
ECOLOGIA

Influência da paisagem e do uso do solo sobre a toxicidade da água em áreas fragmentadas da Mata Atlântica

Emmanuelli Luiza Reimberg Mesquita Santos



Rio Claro - SP
2023

Emmanuelli Luiza Reimberg Mesquita Santos

Influência da paisagem e do uso do solo sobre a toxicidade da água em áreas fragmentadas da Mata Atlântica

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: Prof(a). Dra. Paula Suares-Rocha

Rio Claro - SP
2023

S237i

Santos, Emmanuelli Luiza Reimberg Mesquita

Influência da paisagem e do uso do solo sobre a toxicidade da água em áreas fragmentadas da Mata Atlântica / Emmanuelli Luiza Reimberg Mesquita Santos. -- Rio Claro, 2023

28 p. : il., tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Paula Suares-Rocha

1. Ecotoxicologia. 2. Água. 3. Bioensaio. 4. Daphnia similis. 5. Paisagem. I. Título.

Emmanuelli Luiza Reimberg Mesquita Santos

Influência da paisagem e do uso do solo sobre a toxicidade da água em áreas fragmentadas da Mata Atlântica

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

BANCA EXAMINADORA:

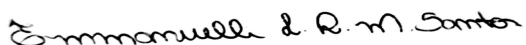
Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro (orientador)

Profa. Dra. Paula Soares-Rocha(coorientador)

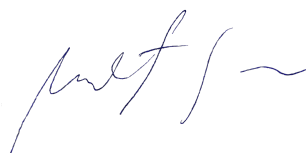
Profa. Dra. Gisele Augusto Rodrigues de Oliveira

Profa. Dra. Dejanira de Franceschi de Angelis

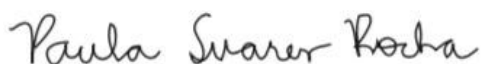
Aprovado em: 16 de novembro de 2023



Assinatura da discente



Assinatura do orientador



Assinatura da coorientadora

A minha amada vó, Marta Helena (in memorian), a mulher
mais incrível que já conheci!

AGRADECIMENTOS

Quero expressar minha gratidão aos meus orientadores Prof. Dr Milton e Prof. Dra Paula, que sempre me encorajaram a perseguir meus objetivos e me ajudaram a manter a motivação em momentos difíceis. Agradeço às minhas amigas, Lyvia, Sandy e Juliana Bento que passaram todos os dias comigo no LEEC, fazendo meus dias mais leves. Suas palavras de ânimo e incentivo foram fundamentais para a realização deste TCC. Agradeço a minha mãe, que me ensinou a importância da disciplina, do esforço e da dedicação e me apoiou em todas as escolhas que fiz durante minha jornada acadêmica. Seu exemplo de vida é minha inspiração e motivação para buscar sempre o melhor.

Agradeço também ao Guilherme, Antônio e Thátilla, responsáveis pela parte de campo e coleta das amostras. E também à Profa. Dra. Gisela de Aragão Umbuzeiro e à Adria Caloto de Oliveira, além de toda equipe do LAEG- UNICAMP, pelo espaço cedido no laboratório, ensinamento das técnicas e auxílio durante as análises.

Este estudo contou com a colaboração de infraestrutura e apoio da Rádio Observatório Pierre Kaufmann, localizada na cidade de Atibaia, São Paulo. A Rádio Observatório Pierre Kaufmann é uma instituição mantida e operada pela Universidade Presbiteriana Mackenzie por meio do Centro Mackenzie de Radioastronomia e Astrofísica (CRAAM) em colaboração com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Agradecemos gentilmente ao Guilherme Alaia por todo o apoio que dá à equipe do PELD CCM.

Resumo

Em todo o planeta, os sistemas de abastecimento de água vêm sendo constantemente impactados por atividades antrópicas, que podem influenciar a qualidade das águas utilizadas para consumo humano. Dessa forma, compreender como as mudanças causadas pelas ações antrópicas impactam a qualidade da água é de elevada importância em um contexto de expansão de atividades agrícolas e urbanização, aliado à demanda por água para consumo humano. Todavia, pouco se sabe como a estrutura da paisagem e demais variáveis associadas à perda de habitat e fragmentação influenciam os níveis de toxicidade das águas continentais. O objetivo do projeto foi avaliar como a qualidade das águas de microbacias inseridas no Corredor Cantareira-Mantiqueira (Mata Atlântica) pode ser influenciada pela estrutura da paisagem, largura da mata ciliar e uso do solo. Para isso foram realizados bioensaios de ecotoxicidade aguda em *Daphnia similis* em 28 amostras de água, coletadas em sítios selecionados em gradientes de porcentagem de cobertura florestal, agricultura e urbanização. Análises físico-químicas foram realizadas em campo e em laboratório. Foram testadas as seguintes hipóteses: 1) A cobertura vegetal (%) e a largura da mata ciliar influenciam o nível de toxicidade da água dos corpos d'água inseridos nas microbacias; 2) O tipo do uso do solo de entorno influencia no nível de toxicidade das águas; e 3) Existe uma interação dos efeitos entre a cobertura florestal, largura da mata ciliar e o uso do solo sobre o nível de toxicidade da água. A partir da combinação entre respostas biológicas fornecidas por *D. similis* expostas às amostras de água com as diferentes características das áreas de coleta, concluiu-se que a estrutura da paisagem e os diferentes usos do solo têm grande influência sobre a qualidade da água, uma vez que foi observado um aumento da toxicidade das águas com o aumento da porcentagem de atividades agropastoris e uma diminuição da toxicidade com o aumento da porcentagem de áreas florestadas.

Palavras-chaves: Água, paisagem, toxicidade, bioensaio, *Daphnia similis*.

Abstract

Worldwide, water supply systems have been constantly impacted by anthropogenic activities, which can influence the quality of water used for human consumption. Therefore, understanding how changes induced by anthropogenic actions affect water quality is of great importance in a context of expanding agricultural and urban activities, associated with the demand of water for human consumption. However, little is known about how landscape structure and other variables associated with habitat loss and fragmentation influence the toxicity levels of continental waters. The aim of this project was to assess how the quality of water in micro watersheds inserted in the Corridor Cantareira-Mantiqueira (Atlantic forest) may be influenced by landscape structure, riparian forest width and land use. For that, acute ecotoxicity bioassay was conducted with *Daphnia similis* exposed to 28 water samples collected at selected sites along gradients with different percentages of forest fragments, agriculture, and urbanization. Physical-chemical analyses were conducted in the field and in the laboratory. The following hypotheses were tested: 1) Vegetation cover (%) and riparian forest width influence the water toxicity levels in the bodies of water within the watersheds; 2) The type of land use in the surrounding area influences the water toxicity levels; and 3) There is a correlation between the effects of forest cover, riparian forest width, and land use on water toxicity levels. By combining the biological responses provided by *D. similis* exposed to water samples with the several characteristics of the sampling areas, it was possible to conclude that the landscape structure and different land uses have a great influence on water quality, since an increase in water toxicity was observed with an increase in the percentage of agropastoral activities and a decrease in toxicity was recorded with an increase in the percentage of forested areas.

