

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE PLANALTINA

FELLIPE MANOEL DE SOUSA FRANÇA

ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO
AMBIENTAL NO CÓRREGO SARANDI, DISTRITO
FEDERAL, BRASIL

FELLIPE MANOEL DE SOUSA FRANÇA

ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO
AMBIENTAL NO CÓRREGO SARANDI, DISTRITO
FEDERAL, BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Co-Orientador (a): MSc. Carla Albuquerque de Souza

Planaltina – DF
2018

FICHA CATALOGRÁFICA

França, Fellipe Manoel de Sousa

Alternativas para o biomonitoramento ambiental no córrego Sarandi, Distrito Federal, Brasil / Fellipe Manoel de Sousa França. Planaltina - DF, 2018. 33 f.

Monografia - Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília. Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira; co orientador: Carla Albuquerque de Souza.

1. grupos substitutos. 2. resolução taxonômica. 3. resolução numérica. 4. zooplâncton. 5. cerrado. I. França, Fellipe Manoel de Sousa. II. Alternativas para o biomonitoramento ambiental no córrego Sarandi, Distrito Federal, Brasil.

FELLIPE MANOEL DE SOUSA FRANÇA

**ALTERNATIVAS PARA O BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL NO CÓRREGO
SARANDI, DISTRITO FEDERAL, BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Banca Examinadora:

Planaltina-DF, 23 de junho de 2018.

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

MSc. Cleber Nunes Kraus

MSc. Leonardo Fernandes Gomes

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Dedico este trabalho as pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe e irmã. Obrigado por acreditar nos meus sonhos.

Agradeço ao meu orientador Ludgero por todos os ensinamentos e críticas construtivas, esses valores foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

A minha co-orientadora Carla, obrigado por toda gentileza, simpatia e atenção, me sinto honrado em ter sido o seu primeiro orientando de graduação.

A Faculdade UnB Planaltina, obrigado por toda estrutura e amparo.

A minha turma 01/2014, sem vocês eu não teria conseguido. Fiz amizades verdadeiras que vou levar por toda vida, espero reencontra-los.

Ao Núcleo de Estudos e Pesquisa Ambiental e Limnológica – NEPAL, obrigado por todo ensinamento e experiências acadêmicas.

Aos amigos que a vida me deu, obrigado pelo apoio e palavras de incentivo.

Agradeço também ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO, local em que tive minha primeira experiência profissional, agradeço a oportunidade e ensinamentos.

Por fim, obrigado ao tempo, obrigado aos 4 anos e meio de muita experiência, dia após dia superei os meus medos, dificuldades e limitações, hoje sou uma pessoa melhor graças a todos os desafios vencidos que cruzaram o meu caminho.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. METODOLOGIA	12
2.1. ÁREA DE ESTUDO	12
2.2. AMOSTRAGEM	14
2.3. ANÁLISE DE DADOS	14
3. RESULTADOS	14
4. DISCUSSÃO	17
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	20
REFERÊNCIAS	21
ANEXO A	30

RESUMO

Levando em consideração a crescente pressão antrópica nos recursos hídricos do Cerrado, o monitoramento ambiental é uma ferramenta indispensável, entretanto, essa ferramenta possui um elevado custo financeiro e uma alta demanda de tempo. Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar alternativas para a otimização do biomonitoramento em riachos do cerrado utilizando organismos zooplânctônicos. Para isso, o nível de concordância dos grupos zooplânctônicos foram avaliados com o intuito de responder as seguintes questões: (i) os padrões de ordenação espacial gerados com cada grupo zooplânctônico são concordantes? (ii) a identificação dos organismos em nível de espécie pode ser substituída pela identificação em nível de gênero? (iii) os padrões de ordenação são mantidos utilizando dados de densidade ao invés de dados de presença/ausência de espécies? Nosso estudo foi realizado no córrego Sarandi, DF, Brasil, foram estabelecidas três campanhas de coletas de zooplâncton durante os meses de junho, setembro e novembro de 2017. Nossos resultados indicam valores concordantes para a identificação dos organismos a nível de gênero ao invés de espécie e para a utilização dos dados de presença/ausência em substituição para os dados de abundância, já os valores de concordância para a substituição entre os grupos não apresentaram valores concordantes. Dessa forma, cada grupo zooplânctônico deve ser identificado para fins de monitoramento, em contrapartida, sugere-se que sejam utilizados dados de presença/ausência de espécies ou dados apenas de gênero para o biomonitoramento de espécies zooplânctônicas no córrego Sarandi. Assim, é possível otimizar o biomonitoramento ambiental.

Palavras-chave: grupos substitutos, resolução taxonômica, resolução numérica, zooplâncton e cerrado.

ABSTRACT

Considering the increasing anthropogenic pressure in Cerrado water resources, environmental monitoring is an indispensable instrument, however, this instrument has a high financial cost and a high demand of time, so the objective of this work is to evaluate alternatives for the optimization of biomonitoring in streams of the cerrado using zooplanktonic organisms. For this, the level of agreement of the zooplankton groups were evaluated to answer the ensuing questions: (i) the patterns of spatial ordering generated with each zooplankton group are concordant? (ii) can identification of species-level organisms be replaced by genus-level identification? (iii) are sorting patterns maintained using density data rather than species presence / absence data? Our study was carried out in the Sarandi stream, DF, Brazil. Three zooplankton collection campaigns were established during the months of June, September and November 2017. Our results indicate concordant values for the identification of organisms at the genus level rather than species and for the use of the presence / absence data in substitution for the data abundance, and the agreement values for substitution between the groups did not present concordant values. Therefore, each zooplanktonic group should be identified for monitoring purposes. In contrast, it is suggested that species presence or absence data or only genus data be used for the biomonitoring of zooplankton species in the Sarandi stream. This way it is possible to optimize the environmental biomonitoring.

Keywords: assemblage surrogates, taxonomic resolution, numerical resolution, zooplankton and cerrado.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1: Localização dos pontos amostrais no córrego Sarandi, localizado nas Regiões Administrativas de Sobradinho e Planaltina DF, Brasil.....	13
Figura 2: Densidade de indivíduos por campanha de amostragem.	15
Figura 3: Densidade total dos organismos por unidades de amostragem ao longo dos três períodos de coleta.	16
Tabela 1: Resultado da análise de grupos substitutos: concordância entre os grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.	16
Tabela 2: Resultado da análise de resolução numérica: concordância entre os dados de presença/ausência e densidade nos grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.	17
Tabela 3: Resultado da análise de resolução taxonômica: concordância entre os dados em nível de gênero e em nível de espécie nos grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.	17

1. INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado corresponde a maior parte do território da região Centro-Oeste, tendo cerca de 200 milhões de hectares (BUSTAMANTE et al, 2012). Cobre cerca de 85% do planalto central brasileiro e é o segundo maior em extensão, perdendo apenas para a Amazônia (KLINK & MACHADO, 2005). É considerado “berço das águas”, pois suas nascentes desempenham papel fundamental no processo de distribuição dos recursos hídricos do país, vertendo águas para três importantes bacias hidrográficas: a do Paraná/Prata, a do São Francisco e a do Tocantins/Araguaia (LIMA, 2011). Além disso, o Cerrado é considerado um *hotspot* mundial de biodiversidade, apresentando elevada abundância de espécies endêmicas (KLINK & MACHADO, 2005; MYERS et al., 2000).

