

UNIVERSIDADE CESUMAR - UNICESUMAR  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA LIMPAS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**EFEITO DA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE AS  
COMUNIDADES MICROBIANAS DE UM RIACHO DE CABECEIRA**

JOSÉ ROBERTO BELLO

MARINGÁ

2022

**JOSÉ ROBERTO BELLO**

**EFEITO DA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE AS  
COMUNIDADES MICROBIANAS DE UM RIACHO DE  
CABECEIRA**

Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas (PPGTL) da Universidade Cesumar (Unicesumar) para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Limpas.

Orientadora: Prof. Dr. Luís Felipe Machado Velho

Coorientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Isabele Picada Emanuelli

**MARINGÁ  
2022**

## **Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

B446a Bello, José Roberto.

Efeito da cultura de cana-de-açúcar sobre as comunidades microbianas de um riacho de cabeceira. / José Roberto Bello. – Maringá-PR: UNICESUMAR, 2024.

55 f.: il.; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Luís Felipe Machado Velho.

Coorientadora: Profa. Dra. Isabele Picada Emanuelli.

Dissertação (mestrado) – Universidade Cesumar - UNICESUMAR, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas, Maringá, 2024.

1. pesticidas. 2. metais pesados. 3. contaminação aquática. 4. rio Pirapó. 5. impacto ambiental. I. Título.

CDD – 632.95

Leila Nascimento – Bibliotecária – CRB 9/1722  
Biblioteca Central UniCesumar

Ficha catalográfica elaborada de acordo com os dados fornecidos pelo (a) autor (a).

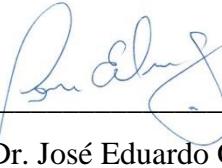
**BELLO, J. R. 2022.**

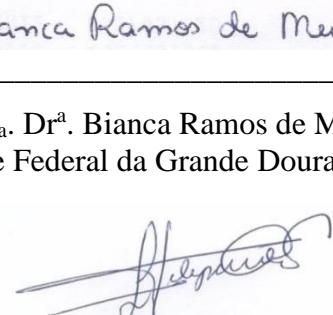
**EFEITO DA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE AS  
COMUNIDADES MICROBIANAS DE UM RIACHO DE CABECEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Cesumar - UNICESUMAR, como requisito à obtenção do título de Mestre em Tecnologias Limpas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

**COMISSÃO JULGADORA**

---

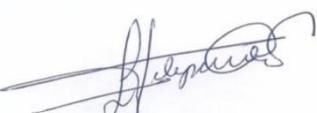
  
Prof. Dr. José Eduardo Gonçalves  
Universidade Cesumar – Unicesumar

  
Bianca Ramos de Meira

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Bianca Ramos de Meira  
Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

---

  
Prof. Dr. Luis Felipe Machado Velho  
Universidade Cesumar - Unicesumar

Enviado em: 14 de fevereiro de 2022.

## **DEDICATÓRIA**

*Dedico este trabalho a todos os cientistas que com ele contribuíram.*

## AGRADECIMENTOS

A mesma voz que é levantada para pedir deve-se levantar para agradecer. **GRATIDÃO!!!** Essa palavra resume todo o sentimento em poder olhar este trabalho, por hora, terminado.

Muita gratidão ao Felipe Rafael Oliveira, a pessoa que mais contribuiu com a construção deste trabalho. Agradeço demais por toda ajuda desde a estruturação do projeto, as amostragens em campo, contagens no laboratório e todo o conhecimento compartilhado durante estes dois anos de trabalho. Afirmo com toda convicção, que este trabalho tem muito do seu suor e não teria sido o mesmo se não fosse todo o seu esforço e paciência. Haja café pra dar conta....

Muita gratidão ao Professor Dr. Luis Felipe Machado Velho, por ter me aceito como orientando, por toda dedicação e atenção prestada durante todo o tempo de pós-graduação. Agradeço por toda paciência e empatia que teve durante esse período. Pelas mensagens respondidas fora do horário de trabalho e pelos plantões nos finais de semana para entregar os trabalhos no prazo e, principalmente, por todo conhecimento compartilhado durante este período.

Agradeço a todos os alunos do Laboratório de Ecologia de Protozooplâncton da Universidade Estadual de Maringá: Bianca Meira Ramos, Melissa Progênio, Edilaine Corrêa Leite, Caroline Guimarães Durán, Loiani Oliveira Santana, Fernando Miranda Lansac-Tôha por toda a ajuda prestada.

Gratidão especial ao Felipe, Fernando e Melissa pela ajuda no processamento estatístico dos resultados. O trabalho de vocês é incrível e admirável. Muito obrigado por toda ajuda e paciência.

Gratidão a Laura Paulino Mardigan e Aline Savam Técnicas do Laboratório Interdisciplinar de Análises Químicas e Biológicas da Unicesumar, por toda paciência e ajuda no processamento das amostras para análises de pesticidas e metais. A ajuda de vocês foi fundamental para a conclusão deste trabalho. Gratidão pela amizade, pelos bons papos, pelos almoços juntos e por todo café consumido. Haja café hein...

Gratidão pelos amigos acadêmicos Douglas Fabiano da Costa, o mais afobado... Tu dá trabalho bicho!!! Sou muito grato por sua amizade. Ao Maicon Douglas Leles da Silva, grande amizade conquistada nessa jornada acadêmica. Muito obrigado pelos tererés e cafés e muita informação compartilhada durante esse período. Sou muito grato por sua amizade!

Gratidão ao famoso “Trio Ternura” Rodrigo Sadao Inumaro, Eduarda Gameleira Bernardino e Rhaira Fernanda Ayoub Casalvara, pele amizade, pelas risadas, pelos desabafos

e por toda comida e cafés compartilhados no último ano. Vocês são feras!!! Muito obrigado por toda amizade.

Gratidão ao Professor Dr. José Eduardo Gonçalves, por aceitar a parceria entre os laboratórios da Unicesumar e UEM na unificação dos projetos e o desafio do trabalho. Seu conhecimento, paciência e dedicação foram fundamentais durante esse processo. Gratidão a sua amizade e por todo conhecimento compartilhado.

Gratidão aos amigos Marcela Bravos Cidrão e Willian Eduardo Ferreira da Silva pela ajuda com o processamento de dados, mapas, concelhos e dicas na construção deste trabalho. Sou muito grato a amizade e proatividade de vocês!

Não poderia deixar de mencionar a gratidão a pessoa que foi meu maior suporte durante este período, que esteve ao meu lado em todos os momentos, sempre motivando a ser melhor. Bruna Milagres Ribeiro, por toda paciência, dedicação, ajuda profissional, por ser colo, abrigo, revisora, amiga, mulher! Este trabalho tem muito do seu suor, tanto pela ajuda nas revisões, quanto por me suportar durante esse período acadêmico. Serei eternamente grato a você por toda ajuda!

Por fim, agradeço a Universidade Estadual de Maringá e a Universidade Cesumar de Maringá – Unicesumar, pela estrutura de laboratório e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo financiamento a pesquisa.

## SUMARIO

<b>RESUMO.....</b>	<b>7</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>8</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
2.1 Objetivo Geral .....	12
2.2 Objetivos específicos .....	13
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>13</b>
3.1 Brasil e a produção agrícola .....	13
3.2 Brasil e a produção a cana-de-açúcar .....	14
3.3 Brasil e os pesticidas.....	15
3.4 Impactos aos ecossistemas e comunidades aquáticas.....	17
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>23</b>
<b>4 ARTIGO .....</b>	<b>36</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>37</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>38</b>
<b>MATERIALS AND METHODS.....</b>	<b>40</b>
Sampling of physical and chemical water variables.....	41
Physical and chemical water variables .....	41
<i>Pesticides</i> .....	41
<i>Heavy metals</i> .....	42
<i>Data Analysis</i> .....	43
<b>RESULTS and DISCUSSION.....</b>	<b>43</b>
Abiotic water parameters .....	43
<i>Pesticides</i> .....	43
<i>Metals</i> .....	45
Abiotic limnological variables.....	47
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>49</b>
<b>REFERENCES .....</b>	<b>49</b>

## **RESUMO**

A agricultura no Brasil desempenha um papel de extrema importância no movimento da economia. Muitos dados são apresentados safra pós safra sobre o sucesso econômico no país e a visão no mercado exterior. Porém os olhares são pouco voltados para os impactos provocados pela produção agrícola, principalmente no que diz respeito as contaminações aquáticas. A contaminação ainda é agravada pelo crescimento populacional, o desenvolvimento dos centros urbanos, o descarte indevido de produtos e resíduos domésticos e industriais juntamente com o uso abusivo de pesticidas nas monoculturas do país. Desta forma, este estudo buscou entender e avaliar os impactos do cultivo de cana-de-açúcar sobre as características físico-químicas e biológicas de uma microbacia hidrográfica, relacionando os efeitos de pesticidas e metais sobre comunidades planctônicas, em uma nascente afluente do Rio Pirapó, localizada no município de Atalaia Paraná. As análises dos parâmetros abióticos evidenciaram a presença de dez substâncias toxicas, das quais, apenas cinco são listadas na resolução CONAMA 357/2005. Foram realizados estudos da presença dos metais Alumínio (Al), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Cobalto (Co), Mercúrio (Hg), Ferro (Fe) e Manganês (Mn), podendo evidenciar alterações. Em relação às comunidades aquáticas, não foram observadas respostas expressivas às fases do cultivo da cana-de-açúcar, com exceção dos protistas ciliados, que apresentaram densidades bastante reduzidas na fase de desenvolvimento da cultura. Os resultados obtidos na presente pesquisa evidenciam que a presença de pesticidas como o toxafeno, furano, cloropirifos e benzoato de benzila além de metais pesados como chumbo, cádmio, níquel, cobre e mercúrio no córrego estudado estão associados ao cultivo da cana-de-açúcar. Para as comunidades, a ausência de relação com as fases do cultivo e a ocorrência de pesticidas não significa necessariamente a inexistência de impacto, considerando que a ausência de relações entre estas comunidades e a heterogeneidade ambiental, em riachos de pequena ordem, tem sido o padrão mais encontrado na literatura, sendo a estruturação de tais comunidades, nesses ambientes, determinada principalmente por processos estocásticos. Apesar disso, a presença destes contaminantes, em elevadas concentrações em uma microbacia, afluente de um manancial usado para abastecimento público, gera preocupações com a saúde da população.

**Palavras-chave:** Pesticidas, metais pesados, contaminação aquática, rio Pirapó, impacto ambiental.

## **ABSTRACT**

Agriculture in Brazil plays an extremely important role in the economy. A lot of data is presented harvest after harvest on the economic success in the country and the vision in the foreign market. However, attention is not focused on the impacts caused by agricultural production, especially with regard to aquatic contamination. Contamination is further aggravated by population growth, the development of urban centers, the improper disposal of domestic and industrial products and waste along with the abusive use of pesticides in the country's monocultures. In this way, this study aimed to understand and evaluate the impacts of sugarcane cultivation on the physical-chemical and biological characteristics of a watershed, relating the effects of pesticides and heavy metals on planktonic communities, in a headwater tributary of the River Pirapó, located in the municipality of Atalaia Paraná. The analysis of abiotic parameters showed the presence of ten toxic substances, of which only five are listed in CONAMA resolution 357/2005. Studies were carried out on the presence of heavy metals Mercury (Hg), Aluminum (Al), Copper (Cu), Zinc (Zn), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Nickel (Ni), Lead (Pb), Cobalt (Co), Iron (Fe) and Manganese (Mn), which may show alterations. Regarding the aquatic communities, no expressive responses were observed to the phases of sugarcane cultivation, with the exception of ciliated protists, which presented very low densities in the development phase of the culture. The results obtained in the present research show that the presence of pesticides (toxafeno, furano, chlorpyrifos e benzyl benzoate) and heavy metals (lead, cadmium, nickel, copper in mercury) in the stream studied are associated with the cultivation of sugarcane. For communities, the absence of relationship with the stages of cultivation and the occurrence of pesticides does not necessarily mean the absence of impact, considering that the absence of relationships between these communities and environmental heterogeneity, in small-order streams, has been the more frequent pattern observed in the literature, being the structuring of such communities in these environments mainly determined by stochastic processes. Despite this, the presence of these contaminants, in high concentrations in a watershed, a tributary of a water source used for public supply, raises concerns about the health of the population.

**Keywords:** Pesticides, heavy metals, aquatic contamination, Pirapó river, environmental impact.

## **LISTA DE FIGURAS**

Figure 1: Mapa de localização dos pontos de amostragens. localizado na bacia do Rio Pirapó, no estado do Paraná.....	43
Figure 2: Distribuição dos escores dos pontos de amostragem e variáveis ambientais, derivados de uma Análise de Componentes Principais (PCA), realizada a partir dos dados de parâmetros abióticos da água, obtidos à superfície, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar.....	55
Figure 3: Abundância total do bacteriplâncton, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar, nas fases de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota..	56
Figure 4: Abundância total de protistas flagelados heterotróficos, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar, nas fases de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota.	57
Figure 5: Abundância total e riqueza de espécies de protistas ciliados, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar, nas fases de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota.	58
Figure 6: Abundância total e riqueza de espécies do zooplâncton, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar, nas fases de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota .....	59
Figure 7: Relação espécie abundância das comunidades de Ciliados (A, C e E) e Zooplâncton (B, D e F), em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar, nas fases de pós-plantio (A e B), desenvolvimento (C e D) e rebrota (E e F). <b>Erro! Indicador não definido.</b>	
Figure 8: Distribuição dos scores dos pontos de amostragem e comunidades planctônicas, derivados de uma Análise Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), realizada a partir dos dados das comunidades planctônicas, obtidos à superfície, em um riacho de primeira ordem, sobre impacto de cultura de cana-de-açúcar. ....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Compostos quantificados nas amostras de água coletadas no período de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota. ....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
Tabela 2: Quantificação dos metais pesados encontrados na água dos pontos amostrais nas fases de pós-plantio, desenvolvimento e rebrota. ....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
Tabela 3: Lista de espécies das comunidades zooplânctônicas e de prostistas ciliados encontradas nos períodos analisados. ....	61

## 1 INTRODUÇÃO

Os pesticidas e metais pesados são os principais agentes contaminantes dos ambientes naturais e estão diretamente associadas as atividades industriais, mineração e atividades agrícolas (CHENG et al., 2018; VILAS-BOAS et al., 2020). As consequências do uso indiscriminado dessas substâncias são diagnosticadas em países em desenvolvimento e podem comprometer a qualidade da água de consumo humano de forma irreversível, sendo necessárias alternativas que visem ao controle efetivo dos fatores e processos que levam à contaminação (RESENDE, 2002; KHAM et al., 2018).

Desde as civilizações mais antigas, onde a economia era diretamente vinculada ao rio, até os dias atuais as preocupações com a qualidade e a potabilidade da água têm crescido substancialmente em âmbito mundial (XIAO et al., 2016). A água é um dos recursos naturais mais utilizados pelos seres vivos e é fundamental para a existência e manutenção da vida (PELLENZ et al., 2018).

Porém a deterioração dos ambientes aquáticos tem sido observada em todo mundo de forma acelerada (SCHWARZENBACH et al., 2006) e esse processo é potencializado pelo crescimento populacional, aumento das atividades antrópicas e principalmente as atividades agrícolas (BASHIR et al., 2020). Essas mudanças são provocadas por inúmeros fatores, destacando-se contaminações por metais pesados e pesticidas, que estão diretamente associados ao descarte indevido de resíduos de mineração, atividades industriais e descargas de esgoto doméstico tratado e não tratado, sendo impactos prementes e recorrentes quando se trata de preservação, biodiversidade e saúde humana (DÍAZ - DE ALBA et al., 2011; VILAS-BOAS et al., 2020).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA (2018), devido ao aumento do cultivo de monoculturas no país, o Brasil ocupa a primeira posição em um ranking de maiores consumidores de agroquímicos da América Latina e o terceiro do mundo, onde os estados do sul e sudeste são os que mais consomem pesticidas, sendo respectivamente cerca de 38,9% e 31,2% do montante usado em todo o país. O Paraná, por sua vez, utiliza aproximadamente 16,2% dos pesticidas consumidos no Brasil, sendo que em 2014 foram utilizados cerca de 97,7 milhões de quilos de pesticidas e mais de 100,1 milhões de quilos em 2015 segundo documento publicado pela Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA-PR) em 2018 (PARANÁ, 2018).