Key words: Water, landscape, toxicity, bioassays, *Daphnia similis*.

Sumário

Introdução	10
Objetivos	12
Hipóteses	12
Material e métodos	13
Resultados e discussão	18
Conclusão	26
Referências	27

Introdução

Nos últimos anos, os diferentes usos do solo têm levado à degradação de bacias hidrográficas em todo o planeta. Uma bacia hidrográfica é um sistema dinâmico, onde interações entre os diferentes compartimentos (atmosfera, água, sedimento, solo e água subterrânea) influenciam na qualidade ambiental local (Soares e Mozeto, 2006). A contaminação de corpos d'água pode ser uma ameaça não só para os organismos aquáticos, mas também para os organismos terrestres que usufruem desses recursos (incluindo os seres humanos) (Miao et al., 2015; Chaves et al., 2016).

A ecotoxicologia é uma poderosa ferramenta de monitoramento ambiental (terrestre, aquático e/ou atmosférico), com a finalidade de avaliar ou prever efeitos tóxicos induzidos por substâncias químicas ou misturas complexas (amostras ambientais) em organismos expostos. A ecotoxicologia aquática constitui-se em uma abordagem explanatória para evidenciar problemas relacionados à qualidade de corpos hídricos sob a influência de diferentes fontes de contaminação (Bertoletti e Zagatto, 2006).

Os bioensaios ecotoxicológicos (também chamados de ensaios ou testes), são utilizados para registrar os efeitos induzidos pelas amostras avaliadas em determinados sistemas-testes (que podem ser desde moléculas até populações) (Chapman, 2002; Fent, 2004), e podem ser realizados em campo ou em laboratório, em sistemas-teste *in vivo* ou *in vitro*, avaliando efeitos letais, subletais ou crônicos (Suarez-Rocha et al., 2009; Oliveira et al., 2015; Deutschmann et al., 2016; Suarez-Rocha et al., 2019; Bidwell, 2020; Scott & Minghetti, 2020; Metheny et al., 2021).

Embora os primeiros bioensaios de toxicidade com despejos industriais tenham sido realizados entre 1863 e 1917, somente na década de 1930 foram implementados alguns bioensaios de toxicidade aguda com organismos aquáticos, com o objetivo de estabelecer a relação causa/efeito de substâncias químicas e despejos líquidos (Rand, 1995).

Os bioensaios *in vitro* são técnicas que permitem prever o potencial tóxico de misturas complexas, como amostras de água, com custo relativamente baixo e de forma rápida e eficaz (Hilscherova et al., 2002; Fent, 2004). Dentre os bioensaios *in vitro* utilizados em ecotoxicologia aquática, destaca-se o ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* (figura 1) (ABNT NBR 12713, 2016; OECD 202, 2004).

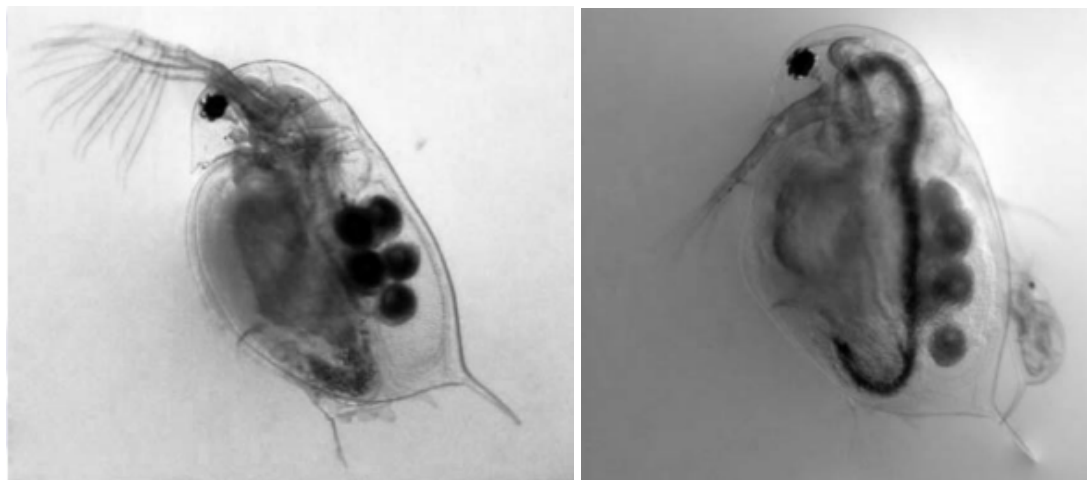


Figura 1: *Daphnia similis*, organismo-teste que foi utilizado nos ensaios de ecotoxicidade aguda. Na primeira foto com 7 a 14 dias de vida e na segunda foto com 14 a 21 dias de vida.

Daphnias são microcrustáceos planctônicos, popularmente conhecidos como pulgas d'água, que se alimentam por filtração de material orgânico particulado em suspensão (consumidores primários) (Mergeay et al., 2006; ABNT NBR 12713, 2016). Por serem muito sensíveis às modificações ambientais e/ou à presença de diversas substâncias químicas, serem mundialmente abundantes e facilmente cultivadas em laboratório, elas são consideradas excelentes sistemas-teste em investigações ecotoxicológicas (Persoone et al., 2009; Bouhnik, 2017). Os bioensaios de ecotoxicidade usando *D. similis* são amplamente empregados na análise da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios e outras fontes. Pesquisadores ao redor do mundo conduziram estudos utilizando essa espécie para avaliar a qualidade de corpos d'água, como documentado por Coman et al. (2005), Rodriguez et al. (2006), Samy (2010), Torres et al. (2015), Schulze-Sylvester et al. (2016), Ferrari et al. (2017) e Cardoso et al. (2020). O Corredor Cantareira-Mantiqueira localiza-se no bioma Mata Atlântica (Fasiaben et al., 2015), no Estado de São Paulo, e engloba várias Unidades de Conservação de Proteção integral e de uso sustentável do Sistema Cantareira, além de remanescente florestais em propriedades privadas, sendo que tais áreas tem como intuito proteger os recursos hídricos da região (Sartorello, 2014). O Sistema Cantareira é composto por cinco reservatórios interconectados e é responsável pelo abastecimento de água de aproximadamente 9 milhões

de pessoas, um dos maiores sistemas de abastecimento de água do planeta. Originalmente, a cobertura florestal da região era caracterizada como floresta estacional semidecidual, combinada a variações de relevo e elevação. Entretanto, por conta dos avanços de atividades econômicas, a região apresenta hoje ~ 35% de cobertura florestal, com variações entre 5% a mais de 90% dependendo da microbacia. Apesar de localizar-se a aproximadamente 50 km de distância da Região Metropolitana de São Paulo, essa é uma região de elevada importância para a conservação da biodiversidade (PELD-CCM).