Contudo, o Cerrado é o bioma brasileiro que mais sofreu alterações com a ocupação humana (IBAMA, 2009). Ações como represamento, uso intensivo da água para irrigação e desmatamento de áreas próximas às nascentes vem gerando uma elevada perda de habitat, sendo uma ameaça à biodiversidade da região que concentra 1/3 da biodiversidade nacional e 5% da flora e fauna mundiais (AGUIAR et al., 2004; CHAVES, 2011; FERREIRA et al., 2007).

Além disso, o aumento na concentração de determinadas variáveis ambientais, como demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, nitrato, fosfato, coliformes fecais e nitrogênio amoniacal em rios oriundos de influências antrópicas como agricultura, pastagem e aumento populacional desordenado vem gerando desequilíbrio no ecossistema e gradualmente limitando a disponibilidade hídrica (PADOVESI-FONSECA et al., 2015; RABELO et al., 2009).

Tendo em vista os impactos sobre os ecossistemas aquáticos, ressalta-se a importância do monitoramento ambiental para prever ou detectar qualquer distúrbio, além de evidenciar as condições e recursos disponíveis aos diferentes organismos (BUSS et al., 2008). Nesse sentido, o monitoramento biológico é a avaliação do ambiente com base nas respostas dos organismos a alterações no meio onde vivem (BUSS et al., 2008). Assim, os organismos que apresentam sensibilidade ou tolerância a determinadas condições ambientais podem refletir na intensidade do distúrbio (BAPTISTA et al., 2003).

Várias comunidades podem ser utilizadas como ferramentas para o biomonitoramento de um corpo hídrico, tais como peixes (VIEIRA & SHIBATTA, 2007),

macroinvertebrados (BIASI et al., 2010) e zooplâncton (MISSIAS et al., 2017) que podem refletir a integridade ecológica desses ecossistemas (ABILIO et al., 2007; DELLINGER et al., 2014; MOREIRA et al., 2016). Dentre esses a comunidade zooplanctônica se destaca por ter um ciclo de vida curto e responder rapidamente às mudanças ambientais (BONECKER et al., 2013; SIMÕES et al., 2015).

Entretanto, eficientes programas de biomonitoramento demandam tempo, recursos financeiros e necessitam de taxonomistas treinados e atualizados (MACHADO et al., 2015). Alternativas para economizar recursos e ganhar tempo têm sido propostas como, por exemplo, a utilização de grupos substitutos (GALLEGO et al., 2012; VIEIRA et al., 2014; WESTGATE et al., 2014) e resoluções numérica e taxonômica (CARNEIRO et al., 2010; CARNEIRO et al., 2013; GOMES et al., 2015; MACHADO et al., 2015).

Na abordagem de grupos substitutos, se dois grupos biológicos apresentarem estrutura espacial/temporal similar, apenas um desses grupos poderia ser avaliado em esforços de conservação ou biomonitoramento (HEINO, 2010; LANDEIRO, 2012). Por exemplo, para fins de monitoramento é possível amostrar apenas a comunidade de lianas como substituto de outras plantas na Amazônia (LANDEIRO et al., 2012); ou apenas a comunidade de peixes ao invés de macrófitas em áreas de riachos em montanhas (JOHNSON E HERING, 2010); ou macrófitas em áreas de planície da Europa como substitutos da biodiversidade de outros organismos em locais minimamente perturbados (JOHNSON E HERING, 2010). Dessa forma, apenas um ou poucos grupos poderiam ser amostrados e identificados, podendo seguramente refletir a situação do ambiente e/ou de toda a comunidade, resultando em otimização de esforços, custo e tempo (LANDEIRO et al., 2012).

Uma outra abordagem que pode ser utilizada em monitoramento ambiental é a resolução taxonômica, conhecida também como suficiência taxonômica, a qual pode ser aplicada quando a identificação de organismos em níveis taxonômicos mais altos (família ou gênero) não implica em perda significativa de informação se comparado ao nível de espécie (BENNETT et al., 2014; CARNEIRO et al., 2013). Essa abordagem simplifica o monitoramento ambiental em razão da complexidade na identificação dos grupos em nível e espécie, que demanda mais tempo na identificação e exige profissionais mais qualificados (HEINO, 2014).

Por fim, a utilização de resoluções numéricas também pode ser uma alternativa para otimizar o monitoramento ambiental, podendo ser utilizada quando os padrões

de concordância forem mantidos utilizando apenas dados de presença/ausência de espécies em substituição aos dados de densidade ou abundância. Por exemplo, é possível utilizar dados de presença/ausência de macroinvertebrados (Melo, 2005), fitoplâncton (CANEIRO et al., 2010) e zooplâncton (GOMES et al., 2015) em ambientes aquáticos como córregos localizados na bacia do Rio Carmo em São Paulo, Brasil, riachos no estado de Goiás e planícies de inundação do rio Araguaia, com reduzida perda de informação (GOMES et al., 2015; LOPES et al., 2011). A utilização dessa abordagem também gera simplificação do monitoramento ambiental e redução do tempo empenhado com análises (SOUZA, 2014).

Levando em consideração a crescente pressão antrópica nos recursos hídricos do Cerrado e a importância do monitoramento ambiental, o objetivo deste trabalho é avaliar alternativas para a otimização do biomonitoramento no córrego Sarandi, Distrito Federal, utilizando organismos zooplanctônicos e alguns dos seus principais grupos (rotíferos, cladóceros e amebas testáceas). Esse córrego foi escolhido nesse estudo por ser alvo de constantes pressões antrópicas oriundas de atividades agrícolas e loteamentos próximos a sua margem, e as ações que otimizem e reduzam os custos e o tempo do biomonitoramento nessa área tornam-se imprescindíveis. Para isso, o nível de concordância dos grupos zooplanctônicos foram avaliados com o intuito de responder as seguintes questões: (i) os padrões de ordenação espacial gerados com cada grupo zooplanctônico são concordantes? (ii) a identificação dos organismos em nível de espécie pode ser substituída pela identificação em nível de gênero? (iii) os padrões de ordenação são mantidos utilizando dados de densidade ao invés de dados de presença/ausência de espécies?

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido no córrego Sarandi localizado na parte norte do Distrito Federal, Brasil, entre as regiões administrativas de Sobradinho-DF e Planaltina-DF. Esse córrego possui uma área de cerca de 30 km² e deságua no Ribeirão Mestre D'Armas, um afluente de suma importância do rio São Bartolomeu que contribui para a formação da Bacia do Rio Paraná (MARTINS et al., 2002).

