

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**EFEITOS DO USO DA TERRA NA DIVERSIDADE BETA DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO ITAQUERI, SÃO PAULO, BRASIL**

João Vitor de Mello Assis

SÃO CARLOS, 2022

**EFEITOS DO USO DA TERRA NA DIVERSIDADE BETA DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO ITAQUERI, SÃO PAULO, BRASIL**

João Vitor de Mello Assis

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências na área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. José Galizia Tundisi

Coorientadora: Dra. Susana Trivinho-Strixino

SÃO CARLOS, 2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

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

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato João Vitor de Mello Assis, realizada em 08/12/2022.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. José Galizia Tundisi (IIE)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves (UFSCar)

Prof. Dr. Donato Seiji Abe (IIE)

Profa. Dra. Corina Verônica Sidagis Galli (IIE)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito ao meu orientador, Dr. Prof. José Galizia Tundisi, pelo suporte, inspiração e genialidade. A jornada do senhor na ciência brasileira sempre será um motivador para que alcançarmos

À minha coorientadora, Dra. Profa. Susana Trivinho-Strixino, por toda a dedicação, paciência e aprendizado. Foi um dos melhores momentos deste doutorado, em que pude aprender mais sobre a família Chironomidae e conhecer melhor a experiência com estudos de biodiversidade.

Ao amigo e companheiro de pesquisa, Dr. Hugo Henrique Lanzi Saulino. Sua ajuda foi essencial para que essa tese fosse concluída e foi incrível trabalhar com um pesquisador tão excelente e dedicado.

Ao Dr. Donato Seiji Abe e Dra. Corina Sidagis Galli pelas trocas de experiências e pelo incentivo em desenvolver minha pesquisa na bacia hidrográfica do rio Itaqueri.

Ao biólogo Ricardo Milanetti Degani e ao gestor ambiental Victor Fiochi pela ajuda no geoprocessamento da bacia hidrográfica e elaboração da carta temática.

A toda Equipe do Instituto Internacional de Ecologia (Eduardo, Suelen, Fernando, Alexandre, Natalia, Guto, Felipe e Marcos) que me ajudaram bastante nesses quatro anos e contribuíram para que essa tese fosse possível.

Agradeço muito a minha Família que esteve comigo em todos os momentos e me apoiaram bastante durante esta jornada

Aos amigos da República Pedra 90 (Magrão, Nardo, Rocco, Japa, Fitão, Crew, Leo, Marina, Gabi, Carmem, Dé, Laura, Dourado, Gordinho Rafaela e Marcão).

A Carol, pela amizade que continua desde a graduação em Sorocaba. Você sempre tem um conselho certo para a hora certa e também entende como minha cabeça funciona.

Aos Grandes Amigos: Jorge, Nádia, Vassile, Renato, Rafael, Mayris e Zidane.

Ao Túllio pela grande amizade e inspiração na vida. Mesmo você estando um oceano de distância, realizando um sonho, sinto que podemos estar juntos no coração e na luta

Ao Gustavo pela compreensão e companheirismo. Você é pra mim um exemplo de persistência e sempre me ajudou nas horas mais complicadas.

Ao PPGERN e ao corpo administrativo (João Augusto da Silva Affonso, Roseli Aparecida Gonçalves e Maria Elizabeth Guimarães Moreira) pela ajuda e suporte nas questões burocráticas

Por fim agradeço a CAPES pelo suporte financeiro durante os quatro anos doutorado.

Nenhuma escuridão dura para sempre. E mesmo lá, há estrelas.

Ursula K. Le Guin. The Farthest Shore

RESUMO

As ações antrópicas dentro das bacias hidrográficas podem causar impactos que alteram as funções ecossistêmicas e impactar negativamente a biodiversidade. A diversidade beta é útil para analisar os efeitos de impactos entre comunidades. Os estudos apresentados aqui foram feitos em uma microbacia com alta ocupação pela agricultura no bioma Cerrado e foram investigados os efeitos dos usos da terra na diversidade beta dos macroinvertebrados aquáticos. No primeiro estudo foram analisados os padrões de substituição e aninhamento dos táxons entre córregos tributários e reservatório. Considerando-se as influências diretas dos usos da terra na estrutura comunitária dos córregos, foi testada a hipótese de que a substituição e aninhamento das comunidades no reservatório responderiam diretamente às modificações que ocorreram nas comunidades dos córregos. O segundo estudo analisou a diversidade beta funcional com a ação dos filtros ambientais da microbacia. Considerando que os usos da terra funcionam como filtros que selecionam os traços funcionais, foi perguntado quais traços se relacionariam com diferentes usos da terra. Foram amostrados dez pontos, entre córregos e o reservatório e nos períodos chuvoso e seco. Foram analisadas as variáveis ambientais da água, determinadas as porcentagens de uso da terra em toda microbacia e no entorno de cada ponto. A maioria dos macroinvertebrados foram identificados até o nível de família e família Chironomidae até nível de gênero e foram utilizadas seis categorias de traços funcionais. Os resultados do primeiro estudo mostraram que os padrões que ocorreram nos córregos não influenciaram diretamente nas comunidades do reservatório. Os usos da terra e poluição impediram a dispersão. Os resultados do segundo estudo indicaram que somente o traço de comprimento do corpo esteve positivamente correlacionado com agricultura perene e áreas alagadas. No entanto, houve a predominância na composição comunitária de um traço resiliente e aumento sazonal de gêneros considerados tolerantes. Os estudos aqui demonstraram o considerável nível de degradação ambiental e impactos para a biodiversidade da microbacia.

Palavras-chave: diversidade beta, usos da terra, macroinvertebrados, agricultura, microbacia.

ABSTRACT

Anthropogenic actions within watershed can cause impacts that alter ecosystem functions and negatively impact biodiversity. The beta diversity is useful for analyzing the effects of impacts between communities. The studies presented here were carried out in a watershed with high occupation by agriculture in the Cerrado biome and investigated the effects of land uses on the beta diversity of aquatic macroinvertebrates. In the first study, patterns of turnover and nestedness between tributary streams and reservoir were analyzed. Considering the direct influences of land uses on the community structure of the streams, the hypothesis was tested that the turnover and nestedness of communities in the reservoir would respond directly to the changes that occurred in the streams communities. The second study we analyzed the functional beta diversity with the action of the environmental filters of the watershed. Considering that land uses work as filters that select functional traits, it was asked which traits would relate to different land uses. Ten points were sampled, between streams and the reservoir and in the rainy and dry periods. The environmental variables of water were analyzed, determining the percentages of land use in the entire watershed and in the surroundings of each point. Most macroinvertebrates were identified down to the family level and family Chironomidae down to the genus level, and six categories of functional traits were used. The results of the first study showed that the patterns that occurred in the streams did not directly influence the communities in the reservoir. Land uses and pollution prevented dispersal. The results of the second study indicated that only the body length trait was positively correlated with perennial agriculture and wetlands. However, there was a predominance in the community composition of a resilient trait and a seasonal increase in genera considered to be tolerant. The studies here demonstrated the considerable level of environmental degradation and impacts on the biodiversity of the watershed.

Keywords: beta diversity, land uses, macroinvertebrates, agriculture, watershed.

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO GERAL	10
1.1 REFERÊNCIAS	12
CAPÍTULO 1 – As respostas de córregos tributários ao uso da terra podem influenciar nos padrões de diversidade beta de macroinvertebrados em um reservatório tropical?	14
RESUMO	14
ABSTRACT	15
1.INTRODUÇÃO	16
2.METODOLOGIA	17
2.1 Descrição da área	17
2.2 Geoprocessamento da bacia hidrográfica	18
2.3 Coleta de amostras para análise de variáveis ambientais	18
2.4 Coletas e identificação de macroinvertebrados aquáticos	20
2.5 Diversidade beta	20
2.6 Análise dos dados	21
3. RESULTADOS	21
3.1 Macroinvertebrados aquáticos	21
3.2 Porcentagens de usos e ocupação da terra	22
3.3 Comparações entre as variáveis ambientais	22
3.4 Correlações entre variáveis ambientais e usos da terra	22
3.5 Diversidade Beta	23
4. DISCUSSÃO	25
5. CONCLUSÃO	27
6. AGRADECIMENTOS	28
7. REFERÊNCIAS	29
CAPÍTULO 2 – Como os usos da terra afetam a diversidade beta funcional de macroinvertebrados aquáticos em uma microbacia de intensa ocupação agrícola?	36
RESUMO	36

ABSTRACT	37
1.INTRODUÇÃO	38
2. METODOLOGIA	39
2.1 Descrição da área.....	39
2.2 Geoprocessamento da bacia hidrográfica	40
2.3 Coleta das variáveis ambientais	40
2.4 Coletas e identificação dos macroinvertebrados aquáticos	42
2.5 Determinação da diversidade beta funcional.....	42
2.6 Análise dos dados.....	43
3. RESULTADOS.....	44
3.1 Macroinvertebrados aquáticos.....	44
3.2 Porcentagens de usos e ocupação da terra	44
3.3 Variáveis ambientais da água.....	44
3.4 Análise de diversidade funcional.....	45
4. DISCUSSÃO	48
5. CONCLUSÃO	50
6. AGRADECIMENTOS.....	51
7. REFERÊNCIAS	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	62
APÊNDICE A	63
APÊNDICE B	64
APÊNDICE C	74
APÊNDICE D	80

1.INTRODUÇÃO GERAL

Bacias hidrográficas são áreas separadas topograficamente e todo o volume precipitado de chuva que não infiltra no solo, escoam das áreas mais altas até as mais baixas por meio da rede de drenagem. A rede de drenagem é constituída por um corpo hídrico principal e seus tributários (Pires et al.,2002). Dentro das bacias hidrográficas há integração entre os componentes naturais, sociais, econômicos e esses ecossistemas se tornam unidades ideais para o gerenciamento de recursos hídricos e pesquisas ecológicas (Tundisi e Schiel, 2002). Nessa integração entre os diferentes componentes, ocorrem muitos impactos antrópicos que podem alterar drasticamente as características naturais da bacia. Mudanças no uso da terra, poluição por fontes pontuais e não pontuais e represamento são os principais impactos dentro dessas áreas (Tundisi et al. 2015). Além da alteração das características naturais, esses impactos interferem nos serviços ecossistêmicos, como aqueles que dependem da conservação da biodiversidade (Grizzetti et al., 2016).

A biodiversidade, ou diversidade biológica, é um termo de amplo espectro que vai do nível genético até o ecossistêmico (Gaston, 2000), mas pode ser definida como a variedade e abundância de espécies em uma área de estudo (Magurran, 2013). Whittaker (1960) propôs a divisão da diversidade nas escalas alfa, beta e gama; sendo alfa a diversidade local, beta a diferenciação da diversidade entre diferentes amostras e gama a diversidade regional. A diversidade beta é essencial em estudos de ecologia de comunidades que buscam entender o quanto as comunidades são similares entre si (Vellend, 2001) e que pode ser medida através de gradientes (espacial, temporal ou ambiental) ou a partir de amostras não direcionais que estão dentro da mesma área de interesse (Anderson et al, 2011). Sendo assim, a diversidade beta se torna uma ferramenta para avaliar como comunidades são afetadas por impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos e bacias hidrográficas (Tao et al., 2008; Hosen et al., 2017; de Paiva et al., 2021).

Os estudos apresentados nessa tese foram feitos numa bacia hidrográfica de relevância histórica e a diversidade beta foi utilizada para investigar a interação entre comunidades e como são afetadas pelos usos da terra. A bacia hidrográfica do rio Itaqueri, que é uma microbacia inserida na bacia do rio Tietê-Jacaré, está localizada entre os

municípios de Itirapina e Brotas, região central do Estado de São Paulo. Com área total de 230 km², está dentro do bioma Savana Neotropical (Cerrado) e o clima é marcado por estações de chuva e seca. (Tundisi et al., 2003). Os principais cursos d'água dessa bacia são: o rio Itaqueri, ribeirão do Lobo e os córregos da Água Branca e Geraldo. Cada um desses cursos d'água apresentam características próprias e dependendo dos impactos nas regiões do entorno, cada um apresenta um grau de conservação. Os principais usos da terra são agricultura perene e a sazonal que também representam a maior parte da ocupação geral da bacia (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2013). Essa microbacia também possui o reservatório da UHE Carlos Botelho (reservatório do Lobo) o qual foi construído em 1936. Com área superficial de 7 km², a principal função era a produção de hidroeletricidade, mas atualmente o reservatório é importante para diversas atividades econômicas e foram identificados 20 serviços ecossistêmicos promovidos pela bacia hidrográfica e pelo reservatório que contribuem para o bem-estar da população local (Periotto e Tundisi, 2013). Desde 1971 são feitas pesquisas ecológicas e em 1997, esse reservatório e microbacia se tornaram sítio do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD). Os principais objetivos das pesquisas nesse sítio são: obter informações científicas dos processos climatológicos, físicos, químicos, biológicos e hidrológicos de longa duração; estudar as interação da bacia hidrográfica com os impactos no entorno, introduzir modelos ecológicos para fazer prognósticos de eutrofização e estratégias de gestão e introduzir um sistema metodológico em pesquisas limnológicas e ecológicas que pode ser utilizado comparativamente em outras regiões do Brasil (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2013).

As comunidades estudadas foram dos macroinvertebrados aquáticos que são excelentes bioindicadores, pois estão presentes em todos os ambientes aquáticos de água doce, apresentam alta riqueza de táxons com diferentes níveis de tolerância e permitem analisar o efeito de impactos em uma escala temporal longa (Rosenberg e Resh, 1993). Os macroinvertebrados foram coletados em dez pontos da bacia com o direcionamento de se amostrar nos diferentes usos da terra, entre os ambientes lóticos e lênticos e entre os períodos chuvoso e seco. No capítulo 1 foram utilizados os padrões de substituição e aninhamento da diversidade beta (Baselga, 2010) para investigar a composição comunitária entre córregos tributários e o reservatório do Lobo, considerando as influências diretas dos usos da terra. E no capítulo 2, a diversidade beta funcional (De

Bello et al., 2009) foi usada para investigar como os filtros ambientais do uso da terra afetam a composição dos traços funcionais dos macroinvertebrados.

1.1 REFERÊNCIAS

Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*. 14, 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>

Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*. 19, 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>

De Bello, F., Thuiller, W., Leps, J., Choler, P., Clément, J.C., Macek, P., Sebastiá, M.T., Lavorel, S., 2009. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science*. 20, 475-486. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01042.x>

de Paiva, C.K.S., Faria, A.P.J., Calvão, L.B., Juen, L., 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 848, 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>

Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220–227. <https://doi.org/10.1038/35012228>

Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*. 61, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>

Hosen, J.D., Febria, C.M., Crump, B.C., Palmer, M.A., 2017. Watershed urbannization linked to differences in stream bacterial community composition. *Frontiers in Microbiology*. 8. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01452>

Magurran, A.E., 2011. Medindo a diversidade biológica. Editora UFPR. Curitiba, Brasil.

Periotto, N.A., Tundisi, J.G., 2013. Ecosystem services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple uses.

Brazilian Journal of Biology. 73, 471-482. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>

Pires, J.S., Santos, J.E., Del Prette, M.E., 2022. A utilização de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais, in: Schiavetti, A., Camargo, A.F.M. (Eds.), *Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. Editus, Ilhéus, pp.17-35.

Rosenberg, D., Resh, V.H., 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Springer New York. Nova York. EUA.

Tao, L., Keming, M.; Hongwei, N., Bojie, F., Jieyu, Z., Qi, L., 2008 Variation in species composition and diversity of wetland communities under different disturbance intensity in the Sanjiang plain. *Acta Ecologica Sinica.* 28, 1893-1900. [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(08\)60040-2](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(08)60040-2)

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi., 2013. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo. Brazil. *Freshwater Reviews.* 6, 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Ciminelli, V.S., Barbosa, F.A., 2015. Water availability, water quality governance: the future ahead. *Proceeding of the International Association of Hydrological Sciences.* 366,75-79. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.24914>

Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Rodrigues, S. L., 2003. Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaqueri e do Lobo e da Represa Carlos Botelho (Lobo-Broa). São Carlos: IIE, IIEGA.

Tundisi, J. G., Schiel, D., 2002. A bacia hidrográfica como laboratório experimental para o ensino de Ciências, Geografia e Educação Ambiental, in: Schiel, D., Mascarenhas, S., Valeiras, N., Santos, S. A. M., (Eds), *O estudo de bacias hidrográficas, uma estratégia para educação ambiental*. Rima, São Carlos, pp. 12-17.

Vellend, M., 2001. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science.* 12, 545-552. <https://doi.org/10.2307/3237006>

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs.* 30, 279-330. <https://doi.org/10.2307/1943563>

CAPÍTULO 1 – As respostas de córregos tributários ao uso da terra podem influenciar nos padrões de diversidade beta de macroinvertebrados em um reservatório tropical?

“Could responses of stream tributaries to land use influence the macroinvertebrate’s beta-diversity patterns in a tropical reservoir?”

RESUMO

As medidas de diversidade beta têm sido úteis para investigar como os impactos ambientais afetam a biodiversidade. O estudo investigou se os padrões de substituição e de aninhamento de macroinvertebrados aquáticos de cinco tributários influenciam nas comunidades de um reservatório de uma microbacia no bioma Cerrado. Considerando as influências do uso da terra, a hipótese testada foi se os padrões que ocorrem nos tributários afetariam na composição comunitária do reservatório. As coletas ocorreram em cinco pontos nos tributários e em cinco no reservatório durante os períodos chuvoso e seco (2019). As porcentagens de usos da terra foram estimadas a partir do raio de 2,5 km em cada ponto de amostragem e variáveis ambientais foram mensuradas. Os índices de diversidade beta foram calculados utilizando dados dos respectivos pontos entre os períodos sazonais. As influências das variáveis ambientais (p. ex., tipo de ambiente, períodos sazonais, variáveis da água e porcentagens de uso do solo) foram analisadas por meio de modelos de regressão multivariada. Temporalmente houve maiores valores de substituição das comunidades no reservatório, enquanto o aninhamento foi maior nos tributários. Tais resultados foram significativamente relacionados com aumento das variáveis de nitrogênio e temperatura da água, respectivamente. Não foram observados resultados significativos das variações comunitárias dos tributários sobre o reservatório, rejeitando-se a hipótese inicial. O aumento da substituição no reservatório com aumento nitrogênio refletiu a influência da ocupação humana pelo lançamento de esgoto que é abastecido pelos tributários. O maior aninhamento nos tributários mostra a degradação pela predominância de agricultura nas áreas de entorno e diminuição da riqueza. A relação positiva de aumento de temperatura com o aninhamento é indicativo de perda da biodiversidade, que deve se agravar diante das mudanças climáticas. Além disso, a fragmentação da paisagem dificulta a dispersão de organismos. Os resultados mostraram a importância das conexões entre os córregos tributários e as comunidades do reservatório é necessária para manter a conservação da biodiversidade na microbacia.