Assim, a investigação ecotoxicológica dos sistemas aquáticos inseridos nessa área é de extrema importância para que se possa entender como as alterações na cobertura florestal e o uso do solo podem influenciar a qualidade das águas dessas microbacias, uma vez que impactos causados nestes ambientes podem afetar, direta ou indiretamente, todos os ecossistemas relacionados.

Objetivos

O objetivo geral do projeto foi avaliar como a paisagem e o uso do solo influenciam na qualidade da água em áreas fragmentadas da Mata Atlântica, inseridas no Corredor Cantareira-Mantiqueira, considerando um gradiente desde áreas preservadas até intensamente modificadas por ações antrópicas.

Os objetivos específicos foram verificar se a ecotoxicidade das águas pode ser influenciada, (a) cobertura florestal (%), incluindo a presença de mata ciliar ; (b) pelo tipo de uso do solo predominante na microbacia.

Hipóteses

Nossas expectativas são que a cobertura florestal (%), a largura da mata ciliar (m) e o tipo de uso do solo predominante na microbacia influenciem no nível de toxicidade das águas. Assim, foram testadas as seguintes hipóteses (representadas na Figura 2): 1) A cobertura vegetal (%) e presença de mata ciliar influencia positivamente a qualidade de água dos corpos d'água inseridos nas microbacias; 2) O tipo do uso do solo de entorno influencia na qualidade

das águas, sendo que os usos que recebem maior quantidade de agroquímicos impactam de forma mais intensa os níveis de toxicidade das águas; e 3) Existe uma interação dos efeitos entre a cobertura florestal, mata ciliar o uso do solo sobre a qualidade de água. Este projeto faz parte do Projeto Ecológico de Longa Duração do Corredor Ecológico Cantareira - Mantiqueira (PELD-CCM). Os resultados obtidos nesta investigação serão associados aos obtidos nas avaliações de outros parâmetros do PELD (como o levantamento de parte da biodiversidade local, presença de bioindicadores, avaliações químicas, etc), e essa abordagem integrada auxiliará na compreensão da saúde ambiental das áreas investigadas.

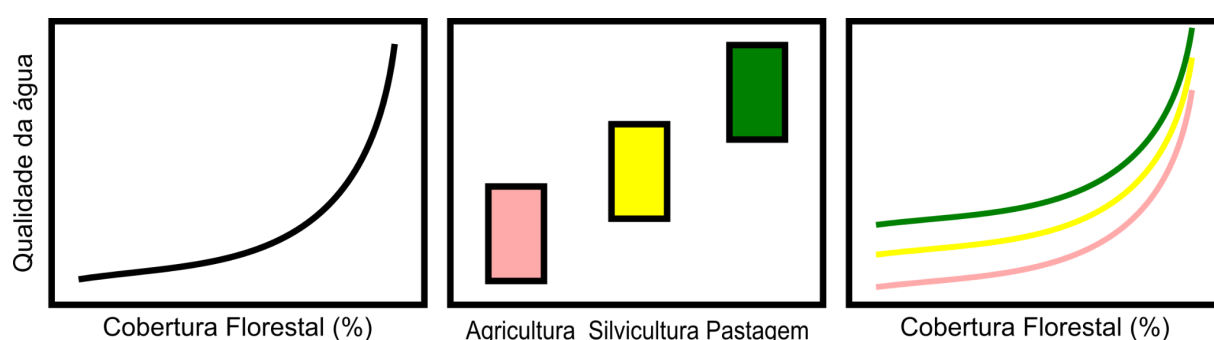


Figura 2: Hipóteses testadas na pesquisa, considerando os efeitos da cobertura florestal (incluindo a mata ciliar) e do tipo de uso do solo sobre a qualidade de água das microbacias do Sistema Cantareira, inseridas na região do Corredor Cantareira-Mantiqueira, no Estado de São Paulo.

Material e métodos

Área de estudo e amostragem

A área de estudo está localizada entre os municípios de Itatiba e Igaratá (SP), no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, a aproximadamente 50 km da cidade de São Paulo (SP). Foram coletadas amostras compostas de água (10 sub-amostras cada) em 28 sítios de coleta, inseridos nas microbacias do Sistema Cantareira (SP), com um

distanciamento de 5 km cada (Figura 3). Análises físico-químicas das águas foram realizadas em campo, utilizando sonda multiparâmetros (Horiba, modelo u-52), e em laboratório.

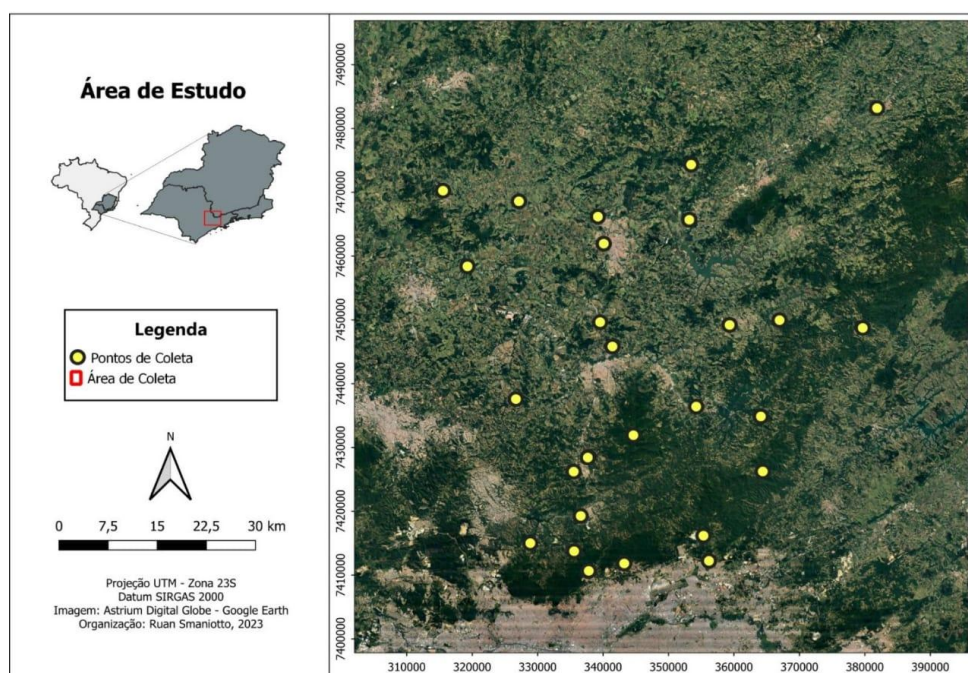


Figura 3: Sítios de coleta, representados pelos pontos amarelos, inseridos nas microbacias do Sistema Cantareira (SP), elaborado por Ruan Vinicius Smaniotto de Souza.