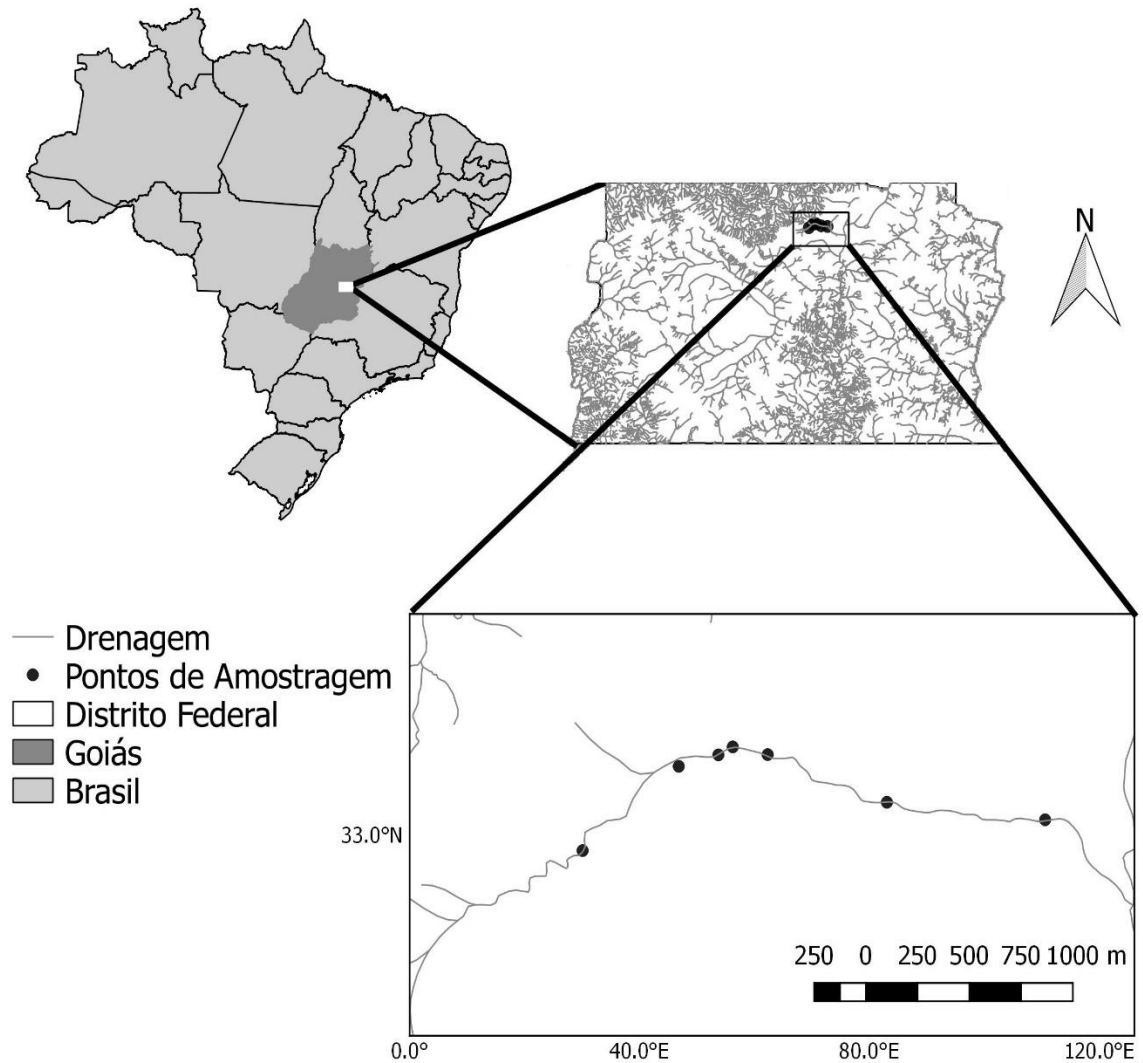


Figura 1: Localização dos pontos amostrais no córrego Sarandi, localizado nas Regiões Administrativas de Sobradinho e Planaltina-DF, Brasil.

O córrego Sarandi encontra-se sob condições climáticas específicas do bioma Cerrado tendo sazonalidade bem definida, sendo o período seco entre os meses de maio a setembro e o chuvoso no período de outubro a março. As médias anuais para precipitações pluviométricas ficam entre de 1200 e 1800 mm e as médias anuais de temperatura são de 22-23°C (MARCUIZZO et al., 2012).

Fazem parte da área de ocupação do córrego Sarandi, instituições de pesquisa, de ensino e áreas de proteção ambiental. A região também contempla diversas

chácaras que possuem criação de peixes, aves, gados e agricultura, que vem impondo forte pressão no córrego (Chaves et al., 2014).

2.2. AMOSTRAGEM

Foram realizadas três campanhas de amostragem, a primeira no dia 29/06/2017, a segunda no dia 01/09/2017 e a terceira no dia 19/12/2017, em 7 unidades amostrais ao longo do córrego Sarandi (Figura 1).

As amostras do zooplâncton foram obtidas por meio de uma rede com malha de 20 μ m, na qual foram filtrados 150 litros de água por ponto de coleta, que foram conservadas em formol 4%. As amostras foram concentradas em 100 mL, dos quais 10 mL foram subamostrados com pipeta tipo *Hensen-Stempel* e contadas numa câmara de *Sedgewick-Rafter* com auxílio de microscópio óptico. Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível por meio de consulta às chaves de identificação e outros trabalhos relativos a mesma área (Bottrell et al., 1976).

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar os níveis de correlação entre os grupos zooplanctônicos (cladóceros, rotíferos e protozoários testáceos) e as resoluções numéricas e taxonômicas, foi realizado o teste de Procrustes (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). Esse teste consiste em uma técnica de ordenação com o objetivo de encontrar correlações entre duas ou mais matrizes de dados brutos, de similaridade ou distância.

Foram utilizadas matrizes de distância, sendo o índice de *Bray-Curtis* para os dados de densidade e *Jaccard* para os dados de presença/ausência de espécies. Foram utilizados também os escores da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre & Legendre, 2012). A significância foi calculada por meio de 9.999 randomizações e o teste foi realizado usando a função *protest* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2013), programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016).

3. RESULTADOS

Foram identificados um total de 115 espécies, dentre elas 66 amebas testáceas, 36 rotíferos e 13 cladóceros. A densidade total foi de 13.653 indivíduos.m⁻³

³, sendo 8.100 amebas testáceas, 4.540 rotíferos e 1.013 cladóceros. Em todas as campanhas as amebas testáceas foram as mais representativas em densidade e riqueza de espécies (Figura 2).