O Brasil apresenta condições favoráveis de produção agrícola, visto que possui grande dimensão territorial, terras férteis e detém cerca de 12% de toda a água doce disponível no

mundo, com capacidade de se tornar o maior produtor de alimentos naturais. Porém, como enfatizado anteriormente, as práticas agrícolas têm ameaçado a potabilidade das águas, devido a utilização de técnicas para produção em massa (PANIAGUA, 2021). Nesse sentido, globalmente, a intensificação do processo de uso do solo fez com que a utilização de pesticidas aumentasse (EFFENDI et al., 2018; BOLLANI et al., 2019).

Sabe-se que no meio aquático os contaminantes podem ser absorvidos pelo material particulado em suspensão e que posteriormente são depositados no sedimento (CARVALHO, 2017a), podendo acumular e bioacumular por longos períodos, representando riscos toxicológicos não só para a biota aquática, mas também reduzindo a capacidade ambiental dos ecossistemas de fornecer serviços para a sociedade, alterando a composição de espécies e a estrutura da comunidade em sistemas adjacentes, incorrendo em uma diminuição dos serviços ecossistêmicos que dependem da biodiversidade (CARDINALE et al., 2012; ZHAO et al., 2020).

Tais alterações afetam diretamente os organismos que compõem as comunidades aquáticas em geral e as comunidades planctônicas, mais especificamente, que são extremamente sensíveis à presença de contaminantes e as alterações no perfil físico-químico da água, revelando o efeito cumulativo de diversos poluentes, sendo excelentes ferramentas de estudo na averiguação do impacto de atividades humanas no ambiente (BITENCOURT et al., 2016; VELHO et al., 2021). Tais comunidades são consideradas potenciais bioindicadores de qualidade ambiental, podendo apresentar mudanças bioquímicas, fisiológicas, morfológicas, ecológicas ou comportamentais, revelando o impacto de diferentes poluentes nos ecossistemas (VILAS-BOAS et al., 2020).

Diante da temática emergente, verifica-se a urgência de estudos que avaliem o potencial contaminante dos pesticidas em bacias de captação, e a necessidade de estabelecer protocolos precisos de análises rápidas e eficientes que visem garantir a qualidade dos recursos hídricos em conformidade com a legislação ambiental, fornecendo também diretrizes para o monitoramento ambiental adequado (SCHWARZENBACH et al., 2006; SCHWARZENBACH et al., 2010).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da cultura de cana-de-açúcar sobre as características físico-químicas

e biológicas de uma microbacia hidrográfica, relacionando os efeitos de pesticidas e metais pesados sobre comunidades planctônicas.

## **2.2 Objetivos específicos**

- a. Avaliar as alterações espaciais e temporais nas características limnológicas na água da microbacia;
- b. Identificar a presença de poluentes orgânicos (metais) na água de um riacho de primeira ordem sobre o impacto da cultura de cana-de-açúcar;
- c. Avaliar a existência de impactos da cultura de cana-de-açúcar sobre atributos de comunidades planctônicas (riqueza, abundância e composição) das comunidades planctônicas.

# **3 REVISÃO DE LITERATURA**

## **3.1 Brasil e a produção agrícola**

A agricultura brasileira representa um relevante ramo econômico no país. O Brasil está entre os maiores produtores agrícolas do mundo, sendo o segundo maior exportador agropecuário e o quarto na produção de grãos (ARAGÃO & CONTINI, 2021). Em 2020, o agronegócio subsidiou em 26,9% o Produto Interno Bruto (PIB), representando 30% das exportações em 2019 (ABRASCO, 2021; CEPEA/CNA, 2021). Em contrapartida, aliado ao crescimento da agroeconomia, o uso de pesticidas no Brasil também aumentou. A grande área de plantio que o país possui está diretamente relacionada ao elevado índice de consumo de pesticidas, contribuindo para impactos que atingem diferentes grupos populacionais (TEIXEIRA et al., 2020).

A produção agrícola no país é favorecida pelas condições climáticas e pela grande quantidade de terras cultiváveis que garantem a categoria de segundo maior exportador de produtos agrícolas do mundo, ficando atrás apenas da União Europeia (NAVARRO, 2020), sendo o maior produtor de soja do mundo com produção de 140,5 milhões de toneladas/ano, com área cultivada de 40,39 milhões de hectares, com aumento de 3,4% da área de produção segundo dados publicados pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) referente à safra 2020/2021. Dentre os estados brasileiros destacam-se o Mato Grosso, primeiro estado do

país no quesito produção (com 35,4 milhões de toneladas) e o Paraná, em segundo, com produção histórica de 20,7 milhões de toneladas (CONAB, 2021).

### **3.2 Brasil e a produção a cana-de-açúcar**

O país se destaca na produção de diversas culturas, dentre elas a cana-de-açúcar, na qual os estados de São Paulo e Goiás têm visibilidade nacional. Em 2017 o Brasil foi o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com produção de 638,064 milhões de toneladas, sendo atualmente responsável por mais da metade de todo o açúcar comercializado no mundo e o maior exportador mundial de etanol (CONAB, 2018).

A produção de cana-de-açúcar no Brasil tem aumentado significativamente nos últimos anos. A área cultivada ultrapassou 8,6 milhões de hectares segundo levantamento da safra 2015/2016. Os Estados mais produtivos no mercado de cana-de-açúcar são São Paulo, representando 52% de toda área nacional produtiva, Goiás (10,4%), Minas Gerais (10,1%), Mato Grosso do Sul (7%), Paraná (6%), Alagoas (3,7%), Pernambuco (3%) e Mato Grosso (2,7%). Estes Estados são responsáveis por 94,9% da produção nacional (CONAB, 2018).

A agricultura paranaense se destaca no Brasil tanto pela diversidade de produção quanto pela alta produtividade alcançada. Segundo a Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento (SEAB), em 2020 o Paraná foi eleito o terceiro maior produtor de cana-de-açúcar do país, com cerca de 34 mil toneladas/ano e a produção se concentra basicamente na região Noroeste do Estado (SEAB, 2020). Nesse contexto, o cultivo da cana-de-açúcar assume papel expressivo no cenário econômico nacional, responsável por aproximadamente 1,8% do PIB, sendo o setor que mais emprega pessoas no país, gerando aproximadamente 4,5 milhões de empregos diretos e indiretos (FREITAS e BOMBARDI, 2018).

Nos últimos anos, a colheita mecanizada da cana-de-açúcar tem se intensificado em atendimento à portaria que suspende a queima para descascamento e, consequentemente, a colheita manual. Tal prática resultou na implementação de outras tecnologias baseadas em máquinas, intensificando o tráfego na colheita mecânica e no transporte (CARVALHO e FONSECA, 2017).

Paralelamente à implementação de tecnologias na produção agrícola estão os impactos ambientais causados pelo manejo do solo tanto da cana-de-açúcar quanto de outras monoculturas. O manejo adequado do solo agrícola pode melhorar a agregação, a porosidade e evitar a compactação, influenciando diretamente a aeração do solo, o desenvolvimento do sistema radicular das culturas, as atividades biológicas e a disponibilidade de nutrientes (LUCA

et al., 2018).

### **3.3 Brasil e os pesticidas**

O termo “pesticida” passou a ser adotado no país a partir da implementação da Lei Federal nº 7.802/1989, regulamentada pelo Decreto nº 4.074/2002, que traz a seguinte definição em seu Artigo 1º, inciso IV:

São “produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas, e de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento” (BRASIL, 2002).

O termo mais adotado nos estudos ecotoxicológicos é “xenobiótico” (do grego, *xenos*=estranho), definido como substâncias químicas estranhas aos seres vivos, que podem ser produzidos naturalmente (por processos biológicos), de forma sintética e também antropicamente, em especial pelas indústrias (pesticidas, fármacos, etc.) (PATTERSON et al., 2010).

Embora o uso de pesticidas aumente a produtividade agrícola, o uso intensivo produz uma série de externalidades negativas já bastante documentadas nos trabalhos científicos (CARNEIRO et al., 2015; MORAES, 2019; SANTOS, 2021). Os impactos ambientais são diversos, incluindo contaminação de ambientes, ecossistemas, plantas, diminuição no número de organismos vivos e aumento da resistência de pragas (MORAES, 2019).

A intensificação do uso em massa de pesticidas na agricultura teve início na década de 1950, nos Estados Unidos, com a chamada *Green Revolution*, com a intenção de modernizar a agricultura e aumentar sua produtividade. No Brasil, esse movimento tomou forças na década de 1960 com a implantação do Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (PNDA) (GASPAR et al., 2005). Na década de 70 foi instalado pelo governo brasileiro o Plano Nacional de Defensivos Agrícolas, que condicionava o crédito rural ao uso obrigatório de pesticidas (PELAEZ et al., 2015).

A partir dessa medida, rapidamente a grande maioria dos produtores adotou a prática do uso dos pesticidas em toda produção, fato que levou o país, em 2008, a ultrapassar os Estados Unidos e assumir a posição de maior consumidor mundial de pesticidas (PARANÁ, 2018). Segundo os dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e do Observatório

da Indústria dos Pesticidas da Universidade Federal do Paraná, de 2002 a 2012, o mercado brasileiro de pesticidas cresceu 190%, enquanto o mercado mundial cresceu 93% (PARANÁ, 2018). Isso colocou o país em primeiro lugar no ranking mundial de consumo desde 2008. Somente na safra de 2010 e 2011 foram consumidas 936 mil toneladas de pesticidas (GABOARDI et al., 2019; CARNEIRO, 2015).

Atualmente, o Brasil é rotulado como maior consumidor de pesticidas do mundo, contando com diversos estudos comprovando os malefícios para a saúde humana e ambiental da exposição aos pesticidas (MCDANIEL & MOSER, 1993; WOLANSKY, GENNINGS & CROFTON, 2006; WOLANSKY & HARRILL, 2008, BRECKENRIDGE et al., 2009; ISMAEL et al., 2015; CARNEIRO et al., 2015; GABOARDI et al., 2019). De acordo com Bombardi (2017), no ano de 2015 o Brasil consumia cerca de 20% de todo pesticida comercializado mundialmente, destacando que este consumo tem aumentado significativamente nos últimos anos. No início do século XIX a quantidade de pesticidas usados nas lavouras brasileiras era em torno de 58 mil toneladas, passando para mais de 375 mil toneladas em 2015, revelando um consumo de 9,2% em relação ao percentual global (MORAES, 2019). Esse aumento está relacionado à expansão do plantio de monoculturas transgênicas, como a soja e o milho e, também a uma maior resistência das pragas, como ervas daninhas, insetos e fungos (CARNEIRO et al., 2015).

Segundo Pelaez (2015), o Brasil consome 84% dos pesticidas vendidos à América Latina, sendo importante afirmar que o uso dos pesticidas tem resultado em sérios problemas sociais, políticos, ambientais e de saúde (FONSECA, DUSO & HOFFMANN, 2017). Estudos apontam os efeitos deletérios desses produtos no organismo humano, com foco no sistema nervoso, endócrino, hematopoiético e reprodutivo, além de órgãos como olhos, pele, rins e fígado e contribuição dos mesmos no aumento da incidência de câncer, transtornos psíquicos, depressão e suicídios. Há evidências de contaminação de alimentos, leite materno, água (inclusive água de chuva), solo e animais na natureza (MOREIRA et al., 2012; YALÇIN et al., 2015; KUANG et al., 2020).

A Portaria MS nº 518/2004 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e regulamenta 54 substâncias químicas que representam riscos à saúde humana, dentre as quais 22 são pesticidas. Nos países em desenvolvimento que tem sua economia baseada no agronegócio, como no caso do Brasil, doenças relacionadas ao uso dos pesticidas vêm sendo tratadas como problemas de saúde pública (SOUZA & TROILO, 2020).

### **3.4 Impactos aos ecossistemas e comunidades aquáticas**

A água e o solo são recursos naturais indispensáveis para a sobrevivência no planeta, sendo a água o recurso natural mais usado pelos organismos vivos, fundamental para a existência e manutenção da vida (PELLENZ et al., 2018). Apesar disso, a deterioração dos ambientes aquáticos é observada em todo o mundo de forma acelerada. O crescimento populacional e o consequente aumento das atividades antrópicas têm provocado impactos nos ecossistemas aquáticos e alterações no perfil físico-químico dos corpos d'água (SCHWARZENBACH et al., 2006, MOLDEN et al., 2007).

Nas últimas décadas, há uma crescente preocupação com a degradação dos ambientes, a poluição e contaminação do solo e da água (LAVORENTI et al., 2003; COSTA et al., 2008). A mecanização e a adoção de técnicas modernas nos sistemas de produção agrícola têm contribuído com a intensa introdução de substâncias químicas no meio ambiente (BOMBARDI, 2017). Com isso, há uma necessidade de incentivo à utilização de insumos renováveis e que não degradem o meio ambiente (FERREIRA et al., 2018).

No Brasil, a Portaria nº 020/CONAMA, de 18 de junho de 1986, alterada pela Resolução CONAMA nº 274/2000 e retificada pela Resolução CONAMA nº 357/2005, estabelece limites máximos de contaminação em águas de acordo com sua destinação, contemplando alguns pesticidas organoclorados, organofosforados e carbamatos. A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece limites de pesticidas em águas destinadas ao consumo humano, porém estas legislações não abordam a maioria dos pesticidas em uso atualmente, como inseticidas piretróides e a maior parte dos herbicidas (COUTINHO et al., 2021).

Em dimensão correlacionada ao aumento das autorizações de pesticidas está a contaminação dos solos e das águas superficiais. O manejo inadequado do solo na agricultura contribui para a passagem de micronutrientes e compostos químicos do ambiente terrestre para o aquático, introduzidos no ambiente por escoamento superficial e desmatamento da mata ciliar (POWER, 2010). O grau de contaminação desses ambientes é avaliado principalmente por meio de análises químicas e programas de biomonitoramento (SILVEIRA, 2004; VASSEGHIAN et al., 2021). Essa contaminação se torna ainda mais preocupante quando a água é usada para consumo humano (DORES & DE-LAMONICA-FREIRE, 2001).

De acordo com o banco de dados da *Chemical Abstracts Registry* ([www.cas.org](http://www.cas.org)), são mais de 100 milhões de substâncias químicas e menos de 0,36% destas estão regularizadas (VILAS-BOAS et al., 2020). Esses produtos químicos podem atingir corpos d'água superficiais e subterrâneos, mesmo aqueles em lugares muito remotos (KLAUS & KIEHL, 2021). Isso

representa uma preocupação com a saúde humana, visto que muitas dessas substâncias podem ser tóxicas, reduzindo a disponibilidade de água potável para a população (OKI & KANAE, 2006; MORAES, 2019). Estudos para identificar os impactos do uso de pesticidas em nível de espécie, de população e de ecossistema tornaram-se importantes e necessários, em especial em um país no qual o registro de formulações de pesticidas atingiu recorde histórico em 2020 (NUNES et al., 2021).

A eficiência do uso dos recursos naturais é limitada, principalmente no que tange à água e aos fertilizantes. Além do esgotamento das reservas naturais, o uso de fertilizantes contribui para a contaminação do solo e dos cursos d'água, com a introdução de nitrato, responsável pelas mudanças nos padrões físico-químicos da água (ANDRADE, 2014; ANGUS et al., 2019). Vale ainda destacar as contaminações por metais pesados e pesticidas, oriundos de atividades agrícolas (DÍAZ-DE ALBA et al., 2011; VILAS-BOAS et al., 2020). Esses compostos empregados no controle ou manutenção de espécies agrícolas usadas para consumo humano ou animal representam risco ambiental e ameaça à saúde humana (STEFFEN, STEFFEN & ANTONIOLLI, 2011).