As amostras de água foram coletadas de acordo com a ABNT NBR 15469 (2015). Os detalhes são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Normas para amostragem de água, de acordo com a normativa ANBT NBR 15469 (2015).

Amostra	Recipiente de coleta	Preservação da amostra	Validade da amostra a partir da coleta	Observação
Água	Frasco inerte	resfriada	12 h	Não pode ser descongelada após descongelamento
		abaixo de 10°C	48 h	
		congelada	60 dias	



Figura 4: Fotos tiradas em campo pela equipe de coleta do PELD-CCM, mostrando alguns pontos de coleta.

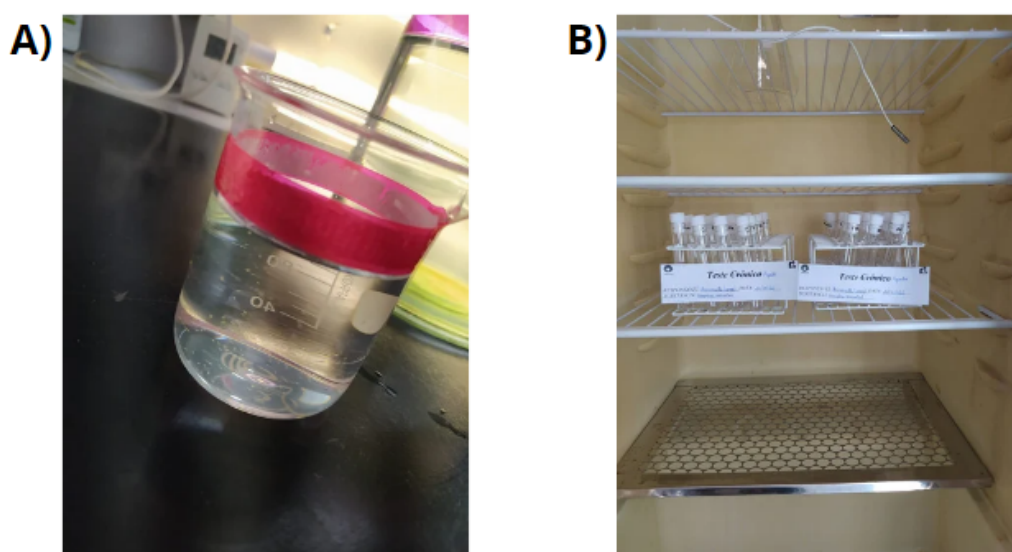


Figura 5- A) Neonatas selecionadas para realização dos testes. B) Ensaio montado, já na incubadora.

Ensaio com sistema-teste *Daphnia similis*

O cultivo do sistema-teste *Daphnia similis* e os ensaios de ecotoxicidade aguda foram realizados no Laboratório de ecotoxicologia e genotoxicidade (LAEG), seguindo a normativa ABNT NBR 12713 (2016). O LAEG está localizado na Faculdade de Tecnologia (FT) da UNICAMP, em Limeira, SP, é coordenado pela Prof. Dra Gisela de Aragão Umbuzeiro e conta com técnicos especializados, sistema de qualidade e completa infraestrutura para o desenvolvimento de pesquisas na área de ecotoxicologia.

Os sistemas-testes foram cultivados em meio de cultivo MS (com matrizes de até 25 organismos/L), em câmara BOD, com fotoperíodo de 12 h de luz e temperatura entre 18 °C e 22 °C, e foram alimentados diariamente com microalgas da espécie *Pseudokirchneriella subcapitata* (1 a 5×10^6 células por organismo).

O ensaio de ecotoxicidade aguda foi realizado com neonatas de *D. similis* expostas à amostras de água *in natura* (sem diluição), por um período de 48 horas. Como controle negativo foi utilizado meio de cultivo (Tabela 2). Parâmetros físico-químicos das amostras testadas foram medidos no início e ao final de cada ensaio. O ensaio avaliou a indução de imobilização (efeito agudo) de organismos expostos às amostras ambientais.

Para garantir a qualidade do sistema-teste, o LAEG realiza mensalmente ensaios de sensibilidade com neonatos de *D. similis* expostos a cloreto de sódio e mantém uma carta-controle.

Os resultados dos ensaios de ecotoxicidade foram avaliados de forma qualitativa (amostra tóxica ou não tóxica) e obtidos a partir da comparação entre efeitos registrados nos organismos expostos às amostras de água com os organismos do controle negativo, feito com Teste de Fisher, pelo programa Quickcalcs - Graphpad (www.graphpad.com/quickcalcs). Assim, caso não ocorresse diferenças estatisticamente significativas entre o número dos organismos imóveis em relação ao controle, o resultado seria expresso como não tóxico. Caso houvesse alguma diferença significativa, o resultado seria expresso como tóxico.

Tabela 2 – Requisitos do meio de cultivo de *D. similis* para o cultivo dos organismos testes (ABNT NBR 12713, 2016).

Características	<i>Daphnia similis</i>
Dureza total mg CaCO ₃ /L	40 a 48
pH	7,0 a 7,6
Oxigênio dissolvido (OD)	≥ 3 mg/L

Análise de dados

Para avaliar o efeito da cobertura florestal (%) e da largura da mata ciliar (m) sobre os níveis de toxicidade das águas, foram utilizadas regressões do tipo GLM lineares e não lineares. Para comparar se o nível de toxicidade aumentava ou diminuía em função do tipo de uso antrópico de entorno, foram utilizadas análises de variância do tipo ANOVA para um fator. Também foram realizadas análises do tipo GLM para a interação entre as variáveis

contínuas (cobertura florestal e largura de mata ciliar) e categóricas (uso de entorno), além de análises de autocorrelação espacial para avaliar se as localizações dos sítios e suas proximidades (m) influenciavam nos padrões espaciais do nível de toxicidade. Todas as análises foram realizadas na linguagem R.

Resultados e discussão

Os resultados dos ensaios de ecotoxicidade aguda foram considerados válidos de acordo com a ABNT NBR 12713 (2016), com imobilidade inferior ou igual a 10% nos organismos do controle. A Tabela 2 apresenta as características de cada ponto de coleta (local, diferentes usos do solo, análises físico-químicas das amostras de água, realizadas em campo e em laboratório, e toxicidade das amostras). A Figura 6 apresenta a indução de imobilidade em daphnias pelas amostras de água coletadas.

Tabela 2: Dados de paisagem; parâmetros físico-químicos das amostras de água, medidos em laboratório, e resultados obtidos após o Teste exato de Fisher para o ensaio de toxicidade aguda em *Daphnia similis* expostas às amostras de água ($p < 0,05$ e $p < 0,001$).