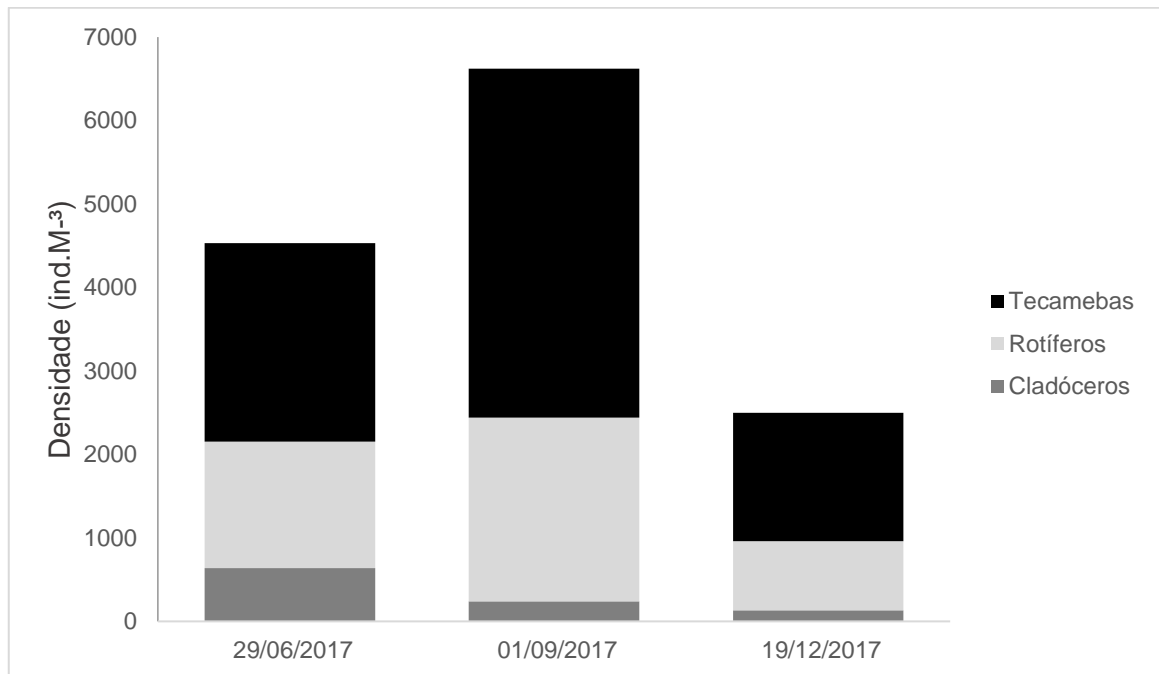


Figura 2. Densidade de indivíduos por campanha de amostragem.

As espécies com maiores densidades para cada grupo foram, *Centropyxis aculeata* e *Arcella hemisphaerica undulata* para as amebas testáceas, *Keratella americana* e *Hexarthra* sp. para os rotíferos e *Diaphanosoma* sp. e *Moina* sp. para os cladóceros. Os pontos amostrais com maiores densidades de indivíduos foram os pontos 6 para a primeira campanha e os pontos 3 e 7 para a segunda campanha. Os menores valores de densidade total de organismos foram observados na terceira campanha, referente ao mês de dezembro (Figura 3). Os maiores valores de riqueza e densidade dos grupos de zooplâncton (amebas testáceas, rotíferos e cladóceros) foram observadas durante o período de seca correspondente aos meses de junho e setembro.

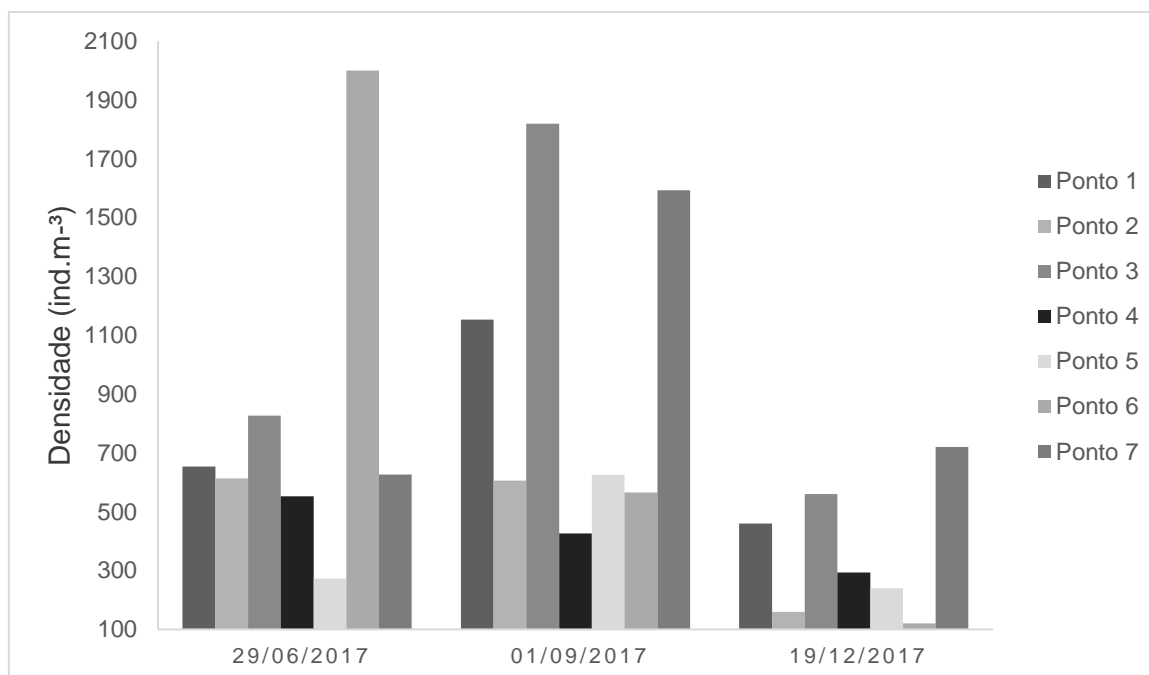


Figura 3. Densidade total dos organismos por unidades de amostragem ao longo dos três períodos de coleta.

Com relação à utilização de grupos substitutos (Tabela 1), foram observados valores concordantes apenas para os cladóceros e rotíferos e cladóceros e tecamebas ambos na segunda campanha. Todos os outros valores não apresentaram concordância.

Tabela 1. Resultado da análise de grupos substitutos: concordância entre os grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.

Grupos	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Cladóceros X Rotíferos	0,858	0,516	0,951	0,008	0,646	0,675
Cladóceros X Tecamebas	0,887	0,625	0,939	0,036	0,695	0,533
Rotíferos X Tecamebas	0,931	0,350	0,930	0,075	0,799	0,124

Analisando os dados de resolução numérica (Tabela 2), nota-se que os resultados encontrados foram similares entre os grupos. Foram encontradas concordâncias significativas e elevadas (acima de 0,94, exceto para rotíferos na terceira campanha que não obteve concordância), sendo os maiores valores encontrados na primeira campanha para as tecamebas e cladóceros; na segunda

campanha para rotíferos e cladóceros e na terceira campanha para tecamebas e cladóceros.

Tabela 2. Resultado da análise de resolução numérica: concordância entre os dados de presença/ausência e densidade nos grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.

Resolução	Grupos	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
		<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Numérica	Cladóceros	0,973	0,016	0,977	0,002	0,9608	0,0003
	Rotíferos	0,957	< 0,001	0,971	<0,001	0,835	0,261
	Tecamebas	0,985	<0,001	0,947	<0,001	0,9789	0,0003

Os resultados para a concordância de organismos em nível gênero em substituição ao nível de espécie (Tabela 3) foram significativos para todos os grupos nas três campanhas de coleta. Sendo, em todas as campanhas, os maiores valores de correlação para cladóceros na primeira campanha, rotíferos na segunda campanha e cladóceros na terceira campanha.

Tabela 3. Resultado da análise de resolução taxonômica: concordância entre os dados em nível de gênero e em nível de espécie nos grupos de cladóceros, rotíferos e tecamebas nas três campanhas de amostragem.