Segundo Soares e Porto (2012), as formas de contaminação dos pesticidas no meio ambiente podem ocorrer por acumulação em um bioma e pela inserção na água e no solo. Os impactos relacionados ao uso dos pesticidas encontram-se descritos em vários estudos, tais como (OLIVEIRA et al., 2013; ; ALKASSAB & KIRCHNER, 2018; BRIDI et al., 2018; TISON et al., 2019; DOMINGUES et al., 2020; TADEI, MENEZES-OLIVEIRA & SILVA-ZACARIN, 2020) que discorrem sobre os impactos nos seres vivos não-alvos, como as abelhas, diplópodes (MOSCARDI et al., 2018), colêmbolos (MENEZES-OLIVEIRA, BIANCHI & ESPÍNDOLA, 2018), anfíbios (FIGUEIREDO & RODRIGUES, 2014; JONES-COSTA et al., 2018), peixes (OLSVIK et al., 2019; SABRA & MEHANA, 2015), mamíferos (SULTATOS, 1994; CAMPOS, MIRANDA e SANTOS, 2008; GOMES et al., 2012; MEDICI et al., 2021), aves (STICKEL, 1973; ARYA, SINGH & BHATT, 2019), além de (CARNEIRO et al., 2015; JÚNIOR & DUVOISIN, 2020; CASSAL et al., 2014; DEVAULT & KAROLAK, 2020; DIAS et al., 2020) que retratam os problemas de saúde pública relacionados ao uso de diversas substâncias. Ainda são observados diferentes efeitos nos espécimes, como: genotóxicos (LI et al., 2019; OLSVIK et al., 2019), citotóxicos (TADEI et al., 2020; MEDICI et al., 2021), hematológicos (MITRA, CHATTERJEE & MANDAL, 2011), comportamentais (GRUE, GIBERT & SEELEY, 1997; MITRA, CHATTERJEE & MANDAL, 2011; TADEI et al., 2020), além de diminuição da sobrevivência (FREITAS & PINHEIRO, 2010; HENRY et al., 2012; TADEI et al., 2020) e outros efeitos metabólicos, neurológicos e bioquímicos (ARYA et

al., 2019; FREITAS & PINHEIRO, 2010; GRUE et al., 1997; PEREIRA et al., 2018).

Alguns dos efeitos indesejáveis do uso dos pesticidas são as contaminações de organismos não-alvos, aqueles que não interferem no processo produtivo e que acabam sofrendo as mesmas consequências que as pragas de lavoura, por apresentarem o sistema nervoso semelhante aos dos artrópodes (MARQUES, 2019). A acumulação nos ambientes aquáticos tem trazido uma infinidade de modificações tanto pela contaminação das comunidades de seres que o compõem quanto pela acumulação nos segmentos bióticos e abióticos dos sistemas. Os efeitos podem ser letais ou subletais, podendo ser observados em diferentes organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos, como por exemplo a comunidade planctônica e a ictiofauna (MOISEENKO, 2008).

White (1985) discorre sobre os impactos antrópicos e distúrbios ambientais como eventos discretos no tempo que alteram as propriedades biológicas e físico-químicas do meio, onde as influências ambientais podem levar a um aumento de espécies dominantes e, segundo Petsch (2016), podem levar à homogeneização biótica de uma área, reduzindo assim a diversidade beta temporal.

O plâncton é composto por organismos eucariontes flutuantes ou à deriva na coluna de água, que possuem pouca ou nenhuma capacidade de locomoção. Desempenham papel fundamental tanto em qualidade quanto em quantidade (FENCHEL, 1987), incluindo o bacteriplâncton (bactérias), micoplâncton (fungos), fitoplâncton (microalgas), protozooplâncton (protozoários e alveolados heterotróficos) e metazooplâncton (metazoários) (AGOSTINI et al., 2017). Tem grande relevância nos estudos de ecologia de ambientes aquáticos, sendo de extrema importância no funcionamento do ecossistema (AZAM et al., 1983; KORHONEN, WANG & SOININEN, 2011). KORHONEN, WANG & SOININEN, 2011).

Eles estão presentes em quase todos os ecossistemas aquáticos, possuindo várias ligações tróficas e desempenhando um papel significativo na teia alimentar microbiana (AZAM et al., 1983). Além disso, destacam-se em estudos que visam ao uso de bioindicadores, tendo em vista a grande sensibilidade a alterações ambientais, aliado a seu curto tempo de reprodução, tornando-os capazes de responder rapidamente às contaminações no ambiente (DIAS, WIELOCH & D'AGOSTO, 2008).

Esses organismos são um importante elo da cadeia trófica, seja de águas continentais, estuarinas e oceânicas, como importantes recicladores da matéria orgânica, processando a matéria proveniente de restos vegetais, animais e oriundos da ação antrópica, transferindo-a para os outros níveis (TUNDISI & TUNDISI, 2016).

Por apresentarem desenvolvimento e ciclos de vida rápidos, os organismos de sistemas planctônicos são importantes bioindicadores devido à sensibilidade às alterações nas variáveis ambientais (ESTEVES, 2011). Alterações na riqueza e densidade de espécies são relacionadas com alterações no meio ambiente, servindo para estudos sobre a caracterização da complexidade das principais interações biótica e perturbações ambientais que por processos antrópicos podem estar ocorrendo num dado ecossistema (TUNDISI, 1997; CALLISTO et al., 2002).

Lindeman (1942) foi um dos primeiros a reconhecer a importância dos microrganismos dentro da organização trófica, onde as bactérias foram as primeiras a ser consideradas dentro da cadeia trófica microbiana. Elas consomem o carbono orgânico dissolvido (COD), transformando-o em matéria orgânica particulada disponível onde o carbono, ora inacessível, é reintroduzido nas teias alimentares, servindo de “alimento” para outros microrganismos aquáticos.

Em seguida, Pomeroy (1974) e Azam et al. (1983) abordam a existências de outros níveis tróficos na cadeia microbiana (bactérias, flagelados e ciliados), chamando de alça microbiana, destacando o papel das bactérias na absorção e recuperação da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) e na transferência para níveis superiores, onde o ciclo de energia e a ciclagem de nutrientes são uma via de suma importância nos ambientes aquáticos.

Cunha-Santino, Sciessere e Júnior (2008) destacam a importância da participação das bactérias no ciclo do carbono e no fluxo energético nos ambientes aquáticos, ressaltando suas habilidades, que utilizam seu aparato enzimático na degradação de substratos lignocelulósicos, sendo o processo de degradação de ligninas nos ecossistemas aquáticos essencial para a troca de matéria e energia.

Kolm & Andretta (2003) avaliaram a influência das marés sobre as bactérias em águas superficiais no Estado do Paraná, concluindo que bactérias heterotróficas aeróbias, coliformes totais e *Escherichia coli* apresentaram correlação direta com a matéria orgânica particulada e pluviosidade em águas de superfície e que a predação por protistas influencia, em partes, a regulação populacional desses microrganismos. Além disso, inclui uma grande variedade em termos de gêneros e espécies, sendo ótimos indicadores de qualidade ambiental (OLIVEIRA & TERRA, 2004).

Os protozoários de vida livre (ciliados e flagelados), além de bons indicadores de qualidade ambiental, também atuam na reciclagem de carbono e como mediadores no fluxo de energia e matéria (POMEROY, 1974; AZAM et al., 1983). São grupos pouco estudados, negligenciados ao longo do tempo. Porém, após descobertas sobre as diversas funções em

ecossistemas límnicos, passaram a receber maior atenção nos estudos atuais (LIPPERT et al., 2019). Sabe-se que estes organismos influenciam na estrutura da cadeia alimentar aquática, pois consomem microrganismos (principalmente algas e bactérias), controlando a abundância destes nos ambientes (FENCHEL, 1986; BERNINGER, FINLAY & KUUPP-LEINIKKI, 1991; XU et al., 2014).

De modo geral, mesmo com estudos atuais abordando as funções ecológicas desses organismos nos ecossistemas aquáticos e ficando claro que representam papel essencial no equilíbrio do ambiente e na transferência energética ao longo dos níveis tróficos, existe uma carência de dados, sendo precários os conhecimentos sobre os mesmos (LIPPERT et al., 2019).

O zooplâncton é um grupo filogenético diversificado e pouco explorado, como os protistas, tendo muitas características em comum. Vivem dispersos nas correntes na coluna d'água em um dado corpo hídrico. No entanto, para minimizar o efeito das correntes num rio, por exemplo, alguns organismos apresentam mecanismos para se manterem próximos à superfície da água ou associados a outros organismos aquáticos (DOLE-OLIVIER et al., 2000; VIROUX, 2002).

Em ambientes lóticos o assunto ainda é um pouco estudado, tanto nacional quanto mundialmente (LAIR, 2006; OLIVEIRA, 2009). Em geral os maiores esforços são direcionados àqueles relacionados a lagoas e lagos, artificiais ou naturais.

Por conta do curto ciclo de vida, os organismos planctônicos respondem rapidamente a alterações sofridas na base da cadeia trófica, representada pelo fitoplâncton (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007). Conforme a comunidade fitoplanctônica se altera qualitativamente, a composição dos táxons dos níveis tróficos superiores tende a sofrer modificações, como a dominância de alguns táxons e o desaparecimento ou diminuição de outros (SOARES, LÜRLING & HUSZAR, 2010; MACEDO et al., 2017).

De modo geral, os organismos planctônicos são capazes de fornecer subsídios em programas de avaliação de qualidade ambiental, uma vez que as atividades antrópicas implicam em uma série de distúrbios ambientais, afetando diretamente o funcionamento do ecossistema (SEGOVIA et al., 2016).

São chamados indicadores ecológicos, uma vez que a distribuição e abundância dos organismos planctônicos são determinadas por suas interações com o meio ambiente (KREBS, 1978), sendo uma resposta cumulativa às condições ambientais, que por sua vez, fornecem resposta temporal mais ampla do que as técnicas tradicionais de monitoramento hidrológico (LEAR & LEWIS, 2009).

O termo conceitual para qualidade da água não se refere apenas ao estado de pureza,

mas às suas propriedades biológicas e físico-químicas. O monitoramento dessas características é fundamental para o alcance de informações relacionadas às condições ambientais especialmente em bacias hidrográficas, servindo como subsídio para a tomada de decisões voltadas à conservação e uso sustentável dos recursos hídricos (ABREU & CUNHA, 2015).

Nesse sentido, a garantia da qualidade dos recursos hídricos se dá por meio do estabelecimento de protocolos padrão, gerenciamento de métodos e legislação, fornecendo diretrizes para monitoramento ambiental (SCHWARZENBACH et al., 2006; SCHWARZENBACH et al., 2010), acompanhando as alterações nas características físico-químicas e biológicas da água, decorrentes de atividades antrópicas e de fenômenos naturais, onde o grau de contaminação é avaliado principalmente por meio de análises químicas e programas de biomonitoramento (DUXBURY, 1992; FREIRE et al., 2008), que devem estar em conformidade com a normativa que rege o enquadramento dos padrões de potabilidade da água, a Resolução CONAMA nº 357/2005, substituta da Resolução CONAMA nº 20/1986.

O presente estudo debruçou-se sobre a problemática ambiental atual, onde as ações antrópicas impactam diretamente o funcionamento dos ecossistemas límnicos, alterando a composição do meio e incrementando fatores relacionados ao adoecimento humano e aumento da mortalidade em diferentes grupos de organismos, sendo um grande causador de doenças relacionada à saúde pública. O mesmo foi desenvolvido em um dos afluentes do Rio Pirapó, um importante rio de captação de água de diversas cidades no Estado do Paraná, que apresenta 70 afluentes que compõem uma bacia de drenagem de aproximadamente 5076 km<sup>2</sup>, abrangendo um total de 28 municípios em toda a sua extensão, onde pelo menos 14 são abastecidos por suas águas, tais como os municípios de Apucarana e Maringá, importantes pólos industriais situados na região Norte e Noroeste do Estado (MARTINEZ et al., 2011).

Ressalta-se a relevância de pesquisas que exponham temas voltados à preservação das águas e à dinâmica das comunidades nessa bacia de extrema importância, a estruturação em gradiente de contaminação e informações quanto a potabilidade, subsidiando a elaboração de políticas públicas que visem à preservação dos ambientes aquáticos.

## REFERÊNCIAS

- ABRASCO** (2021). Associação Brasileira de Saúde Coletiva. Agronegócio e pandemia no Brasil: uma sindemia está agravando a pandemia de COVID-19? Disponível em: <[https://www.abrasco.org.br/site/wp-content/uploads/2021/05/Agronegocio\\_-\\_ABrasco-IPEN.pdf](https://www.abrasco.org.br/site/wp-content/uploads/2021/05/Agronegocio_-_ABrasco-IPEN.pdf)>. Acesso em: 23/out/2021.
- ABREU, C. H. M., & CUNHA, A. C. (2015). Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: Revisão descritiva. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, 5(2), 119-131.
- AGOSTINI, V. O., DO NASCIMENTO RITTER, M., MUXAGATA, E., & PENNA, C. (2017). Invertebrados associados a substratos consolidados. **Ensino de Ciências**, 70. Ensino de ciências [recurso eletrônico]: práticas e exercícios para a sala de aula / org. Cláudia Pinto Machado. – **Caxias do Sul, RS: Educs**, 2017.
- ALKASSAB, A. T., & KIRCHNER, W. H. (2018). Assessment of acute sublethal effects of clothianidin on motor function of honeybee workers using video-tracking analysis. **Ecotoxicology and environmental safety**, 147, 200-205. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.08.047.
- ANDRADE, R. H. P. D. (2014) Sumário Mineral - Departamento Nacional de Produção Mineral, Brasília, 34, 123-124.
- ANGUS, J., BELL, M., MCBEATH, T., SCANLAN, C., PRATLEY, J., & KIRKEGAARD, J. (2019). Nutrient-management challenges and opportunities in conservation agriculture. In: Pratley J, Kirkegaard J (eds) Australian agriculture in 2020: from conservation to automation. **Agronomy Australia and Charles Sturt University**, Wagga Wagga, 221–237.
- ANVISA**, (2018). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos. Agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde, 2. Disponível em: <[https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/relatorio\\_nacional\\_vigilancia\\_populacoes\\_expostas\\_agrotoxicos.pdf&cien=4632773&chunk=true](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/relatorio_nacional_vigilancia_populacoes_expostas_agrotoxicos.pdf&cien=4632773&chunk=true)> Acesso em 10/02/2022.
- ANVISA** (2019). Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (para). Relatório Complementar Relativo à Segunda Etapa das Análises de Amostras Coletadas em 2012. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA Plano Plurianual 2017-2020. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/centraisdeconteudo/publicacoes/agrotoxicos> Acesso em 10/02/2022.
- ANVISA** (2020). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Gerencia Geral de Toxicologia. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA Plano Plurianual 2017-2020 – Ciclo 2017/2018. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/centraisdeconteudo/publicacoes/agrotoxicos>

br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos> Acesso em 10/02/2022.

ARAGÃO, A., & CONTINI, E. (2021). O agro no Brasil e no Mundo: uma síntese do período de 2000 a 2020. **Embrapa SIRE**.

ARYA, A. K., SINGH, A., & BHATT, D. (2019). Pesticide applications in agriculture and their effects on birds: an overview. **Contaminants in agriculture and environment: health risks and remediation**, 5(10). doi: 10.26832/AESA-2019-CAE-0163-010.

AZAM, F.; FENCHEL, J. G.; FIELD, J. S.; GRAY, L. A.; MEYER-RELL & THINGSTAD, F. (1983). The ecological role of water column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series**, 10, 257-263. Disponivel em: <https://www.jstor.org/stable/24814647>> acesso em 12/02/2022.

BASHIR, I., LONE, F. A., BHAT, R. A., MIR, S. A., DAR, Z. A., & DAR, S. A. (2020). Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. in **Bioremediation and Biotechnology**, 27: 1–26. doi:10.1007/978-3-030- 35691-0\_1.

BERNINGER, U. G., FINLAY, B. J., & KUUPPO-LEINIKKI, P. (1991). Protozoan control of bacterial abundances in freshwater. **Limnology and oceanography**, 36(1), 139-147. doi: 10.4319/lo.1991.36.1.0139.

BITENCOURT, J. A. P., PEREIRA, D. C, DA SILVA-NETO, I. D., CRAPES, M. C. C., & NETO, J. A. B. (2016). Evaluation of sensitivity to zinc and copper of Diophrys appendiculata (Protozoa, Ciliophora) and their associated bacteria, both isolated from a tropical polluted bay. **Revista Brasileira de Zoociências**, 17(1), 112-123.