Palavras-chave: beta diversidade, macroinvertebrados, usos da terra, reservatório, tributários, mudanças climáticas.

ABSTRACT

The beta diversity measures have been helpful to investigate the environmental impacts affecting biodiversity. The study investigated whether macroinvertebrates' turnover and nestedness patterns in five stream tributaries influence the communities of a reservoir in a watershed in the Cerrado biome. Considering the influences of land use, the hypothesis tested was whether the patterns that occur in the tributaries would affect the community composition of the reservoir. Sampling were performed during the dry and rainy season (2019) at five points of the tributaries and the reservoir. Land use percentages were estimated from the 2.5 km radius at each sampling point and environmental variables were measured. Beta diversity indices were calculated using data from the respective points between the seasonal periods. The influences of environmental variables (e.g. type of environment, seasonal periods, water variables and land uses percentages) were analyzed through multivariate regression models. Temporally, there were higher turnover values of communities in the reservoir, while nestedness was higher in tributaries. Such community patterns were significantly related to an increase in total nitrogen and water temperature respectively. No significant results were observed for the community variations of the tributaries on the reservoir, rejecting the initial hypothesis. The significant higher turnover in the reservoirs, related with total nitrogen reflected the influence of anthropogenic occupation in the watershed with sewage release from tributaries. The higher nestedness in the tributaries reflected the influence of agricultural occupation around stream areas with decreasing community richness. The significant and positive relationship between water temperature with nestedness is related to biodiversity loss, which must get worse from climate change. Besides, the landscape fragmentation makes difficult the dispersion of organisms. The results showed the importance of connections between tributary streams and reservoir communities is necessary to maintain biodiversity conservation in the watershed.

Keywords: beta diversity, macroinvertebrates, land use, reservoir, tributaries, climate change.

1.INTRODUÇÃO

Atividades agrícolas e mudanças no uso e ocupação da terra são causadores de impactos negativos dentro de bacias hidrográficas. Tais impactos podem alterar drasticamente as condições naturais e degradar os ecossistemas aquáticos (Tundisi et al., 2015). Esses impactos afetam na qualidade e continuidade dos serviços ecossistêmicos de provisão e regulação (Grizzetti et al., 2016). A construção ou formação de reservatórios também é causadora de impactos por alterar as condições naturais originais, no entanto esses ecossistemas artificiais ainda podem prover diversos serviços ecossistêmicos (Periotta e Tundisi, 2013; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2014). A qualidade e quantidade desses serviços ecossistêmicos nos reservatórios depende das atividades e usos da terra no entorno (Nobre et al., 2020; da Silva et al., 2022).

Mudanças nos usos da terra e poluição alteram a estrutura comunitária dos macroinvertebrados aquáticos (Ndaruga et al., 2004; Encalada et al., 2010; Guimarães-Souto et al., 2021). Os macroinvertebrados estão envolvidos diretamente nos processos ecológicos básicos de fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, e são essenciais na conservação dos ecossistemas (Covich et al., 1999; Nieto et al., 2017). Os diversos táxons apresentam adaptações e preferências para viver entre as condições hidráulicas lólicas e lânticas, sendo possível observar aqueles mais restritos e outros que ocorrem em ambas condições (Dolédec et al., 2007). As estruturas comunitárias são determinadas em conjunto com as características dos habitats, ciclos de vida e modos de dispersão (Buffagni et al., 2010; Buffagni, 2020). Esta dispersão entre os habitats pode ser via hídrica, foresia, vento ou voo ativo (Bilton et al., 2001). Em um nível de paisagem, os diferentes impactos afetam na capacidade e nos modos de dispersão dos macroinvertebrados por mudanças na qualidade ambiental, perda de conectividade e o surgimento de barreiras que se tornam intransponíveis para muitos táxons (Van De Meutter et al., 2006; Hill et al., 2019). Os impactos na dispersão provocam dissimilaridade entre comunidades seja pela distância ou pela ação de filtros ambientais (Saigo et al., 2020; Firmiano et al., 2021).

Para investigar as mudanças na diversidade dos macroinvertebrados aquáticos relacionadas com diferentes impactos negativo dentro de uma unidade espacial, a diversidade beta é uma ferramenta relevante. É uma medida de diferenciação da diversidade entre as unidades amostrais e essa diferenciação pode ser medida espacial e temporalmente (Whittaker, 1960; Anderson et al., 2011). A diversidade beta ainda pode

ser decomposta nos padrões de substituição e aninhamento para indicar a troca de espécies entre amostras e a diminuição de conjunto de espécies em subconjuntos menores (Baselga 2010). Os impactos de diferentes usos da terra nos ecossistemas aquáticos mostram que ocorre a homogeneização de assembleias e a perda de táxons sensíveis à degradação, mensurados pela diversidade beta de macroinvertebrados (McGoff et al., 2013; Göthe et al., 2015; de Paiva et al., 2021).

O objetivo desse estudo foi averiguar se a composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos num reservatório pode ser influenciada pela composição da diversidade beta entre córregos tributários de uma microbacia hidrográfica no bioma Cerrado. Considerando as influências diretas dos usos da terra na estrutura comunitária dos macroinvertebrados dos tributários, tais mudanças influenciariam nos padrões comunitários presentes no reservatório. A hipótese testada é que os padrões de substituição e aninhamento das comunidades presentes no reservatório respondem às modificações que ocorrem nas comunidades dos córregos tributários.

2.METODOLOGIA

2.1 Descrição da área

A bacia hidrográfica do rio Itaqueri está localizada entre os municípios de Itirapina e Brotas, região central do Estado de São Paulo. Sua área é de 230 km², com uma densidade de drenagem de 0,75 km/km² e altitude máxima de 770 m. O clima da região é caracterizado por um período chuvoso (novembro a abril) e por um período seco (maio a outubro) com a precipitação média anual de 1500 mm. No mês mais frio (julho) a temperatura média fica entre 15°C e 19°C e no mês mais quente (janeiro), entre 21°C e 23°C. A vegetação nativa pertence ao bioma Cerrado e há uma área protegida destinada para conservação da biodiversidade. As principais ocupações antrópicas são agricultura perene e sazonal que também são maioria na ocupação geral da microbacia. (Tundisi et al., 2003; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2014)

Na microbacia há o reservatório da Usina Hidroelétrica (UHE) Carlos Botelho (reservatório do Lobo), com área superficial de 7 km², que é utilizado para atividades econômicas e recreação e é abastecido por 7 tributários. A maioria dos tributários são córregos de primeira a segunda ordem, sendo as principais ocupações de agricultura sazonal, perene e vegetação natural nas áreas de entorno. Para esse reservatório foram

identificados 20 serviços ecossistêmicos, dentre esses o serviço de manutenção da biodiversidade (Periotto e Tundisi, 2013).

2.2 Geoprocessamento da bacia hidrográfica

A quantificação da ocupação e uso da terra foi estimada através de análises de imagem do satélite Sentinel-2 (25/08/2016) no software ArcGis10. Os usos e ocupação do solo seguiram as seguintes classificações: Vegetação Natural, Represa, Agricultura Sazonal, Agricultura Perene, Área Abandonada, Mineração de Areia e Construção. Inicialmente foram determinadas as porcentagens para toda bacia hidrográfica e depois as porcentagens na área de entorno dos pontos de amostragem, a partir de um raio de 2,5 km fixado nas coordenadas geográficas de cada um.

2.3 Coleta de amostras para análise de variáveis ambientais

Duas campanhas para coletas de água, sedimento e fauna foram realizadas nos períodos chuvoso e seco (fevereiro e agosto de 2019), respectivamente. Foram selecionados cinco pontos de amostragem (P1-P5) nos ambientes lóticos (tributários), e outros cinco (P6-P10) em ambientes lênticos (reservatório) da microbacia, (**Figura 1**). Buscou-se amostrar os locais de acordo com as diferentes classificações de ocupação e uso da terra. Na Tabela 1, Apêndice A, os dez pontos de amostragens são descritos sucintamente com as respectivas coordenadas geográficas.

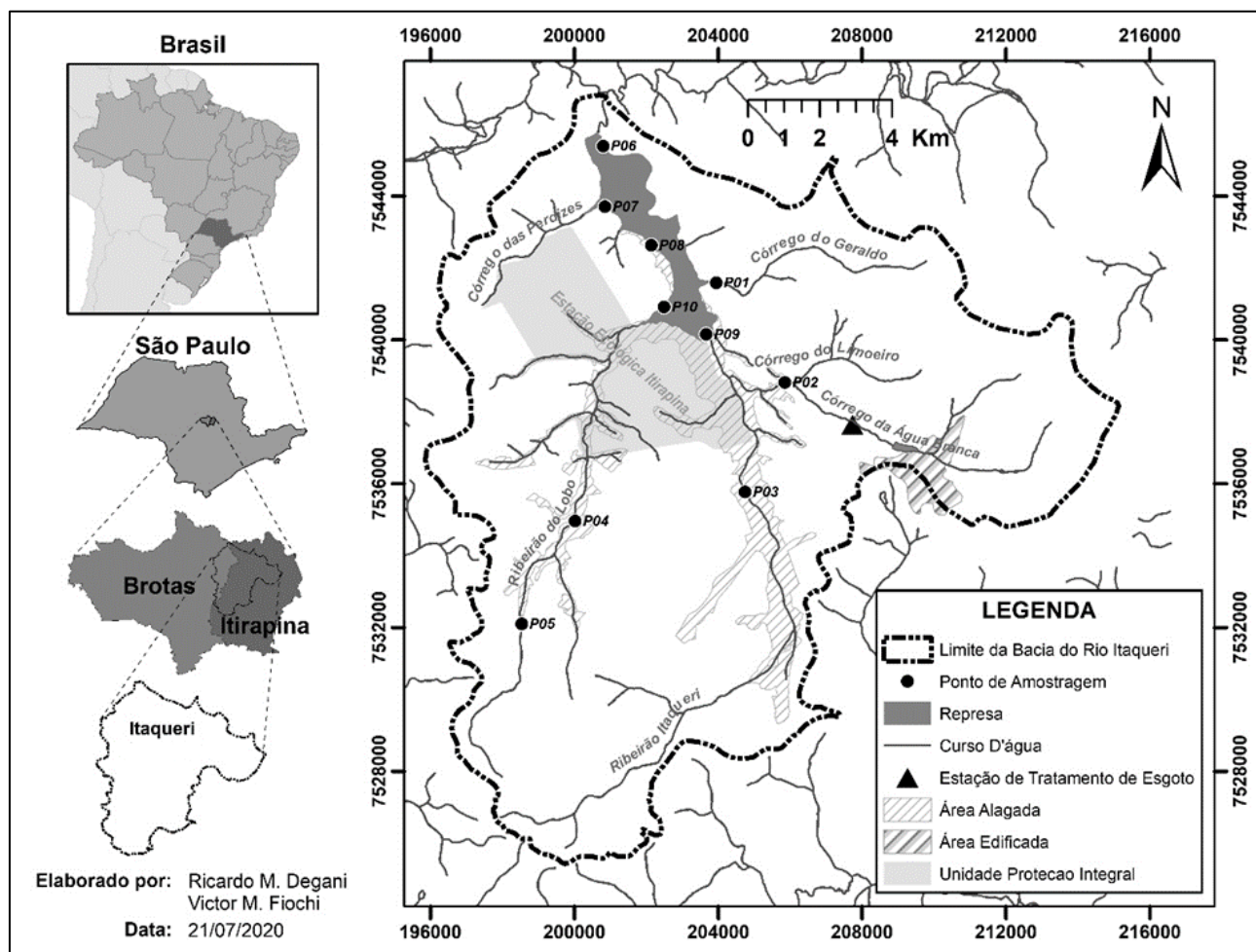


Figura 1. Localização e delimitação da bacia hidrográfica do rio Itaqueri e da Represa do Lobo - bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo, Brasil - com os pontos de amostragens e principais elementos da paisagem.

Em cada ponto foram mensuradas as variáveis de água: temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, potencial de oxirredução e total de sólidos dissolvidos com a utilização de uma sonda multiparamétrica HANNA Instruments (modelo HI9829). As velocidades de corrente nos pontos lóticos foram determinadas através do método do molinete hidrométrico (Flowmeter, General Oceanics). Além disso, em cada ponto foram determinadas as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), material em suspensão e porcentagem de matéria orgânica. Para a determinação de nitrogênio orgânico total foi utilizada uma alíquota de 30 ml de água e a concentração foi obtida através do método de Kjeldhal (NTK) (Golterman et al., 1978), e para o fósforo total o método usou-se de Valderrama (1981). A DBO foi obtida através do método de Winkler descrito em APHA (2012). Para o material em suspensão total, usou-se o método gravimétrico (Wetzel e Likens, 1991).

Para determinar a porcentagem de matéria orgânica no sedimento, foram pesadas 10g de cada amostra e utilizou-se o método descrito por Dean (1974).

2.4 Coletas e identificação de macroinvertebrados aquáticos

As coletas dos macroinvertebrados aquáticos foram realizadas com auxílio de uma Rede-D (abertura de 0,25 mm) nos pontos dos tributários com esforço amostral de 5 minutos. As coletas nos pontos do reservatório foram realizadas com draga Eckman na zona litoral. As amostras foram coletadas em triplicata, sendo fixadas em campo com formol 4% (concentração final). No laboratório, as amostras foram triadas e os espécimes de macroinvertebrados, quantificados e preservados em álcool 70%. A maior parte das identificações foi até o nível de famílias com auxílio das seguintes referências: Domínguez e Fernández (2009), Mugnai et al. (2010), Hamada et al. (2014), Hamada et al. (2019), e Rogers et al. (2020). Sobre as larvas da família Chironomidae (Diptera), a identificação ocorreu até o nível de gêneros e subgêneros através das chaves de identificação Epler (2001), Trivinho-Strixino (2014), Andersen et al., (2017), Trivinho-Strixino e Silva (2018), Cranston (2019) e Silva et al. (2019).

2.5 Diversidade beta

Para analisar a estrutura das comunidades foram calculados os componentes da diversidade beta de substituição e aninhamento. Esses são processos antitéticos de perda e troca de espécies e podem ocorrer em diferentes combinações. A substituição indica quando ocorre a troca de espécies entre unidades amostrais, enquanto o aninhamento indica que comunidades de menor riqueza são subconjuntos de comunidades de maior riqueza (Baselga, 2010).

Primeiramente foram calculados os componentes de beta diversidade utilizando-se dos dados de táxons presentes nos tributários e no reservatório com intuito de se verificar a variação da composição comunitária entre os períodos. Posteriormente, os mesmos componentes foram calculados para os cinco pontos do reservatório em cada período sazonal. Os componentes de substituição e aninhamento foram obtidos dos valores médios dos cálculos pareados entre os pontos dos tributários. Para isso foram utilizadas duas matrizes binárias contendo a presença e ausência dos táxons e os componentes de beta diversidade estimados através do índice de Sørensen (1948)

2.6 Análise dos dados

As variáveis físicas e químicas da água analisadas foram comparadas entre os períodos e os ambientes lótico e lêntico. Foi aplicado teste de variância (ANOVA two-way) com nível de significância de 95% de confiança ($P < 0,05$). As relações entre as diferentes classes de uso e ocupação da terra presentes nos 10 pontos analisados foram correlacionadas com as variáveis de água através da correlação de Spearman Rank. As correlações significativas foram consideradas para um intervalo de 95% ($p < 0,05$) e a interação entre as variáveis analisadas através do índice de correlação (r).

As interações entre os componentes de substituição e aninhamento calculados para os entre períodos, as variáveis da água e porcentagens do uso da terra foram analisadas através de modelos de regressão multivariado. Para isso, foram utilizadas somente as variáveis significativas obtidas a partir das correlações de Spearman Rank sendo os valores dos componentes de diversidade beta que foram considerados como variáveis dependentes.

Para analisar as interações entre as variáveis do uso da terra e variáveis da água nos componentes de diversidade beta dos pontos do reservatório, os valores médios dos componentes de substituição e aninhamento foram analisados com as variáveis do uso da terra e variáveis da água que apresentaram influência significativa. Para isso utilizou-se de uma análise de regressão múltipla, sendo os índices de diversidade beta considerados variáveis dependentes e as variáveis de tipos de ambientes, variáveis da água, uso da terra e período as variáveis independentes. As influências significativas foram analisadas através de um teste de ANOVA considerando o intervalo de confiança de 95% ($P < 0,05$). Teste de variância, correlação de Spearman Rank, análises de interações e regressão múltipla foram feitas no software R (R Core Team, 2020) com o pacote betapart para estudos de diversidade beta (Baselga e Orme, 2012).

3. RESULTADOS

3.1 Macroinvertebrados aquáticos

Foi amostrados o total de 5525 macroinvertebrados aquáticos, distribuídos em 54 táxons. Destes, 3165 indivíduos (57,25%) pertenceram à família Chironomidae distribuídos em 52 gêneros e subgêneros. A maior abundância e riqueza ocorreu no período seco, com 4040 indivíduos e 48 táxons. Os pontos lóticos foram os que

apresentaram maior abundância com 3871 espécimes em 48 táxons (Tabelas 1,2,3 e 4; Apêndice B).

3.2 Porcentagens de usos e ocupação da terra

A análise de geoprocessamento da bacia hidrográfica do rio Itaqueri, demonstrou as seguintes porcentagens para uso e ocupação do solo: Agricultura Sazonal (30,69%), Agricultura Perene (29,64%), Vegetação Natural (22,29%), Área Abandonada (10,56%), Construção (4,04%), Represa (2,66%) e Mineração de Areia (0,132%). Na **Tabela 1**, estão as porcentagens dos usos e ocupação na área de entorno de cada ponto de amostragem.

Tabela 1. Porcentagens de uso e ocupação do solo no entorno (2,5 km de raio) de cada ponto de coleta na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Pontos P1-P5 são tributários e pontos P6-P10 são no reservatório.

Uso e Ocupação (%) /Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Vegetação Natural	21,94	50,54	29,89	24,63	20,75	21,29	15	12,26	34,74	22,55
Represa	15,18	0,136	0	0	0	25,29	20,63	25,65	10,86	16,14
Agricultura Sazonal	21,37	6,843	23,23	31,62	68,56	23,82	14,63	11,1	5,87	5,479
Agricultura Perene	20,74	39,93	37,53	27,76	10,63	0	2,42	3,247	20,75	9,696
Área Abandonada	10,58	1,497	7,853	16	0,059	6,918	28,25	31,46	24,67	40,66
Mineração	0	0	1,498	0	0	0	0	0	0	0
Construção	10,18	1,056	0	0	0	22,68	19,07	16,28	3,104	5,473

3.3 Comparações entre as variáveis ambientais

A temperatura foi significativamente maior no período chuvoso ($F = 127,3$; $p = 5,01E-09$) e também nos ambientes lênticos ($F=10,08$; $p= 0,006$). As variáveis oxigênio dissolvido ($F=12,36$; $p=0,003$), turbidez ($F=10,8$; $p=0,005$), velocidade superficial da água ($F=10,87$; $p=0,005$) e porcentagem de matéria orgânica no sedimento ($F=5,225$; $p=0,0036$) foram maiores nos ambientes lênticos, enquanto que a velocidade superficial da água ($F=10,87$; $p=0,005$) nos lóticos. O nitrogênio total apresentou maior concentração no período seco ($F= 7,608$; $p=0,014$) (Tabelas 1 e 2, Apêndice C).