Resolução	Grupos	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
		<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Sp x gen	Cladóceros	1	0,008	0,992	<0,001	1	<0,001
	Rotíferos	0,9425	<0,001	0,970	<0,001	0,9806	<0,001
	Tecamebas	0,9582	<0,001	0,967	0,0003	0,863	0,018

4. DISCUSSÃO

A utilização de organismos planctônicos para o monitoramento biológico é algo que vem ganhando cada vez mais espaço. Estudos vem provando a eficiência desses organismos como excelentes preditores da qualidade do ambiente (DANTAS-SILVA & DANTAS, 2013, FERNANDES & PEREIRA, 2018). A distribuição e abundância desses organismos podem estar ligados a fatores ambientais e antrópicos, uma vez que o aumento na quantidade de nutrientes pode gerar um aumento na produtividade

primária, variável fundamental para o crescimento e reprodução desses organismos (MACEDO et al., 2016).

As maiores densidades e riquezas de amebas testáceas, rotíferos e cladóceros foram observadas no período de seca e podem ser explicadas pelo fato de que, nesse período, as águas ficam mais rasas, o que pode gerar um maior contato entre os organismos, os nutrientes e biomassa que são arrastados pela correnteza, sendo providencial para o aumento de organismos planctônicos (AGGIO, 2015; ARRIEIRA et al., 2017).

As espécies *Euglypha denticulata*, *Centropyxis aculeata* e *Arcella discoides* foram as mais recorrentes durante o período das coletas, aparecendo em mais de 80% das unidades amostrais em todas as três coletas, sendo espécies comuns nesta região e encontradas também em outros estudos na bacia do Rio Paraná (COSTA et al., 2011; LANSAC-TÔHA et al., 2014; ROSA et al., 2017).

Uma maior densidade de amebas testáceas pode ter sido encontrada por serem organismos oportunistas, de tamanhos reduzidos e típicos de ambientes lóticos (AGGIO, 2015). Outro fator é a velocidade da correnteza no córrego, que faz um conseqüente arraste das macrófitas aquáticas e do sedimento para a coluna da água, lembrando que estes organismos são associados ao sedimento (LANSAC-TÔHA et al. 2000, ROSA et al., 2017). Esses resultados se assemelham a outros estudos em ambientes lóticos, na qual os organismos detentores de carapaças podem ultrapassar, em termos de abundância, os outros grupos de zooplâncton (AGGIO, 2015; PERBICHE-NEVES & SERAFIM-JÚNIOR, 2007).

Utilização de grupos substitutos

Em resposta a insuficiência de taxonomistas e o cenário de cortes no financiamento de pesquisas, a utilização de grupos substitutos frequentemente faz parte de estudos ecológicos. No entanto, deve-se optar por essa abordagem se a concordância entre os grupos for elevada (MORAIS et al., 2018). Sendo assim, são esperados maiores valores de concordância entre grupos mais semelhantes, o que pode auxiliar no monitoramento de locais pouco explorados (BINI et al., 2008).

A primeira alternativa para o monitoramento biológico no córrego Sarandi, o uso de grupos substitutos, apresentou poucos grupos concordantes. Entretanto, mesmo apresentando valores concordantes, Heino (2010) recomenda que a substituição entre os grupos somente ocorra quando grandes níveis de significância forem encontrados,

com valores de r maiores que 0,7. Dessa forma, mesmo tendo encontrado valores significativos e concordantes entre cladóceros e rotíferos e cladóceros e tecamebas na segunda campanha, a utilização de grupos substitutos não é recomendada nesse estudo, pois resultados semelhantes não foram encontrados nas duas outras campanhas no córrego Sarandi.

Utilização de resolução numérica

As análises de concordância entre matrizes de dados quantitativos e qualitativos das comunidades zooplanctônicas são interessantes em ambientes com características tropicais como o cerrado que, por possuir uma elevada riqueza de espécies, requer mais trabalho para identificar e catalogar todos os organismos coletados e conservados nas amostras (MELO, 2005). Essa abordagem pode acelerar o processo de monitoramento sem deixar de lado espécies endêmicas ou raras.

Neste trabalho, a substituição de dados de densidade por dados de presença/ausência de espécies apresentou valores concordantes e acima de 0,94, para todas as campanhas. Assim, podemos sugerir que os padrões de ordenação entre os dados de densidade e presença/ausência foram similares. Para fins de monitoramento na área estudada, esta análise serve como estudo piloto, indicando uma possível utilização de presença/ausência de espécies sem grande perda de informação para a redução de custo e tempo em programas de monitoramento no córrego Sarandi. Portanto, para afirmar com exatidão sobre a utilização dessa abordagem são necessários mais estudos com maiores escalas temporais. Essa abordagem já mostrou ser eficiente em rios da Amazônia, planícies de inundação do Rio Araguaia e em rios dos Distrito Federal, na qual a foram sugeridas em razão de ter apresentado padrões de dados similares em todas as campanhas (GOMES et al., 2015; SILVA, 2015; SOUZA, 2014).

Utilização de resolução taxonômica

O uso de resoluções taxonômicas para o monitoramento biológico pode apresentar três principais aspectos. O primeiro aspecto está ligado ao tempo de identificação das amostras que pode ser consideravelmente reduzido (MACHADO et al., 2014). Reduzindo o tempo, o segundo aspecto sugere que podem ser expandidos os números de amostragens e os números de grupos monitorados, aumentando o grau de confiança dos resultados (VIEIRA et al., 2017). O terceiro fator está ligado à

confiabilidade nas identificações devido à rotatividade de pessoas que realizam essa análise e uma maior facilidade em identificar organismos em nível de gênero do que em nível de espécie. Sendo assim, a padronização pode mitigar erros gerados pelas diferenças no conhecimento taxonômico, gerando resultados mais robustos (CARNEIRO et al., 2013; JONES, 2008; VIEIRA et al., 2017).

A terceira alternativa para otimização do monitoramento ambiental sugere identificar organismos em nível de gênero ao invés de identificar em nível de espécie, mas apenas quando os organismos apresentarem respostas similares aos padrões e mudanças ambientais. Nosso estudo apresentou valores concordantes e significativos para todas as campanhas e grupos zooplancctônicos, com valores de concordância entre 0,86 e 1. Esse resultado sugere que pode ser utilizada a identificação de organismos zooplancctônicos em nível de gênero. Os resultados identificados, estão de acordo com estudos anteriores que sugerem a utilização da suficiência taxonômica para grupos de zooplâncton (MISSIAS et al., 2017) e para invertebrados (FRIZZERRA & ALVES, 2012). Deste modo, em futuros programas e/ou estudos nesta região podemos sugerir a identificação de, por exemplo, gênero *Keratella* ao invés da espécie *Keratella cochlearis*, *Karatella americana*, entre outros.

A alta correlação sugere substituição sem perda de informação nos pontos amostrados. Entretanto, essa abordagem pode acabar excluindo espécies endêmicas ou raras que muitas vezes possuem requisitos ambientais únicos (SILVA, 2015). Se tratando de monitoramento, otimizar o tempo na identificação é algo considerado positivo, mas se tratando em informações sobre o levantamento e catalogação de espécies zooplancctônicas identificar todos os organismos tem uma maior importância.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso do monitoramento biológico tem mostrado cada vez mais sua importância para a avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. Alternativas para reduzir gastos e otimizar tempo são palavras chaves no meio das grandes construtoras, estado e empresas de consultoria ambiental. Deste modo, a busca por resultados imediatos e a redução dos altos custos são prioridades durante o monitoramento ambiental. Para isso, alternativas como a utilização de grupos

concordantes, resoluções taxonômicas e numéricas são capazes de reduzir tempo, custo e otimizar o biomonitoramento.