BOLLANI, S., DE CABO, L., CHAGAS, C., MORETTON, J., WEIGANDT, C., DE IORIO, A. F., & MAGDALENO, A. (2019). Genotoxicity of water samples from an area of the Pampean region (Argentina) impacted by agricultural and livestock activities. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(27), 27631-27639. doi:10.1007/s11356-018-3263-9.

BOMBARDI, L. M. (2017) Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União. Larissa Mies Bombardi. - **São Paulo: FFLCH - USP**, 2017. 296 p

**BRASIL** (2002). Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.

**BRASIL** (2018). Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Brasília: Ministério da Saúde.

Catalogação na fonte – Coordenação-Geral de Documentação e Informação.

**BRASIL** (2005). Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/> acesso em 12/02/2022.

BRECKENRIDGE, C. B., HOLDEN, L., STURGESS, N., WEINER, M., SHEETS, L., SARGENT, D., SODERLUND, D. M., CHO, J. S., SYMINGTON, S., CLARK, J. M., BURR, S & RAY, D. (2009). Evidence for a separate mechanism of toxicity for the Type I and the Type II pyrethroid insecticides. *Neurotoxicology*, 30, S17-S31. doi:10.1016/j.neuro.2009.09.002.

BRIDI, R., LARENA, A., PIZARRO, P. N., GIORDANO, A., & MONTENEGRO, G. (2018). LC-MS/MS analysis of neonicotinoid insecticides: Residue findings in chilean honeys. *Ciência e Agrotecnologia*, 42, 51-57. doi: 10.1590/1413-70542018421021117.

CALLISTO, M., FERREIRA, W. R., MORENO, P., GOULART, M., & PETRUCIO, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14 (1), 91-98. Disponível em: <http://jbb.ibict.br//handle/1/708> acesso em 12/02/2022.

CAMPOS, R. J., MIRANDA, J. R., & SANTOS, H. F. (2008). A diversidade de mamíferos em cana de açúcar crua. **IX Simpósio Nacional Do Cerrado: Desafio e estratégias para o equilíbrio sobre sociedade, agronegócio e recursos naturais**.

CARDINALE, B. J., DUFFY, J. E., GONZALEZ, A., HOOPER, D. U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G. M., TILMAN, D., WARDLE, D. A., KINZING, A. P., DAILY, G. C., LOREAU, M., GRACE, J. B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D. S & NAEEM, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. doi:10.1038/nature11148.

CARNEIRO, F. F., PIGNATI, W. A.; RIGOTTO, R. M., AUGUSTO, L. G. S., PINHEIRO, A. R. O.; FARIA, N. M. X., ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICK, K., MELLO, M. S. C. (2015) **Dossiê ABRASCO:** um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde, 46-86. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/26221> acesso em 10/02/2022.

CARVALHO, P. S. A., & DA FONSECA, M. B. (2017). A Mecanização do Setor Sucroalcooleiro Paraibano: um estudo a partir da teoria dos custos evitados. *Revista livre de sustentabilidade e Empreendedorismo*, 2(1), 138-164. Disponível em: <http://habitats.relige.eco.br/index.php/relige/article/view/57> acesso em: 12/02/2022.

CARVALHO, W. T. V; MINIGHIN, D. C; GONÇALVES, L. C; VILLANOVA, D. F. Q; MAURICIO, R. M; PEREIRA, R. V. G. (2017). Degraded pastures and recovery techniques: Review. *Pubvet*, 11, 0947-1073. doi: 10.22256/pubvet. v11, n10. 1036-1045.

CASSAL, V. B., DE AZEVEDO, L. F., FERREIRA, R. P., DA SILVA, D. G., & SIMÃO, R. S. (2014). Agrotóxicos: uma revisão de suas consequências para a saúde pública. *Revista*

**Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, 18(1), 437-445.  
<https://doi.org/10.5902/2236117012498>

**CEPEA/CNA** (2021). Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (Cepea)/Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA). PIB do Agronegócio Alcança Participação de 26,6% no PIB Brasileiro em 2020. Disponível em: <[https://www.cnabrasil.org.br/assets/arquivos/boletins/sut.pib\\_dez\\_2020.9mar2021.pdf](https://www.cnabrasil.org.br/assets/arquivos/boletins/sut.pib_dez_2020.9mar2021.pdf)>. Acesso em: 04/jan/2022.

CHENG, P., MENG, F., WANG, Y., ZHANG, L., YANG, Q., & JIANG, M. (2018). The impacts of land use patterns on water quality in a trans-boundary river basin in northeast China based on eco-functional regionalization. **International journal of environmental research and public health**, 15(9), 1872. doi: 10.3390/ijerph15091872.

**CONAB** (2018). Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar, levantamento em abril de 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar> Acesso em 20/12/2021.

**CONAB** (2021). Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos, safra 2020/21.4º Boletim da safra de grãos, 8, 1-97. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos> Acesso em 09/02/2021.

COSTA, C. R., OLIVI, P., BOTTA, C. M., & ESPINDOLA, E. L. (2008). Toxicity in aquatic environments: discussion and evaluation methods. **Química Nova**, 31(7), 1820-1830. doi: 10.1590/S0100-40422008000700038.

COUTINHO, F. A., BATISTA, G. C. M., DA COSTA, L. F., DE AVIZ, M. E. H. N., DOS SANTOS GUERRA, S. D. F., DE CASTRO, R. B. H., & FEIO, D. C. A. (2021). AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM UMA COMUNIDADE DO ARQUIPÉLAGO DO MARAJÓ, PARÁ, BRASIL. **Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente**, 8(3), 409-421. doi: 10.17564/2316-3798.2021v8n3p409-421.

CUNHA-SANTINO, B.M.; SCIESSERE, L. & JÚNIOR, B.I. (2008). As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, 12 (1), 30-41. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2880831> acesso em 10/02/2022.

DEVAULT, D. A., & KAROLAK, S. (2020). Wastewater-based epidemiology approach to assess population exposure to pesticides: a review of a pesticide pharmacokinetic dataset. **Environmental Science and Pollution Research**, 27(5), 4695-4702. doi:10.1007/s11356-019-07521-9.

DIAS, L. D. A., GEBLER, L., NIEMEYER, J. C., & ITAKO, A. T. (2020). Destination of pesticide residues on biobeds: State of the art and future perspectives in Latin America. **Chemosphere**, 248, 126038. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126038.

DIAS, R. J. P., WIELOCH, A. H., & D'AGOSTO, M. (2008). The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68(2), 287-295.

DÍAZ-DE ALBA, M., GALINDO-RIANO, M. D., CASANUEVA-MARENCO, M. J., GARCÍA-VARGAS, M., & KOSORE, C. M. (2011). Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediment from Algeciras Bay (South of Spain) using chemometric tools. **Journal of Hazardous Materials**, 190(1-3), 177-187. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.020.

DOLE-OLIVIER, M. J., GALASSI, D. M. P., MARMONIER, P., & CREUZÉ DES CHATELLIERS, M. (2000). The biology and ecology of lotic microcrustaceans. **Freshwater biology**, 44(1), 63-91. doi: 10.1046/j.1365-2427.2000.00590.x.

DOMINGUES, C. E. C, INOUE, L. V. B., DA SILVA-ZACARIN, E. C. M., & MALASPINA, O. (2020). Fungicide pyraclostrobin affects midgut morphophysiology and reduces survival of Brazilian native stingless bee *Melipona scutellaris*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 206 (15), 111395. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111395.

DORES, E. F. G. D. C., & DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. (2001). Aquatic environment contamination by pesticides. Case study: Water used for human consumption in Primavera do Leste, Mato Grosso-Preliminary analyses. **Química Nova**, 24, 27-36. doi: 10.1590/S0100-40422001000100007.

DUXBURY, M. A. (1992). Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations.

EFFENDI, H., SABILA, M. F., & SETIAWAN, Y. (2018). Correlation between water quality and land use change in Ciliwung watershed. **Nature Environment and Pollution Technology**, 17(1), 139-144.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSO, R. F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. (2007). Composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, 11(3), 410-421, doi: 10.4257/oeco.2007.1103.10.

ESTEVES, F. D. A. (2011). Fundamentos de Limnologia. 3<sup>a</sup> edição. **Interciência**, Rio de Janeiro.

FENCHEL, R. T. (1987). Ecology of protozoa - the biology of free-living phagotrophic protists. **Journal of Basic Microbiology**, 28, 9-10 : 612 – 613.  
<https://doi.org/10.1002/jobm.3620280913>

FERREIRA, P. H., DA SILVA, G. A. A., ERVITE, L., & CASTRO, D. P. (2018). O Cenário da Produção de Biocombustível no Brasil. **Revista Agroveterinária, Negócios e Tecnologias**, 3(1), 89-102. Disponível em: <https://ojs.fccvirtual.com.br/index.php/REVISTA->

AGRO/article/view/32> acesso em 12/02/202.

FIGUEIREDO, J., & RODRIGUES, D. J. (2014) Effects of four types of pesticides on survival, time and size to metamorphosis of two species of tadpoles (*Rhinella marina* and *Physalaemus centralis*) from the southern Amazon, Brazil. **Herpetological Journal**, 24 (1), 7-15. Disponível em:  
<https://www.ingentaconnect.com/contentone/bhs/thj/2014/00000024/00000001/art00003>> acesso em 10/02/2022.

FONSECA, E. M., DUSO, L., & HOFFMANN, M. B. (2017). Discutindo a temática agrotóxicos: uma abordagem por meio das controvérsias sociocientíficas. **Revista Brasileira de Educação do Campo**, 2(3), 881-898. doi: 10.20873/uft.2525-4863.2017v2n3p881.

FREIRE, M. M., SANTOS, V. G., GINUINO, I. S. F., & ARIAS, A. R. L. (2008). Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia brasiliensis**, 12(3), 2. Disponível em:  
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2882834>> acesso em 10/02/2022.

FREITAS, B. M. C., & BOMBARDI, L. M. (2018). A política nacional de irrigação e o uso de agrotóxicos no Brasil: contaminação e intoxicações no Ceará. **GEOgraphia**, 20(43), 86-100. doi: 10.22409/GEOgraphia2018.v20i43.a27213.

FREITAS; B. M. & PINHEIRO, J. N. (2010). Efeitos sub-letais dos pesticidas agrícolas e seus impactos no manejo de polinizadores dos agroecossistemas brasileiros. **Oecologia Australis**, 14 (1), 282-298. doi:10.4257/oeco.2010.1401.17.

GABOARDI, S. C., CANDIOTTO, L. Z. P., & RAMOS, L. M. (2019). Perfil do uso de agrotóxicos no sudoeste do Paraná (2011–2016) Profile of pesticides use in the southwest of Paraná (2011-2016). **Revista Nera**, (46), 13-40. doi: 10.47946/rnera.v0i46.5566.

GASPAR, S. M. F., NUNES, G. S., PINHEIRO, C. U. B., & JÚNIOR, O. P. D. A. (2005). Avaliação de risco de pesticidas aplicados no município de Arari, Maranhão, Brasil: base para programa de controle ambiental do rio Mearim. **Pesticidas: Revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, 15, 43-54.

GOMES, S. C., RIBEIRO, L. T., TAKEISHI, J., POLETTO, M. C., CHAVES, L. S. M., & BERBERT, C. M. S. (2012). Espécies ameaçadas da fauna em áreas de canaviais do setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. In **2ª Conferência da REDE de Língua Portuguesa de Avaliação de Impactos. 1 Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto. Livro de resumos**.

GRUE, C. E., GIBERT, P. L., & SEELEY, M. E. (1997). Neurophysiological and behavioral changes in non-target wildlife exposed to organophosphate and carbamate pesticides: thermoregulation, food consumption, and reproduction. **American zoologist**, 37(4), 369-388. doi: 10.1093/icb/37.4.369.

HENRY, M., BEGUIN, M., REQUIER, F., ROLLIN, O., ODOUX, J. F., AUPINEL, P., APTEL, J., TCHAMITCHIAN, S., & DECOURTYE, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. **Science**, 336(6079), 348-350. doi: 10.1126/science.1215039.

IBGE (2020). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PAM - Produção Agrícola Municipal. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola - LSPA. Estatísticas, Econômicas, Agricultura, pecuária e outros. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>> Acesso em 09/02/2022.

ISMAEL, L. L.; ROCHA, E. M. R.; LINS FILHO, L. A.; LIMA, R. P. A. Resíduos de agrotóxicos em alimentos: preocupação ambiental e de saúde para população paraibana (2015). **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, 10(3), 24 - 29. doi: 10.18378/rvads.v10i3.3459.

JONES-COSTA, M., FRANCO-BELUSSI, L., VIDAL, F. A. P., GONGORA, N. P., CASTANHO, L. M., DOS SANTOS CARVALHO, C., SILVA-ZACARIN, E. C., ABDALLA, F. C., DUARTE L. C. S., OLIVEIRA, C., OLIVEIRA, C. R. & SALLA, R. F. (2018). Cardiac biomarkers as sensitive tools to evaluate the impact of xenobiotics on amphibians: the effects of anionic surfactant linear alkylbenzene sulfonate (LAS). **Ecotoxicology and environmental safety**, 151, 184-190. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.01.022.

JÚNIOR, C. A. M., & DUVOISIN, C. A. (2020). Agrotóxicos: uma breve reflexão para um problema complexo. **Revista Ciências Humanas**, 13(2). doi: 10.32813/2179-1120.2020.v13.n2.a632.

KHAN, M. N., MOBIN, M., ABBAS, Z. K., & ALAMRI, S. A. (2018). Fertilizers and their contaminants in soils, surface and groundwater. **Encyclopedia of the Anthropocene**, 5, 225-240. doi: 10.1016/B978-0-12-809665-9.09888-8.

KLAUS, V. H., & KIEHL, K. (2021). A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. **Basic and Applied Ecology**, 52, 82-94. doi: 10.1016/j.baae.2021.02.010.

KOLM, H.E. & ANDRETTA, L. (2003). Bacterioplankton in different tides of the Perequê tidal creek, Pontal do Sul, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, 34, 97-103. doi: 10.1590/S1517-83822003000200002.

KORHONEN, J. J., WANG, J., & SOININEN, J. (2011). Productivity-diversity relationships in lake plankton communities. **PloS one**, 6(8), e22041. doi: 10.1371/journal.pone.0022041.

KREBS, C. J. (1978). A review of the Chitty hypothesis of population regulation. **Canadian journal of zoology**, 56(12), 2463-2480. doi: 10.1139/z78-335. <https://doi.org/10.1139/z78-335>

KUANG, L., HOU, Y., HUANG, F., HONG, H., SUN, H., DENG, W., & LIN, H. (2020). Pesticide residues in breast milk and the associated risk assessment: A review focused on China. **Science of the Total Environment**, 727, 138412. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138412.