3.4 Correlações entre variáveis ambientais e usos da terra

O pH apresentou correlação positiva com represamento ($r = 0,71$; $p = 0,02$), construção ($r = 0,80$; $p= 0,002$) e correlação negativa com a vegetação natural ($r = -0,70$; $p = 0,02$) e a agricultura perene ($r = -0,83$; $p = 0,002$). As áreas abandonadas influenciaram positivamente com os maiores valores de oxigênio dissolvido ($r = 0,84$; p

= 0,002). A temperatura da água foi correlacionada positivamente com represamento ($r = 0,90$; $p = 0,0003$), com as áreas abandonadas ($r = 0,63$; $p = 0,047$) e com a construção ($r = 0,83$; $p = 0,005$); e negativa com a agricultura perene ($r = -0,78$; $p = 0,007$). O oxigênio dissolvido teve correlação positiva com a área abandonada ($r = 0,84$; $p = 0,002$). A velocidade superficial da água apresentou correlação positiva com a agricultura perene ($r = 0,67$; $p = 0,03$) e negativa com o represamento ($r = -0,75$; $p = 0,01$). As variáveis fósforo total ($r = -0,64$; $p = 0,04$) e nitrogênio total ($r = -0,76$; $p = 0,01$) apresentaram correlação negativa com a agricultura sazonal (Tabela 3, Apêndice B).

3.5 Diversidade Beta

Entre os períodos sazonais, o ambiente lântico apresentou o maior valor de rotatividade, enquanto o ambiente lótico maior valor de aninhamento (**Figura 2**). A análise das interações entre os componentes de diversidade beta calculados entre os períodos sazonais mostrou que o índice de substituição apresentou diferença significativa entre tipos de ambientes (lótico x lântico). Este índice apresentou correlações positivas com o nitrogênio total, enquanto o aninhamento diferiu significativamente entre tipos de ambientes e correlações positivas com temperatura da água (**Tabela 2**). A análise multivariada aplicada para os componentes de substituição dos pontos do reservatório calculados a partir das comunidades dos tributários, mostrou que não houve diferenças significativas com as variáveis ambientais e entre períodos sazonais (**Tabela 3**). Os valores de substituição ($F = 0,004$, $p = 0,954$) e aninhamento ($F = 0,318$, $p = 0,63$) obtidos entre os pontos do reservatório e tributários não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de chuva e seca (**Figura 3**). A análise das interações das variáveis ambientais e períodos não mostrou influência significativa sobre os componentes de diversidade beta obtidas para o reservatório. Tal resultado não demonstrou uma influência direta dos padrões comunitários dos tributários sobre a estruturação das comunidades do reservatório.

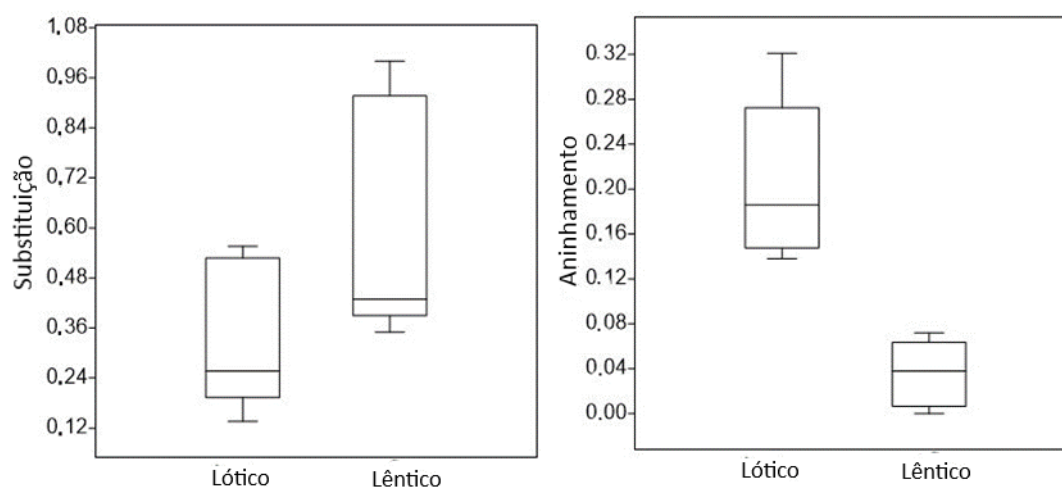


Figura 2. Valores de substituição e aninhamento calculados para os períodos sazonais de chuva e seca para os ambientes lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do rio Itaqueri – bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo.

Tabela 2. Influência das variáveis da água nos componentes de diversidade beta da comunidade de macroinvertebrados aquáticos entre os períodos sazonais de chuva e seca na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Sublinhado significa valor de significância.

Componentes	Variáveis Independentes	GL	Soma dos Quadrados	Média dos Quadrados	F	p
Substituição	Ambientes*pH	1	0,101	0,101	1,745	0.235
	Ambientes*temperatura	1	0,15	0,15	3,38	0.115
	Ambientes*velocidade	1	0,001	0,001	0,002	0.964
	Ambientes*fósforo	1	0,1	0,1	1,932	0.214
	Ambientes*nitrogênio	1	0,255	0,255	13,34	<u>0.010</u>
Aninhamento	Ambientes*pH	1	0,003	0,003	1,81	0,318
	Ambientes*temperatura	1	0,012	0,012	6,096	<u>0,048</u>
	Ambientes*velocidade	1	0,006	0,006	2,54	0,154
	Ambientes*fósforo	1	0,001	0,001	0,382	0,554
	Ambientes*nitrogênio	1	0,031	0,031	0,883	0,387

Tabela 3. Influência das variáveis da de água nos componentes de diversidade beta da comunidade de macroinvertebrados aquáticos entre os períodos sazonais de chuva e seca no reservatório do Lobo – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo.

Componentes	Variáveis Independentes	GL	Soma dos Quadrados	Média dos Quadrados	F	p
Substituição	período*temperatura*nitrogênio	1	0,0003	0,0003	0,004	0,954
Aninhamento	período*temperatura*nitrogênio	1	0,004	0,004	0,318	0,63

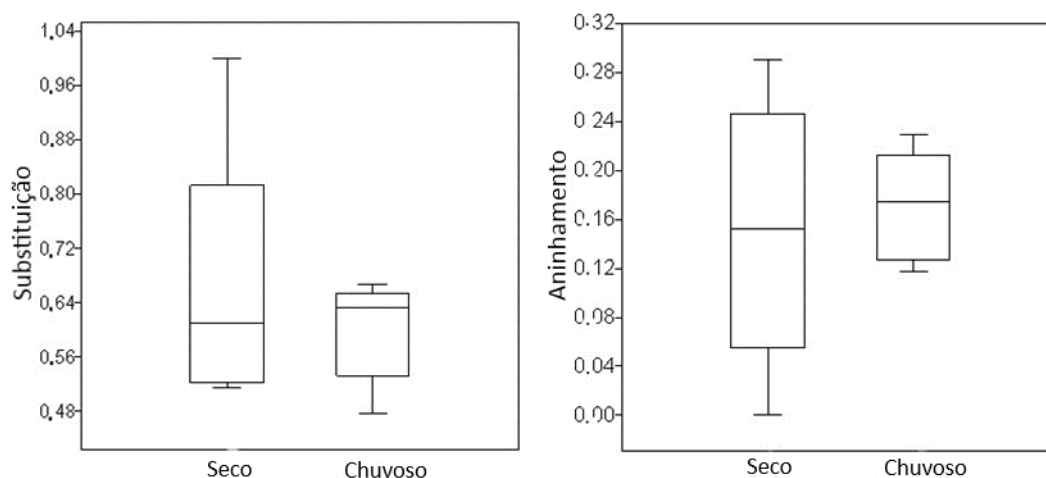


Figura 3. Valores de substituição e aninhamento calculados para os pontos do reservatório do Lobo entre os períodos sazonais de chuva e seca na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo.

4. DISCUSSÃO

Os usos da terra predominantes na bacia hidrográfica do rio Itaqueri configuram uma bacia com características agrícolas, onde as atividades de agricultura sazonal e perene somam 60,33% de ocupação total. Áreas agrícolas são potenciais fontes de poluição difusa de nutrientes (Oliveira et al., 2016; Souza et al., 2017). Nesse aspecto, os resultados apontaram para uma correlação negativa entre a agricultura sazonal e o nitrogênio total. Tal resultado pode ser explicado pela diminuição na capacidade de diluição de poluentes em ambientes lóticos durante os períodos secos (Serrano e Borges, 2022). Entretanto, a presença de uma fonte de poluição pontual de lançamento de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Itirapina (montante do ponto lótico P2) foi a principal fonte de poluição hídrica na microbacia. O alto valor de significância da temperatura da água entre chuvoso e seco se deve a grande amplitude

térmica entre os períodos. A diferença significativa da temperatura da água entre ambientes lótico e lêntico é devido à maior retenção de calor na superfície em ambientes lênticos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2013). Foi mostrada a correlação positiva da temperatura com áreas abertas, área abandonada, e de mais impacto como construção. A análise de diversidade beta indicou que os padrões de substituição e aninhamento que ocorrem nas comunidades de macroinvertebrados dos córregos tributários não influenciam diretamente na composição das comunidades presentes no reservatório do Lobo. Sendo assim, a hipótese inicial foi rejeitada.

Ambientes lóticos apresentam maior riqueza de macroinvertebrados aquáticos comparando com ambientes lênticos uma vez que estes apresentam maiores variações de aspectos ambientais, como a geomorfologia do canal, o fluxo de água e de micro-habitats (Robinson et al., 2002; Heino, 2009; Epele et al., 2019). Os padrões da diversidade beta entre tributários e reservatório mostraram que essas diferenças estiveram principalmente relacionadas com os impactos provocados pelo uso da terra e da poluição que ocorreu na microbacia. Fatores como as mudanças ambientais naturais que ocorrem em grandes escalas espaciais, como regiões biogeográficas, influenciam principalmente a substituição, enquanto que impactos provocados por atividades antrópicas são as principais variáveis que influenciam o aninhamento entre as comunidades macroinvertebrados (Gutiérrez-Cánovas et al., 2013). No entanto, em escalas regionais, a substituição pode acontecer em decorrência de poluição por nutrientes e ocorre a troca de táxons sensíveis por tolerantes (Cuadrado et al., 2019; Wait et al., 2020). Sazonalmente o reservatório do Lobo teve maior substituição de macroinvertebrados com o aumento na concentração de nitrogênio total. Já o maior aninhamento nos tributários ocorreu em razão das alterações da paisagem e dos impactos antrópicos oriundos da intensa ocupação agrícola. Assim, foi observado por meio dos resultados que os impactos causados pelo uso da terra causaram a diminuição da diversidade e isso provoca a homogeneização entre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Maloney et al., 2011; Göthe et al., 2015; de Paiva et al., 2021).

No estudo ficou demonstrado que o uso da terra predominante nos pontos dos tributários foi a agricultura. Em outro estudo feito na mesma bacia hidrográfica, foi constatada reduzida área de vegetação natural ao longo dos tributários com consequente diminuição de serviços ecossistêmicos (Rodrigues-Filho et al., 2015). Com pouca proteção da vegetação natural no entorno e temperatura da água relacionada

positivamente ao aninhamento, provavelmente tal cenário poderá se agravar frente às mudanças climáticas (Li et al., 2018). Nesse sentido, as mudanças climáticas selecionam os táxons que conseguem resistir às condições adversas, levando à homogeneização e diminuição da diversidade beta entre comunidades (Aspin et al., 2018; Bertocin et al., 2019). Mudanças como a redução da precipitação e elevação das temperaturas, resultaram em um prolongamento do estado de eutrofização no reservatório do Lobo (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2018). Um estudo recente feito nos tributários da microbacia, identificou que a qualidade da água e estado trófico estavam afetadas pela poluição por efluente e pelas atividades agrícolas no entorno (Anjinho et al., 2020).

O reservatório do Lobo é um ambiente lântico inserido numa paisagem alterada que limita a dispersão de muitos macroinvertebrados. Para garantir a conservação de ambientes lânticos é necessário considerar a área do entorno junto com a bacia hidrográfica (Hill et al., 2018). Em cenários de extremo climático, as conexões entre ambientes lóticos e lânticos pode facilitar a dispersão dos organismos (Rosset et al., 2017). O estudo feito neste artigo foi na escala de uma microbacia no bioma Cerrado e que não apresenta grande heterogeneidade ambiental. Embora o estudo tenha explorado os aspectos da diversidade beta em escalas espaciais e temporais menores, é recomendável a análise de mais pontos de amostragem ao longo dos tributários e no reservatório. Nesse cenário seria possível verificar melhor as influências dos usos no solo nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos e mais detalhes nos padrões de diversidade beta e dos serviços ecossistêmicos de manutenção da biodiversidade na bacia hidrográfica do rio Itaqueri e reservatório do Lobo.

5. CONCLUSÃO

O estudo das comunidades de macroinvertebrados aquáticos através da diversidade beta mostrou que a substituição foi maior no reservatório do Lobo e aninhamento foi maior nos tributários da bacia hidrográfica do rio Itaqueri. As relações entre substituição e aninhamento com as variáveis ambientais, uso da terra, tipo de ambiente e sazonalidade indicaram que a substituição no reservatório se relacionava positivamente com o aumento de nitrogênio total e o aninhamento dos tributários positivamente com aumento de temperatura da água. Os resultados também indicaram que os padrões de substituição e aninhamento que ocorreram nos tributários não influenciam diretamente na composição das comunidades presente no reservatório. Os

usos da terra no entorno dos tributários e a poluição impediram a dispersão dos macroinvertebrados aquáticos dentro da microbacia.

6. AGRADECIMENTOS

Agradeço toda a equipe de profissionais e pesquisadores do Instituto Internacional de Ecologia (São Carlos-SP, Brasil) pelo apoio nas atividades de campo e laboratoriais. Aos profissionais Ricardo Milanetti Degani e Victor Fiochi pelo geoprocessamento da bacia hidrográfica. E também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) -pela bolsa de doutorado (88882.426418/2019-01) concedida junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

7. REFERÊNCIAS

- American Public Health (APHA).2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22 ed. Washington American Public Health Association, Washington.
- Andersen, T., Mendes, H.F., Pinho, L.C., 2017. Two new Chironominae Genera (Diptera: Chironomidae). *Journal of Chironomidae Research*.30, 26-54. <https://doi.org/10.5324/cjcr.v0i30.2029>
- Anderson,M.J., Crist ,T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*. 14, 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Anjinho, P.S., Neves, G.L., Barbosa, M.A.G.A., Mauad, F.F., 2020. Análise da qualidade das águas e do estado trófico de cursos hídricos afluentes ao reservatório do Lobo, Itirapina, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 13, 364-376. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p364-376>
- Aspin, T.W.H., Matthews, T.J., Khamis, K., Milner, A.M., Wang, Z., O’Callaghan, M.J., Ledger, M.E., 2018. Drought intensification drives turnover of structure and function in stream invertebrate communities. *Ecography*. 41, 1992-2004. <https://doi.org/10.1111/ecog.03711>
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*.19, 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A., Orme, C.D.L.,2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*.3,808-812. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bertoncin, A.P.S., Pinha, G.D., Baumgartner, M.T., Mormul, R.P., 2019. Extreme drought events can promote homonization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. *Hydrobiologia*. 826, 379-393. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3756-z>
- Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B., 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32, 159-181. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016>

Buffagni, A., Erba, S., Armanini, D.G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquatic Sciences*. 72, 45-60. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0112-4>

Buffagni, A., 2020. The lentic and lotic characteristics of habitats determine the distribution of gentic macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*. 1-22. <https://doi.org/10.1111/fwb.13596>

Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*. 49, 119-127. <https://doi.org/10.2307/1313537>

Cranston, P.S., 2019. Identification guide to genera of aquatic larval Chironomidae (Diptera) of Australian and New Zealand. *Zootaxa*. 4706, 71-102. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4706.1.3>

Cuadrado, L.A., Moncada, L.I., Pinilla, G.A., Larrañaga, A., Sotelo, A.I., Adler, P.H., 2019. Black Fly (Diptera: Simuliidae) assemblages of high andean rivers respond to environmental and pollution gradients. *Environmental Entomology*. 48, 815-825. <https://doi.org/10.1093/ee/nvz053>

da Silva, F.L., Fushita, A.T., Cunha-Santino, M.B., Bianchini, I., 2022. Water quality in reservoirs and the ecosystem services provision: a qualitative approach. *Brazilian Journal of Development*. 8, 13895-13911. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n2-358>

Dean, W.E. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*. 44, 242-248. 1974.

de Paiva, C.K.S., Faria, A.P.J., Calvão, L.B., Juen, L., 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 848, 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>

de Souza, M.M., Gastaldini, M.C.C., Pivetta, G.G., 2017. Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in Southern Brazil. *Environmental Earth Sciences*. 76. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7111-x>

Dolédec, S., Lamouroux, N., Fuchs, U., Mérioux, S., 2007. Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater Biology*. 52, 145-164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01663.x>

- Domínguez, E., Fernández, H.R., Eds, 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología, 1ed. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., Graça, M.A.S., 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*. 55, 1719-1733. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x>
- Epele, L.B., Brand, C., Miserendino, M.L., 2019. Ecological drivers of alpha and beta diversity of freshwater invertebrates in arid and semiarid Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment*. 678, 62-73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.392>
- Epler, J.H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina: A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida, 1 ed. Crawfordville.
- Firmiano, K.R., Cañedo-Argüelles, M., Gutiérrez-Cánovas, C., Macedo, D.R., Linares, M., S., Bonada, N., Callisto, M., 2021. *Journal of Biogeography*. 48, 479-491. <https://doi.org/10.1111/jbi.14020>
- Golterman, H.L., Clyno, R.S., Ohsntad, M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater 2ed. Blackwell, Oxford.
- Göthe, E., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Sandin, L., Friberg, N., 2015. Impacts of habitat degradation and stream spatial location on biodiversity in a disturbed riverine landscape. *Biodiversity and Conservation*. 24, 1423-1441. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0865-0>
- Grizzetti, B., Lanzaova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*. 61, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Guimarães-Souto, R.M., Facure, K.G., Jacobucci, G.B., 2021. Do tropical riparian forests in the Cerrado Biome act as a buffer against the impacts of agriculture and livestock on benthic macroinvertebrate communities? *Limnetica*. 40, 329-342. <https://doi.org/10.23818/limn.40.22>

- Gutiérrez-Cánovas, C., Millán, A., Velasco, J., Vaughan, I.P., Ormerod, S.J., 2013. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/geb.12060>
- Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B., Eds, 2014. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia, 1 ed. Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. Brasil.
- Hamada, N., Thorp, J.H., Rogers, C., Eds, 2019. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda, 4 ed. Academic Press.
- Heino, J., 2009. Biodiversity of Aquatic Insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews*. 2, 1-29. <https://doi.org/10.1608/FRJ-2.1.1>
- Hill, M.J., Biggs, J., Thornhill, I., Briers, R.A., Ledger, M., Gledhill, D.G., Wood, P.J., Hassall, C., 2018. Community heterogeneity of aquatic macroinvertebrates in urban ponds at a multi-city scale. *Landscape Ecology*. 33, 389-405. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0608-1>
- Hill, M.J., Heino, J., White, J.C., Ryves, D.B., Wood, P.J., 2019. Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biological Conservation*. 237, 348-357. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.015>
- Li, X., Zhang, Y., Guo, F., Gao, X., Wang, Y., 2018. Predicting the effect of land use and climate change on stream macroinvertebrates based on the linkage between structural equation modeling and bayesian network. *Ecological Indicators*. 85, 820-831. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.044>
- Maloney, K.O., Munguia, P., Mitchell, R.M., 2011. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 30, 284-295. <https://doi.org/10.1899/09-112.1>
- McGoff, E., Solimini, A.G., Pusch, M.T., Jurca, T., Sândi, L., 2013. Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*. 50, 1010-1018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12106>

Mugnai, R., Nessimian, J.F., Baptista, D.F., 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro, 1. ed. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.