AMOSTRAS	%FORM. FLORESTA	%OCUP. URBANA	%AGROPASTORIL	COND. Campo/ Lab	pH Campo/Lab	OD Cam/Lab	DUREZA	MUNICÍPIO	%IMOBILIDADE	T / N T
CONTROLE				251,1	7	6,47	42		0	
P3- GUA (UC)	85%	1%	0%	39,0/40,5	6,89/6,7	6,49/5,33	12	Guarulhos -SP	0	NT
P4-BJP (UC)	73%	0%	17%	18,0/16,23	6,48/7,31	8,3/6,69	0	om J. dos Perdões-S	45	T*
P5- PRC	51%	0%	29%	16,0/16,32	4,74/7,31	12,85/6,87	8	Piracaia - SP	10	NT
P7- GUA	Não tem informações			0,184/0,139	6,61/7,09	4,19/6,29	85	Guarulhos -SP	0	NT
P8- SP (UC)	95%	0%	2%	0,026/0,07	7,13/6,61	6,95/6,07	32		10	NT
P9-JRN	13%	2%	66%	40,0/44,2	7,30/6,99	8,9/7,57	14	Jarínú-SP	75	T**
P12-PRC	30%	0%	32%	36,0/35,9	5,63/8,27	10,32/6,82	12	Piracaia - SP	15	NT
P13-ITT	17%	17%	57%	68,0/70,8	7,03/8,88	4,67/8,44	17	Itatiba-SP	20	NT
P14-VRG	Não tem informações			62,0/56,5	5,66/7,48	6,63/6,47	18	Vargem-SP	50	T**
P19-MRP	42%	21%	11%	205,0/200,1	6,30/7,89	8,1/6,99	46	Mairiporã-SP	0	NT
P20- GUA P. (UC)	Não tem informações			0,056/0,084	7,00/7,26	12,04/6,43	25	Guarulhos -SP	10	NT
P20-GUA	85%	2%	2%	78,0/66,2	6,32/8,47	7,14/5,81	40	Guarulhos -SP	35	T*
P21- MRP	34%	19%	27%	73,0/68,8	6,6/8,5	9,0/7,27	22	Mairiporã-SP	50	T**
P22-NZP	26%	22%	38%	71,0/74,4	6,8/6,98	4,9/8,48	20	Nazaré Paulista-SP	35	T*
P23-ATB	44%	12%	27%	42,0/118,1	7,17/7,38	6,5/8,55	39	Atibaia-SP	10	NT
P25-MRP	63%	17%	12%	79,0/79,2	7,34/7,59	10,2/5,77	18	Mairiporã-SP	0	NT
P28-MRP	Não tem informações			85,0/92,6	8,61/7,55	8,2/6,15	26	Mariporã-SP	0	NT
P30-CAI	37%	34%	4%	80,0/84,3	6,97/7,04	4,2/7,79	26	Caleiras-SP	0	NT
P33-PRC	6%	22%	57%	87,0/84,2	5,62/6,99	5,06/6,81	34	Piracaia - SP	40	T*
P36-CMD	32%	8%	40%	60,0/57,9	5,43/8,69	13,0/8,8	16	Camanducaia-mg	10	NT
P44- NZP (AIT)	46%	7%	13%	0,042/0,077	7,17/7,39	10,06/6,01	39		10	NT
P45-ATB	31%	28%	30%	119,0/121,8	6,79/6,82	3,18/8,16	36	Atibaia-SP	30	T*
P46-VRG	19%	37%	34%	120,0/108,8	5,8/8,87	10,42/5,47	28	Vargem -SP	5	NT
P49-MRP	15,00%	22%	50%	120,0/105	6,61/6,88	13,45/8,4	25	Morungaba-SP	5	NT
P51-BGP	6%	11%	75%	68,0/66,8	6,95/7,01	6,0/8,0	13	pragança Paulista -SP	0	NT
P52-BGP	1%	54%	33%	0,226/0,163	6,81/7,5	4,55/6,83	63	pragança Paulista -SP	30	T*
P53-TUT	10%	0%	77%	49,0/50,5	7,36/7,28	11,64/5,86	16	Tuluti-SP	25	T*

NT= não tóxico em relação ao controle; T= tóxico em relação ao controle; O símbolo * indica

significância estatística com $p < 0,05$, e ** indica significância estatística com $p < 0,001$. As amostras identificadas como tóxicas estão destacadas em rosa.

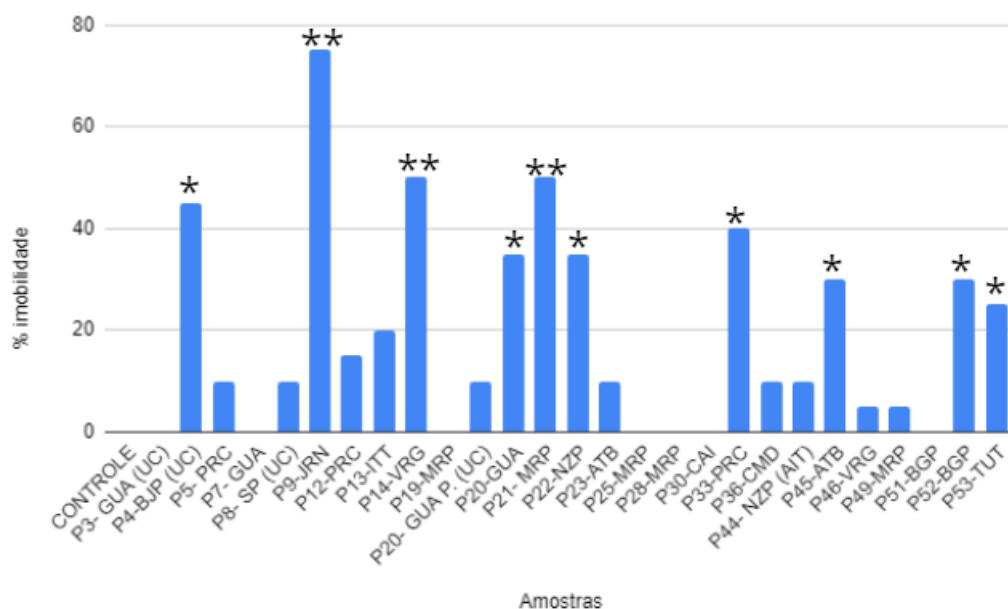


Figura 6: *D. similis* expostas às diferentes amostras de água coletadas em campo, no corredor Cantareira-Mantiqueira. Os asteriscos representam as amostras consideradas tóxicas em relação ao controle, de acordo com o Teste exato de Fisher, onde * representa $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$.

Apesar dos resultados das análises físico-químicas das amostras apresentarem valores similares nas avaliações de campo e laboratório, para algumas amostras foram encontrados valores divergentes (apresentados em vermelho na Tabela 3). Isso pode ser relacionado pelas diferentes condições e variáveis ambientais em campo.

