKER, J. D. Water quality monitoring and aquatic organisms: The importance of species identification. **Water Environment Federation**, 47: 9-19, 1975.

RESH, V. H. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. **Environmental Monitoring and Assessment**, 138(1-3), 131-138, 2008.

RESTELLO, R. M.; BATTISTONI, D.; SOBCZAK, J. R.; VALDUGA, A. T.; ZACKRZEWSKI, S. B. B.; ZANIN, E. M.; HEPP, L. U. Effectiveness of protected areas for the conservation of aquatic invertebrates: a study-case in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 32, 2020.

ROSENBERG, D.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993.

RUHÍ, A.; WINFIELD-FAIRCHILD, G. SPIELES, D. J.; BECERRA-JURADO, G.; MORENO-MATEOS, D. Invertebrates in created and restored wetlands. *In*: D. P. Batzer & D. Boix (Eds.), **Invertebrates in freshwater wetlands: An international perspective on their ecology**, p. 525–564, 2016.

RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. São Paulo; Roca; 7. ed.;. 1045 p., 2005.

SALOMÃO, V. P.; TONIN, A. M.; DE SOUZA REZENDE, R.; LEITE, G. F. M.; ALVIM E. A. C. C.; QUINTÃO, J. M. B.; JÚNIOR, J. F. G. Small dam impairs invertebrate and microbial assemblages as well as leaf breakdown: a study case from a tropical savanna stream. **Limnologia**, 77, 125685, 2019.

SERRA, S. R.; GRAÇA, M. A.; DOLÉDE, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environ. Monit. Assess.**, 189, p. 326, 2017,

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**. 52 (3–4): 591–611. doi:10.1093/biomet/52.3-4.591. JSTOR 2333709. MR 0205384. p. 593. Accessed 1 Dec. 2020, 1965.

SHMIDA, A.; WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography**, 12, 1–20, 1985.

SIEGLOCH, A.E.; SCHMITT, R.; SPIES, M.; PETRUCIO, M.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Mar. Freshw. Res.**, 68, p. 519-527, 2017.

SILVA, M.; LOSEKANN, M.; FRANCO, T.; **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água na produção de jundiara (*Leiarius marmoratus***

**macho x P. reticulatum fêmea) em reservatório do rio Sorriso, MT, 2016.**

SILVEIRA, A. P.; MENEZES, B. S. D.; LOIOLA, M. I. B.; LIMA-VERDE, L. W.; CARVALHO, E. C. D. D.; SOUZA, B. C. D.; NOGUEIRA, F. C. B. Flora and Annual Distribution of Flowers and Fruits in the Ubajara National Park, Ceará, Brazil. **Floresta e Ambiente**, 27(2), 2020.

SILVEIRA, A. P.; MENEZES, B. S. D.; LOIOLA, M. I. B.; LIMA VERDE, L. W.; CARVALHO, E. C. D. D.; SOUZA, B. C. D.; NOGUEIRA, F. C. B. Flora and Annual Distribution of Flowers and Fruits in the Ubajara National Park, Ceará, Brazil. **Floresta e Ambiente**, 27(2), 2020.

SIROTA, J.; BAISER, B.; GOTELLI, N. J.; ELLISON A. M. Organic-matter loading determines regime shifts and alternative states in an aquatic ecosystem. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**. 110, 7742–7, 2013.

SLADECEK, V. System of water quality from the biological point of view. **Ergebnisse der limnologie**, 7: 1, 1973.

STEWART, T. W.; DOWNING, J. A.; Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. **Wetlands**, 28, 141–150. <https://doi.org/10.1672/06-130.1>, 2008.

STOREY, A.W.; EDWARD, D. H. D.; GAZEY, P.; Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia. **Hydrobiologia**, 211(2), p. 111-121, 1991.

STUBBINGTON, R.; SARREMEJANE, R.; DATRY, T. Alpha and beta diversity of connected benthic–subsurface invertebrate communities respond to drying in dynamic river ecosystems. **Ecography**, 42(12), p. 2060-2073, 2019.

SUREN, A. M.; MCMURTRIE, S. Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. **River Research and Applications**, 21(4), p. 439-453., 2005.

SWARTZ, L. K. **Response of amphibian and invertebrate communities to wetland mitigation in the Greater Yellowstone Ecosystem**. University of Montana, 2017.

SWARTZ, L. K.; HOSSACK, B. R.; MUTHS, E.; NEWELL, R. L.; LOWE, W. H. Aquatic macroinvertebrate community responses to wetland mitigation in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Freshwater Biology**, 64(5), p. 942-953, 2019.

TILMAN, D. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. **Ecology** 75, 2–16, 1994

TONIN, A.M.; HEPP, L.U.; GONÇALVES JF. Spatial variability of plant litter decomposition in stream networks: from litter bags to watersheds. **Ecosystems**, 21(3), p. 567-581, 2018.

TONKIN, J. D.; STOLL, S.; JÄHNIG, S. C.; HAASE, P. Contrasting metacommunity

structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. **Oikos**, 125(5), 686-697, 2016.  
UN WWAP. **Water for people, water for life: 3rd World Water Forum in Kyoto, Japan, 2001**

VAN DER GUCHT, K.; COTTENIE, K.; MUYLAERT, K.; VLOEMANS, N.; COUSIN, S.; DECLERCK, S. *et al.* The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104, p. 20404–20409, 2007.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, p. 130-137, 1980.

VIMOS-LOJANO, D. J.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; HAMPEL, H. Riparian and microhábitat factors determine the structure of the EPT community in Andean headwater rivers of Ecuador. **Ecohydrology**, 10(8), e 1894, 2017.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of Lotic Ecosystems*. **Ann Arbor Science**, Ann Arbor, Michigan: 29–42, 1983.

WELIANGE, W. S.; LEICHTFRIED, M.; AMARASINGHE U. S.; FÜREDER, L. Longitudinal variation of benthic macroinvertebrate communities in two contrasting tropical streams in Sri Lanka. **International Review of Hydrobiology**, 102(3-4), p. 70-82, 2017.

WIENS, J.A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, 3, p. 385-397, 1989.

WILCOXON, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, 1, 80–83. Accessed 1 Dec. 2020, 1945.

WILKINSON, D. M.; OLDEN J. D.; LEROY P. N.; WILKINSON, D. M. The long history of the biotic homogenization concept. **Trends in Ecology & Evolution** 19:283–284, 2004.

WILSON, D. S. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, 73, 1984–2000, 1992.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century (1992: Dublin, Ireland). International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century, 26-31 January 1992, Dublin, Ireland: the Dublin Statement and Report of the Conference. **World Meteorological Organization**, 1992.

YU, D.W.; WILSON, H. B. **The competition–colonization tradeoff is dead; long live the competition–colonization trade-off**. *Am. Nat.* 158, 49–63, 2001.