Não é aconselhável a utilização de grupos substitutos da comunidade zooplanctônica no monitoramento biológico do córrego Sarandi, DF, tendo em vista que a maioria dos resultados não foram concordantes. Sendo assim, sugere-se que todos os grupos zooplanctônicos sejam amostrados e identificados.

Em contrapartida, sugere-se que sejam utilizados dados de presença/ausência de espécies ou dados apenas de gênero para o biomonitoramento de espécies zooplanctônicas no córrego Sarandi.

REFERÊNCIAS

ABÍLO, F.J.P.; RUFFO, T.L.M.; SOUZA, A.H.F.F.; FLORENTINO, H.S.; OLIVEIRA JUNIOR, E.T.; MEIRELES, B.N. & SANTANA, A.C.D. (2007). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia brasiliensis**, vol.11, no. 3, p. 397-409.

AGGIO, C.E.G. (2015). **Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade zooplânctonica em riachos subtropicais**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá.

AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J. (2004). A DIVERSIDADE BIOLÓGICA DO CERRADO. EM: AGUIAR, L. M. E. CAMARGO, A. **Ecologia e caracterização do Cerrado**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Cerrados), Planaltina, p.19-42.

ARRIEIRA, R. L.; SCHWIND, L. T. F.; ALVES, G. M.; LANSAC-TÔHA, F. (2017). A. Estudos da biodiversidade de amebas testáceas para estratégias voltadas à preservação: uma revisão. **Rama: revista em agronegócio e meio ambiente**, v. 10, p. 567-586.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F. & EGLER, M. (2003). Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: Peres, F. & Moreira, J.C., orgs. **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ. p. 157-175. ISBN 85-7541-031-8.

BENNET, J.R.; SISSON, D.R.; SMOL, J.P.; CUMMING, B.F.; POSSINGHAM, H.P.; BUCKLEY, Y.M. (2014). Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. **Journal of Applied Ecology** 51: 1722–1732.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A.M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J.R.S.; CARDOSO, R.; MILESI, S.V.; RESTELLO, R.M. & HEPP, L.U. (2010). Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do alto uruguai (RS). **Perspectiva** 34: 67-77.

BINI, L.M.; SILVA, L.C.F.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. & LANSAC-TÔHA, F.A. (2008). Padrões de concordância de assembleias de zooplâncton em Reservatórios brasileiros. Zooplankton assemblage concordance patterns in brazilian reservoirs. **Hydrobiologia** 598, p.247-255.

BONECKER, C.C., SIMÕES, N.R., MINTE-VERA, C.V., LANSAC-TÔHA, F.A., VELHO, L.F.M., AGOSTINHO, A.A. (2013). Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologica*. – **Ecology and Management of Inland Waters**, 43, 114– 121.

BRANDÃO, A. S. P.; REZENDE, G. C.; MARQUES, R., W. C. (2006). Crescimento agrícola no período 1999/2004: a explosão da soja e da pecuária bovina e seu impacto sobre o meio ambiente. **Economia Aplicada**, Ribeirão Preto, v. 10, n. 2, p.249-266.

BOTTRELL, H.H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E, HERZIG, A.; HILLBRICHTILLKOWSKA, A.; KURUASAWA, H.; LARSSON, P. e WEGLENSKA, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal Zoology**, vol. 24, p. 419-456.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, 12: 339-348.

BUSTAMANTE, MMC, NARDOTO, GB, PINTO, AS, RESENDE, JCF, TAKAHASHI, FSC, & VIEIRA, LCG. (2012). Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 72, 655-671.

CARNEIRO, F. M., L. M. BINI & L. C. RODRIGUES. (2010). Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators** 10: 249–255.

CARNEIRO, F. M.; NABOUT, J. C.; VIEIRA, L. C. G.; LODI, S.; BINI, L. M. (2013). Higher taxa predict plankton beta-diversity patterns across in eutrophication gradient. **Natureza & Conservação**, 11: 43-47.

CHAVES, MANOEL RODRIGUES. (2011). UFCER: uma universidade no cerrado e para o cerrado. **Ciência e Cultura.**, São Paulo, v. 63, n. 3, p. 44-47.

CHAVES, T. A.; LIMA, J. E. F. W.; AQUINO, F.G.; VILELA, M. F.; GOMES, R. A. T.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GUIMARAES, R. F. (2014). **Mapeamento do Uso e Cobertura da Terra na Bacia Experimental do Córrego Sarandi, DF em Escala 1:5.000. Planaltina, DF:** Embrapa Cerrados (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa).

COSTA, D. M.; ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M. & LANSAC-TÔHA, F. A. 2011. Species richness of testate amoebae in different environments from the upper Paraná river floodplain (PR/MS). **Acta Scientiarum Biological Sciences** 33(3):263-270.

CUNHA, N. R. S.; LIMA, J. E.; GOMES, M. F. M.; BRAGA, M. J. (2008). A intensidade da exploração agropecuária como indicador da degradação ambiental na região dos Cerrados, Brasil. Piracicaba/SP. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, São Paulo, v. 46, n. 2, p. 291-323.

DANTAS-SILVA L.T & DANTAS Ê.W. (2013). Zooplâncton (Rotifera, cladocera e copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, 17: 243-248.

DELLINGER, J. A.; MOTHS, M. D.; DELLINGER, M. J.; RIPLEY, M. P. (2014). Contaminant trends in freshwater fish from the Laurentian Great Lakes: A 20-Year Analysis. **Human and Ecological Risk Assessment**, 20: 461-478.

FERNANDES L.F.L. & PEREIRA J.B. (2018) Impact on the copepod community structure in a coastal region after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. **PeerJ Preprints** 6: e26838v1.

FERNANDES, P. A.; PESSOA, V. L. S. (2011). O cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizada. **Revista Eletrônica de Geografia**, v.3, n.7, p. 19-37.

FERREIRA, M.E.; FERREIRA JR.; L.G., FERREIRA, N.C.; ROCHA, D.F. & NEMAYER, M. (2007). **Desmatamentos no bioma cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados modis - mod13q1**. Em Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Inpe, Florianópolis, p. 3877-3883.

FRIZZERA, G. L., & ALVES, R. G. 2013. The influence of taxonomic resolution of Oligochaeta on the evaluation of water quality in an urban stream in Minas Gerais, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(4), 408-416. Epub April 12

GALLEGO, I., DAVIDSON, T.A., JEPPESEN, E., PEREZ-MARTINEZ, C., SANCHEZ-CASTILLO, P., JUAN, M.; FUENTES-RODRIGUEZ, F.; LEON, D., PENALVER, P., TOJA, J. & CASAS, J.J. (2012) Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. **Ecological Indicators**, 18, 575–585.

GAOHUA JI, XIANYUN WANG, AND LIQING WANG. (2013). Planktonic Rotifers in a Subtropical Shallow Lake: Succession, Relationship to Environmental Factors, and use as Bioindicators. **The Scientific World Journal**, vol 2013.

GOMES, L. F.; VIEIRA, L. C. G. & BONNET, M. P. (2015). Two practical approaches to monitoring the zooplanktonic community at Lago Grande do Curuai, Pará, Brazil. **Acta Amazonica**, 45(3), 293-298.

HEINO, J. (2010). Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, 10(2), 112-117.