Altas taxas de imobilidade em *D. similis* em relação ao controle foram registradas para as amostras P4- BJP (UC), P9-JRN, P14-VRG, P20-GUA, P21-MRP, P22-NZP, P33-PRC, P45-ATB, P52-BGP e P53-TUT (Figura 6). Exceto por P4-BJP (UC), P21-MRP, P45-ATB e P52-BGP, essas amostras foram coletadas de locais com elevada porcentagem de atividades agropastoris, apresentando correlação positiva entre essas atividades e o aumento da toxicidade (Figura 7). As outras amostras que induziram toxicidade aguda em *D. similis*

foram coletadas em áreas com alta porcentagem de cobertura florestal, porém com expressivo descarte de resíduos domésticos (Tabela 3, Figura 7).

Nos pontos P4- BJP(UC), P20- GUA, P21- NRP e P45- ATB, com alta porcentagem de cobertura florestal, também foram registrados descartes de poluentes, de construções civis, áreas com queimadas, mata antropizada por desmatamento e pontos de assoreamento dos corpos d'água. Esses fatores podem estar associados à toxicidade dessas amostras (Tabela 3, Figura 7). Porém, para a maioria das áreas com alta porcentagem de vegetação uma correlação negativa foi verificada em relação à toxicidade das amostras, demonstrando melhor qualidade das águas nesses pontos (Figura 7).

No ponto P4- BJP (UC), localizado dentro de uma unidade de conservação, foram encontradas grandes quantidades de resíduos orgânicos descartados próximos ao corpo d'água, o que pode ter influenciado a toxicidade da amostra deste ponto (Tabela 2, Figura 7).

A amostra coletada no ponto P52-BGP, com porcentagem de ocupação urbana superior a 50% , também foi considerada tóxica (Tabela 2, Figura 7). Porém, para algumas áreas não foi possível realizar a coleta de água nos pontos mais contaminados, por dificuldade de acesso da equipe de coleta. Assim, não foi possível verificar uma correlação entre a porcentagem de ocupação urbana e a toxicidade das águas (Figura 7).

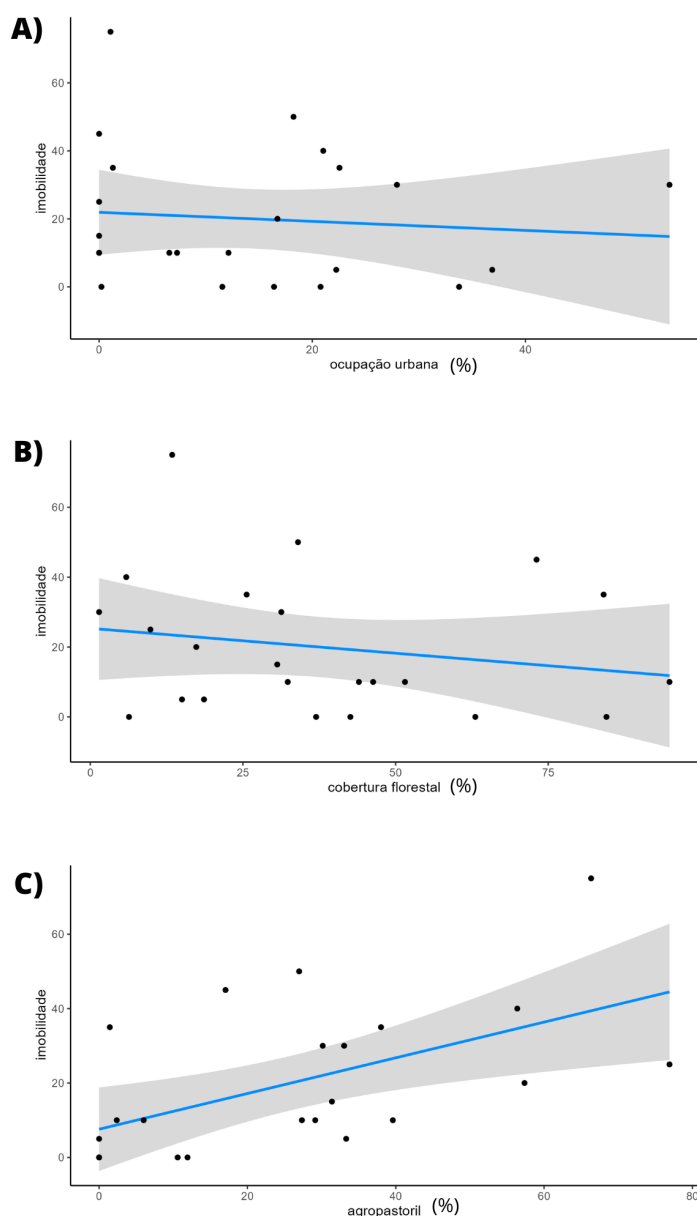


Figura 7: Imobilidade de *D. similis* versus uso do solo. A) não foi possível verificar um padrão de toxicidade relacionado à influência urbana; B) diminuição da toxicidade com aumento da porcentagem de cobertura florestal predominante, C) aumento da toxicidade com o aumento da porcentagem de áreas agropastoris.

As análises físico-químicas das amostras consideradas tóxicas indicaram valores abaixo dos considerados ótimos para as daphnias para os parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e pH (amostras P4-BJP (UC), P14-VRG, P20-GUA, P21-MRP, P22-NZP, P33-PRC P45-ATB e P52-BGP) (Tabela 3). Todavia, os valores de pH e OD registrados para essas

amostras, tanto em campo quanto em laboratório, estavam dentro da faixa entre 5 e 9 e inferiores a 1 mg/L, respectivamente. De acordo com a ABNT NBR 12713 (2016) valores dentro dessas faixas não influenciam os resultados. Assim, é possível afirmar que a toxicidade observada foi induzida pelos diferentes componentes presentes nas amostras de água.

A Tabela 4 apresenta os resultados das análises químicas de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio, realizadas em laboratório, das amostras de água coletadas em campo. Esses elementos são encontrados naturalmente nos ecossistemas e fazem parte do ciclo de nitrogênio. Porém, resíduos provenientes de atividades antrópicas (como efluentes industriais, domésticos e de atividades agropastoris) podem levar a um aumento das suas concentrações no ambiente, incluindo nos corpos d'água, contaminando esses locais. Serra et al (2019) registraram uma diminuição das taxas de filtração, mobilidade e mortalidade de *Daphnia magna* expostas à concentrações entre 6×10^3 - 40×10^3 µg/L desses elementos por sete dias. Porém, de acordo com as análises químicas realizadas neste estudo, as amostras consideradas tóxicas apresentaram concentrações desses elementos bem inferiores. Assim, provavelmente as concentrações encontradas nas amostras consideradas tóxicas não foram influenciadas por esses elementos.