Ndaruga, A.M., Ndiritu, G.G., Gichuki, N.N., Wamicha, W.N., 2004. Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*.42, 208-216. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2004.00516.x>

Nieto, C., Ovando, X.M.C., Loyola, R., Izquierdo, A., Romero, F., Molineri, C., Rodríguez, J., Martín, P.R., Fernández, H., Manzo, V., Miranda, M.J., 2017. The role of macroinvertebrates for conservation of freshwater systems. *Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1002/ece3.3101>

Nobre, R.L.G., Caliman, A., Cabral, C.R., Araújo, F.C., Guérin, J., Dantas, F.C.C., Quesado, L.B., Venticinque, E.M., Guariento, R.D., Amado, A.M., Kelly, P., Vanni, M.J., Carneiro, L.S., 2020. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwater. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137044>

Oliveira L.M., Maillard, P., Pinto, E.J.A. 2016. Modeling the effect of land use/land cover on nitrogen, phosphorous and dissolved oxygen loads in the Velhas River using the concept of exclusive contribution area. *Environmental Monitoring Assessment*. 188. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5323-2>

Perriotto, N.A., Tundisi, J.G. 2018. A characterization of ecosystem services, drivers and values of two watersheds in São Paulo. *Brazil. Brazilian Journal of Biology*. 78, 397-407. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.166333>

R Core Team, 2020. R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Robinson, C.T., Tockner, K., Ward, J.V., 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*. 47, 661-677. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00921.x>

Rodrigues-Filho, J.L., Degani, R.M., Soares, F.S., Perriotto, N.A., Blanco, F.P., Abe, D.S., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E., Tundisi, J.G., 2015. Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of a

watershed. *Brazilian Journal of Biology*. 75, 125-134. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.08813>.

Rogers, D.C., Damborenea, C., Thorp, J., 2020. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates – Volume 5: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna, 4 ed. Academic Press.

Rosset, V., Ruhi, A., Bogan, M.T., Datry, T., 2017. Do lentic and lotic communities respond similarly to drying? *Ecosphere*. 8. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1809>

Saigo, M., Marchese, M., Montalto, L., 2020. Dispersal traits as benthic invertebrate assemblage drivers in a neotropical large river. *Fundamental and Applied Limnology*. 193, 275-283. <http://doi.org/10.1127/fal/2020/1236>

Serrano, L.O., Borges, A.C., 2022. A simpler statistical approach to estimate the allowable effluente discharge into a low monitored river network. *Science of the Total Environment*. 830. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154609>

Silva, F.L., Pinho, L.C., Wiedenbrug, S., Dantas, G.P.S., Siri, A.; Andersen, T., Trivinho-Strixino, S., 2019. Family Chironomidae. in: Hamada, N.; Thorp, J.H.; Rogers, D.C.(Eds.), Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda 4 ed. Elsevier, 2019, London, .661-700.

Sørensen, T. J., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*. 5, 1-35.

Trivinho-Strixino, S.; Silva, F.L., 2019. *Chironomus rishii* sp. n., an enigmatic non-biting midge (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from Neotropical region. *Zootaxa*. 4504, 3, 439-446. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4504.3.9>

Trivinho-Strixino, S., 2014. Ordem Diptera: Família Chironomidae: Guia de identificação de larvas, in: Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B., (Eds), Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia, 1ed. Editora Inpa, Manaus, pp.457-660.

Thorp, J. H., Rogers, D. C., Hamada, N., 2018. Introduction, in: Thorp, J. H., Rogers, D. C., Hamada, N. (Eds), Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda, 4 ed. Elsevier, pp. 3-9.

Tundisi, J. G., Schiel, D., 2002. A bacia hidrográfica como laboratório experimental para o ensino de Ciências, Geografia e Educação Ambiental, in: Schiel, D.; Mascarenhas, S.; Valeiras, N.; Santos, S. A. M. (Eds), O estudo de bacias hidrográficas, uma estratégia para educação ambiental. Rima, São Carlos, Rima, pp., 12-17.

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2014. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo. *Brazil. Freshwater Reviews*. 6, 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Ciminelli, V.S., Barbosa, F.A., 2015. Water availability, water quality governance: the future ahead. *Proceeding of the International Association of Hydrological Sciences*. 366, 75-79. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.24914>

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2018. The Ecological Dynamics of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) Reservoir: Temporal Changes, in: Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G. (Eds.), Water Resources Management. Editora Scienza, São Carlos, pp. 237-248. <https://doi.org/10.26626/978-85-5953-031-5.2018C020>

Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Marine Chemistry*. 10, 102-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)

Van de Meutter, F., Stoks, R., De Meester, L., 2006. Lotic dispersal of lentic macroinvertebrates. *Ecography*. 29, 223-230. <https://www.jstor.org/stable/3683483>

Waite, I.R., Pan, Y., Edwards, P.M., 2020. Assessment of multi-stressors on compositional turnover of diatoms, invertebrate and fish assemblages along an urban gradient in Pacific Northwest streams (USA). *Ecological Indicators*. 112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106047>

Wetzel, R. G., Likens, G.E., 1991. *Limnological Analyses*, 2 ed. Springer-Verlag, New York.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*. 30, 279-330.

CAPÍTULO 2 – Como os usos da terra afetam a diversidade beta funcional de macroinvertebrados aquáticos em uma microbacia de intensa ocupação agrícola?

“How do land uses affect the functional beta diversity of aquatic macroinvertebrates in a micro basin with high agricultural occupation?”

RESUMO

A abordagem de diversidade beta funcional permite investigar a ação de filtros ambientais na composição comunitária de traços funcionais. O presente estudo investigou como os filtros de usos da terra afetam a diversidade beta funcional de macroinvertebrados aquáticos em uma microbacia de alta ocupação agrícola. O objetivo foi responder quais traços funcionais se relacionam com os diferentes usos da terra. Os macroinvertebrados foram amostrados nos períodos chuvoso e seco (2019) em dez pontos na microbacia, em diferentes ambientes, e foram determinadas as porcentagens de usos da terra para toda microbacia e no entorno dos pontos. As variáveis ambientais da água foram analisadas e seis tipos de traços funcionais foram utilizados para categorizar os macroinvertebrados. Foram utilizados os índices de dispersão funcional (FDis) e peso médio da comunidade (CWM). Foram analisadas as influências das variáveis da água e das porcentagens de uso da terra nos índices que apresentaram diferenças significativas e também foi feita uma correlação de interações entre usos da terra e estes índices. O FDis foi maior nos ambientes lóticos e somente o CWM de comprimento do corpo variou sazonalmente. Os índices foram influenciados pela redução na temperatura nos ambientes lóticos e pelo aumento da porcentagem de áreas alagadas no entorno. As áreas alagadas e a agricultura perene foram filtros positivos para o traço comprimento do corpo, no entanto houve a predominância do traço comprimento pequeno do corpo nas comunidades em áreas de alta ocupação agrícola (60.33%) na microbacia. Esse traço foi considerado resiliente e frequente em áreas agrícolas e sazonalmente houve aumento na abundância de gêneros de Chironomidae considerados tolerantes. A agricultura na microbacia funcionou como um filtro, afetando negativamente a diversidade funcional. Pode se inferir que a simplificação e a homogeneização da diversidade funcional prejudicam no funcionamento ecossistêmico.

Palavras-chave: diversidade beta funcional, usos da terra, agricultura, comprimento do corpo, Chironomidae.

ABSTRACT

The functional beta diversity approach allows investigating the action of environmental filters on the community composition of functional traits. The present study investigated how land use filters affect the functional beta diversity of aquatic macroinvertebrates in a watershed with high agricultural occupancy. The objective was to answer which functional traits are related to the different land uses. Macroinvertebrate communities were sampled in the rainy and dry seasons (2019) at ten points in the watershed, in different environments, and the percentages of land uses were determined for the entire watershed and around the points. The environmental variables of the water were analyzed and six types of functional traits were used to categorize the macroinvertebrates. Functional dispersion indices (FDis) and community weight mean (CWM). The influences of water variables and percentages of land use were analyzed in indices that showed significant differences and a correlation of interactions between land uses and these indices was also made. The FDis was higher in lotic environments and only the CWM of body length varied seasonally. The indices were influenced by the reduction in temperature in lotic environments and by the increase in the percentage of wetlands in the surroundings. Wetlands and perennial agriculture were positive filters for the body length trait, however it is necessary to take into account the great predominance of the short body length trait in the communities and the high agricultural occupation (60.33%) in the watershed. This trait is considered resilient and frequent in agricultural areas and seasonally there was a large increase in the abundance of Chironomidae genera that are considered tolerant. Agriculture in the watershed works as a filter, negatively affecting functional diversity. It can be inferred that the simplification and homogenization of functional diversity harm ecosystem functioning.

Key words: functional beta diversity, land use, agriculture, body length, Chironomidae.

1.INTRODUÇÃO

A abordagem da diversidade funcional tem sido útil ao longo das últimas décadas quando se procura responder como as mudanças ambientais afetam os organismos e quais as consequências no funcionamento dos ecossistemas (Laureto et al., 2015). A diversidade funcional é constituída pelo conjunto de traços que refletem as adaptações ao ambiente, afetam a aptidão e o modo como os organismos exploram os recursos ambientais (Bonada et al.2006; Petchey e Gaston, 2006). Entre os macroinvertebrados aquáticos, são considerados traços funcionais os grupos alimentares, as estratégias de alimentação, o tipo de habitat, o hábito, além de aspectos morfológicos e do ciclo de vida (Cummins et al., 2005; Merritt et al., 2019). A composição comunitária e a diversidade desses traços podem mudar em resposta à sazonalidade e às condições hidrológicas (Bae et al.; Bae e Park, 2016; Mathers et al., 2019). As vantagens da abordagem funcional em estudos ecológicos é que os traços podem responder a múltiplos estressores ambientais provocados por impactos antrópicos e avaliar os efeitos no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Dolédec et al., 2006; Archaimbault et al., 2010; Mondy et al., 2016).

Os impactos antrópicos que mais afetam a diversidade funcional dos macroinvertebrados aquáticos são as mudanças no uso da terra, a poluição e os represamentos (Gimenez e Hikut, 2017; Saulino et al., 2016; Arenas-Sánchez et al., 2021). Tais impactos podem funcionar como filtros ambientais que segundo Poff (1997) são como uma força de seleção em que os táxons com traços funcionais menos adequados são eliminados das comunidades. As mudanças no uso da terra são os principais filtros que provocam a diminuição da diversidade funcional, resultando na simplificação da estrutura comunitária por meio da seleção de táxons tolerantes que apresentem traços resilientes às perturbações (Pallottini et al., 2016; Wang et al., 2019; Liu et al., 2022). Nesses processos ocorre a sobreposição de nichos, em que nas comunidades há prevalência de traços generalistas e também ocorre a degradação de funções ecossistêmicas (Clavel et al., 2011; Castro et al., 2016).

Para avaliar a variação de diversidade funcional decorrente de mudanças ambientais, e identificar a ação dos filtros, a diversidade funcional pode ser decomposta em alfa e beta (De Bello et al., 2009). Por meio da diversidade beta funcional é possível comparar a composição de traços entre comunidades, por exemplo, como a composição muda espacial e temporalmente, além de determinar quais traços estão sendo selecionados

(De Bello et al., 2009; Rocha et al., 2018; 2009, Hill et al., 2019). A diversidade beta funcional pode ser aplicada para verificar os efeitos de práticas agrícolas (Wang et al., 2019), como a estrutura funcional é afetada pelas mudanças climáticas (Bruno et al., 2019) ou para avaliar a restauração de ecossistemas aquáticos (Coccia et al., 2021)

O presente estudo foi realizado em uma microbacia do bioma Cerrado que passou por intensas alterações causadas por diferentes usos da terra, principalmente na conversão de vegetação natural pela agricultura. Estas mudanças no uso da terra no bioma têm causado a degradação de serviços ecossistêmicos como conservação da biodiversidade, redução da área de abrigo para fauna e no abastecimento de água (Lahsen et al., 2016; Latrubesse et al., 2019; Silva^a et al., 2021). O objetivo foi determinar quais traços funcionais das comunidades de macroinvertebrados aquáticos estariam sendo atingidos pelas alterações e quais os filtros ambientais estariam influenciando na diversidade funcional dessa comunidade. Foram utilizados índices de diversidade beta funcionais para tentar responder quais os traços que se relacionam com os diferentes usos da terra.

2. METODOLOGIA

2.1 Descrição da área

A bacia hidrográfica do rio Itaqueri possui área total de 230 km², densidade de drenagem de 0,75 km/km² e altitude máxima de 770 m. Está localizada na região central do Estado de São Paulo, entre os municípios de Itirapina e Brotas. O clima regional é caracterizado por um período seco (maio a outubro) e um período chuvoso (novembro a abril) com precipitação média de 1500 mm. No mês mais quente (janeiro), as médias de temperatura ficam entre 21°C e 23°C e no mês mais frio (julho) as médias de temperatura ficam entre 15 °C e 19 °C. O Cerrado é a vegetação nativa da região e há uma área protegida destinada para a conservação da biodiversidade. Os principais usos da terra na microbacia são a agricultura de cultivo perene, caracterizada pela silvicultura (*Pinnus* sp. e *Eucalyptus* sp.) e sazonal, com plantações de cana-de-açúcar, laranja e pastagens.

Na microbacia há também o reservatório da UHE Carlos Botelho (reservatório do Lobo), com uma área superficial de 7 km² e é utilizado para atividades econômicas e recreação. O reservatório do Lobo é abastecido por sete córregos tributários que são na maioria de primeira a segunda ordem, sendo as principais ocupações nas áreas de entorno são de agricultura sazonal, perene e vegetação natural. (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2013).

2.2 Geoprocessamento da bacia hidrográfica

Os usos e ocupação da terra foram quantificados através de imagem do satélite Sentinel-2 (25/08/2016) analisada no software ArcGis10. As classificações dos usos da terra foram as seguintes: Vegetação Natural, Área Alagada, Represa, Agricultura Sazonal, Agricultura Perene, Área Abandonada, Mineração de Areia e Construção. As porcentagens de uso da terra foram determinadas para toda microbacia e em seguida as porcentagens na área de entorno dos pontos de amostragem, a partir de um raio de 2,5 km fixado nas coordenadas geográficas de cada ponto.

2.3 Coleta das variáveis ambientais

As coletas de água, sedimento e fauna foram realizadas nos períodos chuvoso e seco (fevereiro e agosto de 2019). Foram selecionados dez pontos de amostragem, sendo cinco pontos (P1-P5) nos ambientes lóticos (córregos) e os outros cinco (P6-P10) em ambientes lênticos (reservatório), (**Figura 1**). Buscou-se amostrar os locais de acordo com as diferentes classificações de ocupação e uso da terra. Na Tabela 1, Apêndice A, os dez pontos de amostragem são descritos sucintamente com as respectivas coordenadas geográficas.

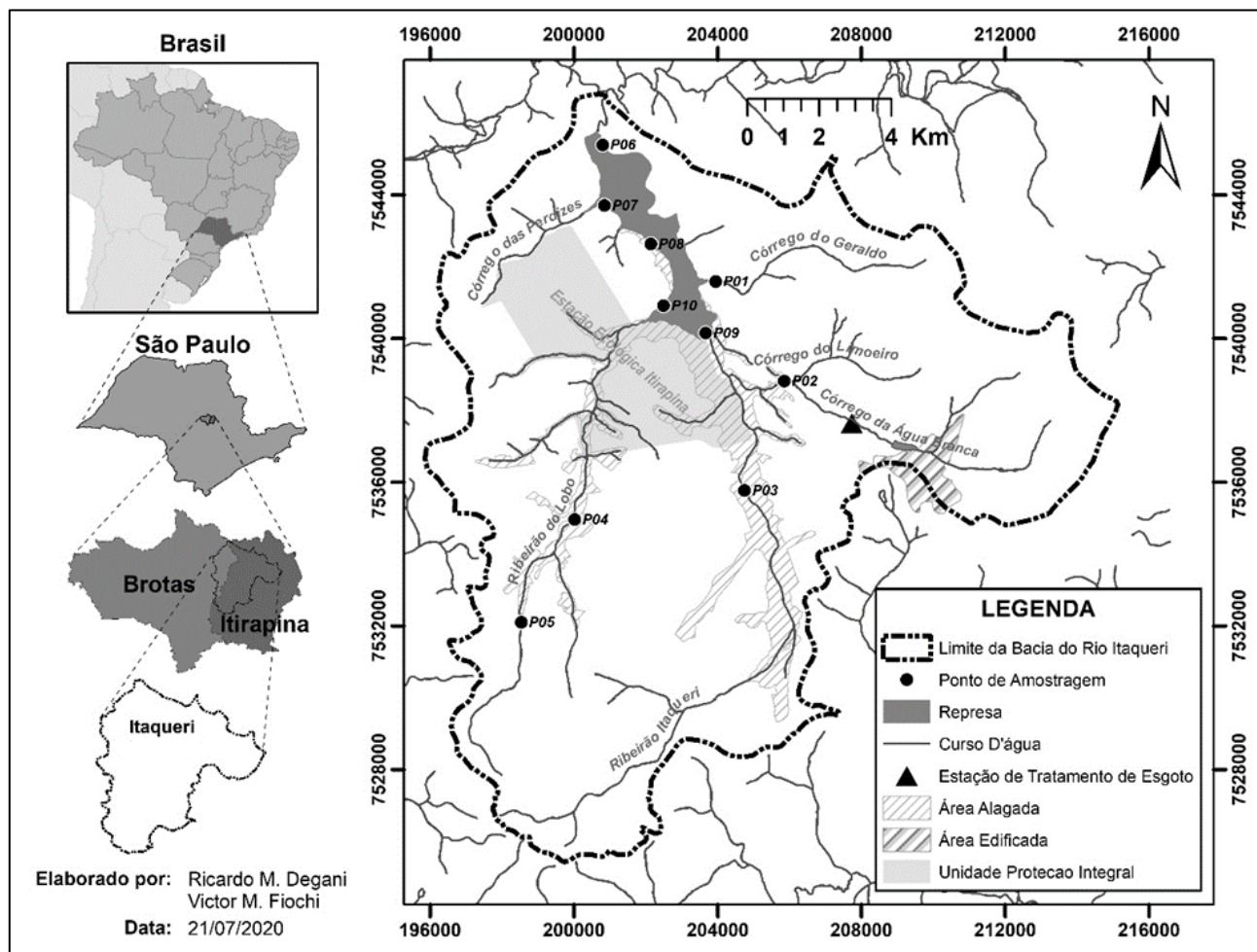


Figura 1. Localização e delimitação da bacia hidrográfica do rio Itaqueri e da Represa do Lobo - bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo, Brasil - com os pontos de amostragens e principais elementos da paisagem.