HEINO, J. (2014). Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? **Ecological Indicators**. 36, 186 – 194.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). (2009) Centro de Sensoriamento Remoto. **Monitoramento**

do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: monitoramento do bioma Cerrado, 2002 a 2009. Brasília.

JOHNSON, R.K., HERING, D. (2010). Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**. 20, 978–992.

JONES F.C. (2008). Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. **Environmental Reviews**. V. 16.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. (2005). A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, 1(1):147-155.

LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M.; COSTA, F. R.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; DE SOUZA, J. L.; MORAES, J.; & MAGNUSSON, E. W. (2012). How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, 23, 366-373.

LANSAC-TOHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; COSTA, D. M.; SIMOES, N. R.; ALVES, G. M. (2014). Structure of the testate amoebae community in different habitats in a neotropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 181-190.

LANSAC-TÔHA, F.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C.; AOYAGUI, A.S.M. (2000). Horizontal distribution of testate amoebae (Rhizopoda, Amoebozoa) in plankton samples of the Corumbá reservoir area, state of Goiás, Brazil. **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 347- 353.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (2012). **Numerical ecology**. 3. ed. Elsevier, Amsterdam. 990p.

LIMA, JORGE ENOCH FURQUIM WERNECK. (2011). Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. **Ciência e Cultura**., São Paulo, v. 63, n. 3, p. 27-29.

LOPES, P. M.; CALIMAN, A.; CARNEIRO, L. S.; BINI, L. M.; ESTEVES, F. A.; FARJALLA, V. & R.L. BOZELLI. (2011). Concordance among assemblages of upland

Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. **Ecological Indicators**, 11: 1171-1176.

LOVETT, G.M.; BURNS, D.A.; DRISCOLL, C.T.; JENKINS, J.C.; MITCHELL, M.J.; RUSTAD, L.; SHANLEY, J.B.; LINKENS, G.E. & HAEUBER, R. (2007). Who needs environmental monitoring? **Frontiers in Ecology and the Environment**, vol.5, p.253-260.

MACEDO, I. M. E.; OLIVEIRA, F. H. P. C.; SHINOHARA, N. K. S.; PADILHA, M. R. F.; LIRA, O. O. (2016). Effect of micronutrients on the zooplankton community. **Geama journal**, v. 7, p. 153-161.

MACHADO, K. B.; BORGES, P. P.; CARNEIRO, F. M.; DE SANTANA, J. F.; VIEIRA, L. C. G.; HUSZAR, V. L. M & NABOUT, J.C. (2015). Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. **Hydrobiologia**, 743: 255-267.

MARCUZZO, F.F.N.; CARDOSO, M.R.D.; FARIA, T.G. (2012). Chuvas no cerrado da região centro-oeste do Brasil: análise histórica e tendência futura. **Revista Ateliê Geográfico**, v.6, n.2, p.112-130.

MARTINS, E. S.; REATTO, A.; FARIAS, M. F. R.; SILVA, ÂNGELO V.; BLOISE, G. L. F.; CARDOSO, E. A.; SPERA, S. T.; CARVALHO JÚNIOR, O, A.; GUIMARÃES, R. F. (2002). **Domínios Hidrogeológicos da Margem Direita do Córrego Divisa, Bacia do São Bartolomeu - DF**. Boletim de Pesquisa. Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, v. 68, p. 1-17.

MEDEIROS, M.B.; MIRANDA, H.S. (2005). Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo-sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, p.493-500.

MELO, A. S. (2005). Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using macroinvertebrates. **Archive Hydrobiology**, vol. 164, p. 309-323.

MISSIAS, A. C. A.; GOMES, L. F., P.; HASLEY R., SILVA, L. C.; ANGELINI, RONALDO, & VIEIRA, L. C. G. (2017). Is it possible to simplify environmental

monitoring? Approaches with zooplankton in a hydroelectric reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 29, e8.

MORAIS, G. F.; RIBAS, L.G.S.; ORTEGA, J.C.G.; HEINO J.; BINI, L.M. (2018). Biological surrogates: A word of caution. **Ecological Indicators**. 88. 214 - 218.

MOREIRA, F. W. A., LEITE, M. G. P.; FUJACO, M. A. G.; MENDONÇA, F. P. C.; CAMPOS, L. P., & ESKINAZI-SANT'ANNA, E. MARIA. (2016). Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28, e7.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, RB., SIMPSON, GL., STEVENS, M.H.H., WAGNER, H. (2011). **Vegan: community ecology package**.

PADOVESI-FONSECA, CLAUDIA, & REZENDE, RENAN DE SOUZA. (2017). Factors that drive zooplankton diversity in Neo-Tropical Savannah shallow lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 29, e15.

PERBICHE-NEVES, G. & SERAFIM-JÚNIOR. (2007). Zooplâncton de um trecho do rio Laranjinha (Bacia do rio Paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. **Estudos de Biologia** (UCP. Impresso), v. 29, p. 257-268.

RABELO, C. G.; FERREIRA, M. E.; ARAÚJO, J. V. G.; STONE, L. F.; SILVA, S. C.; GOMES, M. P. (2009). Influência do uso do solo na qualidade da água no bioma Cerrado: um estudo comparativo entre bacias hidrográficas no estado de Goiás, Brasil. **Revista Ambiente & Água: Na interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.4, p.172-187.

ROSA, F. R.; SILVA, W. M. (2017). Checklist dos Copepoda (Crustacea) de vida livre do estado de Mato Grosso do Sul. **Iheringia, Série Zoologia**., Porto Alegre, v. 107, supl. E 2017112.

SANTANA, J. F. (2013). **Uso de grupos substitutos (surrogates) e menores resoluções numéricas e taxonômicas na comunidade zooplanctônica da planície de inundação do rio Araguaia**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão Ambiental) — Universidade de Brasília, Planaltina-DF.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L. & GHIDINI, A.R. (2006). Zooplâncton do Rio Itajaí-Açú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. **Estudos de Biologia**, 28(65): 41-50.

SILVA, L.C. (2015). **A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento**. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 335p.

SIMÕES, N.R.; NUNES, A.H.; DIAS, J.D.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C., (2015). Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia** 758, 3–17.

SOUZA, C.A. (2014). **Qualidade Ambiental de Recursos Hídricos Associados a Pivôs Centrais de Irrigação no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília de Brasília.

VIEIRA, D.B. & O.A. SHIBATTA. (2007). Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, volume 7.

VIEIRA, L. C. G.; RIBEIRO, H. R.; VITAL, M. V. C.; SILVA, L. C. F. D.; SOUZA, A. C. B. D.; PINHEIRO, R. C. D. & BINI L.M. (2014). Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. **Natureza & Conservação**, 12: 36-41.

VIEIRA, M. C.; BINI, LUIS M.; VELHO, LFM.; GOMES, L. F.; NABOUT, J. C.; VIEIRA, L. C. G. (2017). Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 505-512.

WESTGATE, M. J.; BARTON, P. S.; LANE, P. W. & LINDENMAYER, D. B. (2014). Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. **Nature**. Communications. Vol 5, 3899.

Anexo A

Tabela A1. Lista de família e espécie zooplânctônicas identificadas no Córrego Sarandi e dados referentes à média, desvio padrão (DP) e abundância (AB) das espécies em todas as unidades amostrais.