Tabela 3- Resultados das análises químicas de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio, realizadas em laboratório, das amostras de água coletadas em campo. Em rosa são destacadas as amostras que apresentaram toxicidade aguda em relação ao controle, para *Daphnia similis*

Amostra	Amônia µg/l	Nitrito µg/l	Nitrato µg/l	Nitrogênio(mg.l
P3- GUA (UC)	3,03	0,00	15,95	2,86
P4-BJP (UC)	8,71	0,00	4,94	1,52
P5- PRC	5,90	0,00	6,81	2,37
P7- GUA	58,41	0,00	0,00	3,89
P8- SP (UC)	4,21	0,00	0,00	2,92
P9-JRN	5,82	0,00	0,00	1,59
P12-PRC	3,83	0,00	0,00	2,55
P13-ITT	19,63	8,35	22,97	3,11
P14-VRG	10,06	0,00	15,21	1,46
P19-MRP	249,40	29,56	159,80	0,71
P20- GUA P. (UC)	7,50	0,00	5,37	2,98
P20-GUA	3,73	0,00	9,57	2,86
P21- MRP	17,52	0,00	44,68	2,26
P22-NZP	1,57	0,00	4,79	1,75
P23-ATB	7,90	31,74	134,00	8,24
P25-MRP	3,48	9,43	3,19	4,24
P28-MRP	17,77	0,83	37,72	2,98
P30-CAI	11,97	0,00	0,00	1,89
P33-PRC	55,53	0,00	54,16	3,04
P36-CMD	24,60	4,38	4,50	1,97
P44- NZP (AIT)	4,85	0,00	0,00	3,50
P45-ATB	33,97	28,58	89,96	1,84
P46-VRG	70,06	56,41	201,40	1,51
P49-MRP	9,98	0,00	0,00	1,31
P51-BGP	6,84	0,00	15,21	1,87
P52-BGP	114,50	191,10	109,80	1,46
P53-TUT	11,26	0,00	10,73	2,98

Com o crescimento na produção e utilização de substâncias químicas, tanto naturais quanto sintéticas, houve um aumento significativo da contaminação por essas substâncias, o que consequentemente aumentou a necessidade de métodos eficientes de monitoramento.. O biomonitoramento é uma ferramenta importante na avaliação de qualidade ou de mudanças ambientais, e leva em consideração respostas biológicas. As daphnias têm sido utilizadas mundialmente na investigação da toxicidade de substâncias químicas e amostras ambientais complexas, assim como em programas de biomonitoramento de qualidade de corpos d'água (exemplos, Cupi et al. 2015; Jeong & Simpson, 2019, Cristiano et al., 2020; Lu et al., 2020; Mahaye e Musee, 2022). Além disso, a associação de respostas biológicas às diferentes estruturas da paisagem e usos do solo pode auxiliar em um melhor diagnóstico de qualidade ambiental.

A partir da combinação entre as respostas biológicas fornecidas por *D. similis* expostas às amostras de água e as diferentes características das áreas de coleta, é possível perceber que a paisagem tem grande influência sobre a qualidade da água, uma vez que foi possível registrar um aumento da toxicidade das águas com o aumento da porcentagem de atividades agropastoris e uma diminuição da toxicidade com o aumento da porcentagem de áreas florestadas. Assim como no presente estudo, Collins et al (2019) também utilizaram daphnias para a verificação da influência da paisagem na qualidade de água. Os autores observaram que a composição e a configuração da paisagem podem influenciar a qualidade da água, onde a cobertura florestal foi associada à uma redução das concentrações de pesticidas, e a cobertura de cultivo indiretamente associada à uma diminuição dos níveis de oxigênio e da riqueza de macroinvertebrados aquáticos, por meio do aumento dos níveis do nitrogênio.

A alta porcentagem de cobertura florestal, especialmente a zona ripária, pode auxiliar na proteção e limpeza de corpos d'água, funcionando como filtro para resíduos físicos e químicos, provenientes de escoamento pluvial, por exemplo, evitando a contaminação desses locais (Klapproth e Johnson, 2009; Souza et al., 2013; Johnson et al., 2020; Marques et al., 2021). Córregos que drenam áreas de pastagem podem apresentar domínio de amônia em relação ao nitrato devido às taxas mais baixas de nitrificação, escoamento de amônia ou outras fontes agrícolas de emissões de amônia (Chaves et al., 2009). Chua et al (2019) em estudo

sobre a influência da zona ripária na qualidade de água de uma bacia cuja paisagem era dominada pela agricultura, concluiu que prevenir danos causados nas zonas ripárias e restaurar a vegetação poderia melhorar a qualidade da água em riachos e rios da região.

A espécie *D. similis*, utilizada como sistema-teste neste trabalho, é um consumidor primário extremamente sensível à mudanças ambientais. Na natureza, a indução de efeitos negativos em um nível trófico pode afetar outros níveis, tanto inferiores quanto superiores, o que pode levar ao desequilíbrio de toda a cadeia. Assim, os resultados obtidos a partir da exposição de *D. similis* às amostras de água investigadas apresentam informações importantes sobre a influência da estrutura da paisagem e dos diferentes usos do solo na qualidade dessas águas. Para uma melhor compreensão desse cenário, outros estudos, levando em consideração outros parâmetros de avaliação, como por exemplo respostas biológicas utilizando organismos de outros níveis tróficos e análises químicas para a identificação de possíveis agentes estressores, devem ser realizados.

Conclusão

A partir do desenvolvimento do presente estudo foi possível observar como a estrutura da paisagem e os diferentes usos do solo podem influenciar positiva ou negativamente a qualidade da água de rios e riachos. Verificou-se que as amostras coletadas em ambientes com elevadas taxas agropastoris induziram toxicidade nos sistemas-teste, demonstrando a influência negativa de fatores associados à essa atividade (como o uso exacerbado de agroquímicos). Foi possível verificar também que áreas com maiores taxas de cobertura vegetal, incluindo áreas de mata ciliar, auxiliam na preservação da qualidade dos corpos d'água, o que pôde ser confirmada pelos resultados dos ensaios de toxicidade aguda das amostras de água para *D. similis*. Assim, as respostas biológicas associadas às características da paisagem foram essenciais para um primeiro diagnóstico da saúde ambiental das áreas estudadas. Estudos utilizando outros parâmetros de investigação podem ser realizados como próximos passos, para uma compreensão mais aprofundada sobre a qualidade ambiental dessas áreas.

Contribuição do projeto para as ODS 2030

O presente projeto de pesquisa busca contribuir, acima de tudo, com a ODS 14 - Vida na água estabelecida pela ONU.