- LAIR, N. (2006). A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, 22(5), 567-593. doi: 10.1002/rra.923. <https://doi.org/10.1002/rra.923>
- LAVORENTI, A., ROCHA, A. A., PRATA, F., REGITANO, J. B., TORNISIELO, V. L., & PINTO, O. B. (2003). Comportamento do diclosulam em amostras de um latossolo vermelho distroférreo sob plantio direto e convencional. **Revista brasileira de ciência do solo**, 27, 183-190. doi: 10.1590/S0100-06832003000100019.
- LEAR, G., & LEWIS, G. D. (2009). Impact of catchment land use on bacterial communities within stream biofilms. **Ecological Indicators**, 9(5), 848-855. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.10.001. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.10.001.
- LI, Z., YU, T., CHEN, Y., HEERMAN, M., HE, J., HUANG, J., NIE, H., & SU, S. (2019). Brain transcriptome of honey bees (*Apis mellifera*) exhibiting impaired olfactory learning induced by a sublethal dose of imidacloprid. **Pesticide biochemistry and physiology**, 156, 36-43. doi:10.1016/j.pestbp.2019.02.001.
- LINDEMAN, R. L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, 23(4), 399-417. doi: 10.2307/1930126.
- LIPPERT, M. A. M., LANSAC-TÔHA, F. M., MEIRA, B. R., VELHO, L. F. M., & LANSAC-TÔHA, F. A. (2019). Structure and dynamics of the protoplankton community in an environmentally protected urban stream. **Brazilian Journal of Biology**, 80, 844-859. doi: 10.1590/1519-6984.222607.
- LUCA, E. F., CHAPLOT, V., MUTEMA, M., FELLER, C., FERREIRA, M. L., CERRI, C. C., & COUTO, H. T. Z. (2018). Effect of conversion from sugarcane preharvest burning to residues green-trashing on SOC stocks and soil fertility status: Results from different soil conditions in Brazil. **Geoderma**, 310, 238-248. doi: 10.1016/j.geoderma.2017.09.020.
- MACÊDO, I. M. E., DE OLIVEIRA, F. H. P. C., DE OLIVEIRA LIRA, O., DE FÁTIMA PADILHA, M. D. R., MACHADO, J., NÓBREGA, R. S., & SHINOHARA, N. K. S. (2017). Relação Fitoplâncton-Zooplâncton em Ambiente Oligotrófico. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 10(05), 1368-1376.
- MARQUES, M. B. L. (2019). Bioindicadores de ambientes aquáticos contaminados pelo inseticida clorpirifós. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/191534>> acesso em 08/02/2022.
- MARTINEZ, M., HAYAKAWA, E. H., STEVAUX, J. C., & PROFETA, J. D. (2011). SL index as indicator of anomalies in the longitudinal profile of Pirapó River. **Geociências**, 30(1), 63-76. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/5489>> acesso em 02/02/2022.
- MCDANIEL, K. L., & MOSER, V. C. (1993). Utility of a neurobehavioral screening battery

for differentiating the effects of two pyrethroids, permethrin and cypermethrin. **Neurotoxicology and teratology**, 15(2), 71-83. doi:10.1016/0892-0362(93)90065-v.

MEDICI, E. P., FERNANDES-SANTOS, R. C., TESTA-JOSÉ, C., GODINHO, A. F., & BRAND, A. F. (2021). Lowland tapir exposure to pesticides and metals in the Brazilian Cerrado. **Wildlife Research**, 48(5), 393-403. doi: 10.1071/WR19183.

MENEZES-OLIVEIRA V. B., BIANCHI, M. D. O., ESPÍNDOLA ELG (2018) Hazard assessment of the pesticides kraft 36 EC and score in a tropical natural soil using an ecotoxicological test battery. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 37(11), 2919-2924. doi:10.1002/etc.4056.

MITRA, A., CHATTERJEE, C., MANDAL, F. B. (2011). Synthetic Chemical Pesticides and Their Effects on Birds. **Research Journal of Environmental Toxicology**, 5 (2), 81-96. doi: 10.3923/rjet.2011.81.96.

MOISEENKO, T. I. (2008). Aquatic ecotoxicology: theoretical principles and practical application. **Water Resources**, 35(5), 530-541. doi :10.1134/S0097807808050047.

MOLDEN, D., FRENKEN, K., BARKER, R., DE FRAITURE, C., MATI, B., SVENDSEN, M., SADOFF, C. and FINLAYSON, C.M. (2007) Trends in water and agricultural development. In: D. MOLDEN ed. Water for food, water for life: **A comprehensive assessment of water management in agriculture**, 57-89. Disponível em: <https://ideas.repec.org/p/iwt/bosers/h040195.html>> acesso em 05/02/2022.

MORAES, R. F. (2019). Agrotóxicos no Brasil: Padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - Ipea**. doi: 10.13140/RG.2.2.12874.72645.

MOREIRA, J. C., PERES, F., SIMÕES, A. C., PIGNATI, W. A., DORES, E. D. C., VIEIRA, S. N., STRÜSSMANN, C., & MOTT, T. (2012). Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17, 1557-1568.

MOSCARDI, A. C., SOUZA, A. C. Z., & DE FIGUEIREDO, C. A. C. (2018). Avaliação da toxicidade do 2, 4-d por meio da histopatologia e histoquímica do intestino médio e corpo gorduroso de *Rhinocricuspadbergi* (diplopoda). **Brazilian Applied Science Review**, 2(5), 1636-1657.

NAVARRO, Z. S. (2020). A economia agropecuária do Brasil: a grande transformação. **Área de Informação da Sede-Livro científico (ALICE)**, 224. Disponível em : <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1127709>> acesso em 02/02/2022.

NUNES, A., SCHMITZ, C., MOURA, S., & MARASCHIN, M. (2021). The influence of recent Brazilian policy and legislation on increasing bee mortality. **Research, Society and Development**, 10(4), e36910414157-e36910414157. doi: 10.33448/rsd-v10i4.14157.

OKI, T., & KANAE S. (2006). Global hydrological cycles and world water resources. **Science** 313(5790):1068–1072. doi: 10.1126/science.1128845.

OLIVEIRA, A. C. S. D., & TERRA, A. P. S. (2004). Avaliação microbiológica das águas dos bebedouros do Campus I da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro, em relação à presença de coliformes totais e fecais. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, 37, 285-286. doi: 10.1590/S0037-86822004000300017.

OLIVEIRA, C. B. D. (2009). Zooplâncton em córregos sob diferentes usos da terra na bacia do Rio Preto (Distrito Federal e Goiás), 96. doi: 10.11606/D.41.2009.tde-07012010-111123.

OLIVEIRA, R. A., ROAT, T. C., CARVALHO, S. M., & MALASPINA, O. (2013). Side-effects of thiamethoxam on the brain and midgut of the africanized honeybee *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). **Environmental toxicology**, 29(10), 1122-1133.doi:10.1002/tox.21842.

OLSVIK, P. A., LARSEN, A. K., BERNTSEN, M. H., GOKSØYR, A., KARLSEN, O. A., YADETIE, F., SANDEN, M. & KRISTENSEN, T. (2019). Effects of agricultural pesticides in aquafeeds on wild fish feeding on leftover pellets near fish farms. **Frontiers in genetics**, 794. doi:10.3389/fgene.2019.00794.

PANIAGUA, C. E. S. (2021). Presença de pesticidas em alimentos de origem vegetal no Brasil: o “veneno” legalizado e ingerido de forma homeopática. Presença de pesticidas em alimentos de origem vegetal no Brasil: o “veneno” legalizado e ingerido de forma homeopática. Química: debate entre a vida moderna e o meio ambiente. 1. Química. I. Paniagua, Cleiseano Emanuel da Silva (Organizador). II. Título. **Editora Atena**. CDD 540. doi: 10.22533/at.ed.783211204.

PARANÁ (2018). Secretaria de Estado da Saúde do Paraná. Superintendência de Atenção à Saúde. Linha Guia da Atenção às Populações Expostas aos Agrotóxicos. 1 ed. Catalogação na fonte: SESA/ESPP/BIBLIOTECA. Curitiba: SESA, 72.

PATTERSON, A. D., GONZALEZ, F. J., & IDLE, J. R. (2010). Xenobiotic metabolism: a view through the metabolometer. **Chemical research in toxicology**, 23(5), 851-860. doi: 10.1021/tx100020p.

PELAEZ, V. M; SILVA, L. R; GUIMARÃES, T. A; RI, F. D; TEODOROVICZ, T. (2015). A (des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. **Revista Brasileira de Inovação**,14, 153–178. doi: 10.20396/rbi. v14i0.8649104.

PELLENZ, M., CAVALHEIRO, L. P. R., & DE AQUINO, S. R. F. (2018). Análise da legislação brasileira sobre a água: a necessidade de um redimensionamento diante de sua impescindibilidade para a manutenção da vida. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, 7(2), 61-81.

PEREIRA, B. V., MATUS, G. N., COSTA, M. J., SANTOS, A. C. A. D., SILVA-ZACARIN, E., DO CARMO, J. B., & NUNES, B. (2018). Assessment of biochemical alterations in the

neotropical fish species *Phalloceros harpagos* after acute and chronic exposure to the drugs paracetamol and propranolol. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(15), 14899-14910. doi: 10.1007/s11356-018-1699-6.

PETSCH, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. **International Review of Hydrobiology**, 101(3-4), 113-122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>.

POMEROY, L. R. (1974). The ocean's food web, a changing paradigm. **Bioscience**, 24(9), 499-504. doi: 10.2307/1296885.

POWER, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, 365(1554), 2959-2971. doi: 10.1098/rstb.2010.0143.

RESENDE, A. V. (2002). Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Embrapa Cerrados-Documentos (**INFOTECA-E**). Agricultura e qualidade de água: contaminação da água por nitrato / Alvaro Vilela de resende – Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29p. Documentos /Embrapa Cerrados, ISSN 1517-51111; n. 57.

SABRA, F. S., & MEHANA, E. S. E. D. (2015). Pesticides toxicity in fish with particular reference to insecticides. **Asian Journal of Agriculture and Food Sciences**, 3(1), 40-60.

SANTOS, E. J (2021). Modernização agrícola e produção de grãos: um estudo sobre o potencial de contaminação do solo por defensivos agrícolas na região Oeste da Bahia. **Cadernos de Ciências Sociais Aplicadas**, 18(32), 68-87. doi: 10.22481/ccsa. v18i32.9239.

SCHWARZENBACH, R. P., ESCHER, B. I., FENNER, K., HOFSTETTER, T. B., JOHNSON, C. A., VON GUNTEN, U., & WEHRLI, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. **Science**, 313(5790), 1072-1077. doi: 10.1126/science.112729.

SCHWARZENBACH, R.P., EGLI, T., HOFSTETTER, T.B., VON GUNTEN, U. & WEHRLI, B. (2010) Global water pollution and human health. **Annual Review of Environment and Resources**, 35(1), 109-136. doi: 10.1146/annurevviron-100809-125342.

**SEAB** (2020). Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Paraná. Levantamento da Produção Agropecuária. Pecuária - Comparativo Paraná Brasil. Números da pecuária paranaense. Disponível em: <[http://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-01/nppr\\_24\\_janeiro\\_2020.pdf](http://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2020-01/nppr_24_janeiro_2020.pdf)>. Acesso em: 09/02/2022.

SEGOVIA, B.T., LANSAC-TOHA, F.M., DE MEIRA, B.R., CABRAL, A. F., LANSAC-TÔHA, F.A., & VELHO, L.F.M. (2016). Anthropogenic disturbances influencing ciliate functional feeding groups in impacted tropical streams. **Environmental Science and Pollution Research**, 23(19), 20003-20016. doi:10.1007/s11356-016-7185-0.

SILVEIRA, M. P. (2004). Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Embrapa Meio Ambiente-Documentos (**INFOTECA-E**). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/14518> Acesso em 10/02/2022.

SOARES, M.C.S; LÜRLING, M.; HUSZAR, V.L.M. (2010). Responses of the rotifer *Brachionus calyciflorus* to two tropical toxic cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa*) in pure and mixed diets with green algae. **Journal of Plankton Research**, 32(7), 999–1008.

SOARES, W. L., & PORTO, M. F. D. S. (2012). Pesticide use and economic impacts on health. **Revista de saúde pública**, 46, 209-217. doi: 10.1590/S0034-89102012005000006.

SOUZA, B. S. & TROILO, G. (2020). Fruticultura em larga escala e aplicação aérea de agrotóxicos: um problema de saúde pública no município de Ponto Novo, semiárido da Bahia. **Cadernos de Agroecologia**, 15(2).

STEFFEN, G. P. K., STEFFEN, R. B., & ANTONIOLLI, Z. I. (2011). Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. **Tecno-lógica**, 15(1), 15-21. doi: 10.17058/tecnolog.v15i1.2016.

STICKEL, L. F. (1973). Pesticide residues in birds and mammals. In **Environmental pollution by pesticides**, 3, 254-312. doi: 10.1007/978-1-4615-8942-6\_8.

SULTATOS, L. G. (1994). Mammalian toxicology of organophosphorus pesticides. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, 43(3), 271-289. doi: 10.1080/15287399409531921.

TADEI, R., MENEZES-OLIVEIRA, V. B., & SILVA-ZACARIN, E. C. (2020). Silent effect of the fungicide pyraclostrobin on the larval exposure of the non-target organism Africanized *Apis mellifera* and its interaction with the pathogen *Nosema ceranae* in adulthood. **Environmental Pollution**, 267, 115622. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115622.

TEIXEIRA, É. W., FERREIRA, E. A., DA LUZ, C. F. P., MARTINS, M. F., RAMOS, T. A., & LOURENÇO, A. P. (2020). European Foulbrood in stingless bees (Apidae: Meliponini) in Brazil: Old disease, renewed threat. **Journal of Invertebrate Pathology**, 172, 107357. doi: 10.1016/j.jip.2020.107357.

TISON, L., RÖSSNER, A., GERSCHEWSKI, S. AND MENZEL, R. (2019). The neonicotinoid clothianidin impairs memory processing in honey bees. **Ecotoxicology and environmental safety**, 180, 139-145. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.05.007.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. (2016). Limnologia 1. Oficina de textos. Ciência da terra 551.48. **Câmara Brasileira do Livro**, SP, Brasil.

TUNDISI, T. M. (1997). Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo. **São Carlos: UFSCar**.

VELHO, L.F.M., DE CASTRO, S.D.F.R., LANSAC-TÔHA, F.M., MEIRA, B.R., DE OLIVEIRA, F. R., ALVES, G. M., & LANSAC-TÔHA, F.A. (2021). Spatial and temporal variation in species composition of ciliates communities (Alveolata, Ciliophora) from tropical urban and rural streams. **In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, 57, 24. doi: 10.1051/limn/2021022.

VILAS-BOAS, J. A., SENRA, M. V. X., & DIAS, R. J. P. (2020). Ciliates in ecotoxicological studies: A minireview. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 32.

VASSEGHIAN, Y., RAD, S. S., VILAS-BOAS, J. A., & KHATAEE, A. (2021). A global systematic review, meta-analysis, and risk assessment of the concentration of vanadium in drinking water resources. ***Chemosphere***, 267, 128904. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128904>

VIROUX, L. (2002). Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. **Journal of Plankton Research**, 24 (4), 281–292. doi: 10.1093/plankt/24.4. 281.

WHITE, P. S. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. **Natural disturbance and patch dynamics**, 3-13. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-56849-7\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-642-56849-7_17)

WOLANSKY, M. J., & HARRILL, J. A. (2008). Neurobehavioral toxicology of pyrethroid insecticides in adult animals: a critical review. **Neurotoxicology and teratology**, 30 (2), 55-78. doi: 10.1016/j.ntt.2007.10.005.

WOLANSKY, M. J., GENNINGS, C., & CROFTON, K. M. (2006). Relative potencies for acute effects of pyrethroids on motor function in rats. **Toxicological Sciences**, 89(1), 271-277. doi: 10.1093/toxsci/kfj020.

XIAO, R., WANG, G., ZHANG, Q., & ZHANG, Z. (2016). Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. **Scientific Reports**, 6(1), 1-10. doi: 10.1038/srep25250.

XU, M., BERNARDS, M., & HU, Z. (2014). Remoção química de fósforo facilitada por algas durante o cultivo de Chlorella emersonii de alta densidade em um biorreator de membrana. **Bioresource technology**, 153, 383-387. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.014.

YALÇIN, S. S., ÖRÜN, E., YALÇIN, S., & AYKUT, O. (2015). Organochlorine pesticide residues in breast milk and maternal psychopathologies and infant growth from suburban area of Ankara, Turkey. **International journal of environmental health research**, 25(4), 364-372. doi: 10.1080/09603123.2014.945515.

ZHAO, Q., DE LAENDER, F., & VAN DEN BRINK, P. J. (2020). Community composition modifies direct and indirect effects of pesticides in freshwater food webs. **Science of the Total Environment**, 739, 139531. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139531>.