As variáveis de temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, potencial de oxirredução e total de sólidos dissolvidos na água, foram medidas no campo em cada ponto de amostragem por meio de uma sonda multiparamétrica HANNA Instruments (modelo HI9829). Nos pontos lóticos, as velocidades de correntes foram medidas a partir do método do molinete hidrométrico (Flowmeter, General Oceanics). Foram também determinadas as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), material em suspensão e porcentagem de matéria orgânica no sedimento. As concentrações de nitrogênio orgânico total foram obtidas pelo método Kjeldhal (NTK) (Golterman et al., 1978) e para as concentrações de fósforo total o método de Valderrama (1981). Foi utilizado o método de Winkler (APHA, 2012) para determinação da DBO. O material em suspensão total foi determinado pelo método gravimétrico (Wetzel e Likens, 1991). E as porcentagens de matéria orgânica no sedimento, utilizou-se o método descrito por Dean (1974).

2.4 Coletas e identificação dos macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos foram coletados com uma Rede-D (abertura de 0,25 mm) nos pontos dos córregos tributários com esforço amostral de 5 minutos. Nos pontos do reservatório, as coletas foram feitas na zona litoral com draga Eckman. As coletas foram em triplicata em cada ponto de amostragem e foram fixadas em campo com formol 4% (concentração final). Em seguida, no laboratório, as amostras foram triadas e os macroinvertebrados encontrados foram preservados em álcool 70%. A maior parte dos táxons foi identificada até o nível de famílias com auxílio das seguintes referências: Domínguez e Fernández (2009), Mugnai et al. (2010), Hamada et al. (2014), Hamada et al. (2019), e Rogers et al. (2020). Enquanto que as larvas da família Chironomidae (Diptera), foram identificadas em nível de gêneros e subgêneros com auxílio das chaves de identificação de Epler (2001), Trivinho-Strixino (2014), Andersen et al., (2017), Trivinho-Strixino e Silva (2018), Cranston (2019) e Silva^b et al. (2019).

2.5 Determinação da diversidade beta funcional

Para obter os índices de diversidade das comunidades de macroinvertebrados, foram atribuídos seis tipos de traços funcionais adotando-se as classificações: (i) Comprimento do corpo – pequeno (< 10 mm), médio (>10<30 mm), grande (>30 mm). (ii) Habitat – litoral, erosional (área de corredeiras), hidrófito vascular (plantas aquáticas), zona limnética (águas abertas), deposicional (área de remansos) e profunda. (iii) Hábitos – escavador, espalhador (vivendo sobre o substrato), nadador, agarrador/escalador, planctônico, minador (vivendo dentro de tecidos vegetais), patinador (se mantém na tensão superficial da água), mergulhador (nadam na coluna d'água e vão à superfície pegar oxigênio). (iv) Grupos funcionais alimentares – raspador, fragmentador, coletor, predador. (v) Estratégia alimentar - detritívoro, catador, filtrador, perfurador/engolidor e engolidor. (vi) Níveis de tolerância – variando de 0 a 10, valores próximos de 0 são táxons mais tolerantes e mais próximos de 10 táxons menos tolerantes.

Para a classificação funcional das famílias de macroinvertebrados foram utilizadas as seguintes referências: Cummins (2005), Dominguez e Fernández (2009), Cummins (2016), Thorp e Rogers (2015) e Merritt et al. (2019). Para os gêneros e subgêneros da família Chironomidae, as referências foram: Henriques-Oliveira et al. (2003), Mendes et al. (2004), Trivinho-Strixino e Messias (2005), Silva et al. (2008), Trivinho-Strixino e Strixino (2008), Wiedenbrug et al. (2009), Neuben et al. (2010), Trivinho-Strixino e Silva (2011), Butakka et al. (2014), Neuben et al. (2014), Bellodi et

al. (2016), Andersen et al. (2017), Merritt et al. (2019) e Dantas et al. (2020). Por fim, os níveis de tolerância dos táxons foram baseados em TCEQ (2014) (Tabela 1, Apêndice D).

2.6 Análise dos dados

Para analisar a composição dos traços funcionais da comunidade entre ambientes e estações, foram considerados os seguintes índices funcionais: (i) FDis – functional dispersion (dispersão funcional), por meio da distância média para um centroide como uma medida de dispersão multivariada que tem sido sugerida como uma medida de diversidade beta (Laliberté e Legendre, 2010), (ii) CWM – community weight means (peso médio da comunidade), que mede a relevância dos traços encontrados na comunidade a qual está diretamente relacionada com hipótese da razão de massa de Grime. Tal hipótese considera que os traços dos táxons mais abundantes na comunidade determinam os processos ecossistêmicos (Lavorel et al., 2008). Os índices de diversidade beta funcionais foram calculados por meio da combinação da matriz com as classificações funcionais citadas acima e outra contendo as abundâncias dos táxons identificados. Para isso, utilizou-se do pacote estatístico “FD-package” (Laliberté et al., 2014).

Com intenção de se comparar as diferenças significativas dos índices de diversidade entre as áreas amostradas no reservatório e córregos, os dados dos índices de FDis e CWM de cada traço funcional foram submetidos a análise de correlação multivariada. As diferenças significativas foram comparadas por meio de um teste T-student, sendo os valores de p calculados para 95% dos intervalos de confiança. Além disso, foram analisadas as influências das variáveis de porcentagem do uso da terra e variáveis ambientais da água sobre os índices de diversidade beta funcionais. Os índices que apresentaram diferenças significativas de valores foram submetidos a uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). A mesma análise foi utilizada para analisar as influências dos diferentes usos da terra. Para isso, foram comparados os dados de diversidade funcional FDis e CWM de comprimento com os dados de porcentagem do uso da terra obtido para cada local amostrado na microbacia. Além disso, uma análise de Correlação de Spearman foi utilizada para analisar as interações entre os diferentes usos da terra sobre os índices. Para isso, os valores obtidos das análises foram logaritimizados e analisados por meio dos índices de correlação (r) e os valores significativos calculados para os intervalos de 95% de confiança ($p < 0.05$). Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team, 2020).

3. RESULTADOS

3.1 Macroinvertebrados aquáticos

Foram amostrados o total de 5525 macroinvertebrados aquáticos, distribuídos em 54 táxons. Destes, 3165 (57,25%) pertenceram à família Chironomidae com 52 gêneros e subgêneros. A maior abundância e riqueza ocorreu no período seco, 4040 indivíduos e 48 táxons. Os pontos lóticos foram os que apresentaram maior abundância com 3871 espécimes em 48 táxons (Tabelas 1,2,3 e 4; Apêndice B).

3.2 Porcentagens de usos e ocupação da terra

A análise de geoprocessamento da bacia hidrográfica do rio Itaqueri, demonstrou o predomínio de atividades agrícolas, com as seguintes ocupações: Agricultura Sazonal (30,69%), Agricultura Perene (29,64%), Vegetação Natural (13,23%), Área Abandonada (10,56%), Áreas Alagadas (9,05%), Construção (4,04%), Represa (2,66%) e Mineração de Areia (0,13%) (**Tabela 1**).

Tabela 1. Porcentagens de uso e ocupação do solo no entorno (2,5 km de raio) de cada ponto de coleta na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Pontos P1-P5 são córregos e pontos P6-P10 são no reservatório.

Uso e Ocupação (%) / Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Vegetação Natural	12,02	26,43	2,53	6,88	11,26	21,08	13,44	7,41	25,04	3,79
Áreas Alagadas	9,94	24,11	27,36	17,75	9,49	0,21	1,56	4,85	9,70	18,76
Represa	15,18	0,136	0	0	0	25,29	20,63	25,65	10,86	16,14
Agricultura Sazonal	21,37	6,843	23,23	31,62	68,56	23,82	14,63	11,1	5,87	5,479
Agricultura Perene	20,74	39,93	37,53	27,76	10,63	0	2,42	3,247	20,75	9,696
Área Abandonada	10,58	1,497	7,853	16	0,059	6,918	28,25	31,46	24,67	40,66
Mineração	0	0	1,498	0	0	0	0	0	0	0
Construção	10,18	1,056	0	0	0	22,68	19,07	16,28	3,104	5,473

3.3 Variáveis ambientais da água

Os valores das variáveis ambientais da água que foram medidas nos dez pontos de amostragens na microbacia, entre os períodos chuvoso e seco, podem ser conferidos na Tabela 1, Apêndice C.

3.4 Análise de diversidade funcional

O índice FDis foi significativamente maior nos pontos amostrais dos ambientes lóticos (Coeff. = 0,58; Std. Err. = 0,27; $t = 2,14$; $p = 0,047$; $r^2 = 0,18$) (**Figura 2**). Para o CWM, somente o traço de comprimento do corpo apresentou diferença significativa, sendo maior no período chuvoso (Coeff. = 0,23; Std. Err. = 0,09; $t = 2,38$; $p = 0,003$; $r^2 = 0,21$) (**Figura 3**). Embora o mesmo tenha apresentado maior dispersão no ambiente lótico, a diferença não foi significativa (Coeff. = 0,20; Std. Err. = 0,09; $t = 2,05$; $p = 0,16$; $r^2 = 0,21$) (**Figura 4**).

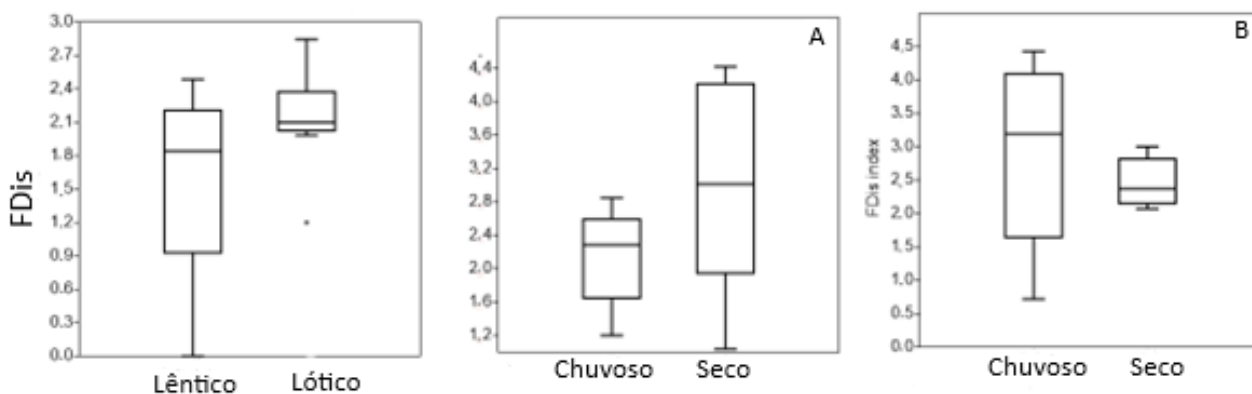


Figura 2. Análise comparativa do índice de dispersão funcional (FDis) da comunidade de macroinvertebrados entre ambientes lótico e lêntico e entre períodos sazonais na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. A – Córregos e B - Reservatório.

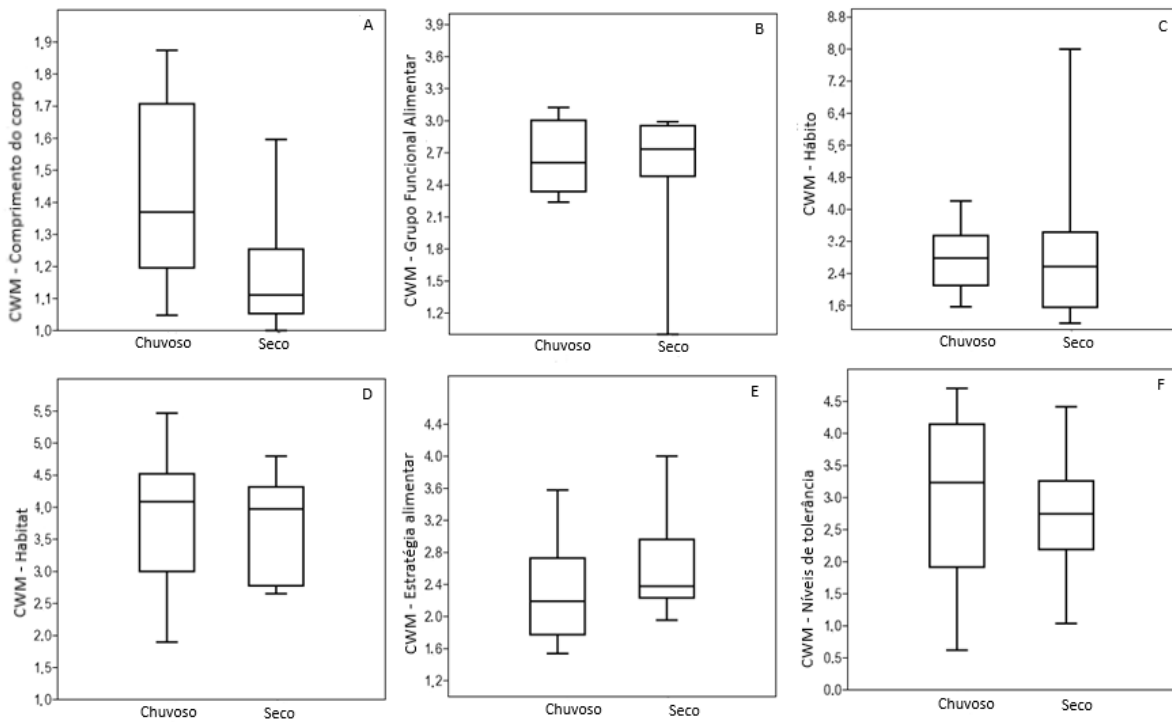


Figura 3. Análise comparativa do índice CWM da comunidade de macroinvertebrados entre períodos sazonais na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. A – Comprimento do corpo, B – Grupo funcional alimentar, C – Hábito, D – Habitat, E – Estratégia alimentar, F – Níveis de tolerância.

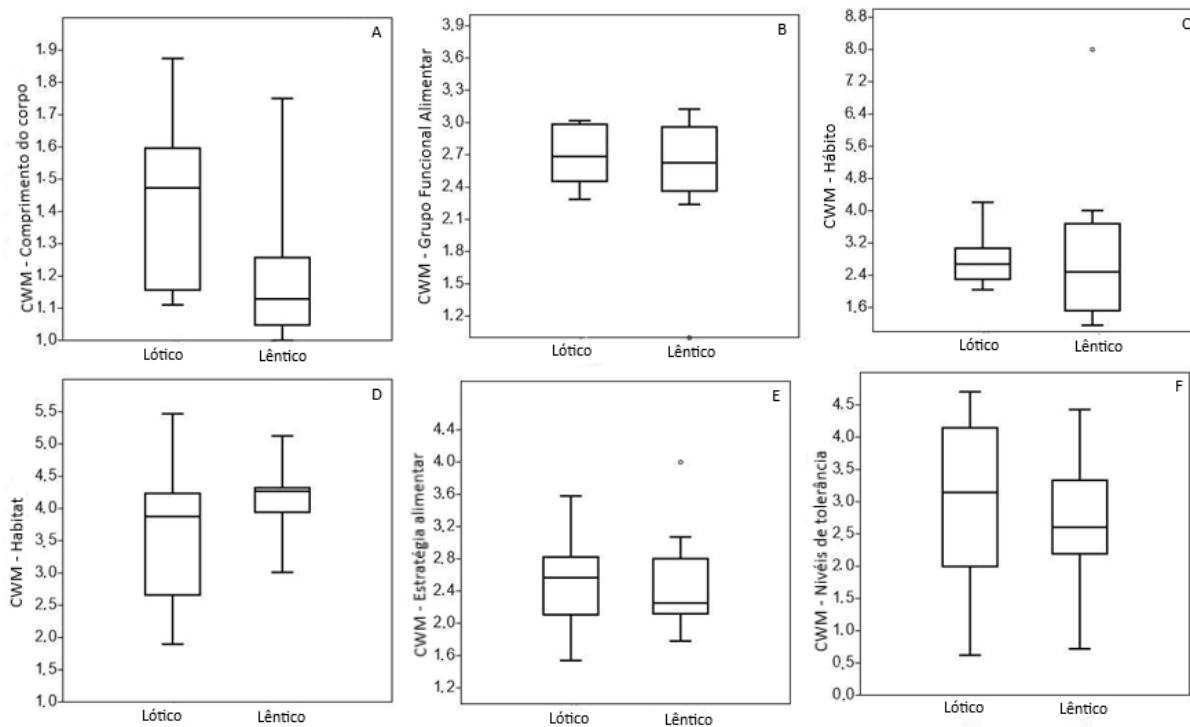


Figura 4. Análise comparativa do índice CWM da comunidade de macroinvertebrados entre os ambientes lótico e lêntico na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo.

Paulo. A – Comprimento do corpo, B – Grupo funcional alimentar, C – Hábito, D – Habitat, E – Estratégia alimentar, F – Níveis de tolerância.

Com relação às influências das variáveis ambientais da água, observou-se que os índices de FDis e CWM de comprimento do corpo apresentaram tendência de redução da dispersão dos traços conforme a redução da temperatura da água nos ambientes lóticos (componente-1 = 60%, componente-2 = 30%, **Figura 5**). Quanto aos usos da terra, os mesmos índices apresentaram tendência de aumento das dispersões em áreas alagadas (componente-1 = 73%, componente-2= 24%, **Figura 6**).