Referências

- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). Ecotoxicologia aquática - toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. Norma ABNT-NBR 12713. 5.1 e 6.4. 2016.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras. Norma ABNT-CEE 15469. 106. 2015.
- BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A. Aplicação dos ensaios toxicológicos e Legislação pertinente. Pp 347-379. In: P.A. Zagatto & E. Bertolotti (eds.), Ecotoxicologia Aquática, Princípios e Aplicações. Rima, São Paulo. São Carlos. 478p. 2006.
- BIDWEL, J. *In vivo* ecotoxicology models.; From Molecules to Man. p. 507-523, 2020.
- CARDOSO, D.; LOUREIRO, S. Assessing the acute and chronic toxicity of exposure to naturally occurring oil sands deposits to aquatic organisms using *Daphnia magna*.; Science of the Total Environment, v. 729. 2020.
- CHAVES, L.C.; NAVONI, J.A.; FERREIRA, D.M.; MEDEIROS, B., S., COSTA, T.F.. Water mutagenic potential assessment on a semiarid aquatic ecosystem under influence of heavy metals and natural radioactivity using micronuclei test. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 23, 7572-7581. 2016.
- CHAPMAN, M. P.; Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. Marine Pollution Bulletin 44. p. 7-15. 2002.
- COOMAN, K.; DEBELS, P.; BARRA, R. Use of *Daphnia* spp. for the Ecotoxicological Assessment of Water Quality in an Agricultural Watershed in South-Central Chile.; Archives of Environmental Contamination and Toxicology 48, 191-200 2005.
- CRISTIANO, W.; LACCHETTI, I.; DOMENICO, K.; CORTI, M.; MANCINI, L. Application of effect-based methods (EBMs) in a river basin: a preliminary study in Central Italy, 2020.
- CUPI, D; HARTMANN, N; BAUN, A; The influence of natural organic matter and aging on suspension stability in guideline toxicity testing of AG, ZNO, and TIO nanoparticles with *Daphnia magna*, 2015.
- DEUTSCHMANN, B.; KOLAREVIC, S.; BRACK, W.; KOSTIC, J. KRACUN-KOLAREVIC, M.; LISKA, I.; PAUNOVIC, M.; SEILER, T.; SHAO, Y. SIPOS, S.SLOBODIANIK, J.; TEODOROVIC, I.; GACIC, B.; HOLLERT, H. Longitudinal profile of the genotoxic potential of the River Danube on erythrocytes of wild common bleak (*Alburnus alburnus*) assessed using the comet and micronucleus assay. Science of the Total Environment. 2016.
- FENT, K.; Ecotoxicological effects at contaminated sites. Toxicology 205. p. 223-240, 2004.
- FERRARI, C.; NASCIMENTO, H.; BONIFÁCIO, R. Effects of the discharge of uranium mining effluents on the water quality of the reservoir: an integrative chemical and ecotoxicological assessment.; Scientific Reports 7, 13919, 2017.
- HILSCHEROVA, K.; KANNAN, K.; HOLOUBEK, I.; GIESY, J.P. Characterization of estrogenic activity of riverine sediments from the Czech Republic. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 43, 175–185, 2002.
- JOHNSON, L; TRAMMELL, T; BISHOP, T; BARTH, J; DRZYZGA, S; JANTZ, C. Squeezed from All Sides: Urbanization, Invasive species, and Climate Change Threaten Riparian Forest Buffers, 2020.
- KLAPPROTH, J; JOHNSON, J. Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Effects on Water Quality, 2009.
- LUU, P; YEN, T; THAI, T; QUANG, N. Effects of non-toxic filamentous cyanobacteria isolated from tri an reservoir on *Daphnia*, 2020.

- MAGALHÃES, D.P. FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, Oecol. Bras., v.12, n.3, p.355-381, 2008.
- MAHAYE, N; MUSEE, N. Effects of Two Antiretroviral Drugs on the Crustacean *Daphnia magna* in River Water, 2022.
- MARQUES, N; JANKOWSKI, K; MACEDO, M; JUEN, L; ANDRADE, A; DEEGAN, L. Riparian forest buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams, 2021.
- METHNENI, N.; GONZÁLEZ, J.; LOCO, J.; ANTHONISSEN, R.; MAELE, J.; VERSCHAEVE, L.; SERRANO-FERNANDEZ, M.; MANSOUR, H. Ecotoxicity profile of heavily contaminated surface water of two rivers in Tunisia. Environmental Toxicology and Pharmacology 82, 2021.
- MIAO, X., TANG, Y.; WONG, C.W.; ZANG, H. The latent causal chain of industrial water pollution in China. Environ. Pollut. 196, 473-477, 2015.
- OECD.; Guideline for testing of chemicals. *Daphnia* sp., Acute Immobilization Test. 2004
- OLIVEIRA, L.L.D.; ANTUNES, S.C.; GONÇALVES, F.; ROCHA, O.; NUNES, B. Acute and chronic ecotoxicological effects of four pharmaceuticals drugs on cladoceran *Daphnia magna*. Drug and Chemical Toxicology, 1-9, 2015.
- PELD (Chamada CNPq/MCTI/CONFAP/FAPS/PELD nº 21/2020 Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração.
- Quickcalcs, Graphpad - <https://www.graphpad.com/quickcalcs>, acessado em setembro/2023.
- RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. Fundamentals of aquatic toxicology. Washington. 665p. 1985.
- RODRIGUEZ, P.; MARTINEZ-MADRID, M.; CID, A. Ecotoxicology 15, 559-572. 2006.
- SAMY, CH; TORRENS, B.; MEDEIROS, S.. Estudo do Impacto Ambiental na Bacia do Rio do Braço através de análises ecotoxicológicas. Revistas de ciências ambientais, 2010.
- SCOTT, J.; MINGHETTI, M. Toxicity testing: *in vitro* models in ecotoxicology; From Molecules to Man, p. 477-486. 2020.
- SCHULZE-SYLVESTER, M.; HEIMANN, W.; HOLLERT, H. Are sediments a risk? An ecotoxicological assessment of sediments from a quarry pond of the Upper Rhine River.; Journal of Soils and Sediments 16, 1069-1080, 2016.
- SOARES, A.; MOZETO, A, A. Water Quality in the Tietê River Reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP - Brasil) and Nutrient Fluxes across the Sediment-Water Interface (Barra Bonita). Acta Limnologica Brasiliense, v. 18, p. 247-266, 2006.
- SUARES-ROCHA, P.; DEUTSCHMANN, B.; HOLLERT, H. *In situ* Determination of Genotoxic Effects in Fish Erythrocytes Using Comet and Micronucleus Assays. 2019.
- SUARES-ROCHA, P.; LUVIZOTTO, G. L.; KOSMEHL, T.; BOTTCHE, M.; STORCH, V.; BRAUNBECK, T.; HOLLERT, H. Sediment genotoxicity in the Tietê River (São Paulo, Brazil): *In vitro* comet assay versus *in situ* micronucleus assay studies. Ecotoxicology and Environmental Safety. p. 1842-1848, 2009.