## **4 ARTIGO**

### **IMPACT OF SUGAR CANE CULTIVATION ON THE PHYSICAL-CHEMICAL CHARACTERISTICS OF A HEADWATER STREAM IN SOUTHERN BRAZIL**

**José Roberto Bello**

Programa de Pós-graduação em Tecnologias Limpas,  
Unicesumar, Brasil e Doutorando UNIPAR, Brasil  
Biologic, Biologic Consultoria Ambiental LTDA  
jrbellobello@gmail.com

**Fernando Miranda Lansac-Toha**

Pós-doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de  
Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil

**Felipe Rafael Oliveira**

Professor Doutor em Ecologia e Limnologia, UNEMAT, Brasil.  
felipebio12@outlook.com

**Bianca Ramos de Meira**

Pós-doutoranda Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil.

bianca.rmeira@hotmail.com

**Edilaine Corrêa Leite**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil  
edilainecl16@gmail.com

**Loiani de Oliveira Santana**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil  
loianioliveira1105@gmail.com

**Yasmin Rodrigues de Souza**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil

yasmin.noris@gmail.com

**José Eduardo Gonçalves**

Professor e Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Tecnologias Limpas e do Instituto Cesumar de Ciência, Tecnologia e Inovação (ICETI), Unicesumar, Brasil jose.goncalves@unicesumar.edu.br

**Luiz Felipe Machado Velho**

Professor e Pesquisador do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM, Brasil felipe@nupelia.uem.br

## ABSTRACT

Agriculture plays an extremely important role in the Brazilian and world economy. While economic success and prospects are often highlighted, little attention is given to the impacts of agricultural production, especially concerning aquatic contamination. This issue is exacerbated by population growth, the development of urban centers, the improper disposal of domestic and industrial waste, and the overuse of pesticides in monocultures. This study sought to understand and evaluate the impacts of sugar-cane cultivation on the physical and chemical characteristics of a watershed, based on analysis of pesticide and metal concentrations in a tributary stream of the Pirapó River, located in the municipality of Atalaia, Paraná, Brazil. Analysis of the abiotic parameters revealed the presence of ten organic substances, only seven (1,4-dichlorobenzene, mesitylene, furan, simazine, toxaphene, Benzyl benzoate and chlorpyrifos) are listed in the Brazilian environmental protection agency, CONAMA resolution 357/2005. Studies were carried out on the presence of the metals Aluminum (Al), Copper (Cu), Zinc (Zn), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Nickel (Ni), Lead (Pb), Cobalt (Co), Mercury (Hg), Iron (Fe) and Manganese (Mn). The results obtained in this study show that the presence of pesticides such as toxaphene, furan, simazine, chlorpyrifos and benzyl benzoate, as well as metals such as lead, cadmium, nickel, copper and mercury in the stream studied may be associated with sugar cane cultivation. The presence of these contaminants in high concentrations in a micro-basin, a tributary of a water source used for public supply, raises concerns about the health of the population.

**Keywords:** Agrochemicals, Aquatic Contamination, Water Bodies, Heavy Metals, Pesticides.

## INTRODUCTION

In the last 20 years, the global population has increased by more than 1.8 billion people, representing a growth of 23.1% in relation to the population in 2000. This growth has put pressure on agricultural production and the demand for minerals, in order to meet the lifestyle and quality of life of today's increasingly demanding society (Brasil and Bortoncello, 2020; IBGE, 2020).

Brazil has favorable conditions for agricultural production, as it has a large territory, fertile land and, around 12% of all available fresh water (ARAÚJO, 2016). It is one of the world's largest agricultural producers, second largest agricultural exporter and fourth in grain production (FAO, 2017). In 2023, agribusiness accounted for 23.8% of the Gross Domestic Product (GDP) (CEPEA/CNA, 2024).

Intense agricultural activity threatens the potability of water (PANIAGUA, 2021). Historically, Brazil has encouraged agricultural practices considered "modern", abusive and indiscriminate, with excessive use of pesticides, being the country that uses these substances the most in the world (LOPES; DE ALBUQUERQUE, 2018), neglecting the possibility of sustainable production and, consequently, becoming a world reference for practices that impact natural environments and contribute to the significant increase in diseases in humans.

Pesticide-related health effects include damage to the nervous, hematopoietic, endocrine and reproductive systems, as well as organs such as the eyes, skin, kidneys and liver. They are also associated with an increased incidence of mental disorders, cancer, depression and suicides (Paraná, 2018). In addition, scientific studies have proven the existence of contamination in breast milk, surface and rainwater, soil and animals (Moreira *et al.* 2012; Pignati *et al.* 2014; Yalçın *et al.* 2015; Kuang *et al.* 2020).

A study published by the Pesticide Residue Analysis Program (PARA) of the National Health Surveillance Agency (ANVISA, 2016), revealed that one-third of foods consumed by Brazilians contain pesticide residues in quantities above the maximum permitted limit (MPL), as well as the presence of chemical substances not authorized for the foods surveyed. Of the 14 foods monitored, which represent 30.86% of what is consumed by the population, 0.89% of them present a potential acute risk to consumer health. In addition, the study found the presence of pesticides in the process of being banned by ANVISA, such as Carbofuran, which was banned in 2018.

These figures may not adequately represent the alarming presence of pesticides in Brazilian food, as there are scientific uncertainties surrounding the definitions of maximum residue limits. Furthermore, two-thirds of the foods researched contain active ingredients not studied by PARA, such as glyphosate, a herbicide widely used in Brazilian agriculture with permitted levels five thousand times higher than those in the European Union (Gusmão *et al.* 2018; Moraes, 2019).

Associated with this problem is legislation that authorizes and legalizes substances aimed exclusively at meeting the interests of agricultural producers (Gurgel, 2017), without considering the scientific knowledge that proves the risks to human, animal and environmental health and the potential risks triggered by exposure in the short, medium and long term (de Azevedo, 2014; Dutra, 2024). We must also consider the lack of interest from the public sector in making financial resources available for research aimed at clarifying the obscurity of the damage, much of which is already irreversible, caused to the environment and to all exposed organisms (Brasil and Bortoncello, 2020; Paniagua, 2021).

According to Guarda *et al.* (2020), increased pesticide use is evidenced by the frequent detection of these substances in aquatic environments. Studies carried out by the Water Quality Surveillance System for Human Consumption (Sisagua, 2019) showed that surface water contamination reaching 92% in 2017. The environmental impacts on water and its microbiota are diverse and are related to the length of time contaminants remain in the environment, posing risks to species due to their high toxicity and enabling bioaccumulation along the food chain (Guarda *et al.* 2020).

Contamination of aquatic environments has led to significant changes, affecting both biotic and abiotic components of the ecosystems (Guarda, 2020). The effects can be lethal or sublethal, on organisms belonging to different trophic levels, such as the planktonic community and ichthyofauna (Moiseenko, 2008).

Water quality is a concept that encompasses not only the **purity** of the water but also its biological and physical-chemical properties (Park, 2000). Monitoring these characteristics is fundamental for obtaining information related to environmental conditions, especially in river basins, serving as a subsidy for decision-making aimed at the conservation and sustainable use of water resources (Abreu and Cunha, 2015).

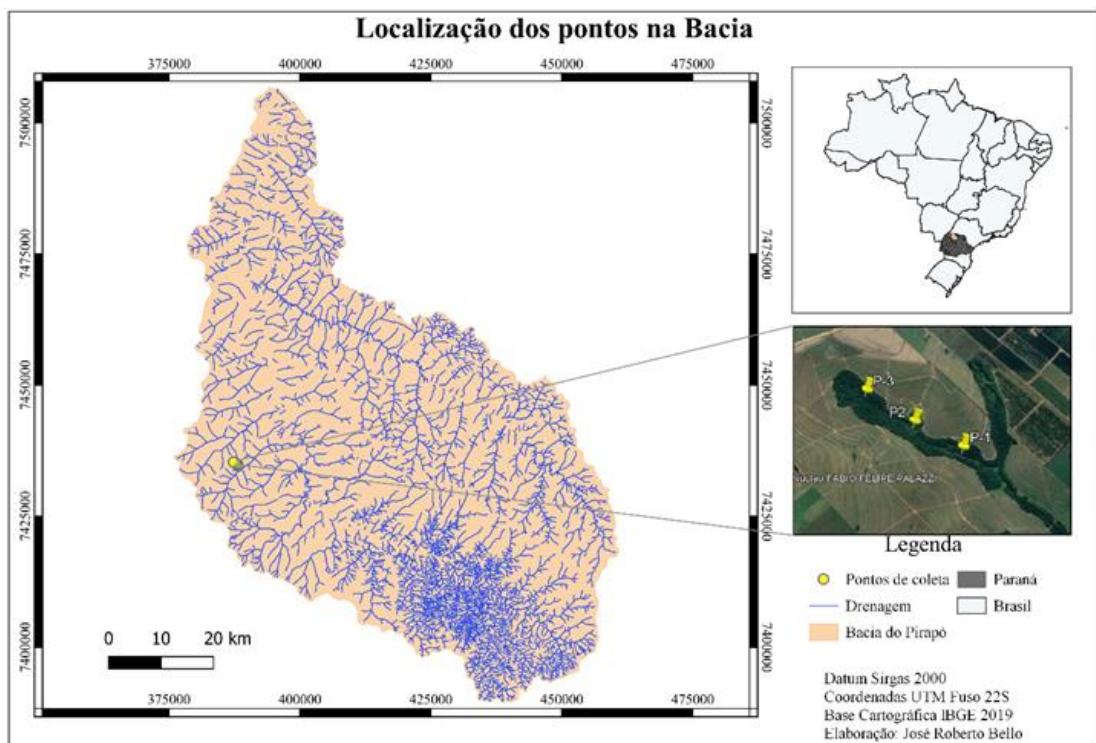
In this context, the best ways to guarantee the quality of water resources are through the establishment of standard protocols, management methods and environmental legislation, providing guidelines for environmental monitoring (Schwarzenbach *et al.*, 2006; Schwarzenbach *et al.*, 2010 ), monitoring changes in the physicochemical and biological characteristics of water resulting from anthropogenic activities and natural phenomena, where the degree of contamination is assessed mainly through chemical analysis and biomonitoring programs (Duxbury, 1992; Freire *et al.* 2008), which must comply with the regulations governing water potability standards, CONAMA Resolution No. 357/2005, which replaced CONAMA Resolution No. 20/1986.

This study aimed to assess the effects of sugarcane cultivation on the physical and chemical characteristics of a watershed. To this end, we tested the hypothesis that sugarcane cultivation, associated with the application of pesticides and fertilizers, has an impact on water quality. With the prediction that higher concentrations of pesticides and metals will be observed in the post-planting and crop development periods, due to the greater addition of agrochemicals in these periods.

## MATERIALS AND METHODS

The research was carried out in a watershed ( $3^{\circ}11'12.23''S$   $52^{\circ}06'05.36''O$ ) in the northwest mesoregion of the Paraná state, located in the municipality of Atalaia. The stream sampled is protected by well-preserved riparian vegetation and is entirely within an area of sugar cane cultivation. It forms part of the basin of the Ribeirão do Jacupiranga, a tributary of the Pirapó River, located on the Third Plateau of Paraná, in the North Central and Northwest geographical mesoregions of Paraná (Rigon *et al.* 2014). The region has a subtropical climate with an average annual rainfall of 1706.08mm (Montagner, 2017).

Three sampling points were delineated within the course of the stream, the first being a point upstream ( $23^{\circ}11'29.71''S$  -  $52^{\circ}05'35.74''O$ ) called P1. The second point ( $23^{\circ}11'22.37''S$  -  $52^{\circ}05'48.35''O$ ) was delimited between downstream and upstream of the stream (at the middle) called P2 and the third at the downstream stretch of the stream ( $23^{\circ}11'14.13''S$  -  $52^{\circ}06'03.22''O$ ), called P3 (Figure 1). All three points were surrounded by sugar cane plantations.



**Et a** Map showing the location of the sampling points at the source of the Ribeirão do Jacupiranga, located in the Pirapó River basin, in the state of Paraná, Brazil.

Collections were carried out bimonthly, with the first collection carried out in December 2020, before the sugarcane was planted, and the last collection in October 2021, after the harvest, with a total of six sampling campaigns.

The collections were characterized in 3 periods according to the crop's development schedule: post-planting (December 2020 and February 2021), development (April to June 2021) and regrowth (August to October 2021).

## **Sampling of physical and chemical water variables**

The limnological variables electrical conductivity (mS/cm), dissolved oxygen (mg/L), pH, water temperature (°C), turbidity (NTU) and total dissolved solids (mg/L) were sampled using a multi-parameter probe (Horiba U-52). At each sampling point (P1, P2 and P3), the variables were the first to be collected following the reverse flow of the stream current, with the first sampling station being P3 (the furthest downstream point), since any change in the environment can alter the patterns, especially of turbidity and solids in the water.

To collect material for the extraction and quantification of pesticides, samples were taken in triplicate, with 1 liter of water per sample, adding up to 3 liters of water per collection point at a depth of at least 10 cm, against the current in sterile polyethylene bottles. The water samples were stored in thermal containers with ice for transportation to the Interdisciplinary Laboratory for Biological and Chemical Analysis (LIABQ). At the laboratory, the samples were frozen and stored for later extraction and chromatographic analysis.

Samples for metal analysis were taken in 500ml polyethylene bottles, also collected in triplicates and packed in a cooler with ice and taken to LIABQ, where they were frozen for later analysis.

## **Physical and chemical water variables**

### **Pesticides**

To quantify the pesticides, the water was thawed and extracted using a Bond Elut Nexus cartridge with a solid phase extraction (SPE) adsorbent at a flow rate of  $10 \text{ mL min}^{-1}$ , using a vacuum pump coupled to a glass manifold from Agilent Technologies (Supelco Visiprep system). After extracting 1000 mL of water, the cartridge was washed with 10 mL of deionized water and dried under vacuum for 20 min to remove any traces of water that might be present in the solid phase of the cartridge. Afterwards, 2 mL of ethyl acetate was used for elution, followed by 2 mL of dichloromethane and 2 mL of methanol. The final aliquots were combined, concentrated at room temperature in an exhaust hood with low air flow to a volume of less than 1.5 ml. The final samples were resuspended in a 2 mL vial, topped up with dichloromethane and then subjected to analysis by gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC-MS).

GC-MS analyses were carried out on a gas chromatograph (model Agilent 7890B) with an automatic injector (CTC PAL Control), coupled to a mass spectrometer (model Agilent 5977A MSD), equipped with an Agilent HP-5MS UI column with a 5% phenyl methyl siloxane phase (30.0 m x 250 µm d.i.x 0.25 µm film thickness). For proper separation of the analytes in the GC-MS system, optimized oven temperature programming was used: initial temperature of 92°C maintained for 3 min, then ramp of 15 °C min<sup>-1</sup> to 175 °C maintained for 13 min and ramp of 20 °C min<sup>-1</sup> to 280 °C and maintained for 15 min. The other conditions of the analysis method: injection volume of 1.0 µL, flow of carrier gas (He, purity 99.999%) equal to 1.0 mL min<sup>-1</sup>, electron impact ionization of 70 eV, ionization source temperature of 230 °C, quadrupole temperature of 150 °C, transfer line temperature of 280 °C and injector temperature of 250 °C. Data acquisition was carried out using the MassHunter software and qualitative analysis of the mass spectra using the NIST 11 library. The results were compared with the limit concentrations set out in the water potability standards of CONAMA Resolution 357/2005 (CONAMA, 2005).

### ***Heavy metals***

To determine the concentration of the metals Mercury (Hg), Aluminum (Al), Copper (Cu), Zinc (Zn), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Nickel (Ni), Lead (Pb), Cobalt (Co), Mercury (Hg), Iron (Fe) and Manganese (Mn), the samples were thawed and placed in an Erlenmeyer flask, using 500 ml of sample. 10 ml of concentrated hydrochloric acid was added to each sample for acid digestion by heating at 300 °C for 4 hours, concentrating the samples to a volume of 50 ml. Afterwards, the samples were cooled naturally and then 100 mL of deionized water was added using a measuring cylinder, along with 5 mL of concentrated hydrochloric acid and taken to the hotplate until it evaporated and a final volume of 50 mL was obtained. The procedure was repeated again, evaporating the sample to a final volume of 50 mL. After cooling, 5 mL of 10 % hydrochloric acid was added, then the solution was filtered through filter paper and collected directly in a 100 mL volumetric flask, topping up with deionized water. The sample was then placed in a 150 mL amber glass and stored under refrigeration for later analysis.

The metal concentrations were read using optical emission spectrophotometry, using inductively coupled argon plasma (ICP-OES) iCAP PRO XP, Thermo Fisher. For the analysis, a calibration curve was prepared at the following concentrations: 0.01, 0.05, 0.5, 0.8 and 1 mg L<sup>-1</sup> from a pure standard of each metal analyzed. To eliminate the matrix effect, an aqueous solution of 5% nitric acid was used as a blank. Mercury was analyzed by hydride generation on a PinAAcle 500 flame atomic absorption spectrometer. The results obtained were compared with the limit concentrations, in line with the drinking water standards of CONAMA Resolution 357/2005 (CONAMA, 2005).