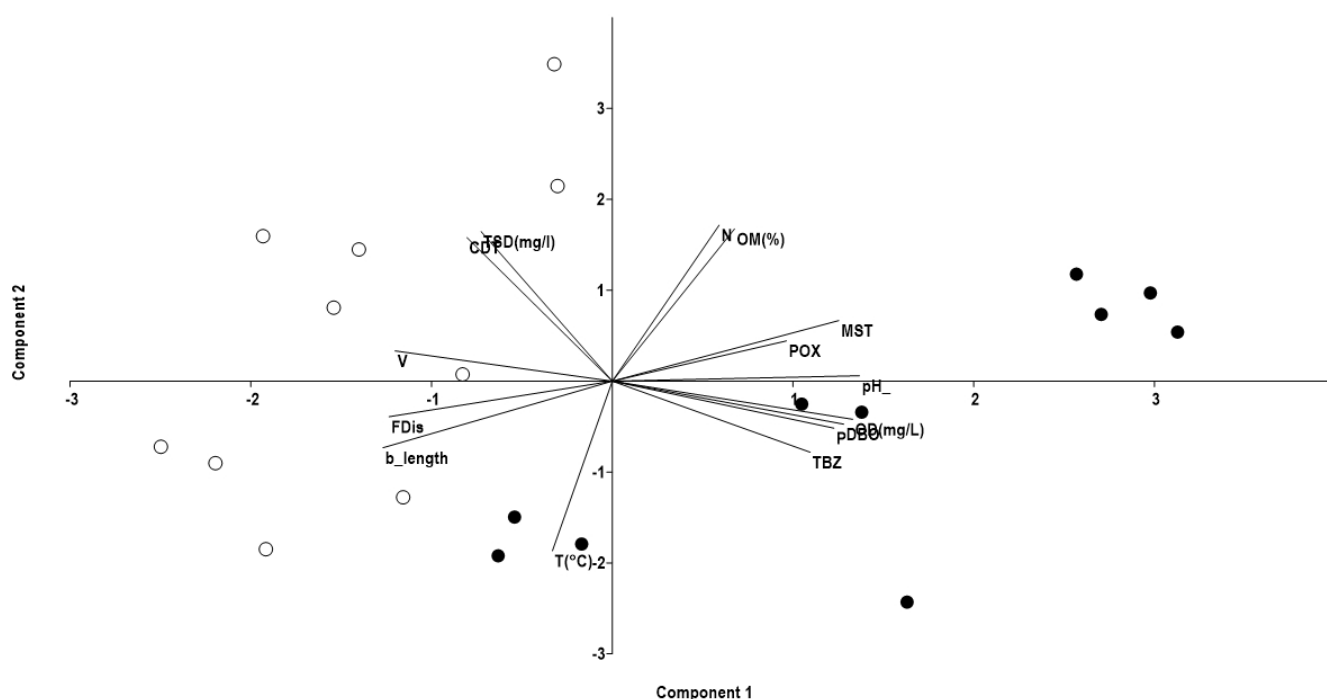


Figura 5. Análise PCoA da influência das variáveis de água nos ambientes lêntico e lótico sobre os índices de diversidade funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Círculos cheios (lêntico), círculos vazios (lóticos). Variáveis da água: pH, T- temperatura, V- velocidade de corrente, OD- oxigênio dissolvido, DBO – demanda bioquímica de oxigênio, P- fósforo total, N- nitrogênio total Kjeldhal, CDT- condutividade, TSD-total de sólidos dissolvidos, MST-material em suspensão total, TBZ – turbidez, POX-potencial redox, OM- porcentagem de matéria orgânica no sedimento.

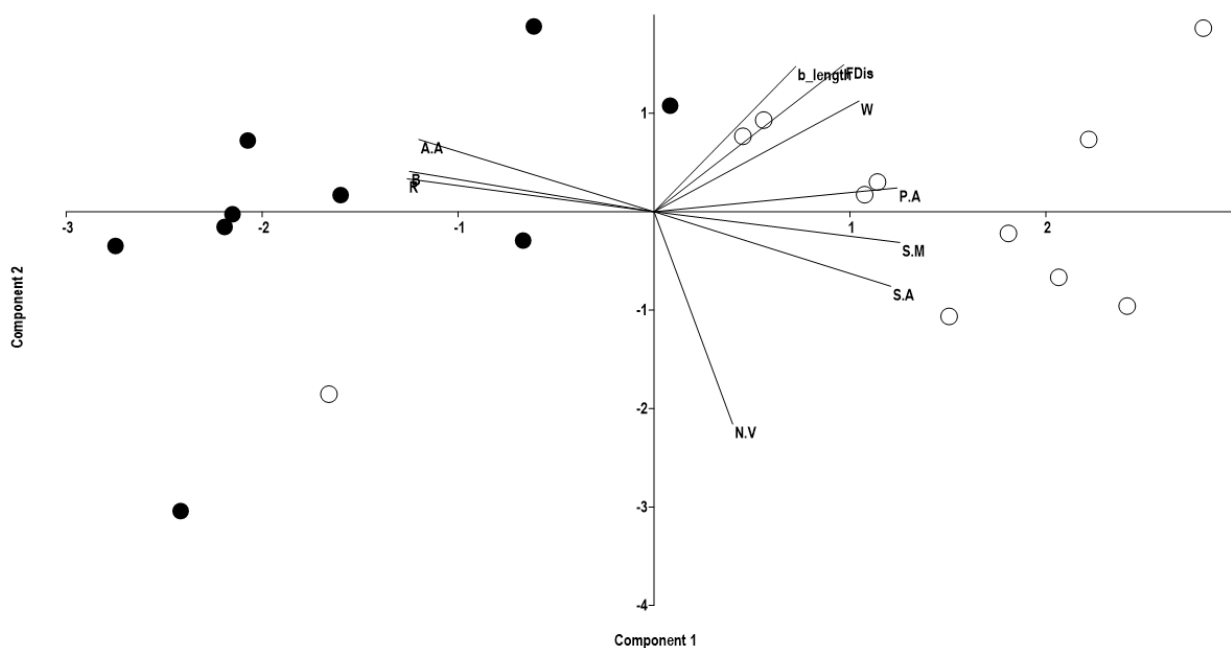


Figura 6. Análise PCoA da influência das variáveis de porcentagem dos diferentes tipos de usos da terra de pontos amostrados nos ambientes lêntico e lótico sobre os índices de diversidade funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos na bacia do hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Círculos cheios (lêntico), círculos vazios (lóticos). N.V – vegetação nativa, P.A – agricultura permanente, S.A. – agricultura sazonal, A.A. – áreas abandonadas, R – reservatório, B – áreas construídas, W – áreas alagadas.

A análise de correlação dos índices com diferenças significativas, demonstrou que somente o traço funcional de comprimento do corpo apresentou forte relação positiva com a porcentagem de uso da terra de agricultura perene ([CWM – comprimento do corpo - $r = 0,68$; $p = 0,002$], [FDIs – $r = -0,05$; $p = 0,82$]) e áreas alagadas ([CWM- comprimento do corpo - $r = 0,52$; $p = 0,018$], [FDIs – $r = -0,20$; $p = 0,40$]).

4. DISCUSSÃO

Agricultura perene e áreas alagadas foram filtros ambientais positivos para o traço funcional de comprimento do corpo, que foi o único traço entre os seis tipos analisados que apresentou diferença significativa. Os índices de diversidade beta funcionais, FDIs e CWM do comprimento do corpo, foram influenciados pela redução na temperatura nos ambientes lóticos e pelo aumento da porcentagem de áreas alagadas no entorno. No entanto para entender como os filtros ambientais estariam agindo na diversidade funcional é necessário considerar dois resultados relevantes. O primeiro é o predomínio de atividades agrícolas que correspondem ao total 60.33% do uso e ocupação da

microbacia. O segundo é a grande abundância de táxons, principalmente as larvas das Chironomidae, com o traço comprimento pequeno do corpo (< 10 mm).

De acordo com Townsend e Hildrew (1994), em habitats impactados são selecionados positivamente os táxons com traços de resiliência como rápido crescimento, multivoltinos e com comprimento pequeno do corpo. Considerando o primeiro resultado relevante, a agricultura provoca a diminuição, simplificação e homogeneização da diversidade funcional dos macroinvertebrados, pois esse uso da terra funciona como um filtro para táxons tolerantes com traços resilientes e resistentes (Pallottini et al., 2016; Wang et al., 2019). A agricultura também pode alterar a base de alimentação nos ecossistemas aquáticos e a consequência é a prevalência de comportamentos alimentares generalistas com maior sobreposição de nichos tróficos (Castro et al., 2016). O presente estudo mostrou a grande abundância de táxons de comprimento pequeno do corpo e esse traço é predominante em áreas de agricultura (Castro et al., 2018; Liu et al. 2021). Além disso, nessas áreas acontece a remoção de habitats mais estáveis que são necessários para o desenvolvimento de táxons de maior comprimento (Larsen e Ormerod, 2010).

A agricultura perene na microbacia é constituída por silvicultura e por ter um tempo maior rotação e menor intensidade de manejo, é considerada como um uso da terra de menor impacto (Freer-Smith et al., 2022). Porém, em áreas de silvicultura, as comunidades de macroinvertebrados apresentam predominância de táxons considerados tolerantes (Smith et al., 2009; Gerth et al., 2022). As áreas alagadas também foram um filtro positivo e influenciaram na dispersão funcional. Áreas alagadas são importantes para os serviços ecossistêmicos de purificação e de armazenamento da água, retenção de poluentes, controle de enchentes e conservação da biodiversidade (Chen e Yao, 2014). São essenciais também para manter a riqueza e diversidade funcional dos macroinvertebrados aquáticos (Espanol et al., 2014; Coccia et al., 2021; Rideout et al., 2022). Entretanto, para compreender melhor a ação dos filtros na diversidade funcional é necessária considerar a redução da dispersão do comprimento do corpo conforme a redução da temperatura nos ambientes lóticos.

As maiores porcentagens de agricultura perene e de áreas alagadas estão no entorno dos pontos lóticos, nos córregos, da microbacia. Os ambientes lóticos, por serem mais heterogêneos, sustentam maior diversidade de táxons e traços funcionais comparados com os ambientes lênticos (Bae e Park, 2016; Bae et al., 2016; Mathers et al., 2019) e no bioma Cerrado, as maiores abundâncias de macroinvertebrados costumam

ocorre durante o período seco e de menores temperaturas (Callisto et al., 2004; Pio et al., 2020). O estudo indicou que durante o período seco houve aumento na abundância de gêneros de Chironomidae que podem ser considerados tolerantes. Nos córregos, por exemplo, foram os gêneros *Cricotopus*, *Paracladius* e *Pelomus*. O gênero *Cricotopus*, característico de córregos de baixa ordem, é frequente em áreas de ocupação agrícola e pode ser considerado um indicador desse tipo de ocupação (Anjos et al., 2011; Sensolo et al., 2012; Saito e Fonseca-Gessner, 2014). *Paracladius* também é frequente nos córregos de baixa ordem com alta porcentagem de uso antrópico da terra (Maxwell et al., 2021) e o gênero *Pelomus* ocorre em habitats parcialmente impactados (Saito e Fonseca-Gessner, 2014; Barrilli et al., 2021). No reservatório do Lobo, foi bastante frequente o gênero *Goeldichironomus*, o qual pode ocorrer em grande abundância e densidade em habitats impactos e poluídos (Lima et al., 2019; Nunes et al., 2020).

Diante desse cenário, o presente estudo mostrou que a alta ocupação agrícola na bacia hidrográfica do rio Itaqueri é um filtro ambiental que influencia negativamente, selecionando um traço resiliente de táxons tolerantes, na diversidade funcional dos macroinvertebrados aquáticos. Mudanças no uso da terra no bioma Cerrado têm causado a diminuição, simplificação e homogeneização da diversidade funcional de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos (Castro et al., 2016; Castro et al., 2018; Firmiano et al., 2021). As consequências desses processos são a deterioração de serviços ecossistêmicos e diminuição da resiliência ecossistêmica frente a outros impactos antrópicos (Olden et al., 2004; Clavel et al., 2011; Feio et al., 2015).

5. CONCLUSÃO

O estudo da diversidade beta funcional de macroinvertebrados aquáticos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri mostrou que a dispersão funcional foi maior nos ambientes lóticos e somente o traço funcional de comprimento do corpo variou significativamente entre as estações. A dispersão dos índices foi menor conforme redução da temperatura nos ambientes lóticos e foi maior em áreas alagadas. O comprimento do corpo se correlacionou positivamente com a agricultura perene e áreas alagadas. Apesar disso, o predomínio do comprimento pequeno do corpo, que é um traço resiliente, na composição comunitária e o aumento na abundância de gêneros considerados tolerantes demonstra a ação do filtro da alta ocupação agrícola na microbacia

6. AGRADECIMENTOS

Agradeço toda a equipe de profissionais e pesquisadores do Instituto Internacional de Ecologia (São Carlos-SP, Brasil) pelo apoio nas atividades de campo e laboratoriais. Aos profissionais Ricardo Milanetti Degani e Victor Fiochi pelo geoprocessamento da bacia hidrográfica. E também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) -pela bolsa de doutorado (88882.426418/2019-01) concedida junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

7. REFERÊNCIAS

- American Public Health (APHA), 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. Washington. EUA.
- Anjos, A.F., Takeda, A. M., Pinha, G.D., 2011. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae em diferentes ambientes do complexo – rio Baía, Estado do Mato Grosso do Sul. *Brazil. Acta Scientiarum*, 33, 417-426. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v33i4.5386>
- Andersen, T., Mendes, H.F., Pinho, L.C., 2017. Two new Neotropical Chironomae genera (Diptera: Chironomidae). *Chironomus Journal of Chironomidae Research*, 30, 26-54. <https://doi.org/10.5324/cjcr.v0i30.2029>
- Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J.G., Babut, M., 2010. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55, 1430–1446. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02281.x>
- Arenas-Sánchez, A., Dolédec, S., Vighi, M., Rico, A., 2021. Effects of anthropogenic pollution and hydrological variation on macroinvertebrates in Mediterranean rivers: A case-study in the Upper Tagus river basin (Spain). *Science of the Total Environment*, 766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144044>
- Bae, M., Chun, J.H., Chon, T., Park, Y., 2016. Spatio-temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. *Water*. 8, 99. <https://doi.org/10.3390/w8030099>
- Bae, M., Park, Y., 2016. Responses of the functional diversity of benthic macroinvertebrates to floods and droughts in small streams with diferente flow permanence. *Inland Waters*. 6, 461-475. <https://doi.org/10.5268/IW-6.3.891>
- Barrilli, G.H.C., Negreiros, N.F., Rocha, O., Verani, J.R., 2021. Macroinvertebrates responses based on chemical and physical variables in urban streams. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.83>
- Bellodi, C.F, Fusari, L.M., Roque, F.O., 2016. New species and records of Oukuriella Epler, 1986 from the neotropical region (Diptera: Chironimidae). *Zootaxa*, 4078, 187-196. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4078.1.17>

Bruno, D., Belmar, O., Maire, A., Morel, A., Dumont, B., Datry, T., 2019. Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. *Global Change Biology*, 25, 1612-1628. <https://doi.org/10.1111/gcb.14581>

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>

Butakka, C.M.M., Grzbkowska, M., Pinha, G.D., Takeda, A.M., 2014. Habitatis and trophic relationships of Chironomidae insect larvae from the Sepotuba River basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 2, 395-407. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.26612>

Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A.O., Moreno, P., Rosa, C. A., 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64, 743-755. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500003>

Castro, D.M.P., Carvalho, D.R., Pompeu, P.S., Moreira, M.Z., Nardoto, G.B., Callisto, M., 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater. *Plos One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150527>

Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M., 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84, 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>

Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>

Chen, F., Yao, Q., 2014. Review of wetlan ecosystem services valuation in China. *Advance Journal of Food Science and Technology*, 6, 1277-1281. <https://doi.org/10.19026/ajfst.6.196>

Coccia, C., Almeida, B.A., Green, A.J., Gutiérrez, A.B., Carbonell, J.A., 2021. Functional diversity of macroinvertebrates as a tool to evaluate wetland restoration. *Journal of Applied Ecology*, 58, 2999-3011. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14038>

- Cranston, P.S., 2019. Identification guide to genera of aquatic larval Chironomidae (Diptera) of Australian and New Zealand. *Zootaxa*, 4706, 71-102. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4706.1.3>
- Cummins, K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18, 183-206. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in South Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 69-89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
- Cummins, K.W., 2016. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology*, 74, 235-241. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1373>
- Dantas, G.P.S., Hamada, N., 2020. Description of the female and larval stage of *Denopelopia amicita* Dantas, Hamada e Mendes (Diptera: Chironomidae). *Acta Amazonica*, 50, 313-316. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202001671>
- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44, 242-248. <https://doi.org/10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- De Bello, F., Thuiller, W., Leps, J., Choler, P., Clément, J.C., Macek, P., Sebastiá, M.T., Lavorel, S., 2009. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science*, 20, 475-486. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01042.x>
- Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H., Townsend, C.R., 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 44–60. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[44:COAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[44:COAFA]2.0.CO;2)
- Domínguez, E., Fernández, H.R., 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina

- Epele, L.B., Brand, C., Miserendino, M.L., 2019. Ecological drivers of alpha and beta diversity of freshwater invertebrates in arid and semiarid Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment*, 678, 62-73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.392>
- Epler, J.H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina: A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida, 1 ed. Crawfordville. USA.
- Español, C., Gallardo, B., Comín, F.A., Pino, M.R., 2014. Constructed wetlands increase the taxonomic and functional diversity of a degraded floodplain. *Aquatic Sciences*, 77, 27-44. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0375-2>
- Feio, M.J., Dolédec, S., Graça, M.A.S., 2015. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environmental Pollution*, 196, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.026>
- Firmiano, K.R., Castro, D.M.P., Linares, M.S., Callisto, M., 2021. Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the Total Environment*, 753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>
- Freer-Smith, P., Muys, B., Farrelly, N., Drössler, L., Minotta, G., 2022. The land use impacts of forestry and agricultural systems relative to natural vegetation; a fundamental energy dissipation approach. *Science of The Total Environment*, 850. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158000>
- Gerth, W., Li, J.L., Van Driessche, R., Sobota, J., Murphy, C.A., Ganio, L., Skaugset, A., 2022. Local and sub-basin effects of timber harvests on stream macroinvertebrates in Hinkle Creek watershed. *Forest Ecology and Management*, 505. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119923>
- Gimenez, B., C., G., Higuti, J., 2017. Land use effects on the functional structure of aquatic insect communities in neotropical streams. *Inland Waters*, 7, 3, 305-313. DOI: <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329910>
- Golterman, H.L., Clyno, R.S., Ohsntad, M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell, Oxford. Oxford. UK.

- Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B., 2014. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora INPA. Manaus. Brasil
- Hamada, N., Thorp, J.H., Rogers, C., 2019. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates - Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. Academic Press. EUA.
- Hill, M.J., Heino, J., White, J.C., Ryves, D.B., Wood, P.J., 2019. Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biological Conservation*, 237, 348-357. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.015>
- Lahsen, M., Bustamente, M.M.C., Dalla-Nora, E., 2016. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 58, 4-15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and Other tools for Functional Ecology. R package version 1.0-12.
- Larsen, S., Ormerod, S.J., 2010. Combined effects of habitat modification on trait composition and species nestedness in river invertebrates. *Biological Conservation*, 143, 2638 – 2646. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.006>
- Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M.E., Nogueira, S.H., Wittmann, F., Dias, M.S., Dagosta, F.C.P., Bayer, M., 2019. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 77. <https://doi.org/10.1111/csp2.77>
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V., Samia, D.S.M., 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13, 2, 112-116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S.; Williams, N.S.G., Graden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonniss, A., 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, 22, 134 – 147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>

Lima, D.V.M., Souza, L.B., Capistrano, P.C.C., Plese, L.P.M., Viera, L.J.S., 2019. Uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na análise de integridade ecológica de lagos urbanos no oeste amazônico. *Biota Amazônia*, 9, 41-45. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v9n3p41-45>

Liu, Z., Li, Z., Castro, D.M.P., Tan, X., Jiang, X., Meng, X., Ge, Y., Xie, Z., 2021. Effects of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates in a subtropical river network. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 44339–44353. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13867-w>

Henriques-Oliveira, A.L., Neissimian, J.L., Dorvillé, F.M., 2003. Feeding habitats of Chironomidae larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro. Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63, 269-281. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200012>

Mathers, K.L., Stubbington, R., Leeming, D., Westwood, C., England, J., 2019. Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. *Ecohydrology*, 12. <https://doi.org/10.1002/eco.2112>

Maxwell, M.F., Secrett, E., Pires, M.M., Kotzian, C.B., 2021. The relative importance of spatial and environmental processes in the assembly of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) communities along a transition landscape in Southern Brazilian streams. *Limnology*, 22, 259-268. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00652-4>

Mendes, H.F., Andersen, T., Sæther, O.A., 2004. A review of *Antillocladius* Sæther, 1981; *Comptosmittia* Sæther, 1981 and *Litocladius* new genus (Chironomidae, Orthoclaadiinae). *Zootaxa*, 594, 1-82. <https://doi.org/10.5281/zenodo.158827>

Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B., 2019. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall Hunt Publishing Company. Dubuque. EUA.

Mondy, C.P., Muñoz, I., Dolédec, S., 2016. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: a case study in the Ebro basin. *Science of The Total Environment*, 572, 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.227>

Mugnai, R., Neissimian, J.F., Baptista, D.F., 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Editora. Rio de Janeiro.

- Neuben, C.S.O., Fonseca-Gessner, A.A., Navarro-Silva, M.A., 2010. Parapentaneura bentogomensis Stur, Fittkau et Serrano (Diptera, Chironomidae, Tanypodinae) taken in Southeastern, Brazil: additional characters and modified generic diagnosis. *Biota Neotropical*, 10, 2, 139-142. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200017>
- Neuben, C.S.O., Silva, F.L., Trivinho-Strixino, S., 2014. Two new species of Parapentaneura (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae) from Brazil, with keys to the males and immature stages. *Studies Neotropical Fauna and Environment*, 49, 1, 26-35. <https://doi.org/10.1080/01650521.2014.909115>
- Nunes, N.S.P., Carvalho, E.M., Nakagaki, J. M., 2020. Are Chironomidae (Diptera) good indicators of impact in lotic environments? *Ibero-American Journal of Environmental Sciences*, 11, 113-125. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0010>
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Pallottini, M., Cappelletti, D., Fabrizi, A., Gaino, E., Goretti, E., Selvaggi, R., Céréghino, R., 2016. Macroinvertebrate functional trait responses to chemical pollution in agricultural-industrial landscapes. *River Research and Applications*, 33, 505-513. <https://doi.org/10.1002/rra.3101>
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741-758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Pio, J.F.G., Santiago, E.F.E., Copatti, C.E., 2020. Composition and diversity of benthic macroinvertebrates in a Brazilian Cerrado stream. *Iheringia Série Zoologia*, 110. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2020016>
- Poff, N., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>
- R Core Team, 2020. R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rideout, N.K., Compson, Z.G., Monk, W. A., Bruce, M.R., Hajibabaei, M., Porter, T.M., Wright, M.T.G., Baird, D., 2022. Environmental filtering of macroinvertebrate traits influences ecosystem functioning in a large river floodplain. *Functional Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14168>

Rocha, M.P., Bini, L.M., Domisch, S., Tolonen, K.T., Jyväskylä-Mikkola, J., Soininen, J., Hjort, J., Heino, J., 2018. Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *Journal of Biogeography*, 45, 2744-2754. <https://doi.org/10.1111/jbi.13457>

Rogers, D.C., Damborenea, C., Thorp, J., 2020. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates – Volume 5: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna. Academic Press. EUA.

Saito, V.S., Fonseca-Gessner., 2014. Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southwest Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasilensia*, 26, 35-46. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100006>

Saulino, H.H., Leite-Rossi, L.A., Trivinho-Strixino, S., 2016. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. *Hydrobiologia*, 793, 109-119. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3013-2>

Sensolo, D., Hepp, L.U., Decian, V., Restello, R.M., 2012. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. *International Journal of Limnology*, 48, 391-400. <https://doi.org/10.1051/limn/2012031>

Silva^a, A., L., Souza, S.A., Coelho Filho, O., Eloy, L., Salmona, Y.B., Passos, C.J., 2021. Water appropriation on the agricultural frontier in western Bahia and its contribution to streamflow reduction: revisiting the debate in the Brazilian Cerrado. *Water*, 13. <https://doi.org/10.3390/w13081054>

Silva^b, F.L., Pinho, L.C., Wiedenbrug, S., Dantas, G.P.S., Siri, A.; Andersen, T., Trivinho-Strixino, S., 2019. Family Chironomidae. Chapter 16. In: Hamada, N., Thorp, J.H., Rogers, D.C. (ed.). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. (pp.661-700). Academic Press.

Silva^b, F.L., Ruiz, S.S., Bochini, G.L., Moreira, D., 2008. Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3, 135-141. <https://doi.org/10.1111/jbi.13457>

Smith, B.J., Davies, P.E., Munks, S.A., 2009. Changes in benthic macroinvertebrate communities in upper catchment streams across a gradient of catchment forest operation history. *Forest Ecology and Management*, 257, 2166-2174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.029>

Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ), 2014. Surface Water Quality Monitoring Procedure, Volume 2: Method for Collecting and Analyzing Biological Assemblage and Habitat Data. Water Quality Planning Division. Austin. EUA.

Thorp, J.H., Rogers, D.C., Eds., 2015. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology, 4 ed. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-65590-8>

Towsend, C.R., Hildrew, A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31, 265-275. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>

Trivinho-Strixino, S., 2014. Ordem Diptera: Família Chironomidae: Guia de identificação de larvas. Chapter 26. In: Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B. (ed) *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. (pp. 457-660). Editora INPA. Manaus.

Trivinho-Strixino, S., Messias, M.C., 2005. A new species of *Oukuriella* Epler 1986 (Insecta, Diptera, Chironomidae, Chironominae) from São Paulo State, Brazil. *Entomologia y Vectores*. 12, 283-291. <https://doi.org/10.1590/S0328-03812005000200012>

Trivinho-Strixino, S., Silva, F.L., 2019. *Chironomus rishii* sp. n. is an enigmatic non-biting midge (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from the Neotropical region. *Zootaxa*., 4504, 439-446. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4504.3.9>

Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., 2008. A new species os *Pelomus* Reiss, 1989 (Diptera: Chironomidae) from Southeastern Brazil, with the description of immature stages. *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)*, 13, 217-225.

Trivinho-Strixino, S., Silva, F.L., 2011. A new species of *Pelomus* Reiss, 1989 (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from the Neotropical Region, with emendation of the generic diagnosis. *Aquatic Insects: International Journal of Freshwater Entomology*, 33, 3, 273-279. <https://doi.org/10.1080/01650424.2011.614390>

Trivinho-Strixino, S., Silva, F.L., 2018. *Chironomus rishii* sp. n. is an enigmatic non-biting midge (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from the Neotropical region. *Zootaxa*, 4504, 439-446. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4504.3.9>

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi., 2013. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshwater Reviews*, 6, 75-91. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>

Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Marine Chemistry*, 10, 102-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)

Wang, L., Gao, Y., Han, B., Fan, H., Yang, H., 2019. The impacts of agriculture on macroinvertebrate communities: From structural changes to functional changes in Asia's cold region streams. *Science of the Total Environment*, 676, 155-164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.272>

Wiedenbrug, S., Mendes, H.F., Pepinelli, M., Trivinho-Strixino, S., 2009. Review of the genus *Onconeura* Amdersen et Sæther (Diptera: Chironomidae), with the description of four new species from Brazil. *Zootaxa*, 2265. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2265.1.1>

Wetzel, R. G., Likens, G.E., 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag. Nova York. EUA.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos padrões de substituição e aninhamento da diversidade beta nas comunidades de macoinvertebrados aquáticos mostrou que os padrões que ocorreram nos córregos tributários não influenciaram diretamente na composição das comunidades presentes no reservatório do Lobo. Os usos da terra no entorno dos córregos tributários e poluição impediram a dispersão dos macroinvertebrados. A diversidade beta funcional mostrou que somente o traço comprimento do corpo se correlacionou positivamente com agricultura perene e áreas alagadas. No entanto houve predominância do comprimento pequeno do corpo na composição comunitária e aumento sazonal de gêneros considerados tolerantes. Esses resultados mostram os fortes efeitos dos impactos de poluição e principalmente da alta ocupação agrícola na bacia hidrográfica do rio Itaqueri. Diante deste cenário fica evidenciado o considerável nível de degradação ambiental da microbacia e o potencial comprometimento na conservação da biodiversidade e de outros serviços ecossistêmicos.

Os estudos aqui apresentados contribuem para o entendimento da evolução desse ecossistema e apesar da pequena escala espacial e temporal, foi possível relacionar os resultados obtidos com outros estudos feitos em escalas maiores. Seria recomendável estudos de maior duração e com mais amostragens para entender melhor os padrões de diversidade beta e a ação dos filtros ambientais. Para mitigar os efeitos dos impactos e garantir qualidade dos serviços ecossistêmicos, são necessárias a melhoria no manejo do uso da terra, tratamento de esgoto mais adequado, recuperação e manutenção das áreas naturais no entorno dos córregos tributário da microbacia

APÊNDICE A

Tabela 1. Descrição sucinta e coordenadas geográficas GMS (Graus, Minutos e Segundos) dos dez pontos de amostragem na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo

Pontos	Descrição	Coordendas GMS
P1	Córrego do Geraldo: 2º ordem. Área de mata ciliar fechada com presença de <i>Pinnus</i> sp.	22° 12' 21,60"(S) 47° 52' 15,38"(W)
P2	Córrego da Água Branca: 2º ordem. Área aberta com macrófitas, a jusante da ETE de Itirapina	22° 13' 50,95"(S) 47° 51' 10,92"(W)
P3	Rio Itaqueri: 3º ordem. Área de mata ciliar fechada	22° 15' 27,34"(S) 47° 51' 52,88"(W)
P4	Ribeirão do Lobo: 2º ordem. Área aberta com gramíneas baixas e macrófitas	22° 15' 51,68"(S) 47° 54' 41,15"(W)
P5	Montante Ribeirão do Lobo: 1º ordem. Área com mata ciliar aberta e gramíneas baixas	22° 17' 18,94"(S) 47° 55' 34,11"(W)
P6	Reservatório do Lobo: próximo da barragem, pouca vegetação ciliar e próximo de construções	22° 10' 07,40"(S) 47° 54' 07,56"(W)
P7	Reservatório do Lobo: área de Cerrado com gramíneas altas e próximo de construções	22° 11' 14,46"(S) 47° 54' 20,36"(W)
P8	Reservatório do Lobo: área de Cerrado com gramíneas altas e <i>Pinnus</i> sp.	22° 11' 41,93"(S) 47° 53' 24,75"(W)
P9	Reservatório do Lobo: entrada do rio Itaqueri no reservatório, após receber água do córrego Água Branca	22° 13' 03,72" (S) 47° 52' 29,44"(W)
P10	Reservatório do Lobo: entrada do ribeirão do Lobo no reservatório com presença de macrófitas	22° 12' 48,32" (S) 47° 53' 06,18"(W)

Entomobryidae	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	5
ODONATA											
Calopterigidae	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3
Coenagrionidae	0	0	0	1	18	0	1	0	0	0	20
Gomphidae	1	0	2	4	1	0	0	0	0	0	8
Libellulidae	0	0	0	3	19	0	0	0	1	0	23
EPHEMEROPTERA											
Baetidae	0	1	1	0	18	0	1	0	0	0	21
Caenidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Leptohyphidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Leptophlebiidae	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	22
HEMIPTERA											
Belostomatidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Corixidae	0	0	0	0	0	0	10	4	0	0	14
Gelastocoridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Notonectidae	0	0	0	0	0	12	1	0	0	0	13
Veliidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
COLEOPTERA											
Dytiscidae	0	0	1	1	6	0	0	0	0	0	8
Elmidae	0	0	5	5	8	0	0	0	0	0	18
Gyrinidae	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	4
Haliplidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
TRICHOPTERA											
Helicopsychidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Hydropsychidae	0	1	0	5	7	0	0	0	0	0	13
Hydroptilidae	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	15

Odontoceridae	0	0	4	13	2	0	2	0	0	0	21
Polycentropodidae	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	5
Seriscotomatidae	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	4
LEPIDOPTERA											
Crambidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
DIPTERA											
Ceratopogonidae	1	5	0	0	0	0	6	9	0	0	21
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	8
Chironomidae	9	9	32	172	279	66	62	131	6	4	770
Culicidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Psychodidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Tipulidae	6	0	0	0	0	0	0	4	0	0	10
Abundância	19	111	135	235	575	84	109	178	32	7	1485
Riqueza	6	7	11	13	26	5	13	7	5	2	43

Hydrachnidae	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0	4
AMPHIPODA											
Hyaellidae	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
DIPLOSTRACA											
Daphniidae	0	103	0	0	0	0	0	0	0	0	103
PODOCOPIDA											
Candonidae	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	4
ENTOMOBRYOMORPHA											
Entomobryidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
ODONATA											
Calopterygidae	0	0	8	3	0	0	0	0	0	0	11
Coenagrionidae	0	20	0	1	2	0	0	0	0	0	23
Gomphidae	1	0	2	5	1	0	0	0	0	0	9
Libellulidae	1	5	1	18	0	0	0	0	0	0	25
Heteragrionidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
EPHEMEROPTERA											
Baetidae	0	0	133	34	3	0	0	0	0	0	170
Caenidae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
Leptohyphidae	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8
Leptophlebiidae	5	0	2	6	0	0	0	0	0	0	13
PLECOPTERA											
Gripopterygidae	1	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5
HEMIPTERA											
Belostomatidae	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
Corixidae	0	0	0	0	0	31	88	6	0	1	126
Notonectidae	0	0	0	0	0	10	8	0	0	0	18

Vellidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
COLEOPTERA											
Dytiscidae	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3
Elmidae	2	0	25	99	1	0	0	0	0	0	127
Gyrinidae	1	0	1	3	0	0	0	0	0	0	5
TRICHOPTERA											
Helicopsychidae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
Hydropsychidae	2	0	0	15	0	0	0	0	0	0	17
Hydroptilidae	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
Leptoceridae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
Odontoceridae	0	0	15	5	0	1	0	0	0	0	21
Polycentropodidae	1	0	0	0	1	0	3	0	0	0	5
LEPIDOPTERA											
Crambidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
DIPTERA											
Ceratopogonidae	1	0	0	0	1	0	10	1	0	0	13
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Chironomidae	36	124	696	350	190	487	130	306	74	0	2393
Culicidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Empididae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Simulidae	0	0	16	6	0	0	0	0	0	0	22
Tipulidae	0	0	3	13	0	0	1	0	0	0	17
Abundância	93	831	1021	618	233	534	279	336	94	1	4040
Riqueza	14	13	22	23	13	7	11	5	5	1	48

Tabela 3. Abundância e riqueza de gêneros e subgêneros de Chironomidae (subfamílias em maiúscula) no período chuvoso (fevereiro 2019) em cada ponto de amostragem na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Pontos P1-P5 são tributários (lóticos) e P6-P10 são no reservatório do Lobo (lênticos).

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Totais
CHIRONOMINAE											
<i>Aedokritus</i>	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	23
<i>Beardius</i>	0	0	0	0	82	0	1	0	0	0	83
<i>Chironomus</i>	0	5	0	1	0	0	0	0	1	0	7
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	8	5	1	1	1	2	0	0	18
<i>Endotribelos</i>	0	0	0	7	9	2	0	0	0	0	18
<i>Fissimentum</i>	0	0	1	0	1	4	1	2	0	1	10
<i>Goeldiochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	5	4	0	1	10
<i>Lauterboniella</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nilothauma</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Parachironomus</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
<i>Paratanytarsus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	5	0	7
<i>Pelomus</i>	0	0	2	10	3	5	2	0	0	0	22
<i>Phaenopsectra</i>	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	11
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Polypedilum (Polypedilum)</i>	0	0	5	27	13	11	40	82	0	0	178
<i>Polypedilum (Tripodura)</i>	3	0	0	6	0	0	1	7	0	0	17
<i>Rheotanytarsus</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
<i>Sigmoitendipes</i>	0	0	7	43	0	0	0	0	0	0	50
<i>Stempellina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Stempellinella</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
<i>Stenochironomus (Petalopholius)</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2

<i>Tanytarsus</i>	0	0	1	10	26	0	0	1	0	0	38
<i>Tanytarsus (Caladomyia)</i>	0	0	1	4	16	0	1	3	0	0	25
ORTHOCLADIINAE											
<i>Cricotopus</i>	4	0	0	8	1	0	1	0	0	0	14
<i>Nanocladius</i>	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3
<i>Paracladius</i>	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	7
<i>Rheocricotopus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
TANYPODINAE											
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	2	14	50	11	2	0	0	0	79
<i>Brundiniella</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	4
<i>Denopelopia</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4
<i>Djalmabatista</i>	1	0	0	1	0	27	2	5	0	1	37
<i>Labrundinia</i>	0	0	0	1	18	2	0	0	0	0	21
<i>Larsia</i>	0	4	0	5	23	0	4	1	0	0	37
<i>Monopelopia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Parapentaneura</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pentaneura</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
<i>Procladius</i>	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	4
<i>Thienemannimyia</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	5
<i>Zavrelimyia (Paramerina)</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Abundância	9	9	34	172	279	66	62	131	6	4	772
Riqueza	4	2	12	23	24	10	13	11	2	4	42

<i>Tanytarsus</i>	2	0	5	18	7	0	0	0	0	0	32
<i>Tanytarsus (Caladomyia)</i>	0	0	17	26	9	3	2	0	0	0	57
ORTHOCLADIINAE											
<i>Antillocladius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cricotopus</i>	2	0	115	93	64	0	0	3	0	0	277
<i>Lopescladius</i>	2	0	6	5	0	0	0	0	0	0	13
<i>Metriocnemus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nanocladius</i>	0	4	1	1	0	0	0	0	0	0	6
<i>Onconeura</i>	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	8
<i>Paracladius</i>	0	0	98	6	25	0	0	0	0	0	129
<i>Parametriocnemus</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6
<i>Procladius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thienemanniella</i>	0	0	0	4	2	0	0	2	0	0	8
TANYPODINAE											
<i>Ablabesmyia</i>	11	0	23	20	11	0	1	1	2	0	69
<i>Clinotanypus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Denopelopia</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Djalmabatista</i>	0	0	0	0	0	8	3	3	0	0	14
<i>Fittkauimyia</i>	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3
<i>Labrundinia</i>	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0	5
<i>Larsia</i>	0	9	11	24	10	0	0	1	0	0	55
<i>Pentaneura</i>	0	0	63	22	4	0	0	0	0	0	89
<i>Thienemannimyia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Abundância	36	124	696	350	190	487	130	306	74	0	2393
Riqueza	9	9	27	29	20	10	10	10	3	0	43

APÊNDICE C

Tabela 1. Variáveis físico-químicas da água e sedimento nos períodos chuvoso e seco (fevereiro e agosto de 2019) em cada ponto de amostragem na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Siglas: condutividade (CDT), temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (TBZ), total de sólidos dissolvidos (TSD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), potencial oxirredução (POX), velocidade de corrente (VC), fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), material em suspensão total (MST), matéria orgânica no sedimento (MO).