Família	Espécies	Média	DP	AB
Cladóceros				
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	14.6	21.7	306
	<i>Bosmina longirostris</i>	0.95	1.72	20
	<i>Bosmina tubicen</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Chydorus sphaericus</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Disparalona dadayi</i>	4.44	6.34	93.3
Chydoridae	<i>Alona guttata</i>	1.58	2.56	33.3
	<i>Alona quadrangularis</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Acroperus harpae</i>	8.88	9.10	186
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	1.26	2.29	26.6
	<i>Moina micrura</i>	9.20	17.5	193
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	1.90	3.62	40
	<i>Moina sp.</i>	2.85	5.44	60
Sididae	<i>Diaphanosoma sp.</i>	1.26	2.41	26.6
Copépodes				
Cyclopidae	<i>Copepodito calanoida</i>	15.5	28.1	326
	<i>Copepodito ciclopoida</i>	10.7	15.8	226
	<i>Nauplio calanoida</i>	21.2	28.0	446
	<i>Nauplio cyclopoida</i>	11.4	14	240
Rotíferos				
Collothecaceae	<i>Conochilus sp.</i>	0.31	0.60	6.66
Hexarthridae	<i>Hexarthra sp.</i>	40.9	64.3	860
Euchlanidae	<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Euchlanis sp.</i>	0.31	0.60	6.66
Notommatidae	<i>Cephalodella sp.</i>	1.90	2.90	40
	<i>Keratella americana</i>	43.4	63.4	913
Brachionidae	<i>Keratella tropica</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Keratella cochlearis</i>	7.93	12.0	166
	<i>Platyias quadricornis</i>	0.31	0.60	6.66
Ituridae	<i>Itura sp.</i>	0.95	1.81	20
	<i>Lecane bulla</i>	19.6	17.4	413
	<i>Lecane venusta</i>	0.63	1.14	13.3
Lecanidae	<i>Lecane halicylsta</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Lecane pyriformis</i>	1.26	2.29	26.6
	<i>Lecane elsa</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Lecane luna</i>	4.12	6.28	86.6
	<i>Lecane lunaris</i>	15.8	12.8	333

	<i>Lecane hamata</i>	1.58	2.72	33.3
	<i>Lecane hornemanni</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Lecane proiecta</i>	0.95	1.72	20
	<i>Lecane quadridentata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Lecane signifera</i>	3.80	5.44	80
	<i>Lecane sp.</i>	1.26	2.29	26.6
	<i>Lecane furcata</i>	1.58	2.87	33.3
	<i>Lecane cornuta</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Lecane stichaea</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Lecane hastata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Lecane ludwigii</i>	0.31	0.60	6.66
Lepadellidae	<i>Lepadella sp.</i>	1.26	2.41	26.6
	<i>Lepadella patella</i>	24.4	23.9	513
Synchaetidae	<i>Polyarthra sp.</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	6.98	11.3	146
Trichocercidae	<i>Trichocerca porcellus</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Trichocerca sp.</i>	0.63	1.14	13.3
Trichotriidae	<i>Macrochaetus collinsi</i>	0.63	1.14	13.3
Bdelloidea	<i>Subclasse bdelloidea</i>	30.4	22.4	640
Protozoários testáceos				
	<i>Arcella arenaria</i>	1.58	2.87	33.3
	<i>Arcella artocrea</i>	0.95	1.72	20
	<i>Arcella costata</i>	8.88	11.2	186
	<i>Arcella costata angulosa</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Arcella crenulata</i>	11.7	14.8	246
	<i>Arcella dentata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Arcella discoides</i>	25.7	24.6	540
	<i>Arcella excavata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Arcella gibbosa</i>	7.30	8.13	153
Arcellidae	<i>Arcella hemisphaerica</i>	3.49	5.98	73.3
	<i>Arcella hemisphaerica gibba</i>	15.5	18.4	326
	<i>Arcella hemisphaerica hemisphaerica</i>	0.31	0.60	6.6
	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i>	41.2	41.8	866
	<i>Arcella mitrata</i>	1.26	2.29	26.6
	<i>Arcella rotundata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Arcella rotundata aplanata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Arcella vulgaris</i>	37.1	33.5	780
	<i>Arcella vulgaris undulata</i>	13.9	20.0	293
	<i>Arcella vulgaris wailesi</i>	0.31	0.60	6.66
Diffugiidae	<i>Diffugia achlora</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Diffugia acuminata</i>	0.63	1.20	13.3
	<i>Diffugia cf. glans</i>	0.63	1.14	13.3

	<i>Diffugia corona</i>	2.85	4.89	60
	<i>Diffugia distenda</i>	0.63	1.20	13.3
	<i>Diffugia elegans</i>	0.95	1.72	20
	<i>Diffugia globulosa</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Diffugia gramen</i>	4.12	5.89	86.6
	<i>Diffugia lobostoma</i>	0.95	1.72	20
	<i>Diffugia lanceolata</i>	3.80	5.80	80
	<i>Diffugia lucida</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Diffugia muriformis</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Diffugia oblonga</i>	6.98	9.34	146
	<i>Diffugia penardi</i>	0.63	1.20	13.3
	<i>Diffugia pseudogramen</i>	0.95	1.72	20
	<i>Diffugia tuberculata</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Diffugia venusta</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Centropyxis aculeata</i>	50.1	43.6	1053
	<i>Centropyxis aculeata oblonga</i>	0.63	1.14	13.3
	<i>Centropyxis aerophila</i>	3.49	4.98	73.3
	<i>Centropyxis cassis</i>	1.58	2.72	33.3
	<i>Centropyxis cassis spinifera</i>	0.31	0.60	6.66
Heleoperidae	<i>Centropyxis constricta</i>	4.76	5.89	100
	<i>Centropyxis delicatula</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Centropyxis discoides</i>	17.1	20.4	360
	<i>Centropyxis ecornis</i>	5.71	9.25	120
	<i>Centropyxis gibba</i>	2.85	4.08	60
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	0.95	1.72	20
	<i>Centropyxis spinosa</i>	2.53	4.35	53.3
Hyalospheniidae	<i>Argynnia dentistoma</i>	2.85	4.62	60
	<i>Lesquereusia epistomium</i>	1.26	2.17	26.6
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i>	0.31	0.60	6.66
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	10.4	9.16	220
	<i>Netzelia wailesi</i>	3.49	5.65	73.3
Paraquadrulidae	<i>Quadrulella variabilis</i>	2.22	3.80	46.6
	<i>Quadrulella symmetrica tubulata</i>	18.7	20.1	393
Nebelidae	<i>Nebela dentistoma</i>	1.26	2.29	26.6
	<i>Nebela tubulata</i>	9.52	9.52	200
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	4.12	6.28	86.6
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis kahli</i>	5.07	7.74	106
	<i>Cyphoderia ampulla</i>	4.44	6.77	93.3
	<i>Euglypha acanthophora</i>	4.44	8.04	93.3
	<i>Euglypha denticulata</i>	21.2	17.8	446
Euglyphidae	<i>Euglypha filifera</i>	1.90	3.62	40
	<i>Euglypha tuberculata</i>	6.03	9.19	126
	<i>Trinema enchelys</i>	0.63	1.14	13.3

Euglypha rotunda

0.31 0.60 6.66