## **Data Analysis**

To test the proposed hypothesis, the standardized physical and chemical parameters of the water were analyzed, as well as the concentrations of heavy metals and pesticides, between the cultivation periods (post-planting, development and regrowth) using a Principal Component Analysis (PCA). PCA was performed using the function ‘rda’ of the R package ‘vegan’ (Oksanen *et al.*, 2013).

## **RESULTS AND DISCUSSION**

### **Abiotic water parameters**

#### **Pesticides**

The minimum and maximum values of the pesticide concentrations found in the samples are described in Table 1. Ten substances were detected, with six (1,4-dichlorobenzene, mesitylene, furan, simazine, chlorpyrifos and toxaphene) listed under CONAMA resolution 357/2005, GM/MS ordinance no. 888/2021 and CCME, 2007. Values higher than the Maximum Residue Limit (MRL) have been highlighted for better visualization in Table 1.

1,4-dichlorobenzene, mesitylene and toxaphene were present in all periods, with 1,4-dichlorobenzene and toxaphene having higher MRLs than those permitted by CONAMA resolution 357/2005 in all three sampling periods. Mesitylene had higher MRLs than those allowed by CONAMA resolution 357/2005, with lower concentrations in the regrowth period.

1,4-dichlorobenzene is classified as a volatile organic compound (VOC) defined as a solvent, used in the production of resins and dyes and as a raw material in the synthesis of pesticides (World, 2022). Toxaphene, on the other hand, is a synthetic non-systemic contact organochlorine insecticide produced from a complex synthetic mixture of at least 200 polychlorinated molecules. Casado *et al.* (2019) analyzed the water of several streams in the European Union region, finding a diversity of organochlorine compounds in which toxaphene fits. This product has never been produced in Brazil and is not registered for agricultural use. It is part of the Annex A list of Persistent Organic Pollutants (POPs) of the Stockholm Convention, which establishes a ban on its production and use, aimed at eliminating this and other pollutants, due to its high toxicity, bioaccumulation and persistence in the environment (Felix *et al.* 2007; CETESB, 2012). Soil contamination by toxaphene is considered serious due to the various chemical properties that limit its biodegradation, such as its large molecular size, stability, high

number of chlorines, low solubility in water and strong adsorption to the soil (Luo *et al.*, 2015). According to Tan *et al.* (2011), mesitylene plays an important role in the formation of aerosols and tropospheric ozone, as well as in other reactions in atmospheric chemistry, as it is an organic compound that comes from the combustion of fuels.

**Tabela 1:** Compounds quantified in water samples collected in the post-planting, development and regrowth period of sugarcane at the source of the Jacupiranga stream. The data in bold represents values higher than the maximum allowed by CONAMA resolution 357/2005.

Pesticidas	CONAMA ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Pós-plantio	Desenvolvimento	Rebota
Composto ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )		Mín/Máx	Mín/Máx	Mín/Máx
1,4-Dichlorobenzene	0.0003	<b>0.007 / 0.027</b>	<b>0.028 / 0.033</b>	<b>0.009 / 0.18</b>
Mesitylene	5	0.02 / <b>5.44</b>	0.2 / <b>5.4</b>	- / 3.24
Toxaphene	0.21	<b>0.41 / 3.8</b>	0.085 / <b>2.7</b>	0.016 / <b>1.8</b>
Pyrazine	-	0.37 / 0.66	-	-
Furan	0.1	-	-	-
Perylene	-	-	- / 0.058	-
Simazine	2	-	-	- / 0.058
Benzyl benzoate	-	-	-	- / 0.044
Chlorpyrifos	0.02*	-	-	- / 0.035
Azetidine	-	-	-	- / 0.011

\*CCME, 2007; #Diretiva 2013/39/EU

Simazine and furan had MRLs lower than those allowed by CONAMA resolution 357/2005 in all three sampling periods. It is worth highlighting furan, where it was not possible to quantify the compound in the environment, because the reference values used in the GC-MS calibration curve are higher than the values found in the environment. Although not quantified, furan is a highly toxic carbamate that causes neurotoxic effects and leaves residues with bioaccumulative capacity in water (Assunção and Pesquero, 1999). Its use is prohibited in Brazil by CONAMA resolution 316 of 29/10/2002. Furan is formed secondarily through various processes such as waste incineration and combustion processes (Bloise, 2018). The presence of this product in the environment may be related to the burning of sugarcane straw, since Ordinance No. 221/2020, which prohibited the controlled burning of sugarcane, was revoked by the Instituto Água e Terra (IAT) in 2020, allowing the controlled burning of sugarcane straw to protect workers.

The pyrazin detected in the post-planting period and the azetidine detected in the regrowth period are compounds found in the composition of pharmaceuticals (Carrillo *et al.*, 2021), and it is not possible to relate them to sugarcane cultivation. There is no MRL for the release of these compounds in CONAMA resolution 357/2005, however, CONAMA resolution n.430/2011 provides for conditions, parameters, standards and guidelines for managing the discharge of effluents into receiving bodies of

water and Article 8 states: “The discharge of Persistent Organic Pollutants-POPs is prohibited in effluents”, in which these compounds must be included. Decree No. 10388, of June 5, 2020, establishes criteria for the reverse logistics of expired or unused medicines (Brasil, 2020). According to Ebele *et al.* (2017), the consequences of the presence of pharmaceuticals in natural environments are not yet well known, but greater attention needs to be paid to these substances present in water, as direct contact with humans, animals and especially aquatic organisms is common.

Perylene is a compound used to make plastic films. It was detected in the Development period and its presence may be related to the production of plastic, its incorrect disposal and the lack of effective waste management systems, contributing to its presence in aquatic environments (Eibes, 2021).

For the compounds benzyl benzoate and chlorpyrifos, no permissive reference values were obtained from CONAMA resolution 357/2005. Chlorpyrifos is an organophosphate pesticide and, according to the World Health Organization (WHO) classification, it is a Class II pesticide with moderate toxicity (SUD *et al.*, 2020). Huang *et al.* (2021) state that after the application of chlorpyrifos, less than 0.1% of the volume applied actually impacts the intended target and the rest of the residue remains in the environment. Benzyl benzoate is used as an insect repellent, as a solvent, in the perfumery and cosmetics industry (Pybus and Sell., 2007) and in the composition of pesticides (Sponsler and Johnson, 2017). This compound is also found in natural form in plant species such as Magnolia champaca (L) (Dhandapani *et al.*, 2017) and Ocotea pulchella (Candido, *et al.*, 2016).

Pesticides play an important role in promoting agricultural production and reducing the spread of phytopathogens. On the other hand, excessive and indiscriminate use affects the yield and quality of crops and causes pollution and environmental contamination (Bhatt *et al.*, 2021; Alvarenga *et al.*, 2018). Intensive use requires knowledge of their physical and chemical properties to prevent unwanted interactions with the soil, minimizing or eliminating the possibility of contamination of surface and groundwater bodies. There is therefore a great need to assess this risk, especially where crops are located near streams, rivers and lakes (Pelicice *et al.*, 2021).

## **Metals**

The results found indicate the presence of the metals Mercury (Hg), Aluminum (Al), Copper (Cu), Zinc (Zn), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Nickel (Ni), Lead (Pb), Cobalt (Co), Mercury (Hg), Iron (Fe) and Manganese (Mn), Table 2 describes the minimum, maximum and highlighted values in reference to CONAMA Resolution 357/2005 and GM/MS Ordinance No. 888/2021 (Table 2).

The metals Al, Ni, Mn, Fe and Cu were found in the three sampling periods at MRLs higher than those allowed in CONAMA resolution 357/2005 and in GM/MS Ordinance no. 888/2021. The metals Zn, Co and Cr did not present significant MRLs in relation to those permitted in CONAMA resolution 357/2005. The heavy metals Pb and Cd had higher MRLs than those permitted, which were

detected during the development period. The heavy metal Hg, on the other hand, had a MRL higher than that permitted in the resolution during the regrowth period.

According to Naggar *et al.*, (2018), in a study carried out with *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia), they relate the presence of metals Mn, Zn, Pb, Cd, Ni, Cu and Cr from sources such as pesticides, fertilizers and others. When growing sugar cane, 12.9 tons of fertilizer and 713.9 kg of various pesticides were applied during the collection period (source).

As for Fe and Al, they present MRLs higher than those allowed by CONAMA 357/2005 and in Ordinance GM/MS nº 888/2021 in the three periods. This change does not characterize environmental pollution, as their presence may be related to the composition of the soil, which in the region is characterized as Oxisol. Oxisols have a relatively simple clay mineralogy, consisting mainly of kaolinite and Fe and Al oxides and hydroxides (Vendrame *et al.*, 2011).

**Tabela 2:** Quantification of heavy metals found in water from the sampling points during the post-planting, development, and regrowth phases. The data in bold represent values exceeding the maximum allowed by CONAMA Resolution 357/2005.

Metals	CONAMA (mg L <sup>-1</sup> )	Pós-plantio	Desenvolvimento	Rebota
		Mín/Máx	Mín/Máx	Mín/Máx
Al	0.1	<b>5.08 / 36.72</b>	0.0006 / <b>14.26</b>	<b>6.305576 / 10.720590</b>
Zn	0.18	0.07 / 0.14	0.0007 / 0.113	0.048 / 0.127
Pb	0.01	0.0004 / 0.004	0.001 / <b>0.02</b>	0.0007 / 0.01
Cd	0.001	0.0002 / 0.0006	0.00002 / <b>0.001</b>	0.00004 / 0.0005
Ni	0.025	0.0139 / <b>0.026</b>	0.003 / <b>0.042</b>	0.014 / <b>0.037</b>
Co	0.05	-	- / 0.003	-
Mn	0.1	<b>0.177 / 0.501</b>	<b>0.052 / 0.278</b>	<b>0.111 / 0.256</b>
Fe	0.3	<b>1.223 / 9.552</b>	0.278 / <b>0.550</b>	<b>1.276 / 3.036</b>
Cr	0.05	0.004 / 0.016	0.004 / 0.014	0.007 / 0.020
Cu	0.009	0.005 / <b>0.024</b>	0.005 / <b>0.04</b>	<b>0.014 / 0.032</b>
Hg	0.0002	- / 0.0001	-	- / <b>0.002</b>

According to Naggar *et al.*, (2018), in a study carried out with *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia), they relate the presence of metals Mn, Zn, Pb, Cd, Ni, Cu and Cr from sources such as pesticides, fertilizers and others. When growing sugar cane, 12.9 tons of fertilizer and 713.9 kg of various pesticides were applied during the collection period (source).

As for Fe and Al, they present MRLs higher than those allowed by CONAMA 357/2005 and in Ordinance GM/MS nº 888/2021 in the three periods. This change does not characterize environmental

pollution, as their presence may be related to the composition of the soil, which in the region is characterized as Oxisol. Oxisols have a relatively simple clay mineralogy, consisting mainly of kaolinite and Fe and Al oxides and hydroxides (Vendrame *et al.*, 2011).

The presence of the metals Pb, Hg and Cd is worrying, as they are highly toxic to humans, even when ingested in small quantities. These metals have cumulative effects on the body, which mainly affect the developing nervous system, the cardiovascular and hematological systems, in addition to causing carcinogenic effects (Magna *et al.*, 2014).

Pb is widely found in the environment, both in inert form and in the natural environment (Moreira and Moreira, 2004). This metal is absorbed and accumulated in biological systems, being the most abundant in contact with humans, causing serious public health problems (Moreira and Moreira, 2004). Pb contamination occurs from several sources, which mainly include mining, metallurgy and recycling activities (Chata, 2015). Other sources of contamination are fuel, the manufacture of lead automotive batteries, soldering material, ammunition, nail polish, jewelry, toys and some cosmetic products (Chata, 2015).

Hg is a silvery-white liquid metal, volatile at room temperature due to its high vapor pressure, making it a contaminant due to its ability to generate chemical reactions in which microorganisms can participate (Huillca, 2018). Hg can also be found in thermometers, cosmetics, fungicides, insecticides, cleaning products, paper industry, seed preservatives, computers and various electronic components, fluorescent lamps (Álvarez *et al.*, 2011).

Cd, in turn, is used in industry to protect iron and steel (galvanized with cadmium) against corrosion. Cadmium sulfite (yellow) and cadmium selenite (red) are used as components of paints to color ceramics and plastics. In agriculture, it is found in phosphorus fertilizers and pesticides. Cadmium absorbed with food, produces bone decalcification and kidney failure, is one of the main toxic agents associated with environmental and industrial pollution (Chata, 2015).

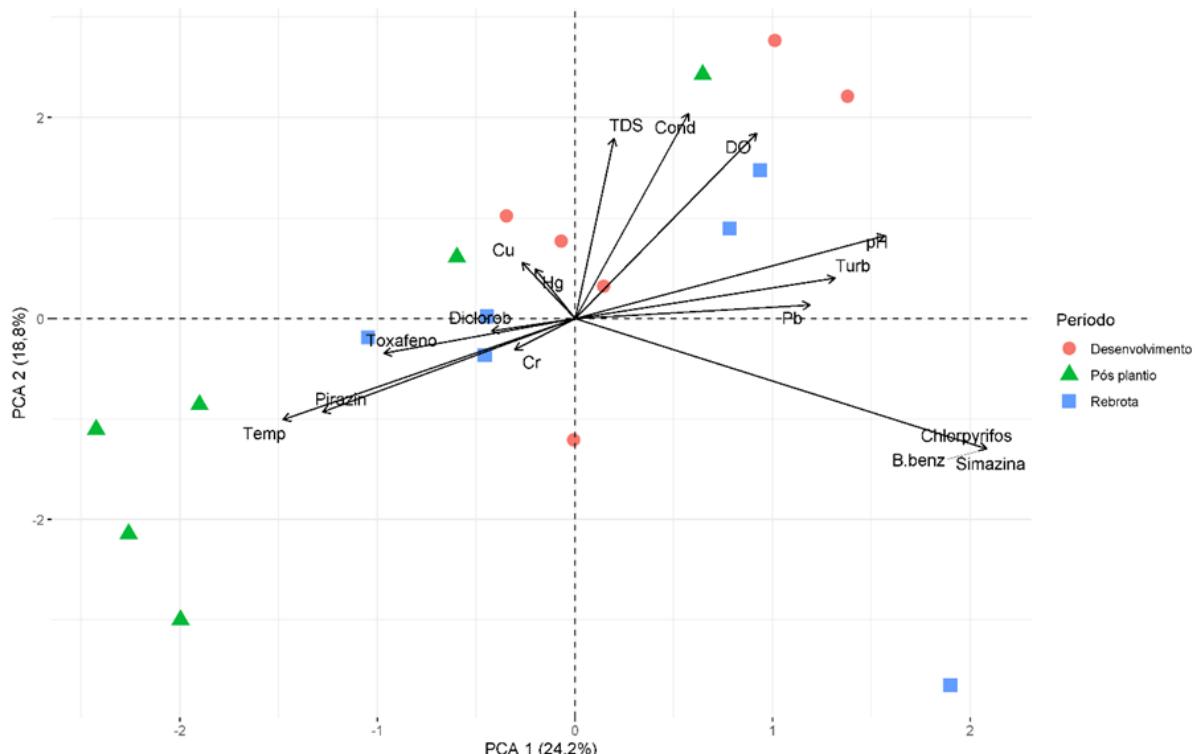
Complete tables with all pesticide and metal values can be found in the supplementary material for data checking.

## **Abiotic limnological variables**

The results of the Principal Component Analysis (PCA), carried out with the objective of synthesizing the spatial variation of the physical and chemical parameters of the water, in addition to the concentrations of heavy metals and pesticides, showed a considerable temporal segregation of the samples, highlighting the main abiotic differences, especially between the cultivation phases. Thus, axis 1 of the PCA discriminated, in general, the samples from the post-planting phase, from the first and second collection, characterized by the highest values of metals such as Fe, Co and Al, in addition to the highest values of pyrazin and temperature, of the samples from the development phase (3rd and 4th campaigns)

characterized by the highest concentrations of dissolved oxygen, turbidity, pH and conductivity, in addition to high values of Perylene (Figure 2). The samples obtained in the regrowth period (5th and 6th campaigns) showed an intermediate distribution between the samples from the post-planting and development periods, suggesting intermediate values of these variables in this phase of cultivation (Figure 2). In this sense, the results obtained indicate that the highest concentrations of heavy metals and occurrence of pesticides occurred in the first phase of the study (post-planting). On the other hand, in the culture development phase, the highest values of dissolved oxygen, pH, conductivity and turbidity were observed (Figure 2).