Estação	Ambiente	Pontos	pH	CDT(μ S/cm)	T($^{\circ}$ C)	OD(mg/L)	TBZ(NTU)	TSD(mg/l)	DBO(mg/L)	POX(mV)	VC(cm/s)	PT(μ g/L)	NTK(mg/L)	MST(mg/L)	MO(%)
Chuvoso	Lótico	P1	7.57	22	24.15	5.88	3.6	11	0	177.7	75.34	8.67	0.09	2.2	2.44
Chuvoso	Lótico	P2	6.35	41	24.5	3.88	9.2	21	2.47	175.1	11.82	206.5	0.53	0.4615	3.27
Chuvoso	Lótico	P3	6.2	14	23.05	6.25	10.5	7	1.34	196.5	71.73	24.24	0.09	4.5	0.29
Chuvoso	Lótico	P4	7.1	15	24.1	6.8	4.7	8	1.09	164.7	31.53	12.11	0.26	4.625	0.18
Chuvoso	Lótico	P5	7.37	89	24.8	5.15	4.5	44	0.88	201.4	0.77	27.01	0.09	4.9231	0.78
Chuvoso	Lêntico	P6	7.5	23	27.86	6.35	7.5	11	1.34	186	0	17.69	0.26	0.9231	24.69
Chuvoso	Lêntico	P7	7.15	19	27.4	6.3	3.6	9	2.03	226.6	0	17.69	0.09	1.6667	0.21
Chuvoso	Lêntico	P8	7.1	19	27.1	6.96	4	10	2.34	213	0	25.59	0.09	1.7778	0.29
Chuvoso	Lêntico	P9	6.8	19	25.42	7.43	28.9	5	4.3	270	0	76.98	0.18	17.6667	67.05
Chuvoso	Lêntico	P10	6.8	17	25.28	7.75	7.4	9	4.65	258.8	0	50.52	0.71	5.3333	22.97
Seco	Lótico	P1	7.47	18	20.84	6.1	2.1	9	0.93	223.8	66.72	2.48	0.7	3.865	0.50
Seco	Lótico	P2	6.65	119	20.33	4.6	4.5	59	6.87	245.8	0.52	507.01	3.07	5.386	10.23
Seco	Lótico	P3	7.12	22	20.26	5.7	0.9	11	0.62	189.7	70.9	11.54	0.61	0.977	0.62
Seco	Lótico	P4	6.87	21	21.02	6.17	2.4	11	0.91	204.9	0.04	7.69	0.61	1.561	0.31
Seco	Lótico	P5	6.57	97	19.28	6.44	2.8	48	2.43	272.9	27.8	32.96	0.61	13.17	0.96
Seco	Lêntico	P6	8.19	24	19.99	6.37	24.5	12	3.22	192.8	0	38.56	0.61	10	7.02
Seco	Lêntico	P7	7.18	13	19.56	6.63	8	7	1.98	219.8	0	31	0.7	10.2	0.25
Seco	Lêntico	P8	7.22	24	22.4	8.72	23.1	12	2.97	253.2	0	51.74	0.79	12.9	0.42
Seco	Lêntico	P9	6.96	34	19.79	9.09	20.6	17	3.32	267.6	0	108.46	0.96	11.1	49.70
Seco	Lêntico	P10	7.31	24	21.29	6.89	13.8	12	3.18	230	0	35.25	0.79	10	24.87

Tabela 2. Teste de variância (ANOVA Two-Way) para as variáveis físico-químicas da água e sedimento entre os períodos sazonais de chuva e seca, entre os ambientes lótico e lêntico na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Sublinhado significa valor de significância. Siglas: condutividade (CDT), temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (TBZ), total de sólidos dissolvidos (TSD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), potencial oxirredução (POX), velocidade de corrente (VC), fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), material em suspensão total (MST), matéria orgânica no sedimento (MO).

Variáveis	Anova Two-Way	GL	Soma dos Quadrados	Média dos Quadrados	F	p
pH	Chuvoso x Seco	1	0.128	0.128	0.6243	0.441
	Lótico x Lêntico	1	0.43218	0.43218	2.108	0.1659
	Interação	1	0.10082	0.10082	0.4917	0.4932
T	Chuvoso x Seco	1	119.561	119.561	127.3	<u>5.01E-09</u>
	Lótico x Lêntico	1	9.46688	9.46688	10.08	<u>0.005887</u>
	Interação	1	6.22728	6.22728	6.628	<u>0.02037</u>
OD	Chuvoso x Seco	1	0.78408	0.78408	0.8224	0.3779
	Lótico x Lêntico	1	12.0435	12.0435	12.63	<u>0.002643</u>
	Interação	1	0.17298	0.17298	0.1814	0.6758
TBZ	Chuvoso x Seco	1	17.672	17.672	0.4127	0.5297
	Lótico x Lêntico	1	462.722	462.722	10.8	<u>0.004644</u>
	Interação	1	170.528	170.528	3.982	0.06331
	Chuvoso x Seco	1	198.45	198.45	0.955	0.343

TSD	Lótico x Léntico	1	781.25	781.25	3.76	0.07035
	Interação	1	48.05	48.05	0.2312	0.6371
DBO	Chuvoso x Seco	1	1.79401	1.79401	0.7101	0.4118
	Lótico x Léntico	1	6.9502	6.9502	2.751	0.1167
	Interação	1	1.78205	1.78205	0.7054	0.4134
POX	Chuvoso x Seco	1	2661.12	2661.12	3.187	0.09321
	Lótico x Léntico	1	3519.2	3519.2	4.214	0.05682
	Interação	1	2262.06	2262.06	2.709	0.1193
VC	Chuvoso x Seco	1	31.7772	31.7772	0.05417	0.8189
	Lótico x Léntico	1	6378.52	6378.52	10.87	<u>0.004545</u>
	Interação	1	31.7772	31.7772	0.05417	0.8189
PT	Chuvoso x Seco	1	6468.84	6468.84	0.4487	0.5125
	Lótico x Léntico	1	7478	7478	0.5187	0.4818
	Interação	1	2134.38	2134.38	0.1481	0.7055
NTK	Chuvoso x Seco	1	2.49218	2.49218	7.608	<u>0.01399</u>
	Lótico x Léntico	1	0.10952	0.10952	0.3343	0.5712
	Interação	1	0.20402	0.20402	0.6228	0.4415
	Chuvoso x Seco	1	61.5366	61.5366	3.126	0.09611

MST	Lótico x Lêntico	1	79.5965	79.5965	4.043	0.06151
	Interação	1	17.2664	17.2664	0.8771	0.3629
	Chuvoso x Seco	1	37.2372	37.2372	0.123	0.7304
MO	Lótico x Lêntico	1	1582.24	1582.24	5.225	<u>0.03624</u>
	Interação	1	74.5366	74.5366	0.2461	0.6266

Tabela 3. Correlações de Spearman Rank das variáveis físico-químicas da água e sedimento com os usos e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Itaqueri – Bioma Cerrado, região central do estado de São Paulo. Sublinhado significa correlação positiva ou negativa. Siglas: condutividade (CDT), temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (TBZ), total de sólidos dissolvidos (TSD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), potencial oxirredução (POX), velocidade de corrente (VC), fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), material em suspensão total (MST), matéria orgânica no sedimento (MO).

Correlação	Vegetação Natural	Represa	Área Abandonada	Mineração	Agricultura Sazonal	Agricultura Perene	Construção
pH	<u>-0,70909</u>	<u>0,71785</u>	0,29697	-0,40618	0,16364	<u>-0,8303</u>	<u>0,80374</u>
CDT(μ S/cm)	0,15806	-0,080003	-0,4924	-0,34922	-0,06687	0,085107	-0,14154
T($^{\circ}$ C)	-0,55152	<u>0,90191</u>	<u>0,63636</u>	-0,52223	-0,32121	<u>-0,78182</u>	<u>0,82828</u>
OD(mg/L)	-0,17576	0,47243	<u>0,84242</u>	-0,29013	-0,45455	-0,35758	0,33745
TBZ(NTU)	0,042424	0,55832	0,29697	-0,17408	-0,56364	-0,34545	0,46016
TSD(mg/l)	0,042553	5,5046E-20	-0,51672	-0,40742	0,030395	-0,018237	-0,061541
DBO(mg/L)	0,22424	0,34972	0,23636	-0,40618	-0,72121	-0,066667	0,21474
POX(mV)	-0,078788	0,17793	0,3697	-0,29013	-0,61212	-0,15152	0,042948
VC(cm/s)	0,32972	<u>-0,75266</u>	-0,51074	0,55709	0,5366	<u>0,6659</u>	-0,67412
PT(μ g/L)	0,27273	0,16566	0,066667	-0,29013	<u>-0,64848</u>	0,066667	0,018406
NTK(mg/L)	0,39145	0,32198	0,35475	-0,46849	<u>-0,75844</u>	0,1101	0,19195
MST(mg/L)	-0,33333	0,25155	0,35758	-0,52223	-0,23636	-0,46667	0,15339
MO(%)	-0,44242	0,055219	-0,042424	0,29013	0,23636	-0,41818	-0,0061354
pH	<u>0,021666</u>	<u>0,019399</u>	0,4047	0,24413	0,65148	<u>0,0029402</u>	<u>0,0050836</u>
CDT(μ S/cm)	0,66276	0,82611	0,14823	0,32263	0,85438	0,81517	0,6965
T($^{\circ}$ C)	0,098401	<u>0,00035929</u>	<u>0,047912</u>	0,1215	0,36547	<u>0,007547</u>	<u>0,0030748</u>
OD(mg/L)	0,62719	0,16797	<u>0,00222</u>	0,41612	0,1869	0,31038	0,3403

TSD(mg/l)	0,90708	1	0,1262	0,24256	0,93357	0,96012	0,865879
DBO(mg/L)	0,5334	0,32189	0,51089	0,24413	0,018573	0,85481	0,55132
POX(mV)	0,82872	0,62287	0,29305	0,41612	0,059972	0,67607	0,90622
VC(cm/s)	0,35217	<u>0,011997</u>	0,13141	0,09435	0,10978	<u>0,035552</u>	0,032542
PT(µg/L)	0,44584	0,64741	0,85481	0,41612	<u>0,04254</u>	0,85481	0,95975
NTK(mg/L)	0,26329	0,36425	0,31448	0,17204	<u>0,010998</u>	0,76206	0,59524
MST(mg/L)	0,34659	0,48325	0,31038	0,1215	0,51089	0,17394	0,67225
MO(%)	0,20042	0,87958	0,90736	0,41612	0,51089	0,22911	0,98658

APÊNDICE D

Tabela 1. Classificação dos traços funcionais das famílias de macroinvertebrados e gêneros da família Chironomidade. Traços: Tolerância – valores próximos de 0 são mais tolerantes e próximos de 10 são menos tolerantes. Comprimento do corpo – (1) pequeno (<10mm), (2) médio (>10<30mm), (3) grande (>30mm). Habitat – (1) litoral, (2) erosional, (3) hidrófito vascular, (4) zona limnética, (5) deposional, (6) litoral/profundal. Hábito – (1) escavador, (2) espalhador, (3) nadador, (4) agarrador/escalador, (5) planctônico, (6) minador, (7) patinador, (8) mergulhador. Grupo Funcional Alimentar (GFA) – (1) raspador, (2) fragmentador, (3) coletor, (4) predador. Estratégia Alimentar (Estrat. Alimen.) – (1) detritívoro, (2) catador, (3) filtrador, (4) perfurador/engolidor, (5) engolidor.

TÁXONS	Tolerância	Comprimento	Habitat	Hábito	GFA	Estrat.Alimen.
Alluroididae	4	2	1	1	3	1
Ampularidae	3	3	1	4	2	1
Baetidae	5	1	4	3	4	2
Belostomatidae	7	1	1	8	4	4
Caenidae	6	1	2	2	4	2
Calopterigidae	5	2	2	4	4	5
Candonidae	2	1	1	2	3	2
Ceratopogonidae	5	1	4	3	4	5
Chaoboridae	6	1	4	5	4	5
Coenagrionidae	4	2	2	4	4	5
Corixidae	3	1	4	8	1	4
Crambidae	8	3	1	4	1	2
Culicidae	2	1	4	5	2	3
Daphniidae	3	1	4	5	3	3
Dugesiididae	5	1	1	4	4	5
Dytiscidae	5	1	4	8	1	4
Elmidae	7	1	2	4	2	1

Empididae	2	1	2	2	4	4
Entomobryidae	2	1	1	7	3	2
Gelastocoridae	5	2	1	2	4	4
Glossiphoniidae	2	1	6	4	4	4
Gomphidae	7	3	5	1	4	5
Gripopterygidae	9	1	2	2	2	2
Gyrinidae	5	2	3	8	1	5
Haliplidae	3	1	5	4	2	4
Helicopsychidae	8	1	2	4	1	2
Hyalessidae	2	2	1	4	3	2
Hydrachnidae	4	1	1	4	4	4
Hydropsychidae	5	2	5	4	2	1
Hydroptilidae	6	1	2	4	1	4
Leptoceridae	6	1	4	4	3	2
Leptoheptidae	6	1	2	2	3	2
Leptophlebiidae	8	1	2	3	2	2
Libellulidae	3	2	4	2	4	5
Lymnaeidae	3	3	6	4	1	2
Heteragrionidae	6	2	5	2	4	5
Naididae	0	2	6	2	3	1
Notonectidae	4	1	4	8	4	4
Odontoceridae	5	2	2	2	1	2
Opisthocystidae	0	2	2	2	3	1
Physidae	1	2	6	4	1	2
Planorbidae	3	1	5	4	1	2
Polycentropodidae	4	1	5	4	2	1
Psychodidae	0	1	1	1	3	1
Rhabdolaimidae	5	1	5	1	4	5
Sericostomatidae	8	2	2	4	2	2
Simuliidae	6	1	2	4	3	3

Sphaeriidae	2	1	5	1	3	3
Tetrastemmatidae	3	1	1	2	4	5
Tipulidae	6	2	1	1	4	5
Trechaleidae	5	2	1	7	4	4
Tylenchulidae	5	1	5	1	4	5
Vellidae	4	1	4	7	4	4
<i>Ablabesmyia</i>	4	1	2	2	1	4
<i>Aedokritus</i>	6	1	1	1	2	3
<i>Antillocladius</i>	5	1	1	2	3	1
<i>Beardius</i>	4	1	5	4	3	2
<i>Brundiniella</i>	7	1	2	2	4	5
<i>Chironomus</i>	0	1	6	1	2	3
<i>Cladopelma</i>	7	1	1	1	2	3
<i>Clinotanypus</i>	4	1	2	1	1	5
Complexo <i>Harnischia</i>	2	1	2	1	4	5
<i>Cricotopus</i>	2	1	2	4	3	2
<i>Cryptochironomus</i>	2	1	6	1	4	5
<i>Denopelopia</i>	7	1	5	4	4	4
<i>Djalmabatista</i>	4	1	4	2	4	4
<i>Dicrotendipes</i>	6	1	1	1	3	2
<i>Endotribelos</i>	4	1	2	1	3	2
<i>Fissimentum</i>	3	1	6	2	2	3
<i>Fittkauimyia</i>	4	1	5	2	4	4
<i>Goeldiochironomus</i>	2	1	4	1	3	2
<i>Labrundinia</i>	6	1	4	2	1	4
<i>Larsia</i>	4	1	2	2	1	5
<i>Lauterborniella</i>	2	1	6	4	3	2
<i>Lopescladius</i>	8	1	2	2	3	2
<i>Metriocnemus</i>	4	1	2	2	1	5
<i>Monopelopia</i>	4	1	1	2	4	5

<i>Nanocladius</i>	3	1	2	2	3	2
<i>Nilothauma</i>	7	1	1	2	3	2
<i>Onconeura</i>	2	1	2	2	3	2
<i>Oukuriella</i>	4	1	3	6	3	2
<i>Parachironomus</i>	1	1	5	2	4	5
<i>Paracladius</i>	5	1	1	2	3	2
<i>Paralauterborniella</i>	4	1	3	4	3	2
<i>Parametriocnemus</i>	6	1	5	2	3	2
<i>Parapentaneura</i>	5	1	5	2	1	4
<i>Paratanytarsus</i>	2	1	2	2	3	3
<i>Pelomus</i>	5	1	2	1	4	4
<i>Pentaneura</i>	5	1	4	2	1	4
<i>Phaenopsectra</i>	2	1	1	4	1	2
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	4	1	4	1	2	3
<i>Polypedilum (Polypedilum)</i>	4	1	4	4	2	3
<i>Polypedilum (Tripodura)</i>	4	1	4	4	2	3
<i>Procladius</i>	1	1	2	2	1	5
<i>Rheocricotopus</i>	4	1	2	2	3	4
<i>Rheotanytarsus</i>	4	1	2	4	3	3
<i>Sigmoitendipes</i>	6	1	2	1	3	2
<i>Stempellina</i>	7	1	2	4	3	3
<i>Stempellinella</i>	7	1	2	4	3	3
<i>Stenochironomus</i> (<i>Petalopholius</i>)	4	1	3	6	3	2
<i>Tanytarsus</i>	4	1	2	4	2	3
<i>Tanytarsus (Caladomyia)</i>	4	1	2	4	2	3
<i>Thienemanniella</i>	8	1	2	2	3	2
<i>Thienemannimyia</i>	4	1	2	2	4	5
<i>Zavreliomyia (Paramerina)</i>	7	1	2	2	4	4