The higher values of metals and some agrochemicals in the post-planting phase may be related to the use of pesticides and fertilizers used in the first stage of the study. Although some studies have highlighted the environmental benefits of sugarcane production as an effective option for replacing fossil fuels (Seabra *et al.*, 2011; Muñoz *et al.*, 2014; Goldemberg and Guardabassi, 2010), it is known that this culture and the use of agricultural inputs cause changes in land use and contamination of surface waters through the generation of undesirable co-products (Davis *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2011; Bordonal *et al.*, 2018). Due to the loading of these substances by rainwater, which reaches water bodies, damaging aquatic environments and their communities (Dores and De-Lamonica-Freire, 2001).



**Figure 2:** Distribution of scores of sampling points and environmental variables, derived from a Principal Component Analysis (PCA), carried out from data on abiotic water parameters, obtained at the surface, in a first order stream, on the impact of sugarcane cultivation-of-sugar.

## CONCLUSION

Based on data analysis, it is possible to conclude that the presence of pesticides and heavy metals in the analyzed aquatic environment is directly related to sugarcane cultivation. Pesticides used in agriculture can infiltrate the soil and contaminate underground and surface water sources, as well as heavy metals, introduced among other forms through fertilizers and industrial waste.

The presence of these substances poses risks to human health and aquatic life, and can cause a series of problems, from neurological disorders to cancer. Furthermore, water contamination can negatively affect local biodiversity and the balance of aquatic ecosystems. Therefore, it is crucial to implement sustainable agricultural practices and regularly monitor the water quality of aquatic bodies found in these farming areas to minimize these impacts.

## REFERENCES

- BRASIL, D. R.; BORTONCELLO, L. G. P.** A obsolescência ambiental programada: o necessário debate do direito ambiental com o direito dos desastres. *Revista Jurídica*, v. 3, n. 60, p. 250-271, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21902/revistajur.2316-753X.v3i60.4181>.
- IBGE.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PAM - Produção Agrícola Municipal. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola - LSPA. Estatísticas, econômicas, agricultura, pecuária e outros. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>. Acesso em: 09 fev. 2022.
- ARAÚJO, A. P.; NOGUEIRA, E. M. S.** Zooplâncton como bioindicador das águas do reservatório natural do povoado Olhos d'Água do Souza, Glória, Bahia, Brasil. *Revista Ouricuri*, v. 6, n. 2, p. 1-16, 2016. Disponível em: <https://www.revistas.uneb.br/index.php/ouricuri/article/view/3168>. Acesso em: 08 fev. 2022.
- FAO.** FAOSTAT database collections. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2017. Disponível em: <http://faostat.fao.org>.
- CEPEA.** PIB do Agronegócio Brasileiro. Piracicaba: Cepea/Esalq/USP, 16 out. 2024. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. Acesso em: 28 jun. 2024.
- PANIAGUA, C. E. S.** Presença de pesticidas em alimentos de origem vegetal no Brasil: o “veneno” legalizado e ingerido de forma homeopática. In: PANIAGUA, C. E. S. (Org.). *Química: debate entre a vida moderna e o meio ambiente*. Editora Atena, 2021.
- LOPES, C. V. A.; DE ALBUQUERQUE, G. S. C.** Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde em Debate*, v. 42, n. 117, p. 518-534, abr./jun. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYRZvVVKMrV4yzqfwwKtP/>. Acesso em: 28 nov. 2024.
- MOREIRA, J. C. et al.** Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, p. 1557-1568, 2012.

**PIGNATI, W.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. D.** Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 19, p. 4669-4678, 2014.

**YALÇIN, S. S.; ÖRÜN, E.; YALÇIN, S.; AYKUT, O.** Organochlorine pesticide residues in breast milk and maternal psychopathologies and infant growth from suburban area of Ankara, Turkey. *International Journal of Environmental Health Research*, v. 25, n. 4, p. 364-372, 2015.

**KUANG, L. et al.** Pesticide residues in breast milk and the associated risk assessment: a review focused on China. *Science of the Total Environment*, v. 727, p. 138412, 2020.

**PARANÁ.** Secretaria de Estado da Saúde. Superintendência de Atenção à Saúde. *Linha guia da atenção às populações expostas aos agrotóxicos*. Curitiba: SESA, 2018.

**ANVISA.** National Health Surveillance Agency. Disponível em:  
<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/C35%2B%2BClomazona.pdf/dc061ea2-0198-4437-b1e9-2d712e99024b>. Acesso em: 08 fev. 2022.

**GUSMÃO, L. C.; RIBEIRO, J. C. J.; CUSTÓDIO, M. M.** Segurança alimentar e pesticidas: a situação do glifosato perante o princípio da precaução. *Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável*, v. 15, n. 31, p. 95-125, 2018.

**MORAES, R. F.** Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. Disponível em: <https://www.econstor.eu/handle/10419/211457>. Acesso em: 12 fev. 2022.

**GURGEL, A. M.** Os efeitos neurotóxicos dos agrotóxicos organofosforados e o sistema de regulação estatal: da dúvida científica à ocultação de perigo para a saúde humana. 2017. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2017. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/26793>. Acesso em: 28 jun. 2024.

**DE AZEVEDO, F. F.** Agrotóxicos: impactos ao meio ambiente e à saúde humana. *Colloquium Vitae*, v. 6, n. 2, p. 29-36, 2014. Disponível em:  
<https://journal.unoeste.br/index.php/cv/article/download/2285/2787/13658>. Acesso em: 28 jun. 2024.

**DUTRA, L. A. R.** Os agrotóxicos como um problema de saúde pública: mobilizações da saúde coletiva e da agroecologia no Brasil (2008-2022). 2023. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/60604>. Acesso em: 28 jun. 2024.

**GUARDA, P. M. et al.** Avaliação da contaminação por pesticidas nos sedimentos do Rio Formoso no estado do Tocantins. *Desafios - Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins*, v. 7, p. 123-135, 2020.

**SISAGUA.** Secretaria de Vigilância em Saúde. *Manual de procedimentos de entrada de dados do sistema de informação de vigilância da qualidade da água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde, 2016. Disponível em:  
<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2016/agosto/08/Manual-de-procedimentos-de-entrada-de-dados-do-Sisagua---Vigil--ncia.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2022.

**MOISEENKO, T. I.** Aquatic ecotoxicology: theoretical principles and practical application. *Water Resources*, v. 35, n. 5, p. 530-541, 2008.

**PARK, S. S.; LEE, Y. S.** A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, v. 152, n. 1, p. 65-75, 2002.

**ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C.** Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: revisão descritiva. *Biota Amazônia*, v. 5, n. 2, p. 119-131, 2015.

**SCHWARZENBACH, R. P.; EGLI, T.; HOFSTETTER, T. B.; VON GUNTEN, U.; WEHRLI, B.** Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 35, p. 109-136, 2010.

**SCHWARZENBACH, R. P. et al.** The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, v. 313, n. 5790, p. 1072-1077, 2006.

**FREIRE, M. M.; SANTOS, V. G.; GINUINO, I. S. F.; ARIAS, A. R. L.** Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 2, 2008. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2882834>. Acesso em: 12 fev. 2022.

**DUXBURY, M. A.** Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1992. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=20004Y95.TXT>. Acesso em: 28 jun. 2024.

**CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA).** Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicada no *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: [https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO\\_CONAMA\\_n\\_357.pdf](https://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf). Acesso em: 28 jun. 2024.

**RIGON, O.; DOS PASSOS, M. M.** Estudo fisiográfico da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó-PR. *Geografia (Londrina)*, v. 23, n. 1, p. 35-56, 2014.

**MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D.** Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova*, v. 40, p. 1094-1110, 2017.

**OKSANEN, J. et al.** Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10, 2013.

**BRASIL. Ministério da Saúde.** Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, seção 1, Brasília, DF, n. 85, p. 69-79, 7 maio 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 28 jun. 2024.

**WORLD HEALTH ORGANIZATION.** Guidelines for drinking-water quality: incorporating the first and second addenda. World Health Organization, 2022.

**CASADO, J.; BRIGDEN, K.; SANTILLO, D.; JOHNSTON, P.** Screening of pesticides and veterinary drugs in small streams in the European Union by liquid chromatography high resolution mass spectrometry. *Science of the Total Environment*, v. 670, p. 1204-1225, 2019.

**FELIX, F. F.; NAVICKIENE, S.; DÓREA, H. S.** Poluentes orgânicos persistentes (POPs) como indicadores da qualidade dos solos. *Revista da Fapesce*, v. 3, n. 2, p. 39-62, 2007.

**CETESB.** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: [http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao\\_urbanismo\\_e\\_meio\\_ambiente/biblioteca\\_virtual/bv\\_infORMATIVOS\\_tECNICOS/Relatório%20Anual.pdf](http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/biblioteca_virtual/bv_infORMATIVOS_tECNICOS/Relatório%20Anual.pdf). Acesso em: 10 fev. 2022.

**LUO, J.; HU, J.; WEI, X.; FU, L.; LI, L.** Dehalogenation of persistent halogenated organic compounds: a review of computational studies and quantitative structure–property relationships. *Chemosphere*, v. 131, p. 17-33, 2015.

- TAN, M.; ZHAO, L.; ZHANG, Y.** Production of 5-hydroxymethyl furfural from cellulose in CrCl<sub>2</sub>/Zeolite/BMIMCl system. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, n. 3, p. 1367-1370, 2011.
- ASSUNÇÃO, J. V.; PESQUERO, C. R.** Dioxinas e furanos: origens e riscos. *Revista de Saúde Pública*, v. 33, n. 5, p. 523-530, 1999.
- BLOISE, D. M.** Dioxinas, furanos e PCBs na nossa alimentação. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 14, n. 7, 2018.
- PARANÁ. Instituto Água e Terra.** Revogada portaria que proibia queima da cana-de-açúcar. Curitiba: Agência Estadual de Notícias, 2020. Disponível em: <https://www.aen.pr.gov.br/Noticia/Revogada-portaria-que-proibia-queima-da-cana-de-acucar>. Acesso em: 28 jun. 2024.
- LARA, L. L.; ANDRADE, M. F.** Emissões de queimadas de biomassa no Brasil e suas consequências ambientais. *Revista Ambiente & Sociedade*, v. 23, n. 4, p. 1-16, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/D59vrpB3SCJysLkftBmYvhs>. Acesso em: 28 jun. 2024.
- CARRILLO, R. C. et al.** Evaluation of effect produced by a steroid-azetidine derivative against infarct area using a heart failure model. *Parana Journal of Science and Education (PJSE)*, v. 7, n. 5, p. 31-39, 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).** Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução nº 357/2005, estabelecendo condições e padrões para o lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores. *Diário Oficial da União*, seção 1, Brasília, DF, 16 maio 2011. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2011/res\\_conama\\_430\\_2011\\_padrão\\_efluentes.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2011/res_conama_430_2011_padrão_efluentes.pdf). Acesso em: 28 jun. 2024.
- BRASIL.** Decreto nº 10.388, de 5 de junho de 2020. Institui o sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso e de suas embalagens após descarte pelos consumidores. *Diário Oficial da União*, seção 1, Brasília, DF, 8 jun. 2020. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/decreto/d10388.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/d10388.htm). Acesso em: 28 jun. 2024.
- EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A. E.; HARRAD, S.** Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, v. 3, n. 1, p. 1-16, 2017.
- EIBES, P. M.; GABEL, F.** Floating microplastic debris in a rural river in Germany: Distribution, types and potential sources and sinks. *Science of The Total Environment*, 151641, 2021.
- HUANG, Y. et al.** Insights into the microbial degradation and catalytic mechanisms of chlorpyrifos. *Environmental Research*, v. 194, 110660, 2021.
- SUD, D. et al.** Toxicity, natural and induced degradation of chlorpyrifos. *Journal of the Chilean Chemical Society*, v. 65, n. 2, p. 4807-4816, 2020.
- PYBUS, D. H.; SELL, C. S. (Ed.).** *Chemistry of fragrances: From perfumer to consumer*. Royal Society of Chemistry, 2007.
- SPONSLER, D. B.; JOHNSON, R. M.** Mechanistic modeling of pesticide exposure: The missing keystone of honey bee toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 36, n. 4, p. 871-881, 2017.
- DHANDAPANI, S. et al.** Integrated metabolome and transcriptome analysis of Magnolia champaca identifies biosynthetic pathways for floral volatile organic compounds. *BMC Genomics*, v. 18, n. 1, p. 1-18, 2017.

- CANDIDO, L. P. et al.** Evaluation of the allelopathic potential of leaf, stem, and root extracts of *Ocotea pulchella* Nees et Mart. *Chemistry & Biodiversity*, v. 13, n. 8, p. 1058-1067, 2016.
- BHATT, P. et al.** New insights into the degradation of synthetic pollutants in contaminated environments. *Chemosphere*, v. 268, 128827, 2021.
- ALVARENGA, N. et al.** Biotransformation and biodegradation of methyl parathion by Brazilian bacterial strains isolated from mangrove peat. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 13, p. 319-326, 2018.
- PELICICE, F. M. et al.** Human impacts and the loss of neotropical freshwater fish diversity. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, p. e210134, 2021.
- NAGGAR, Y. A.; KHALIL, M. S.; GHORABM, M. A.** Environmental pollution by heavy metals in the aquatic ecosystems of Egypt. *Open Access Journal of Toxicology*, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2018.
- VENDRAME, P. R. et al.** Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. *Embrapa Cerrados - Artigo em Periódico Indexado (ALICE)*, v. 32, n. 1, p. 1657-1666, 2011.
- MAGNA, G. A. M. et al.** Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados no município de Santo Amaro (BA). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, p. 3-12, 2014.
- MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C.** Effects of lead exposure on the human body and health implications. *Revista Panamericana de Salud Pública = Pan American Journal of Public Health*, v. 15, n. 2, p. 119-129, 2004.
- CHATA QUENTA, A.** Presencia de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en agua y leche en la cuenca del río Coata 2015. Disponible em: <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/1930>. Acesso em: 10 fev. 2022.
- HUILLCA ALVINO, N.** Bioacumulación de mercurio en cabello y tiempo de exposición laboral en Huaquirca. Disponible em: <https://hdl.handle.net/20.500.12990/4475>. Acesso em: 17 jan. 2022.
- ÁLVAREZ, J. et al.** Minería aurífera y contaminación con mercurio (CENSOPAS). Lima: Editorial Súper Gráfica EIRL, 2011.
- GOLDEMBERG, J.; GUARDABASSI, P.** The potential for first-generation ethanol production from sugarcane. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining: Innovation for a Sustainable Economy*, v. 4, n. 1, p. 17-24, 2010.
- MUÑOZ, I.; FLURY, K.; JUNGBLUTH, N.; RIGARLSFORD, G.; KING, H.** Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 1, p. 109-119, 2014.
- SEABRA, J. E.; MACEDO, I. C.; CHUM, H. L.; FARONI, C. E.; SARTO, C. A.** Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, v. 5, n. 5, p. 519-532, 2011.
- GARCÍA, C. A.; FUENTES, A.; HENNECKE, A.; RIEGELHAUPT, E.; MANZINI, F.; MASERA, O.** Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, v. 88, n. 6, p. 2088-2097, 2011.
- DORES, E. F. G. D. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M.** Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso - Análise preliminar. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

**DAVIS, S. C.; ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; DELUCIA, E. H.** Life-cycle analysis and the ecology of biofuels. *Trends in Plant Science*, v. 14, n. 3, p. 140-146, 2009.

**BORDONAL, R. D. O.; CARVALHO, J. L. N.; LAL, R.; DE FIGUEIREDO, E. B.; DE OLIVEIRA, B. G.; LA SCALA, N.** Sustainability of sugarcane production in Brazil: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 38, n. 2, p. 1-23, 2018.