

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – *campus* SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

SIMONE MARIA RIBEIRO

**ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM AMBIENTES
AQUÁTICOS (DA ÁGUA E DOS INSETOS DA ORDEM ODONATA) PARA
BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL**

Sorocaba
2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – *campus* SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

SIMONE MARIA RIBEIRO

**ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM AMBIENTES
AQUÁTICOS (DA ÁGUA E DOS INSETOS DA ORDEM ODONATA) PARA
BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Sustentabilidade na
Gestão Ambiental para obtenção do título de
Mestre.

Orientação: Prof.^a Dra. Luciana Camargo de Oliveira

Co-orientação: Prof.^o Dr. Rogério Hartung Toppa

Sorocaba

2019

Ribeiro, Simone Maria

ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM
AMBIENTES AQUÁTICOS (DA ÁGUA E DOS INSETOS DA ORDEM
ODONATA) PARA BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL / Simone Maria
Ribeiro. -- 2019.
83 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus
Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Dr^a. Luciana Camargo de Oliveira

Banca examinadora: Dr. Wander Gustavo Botero, Dr^a. Andrea Pires
Fernandes

Bibliografia

1. Metais Potencialmente Tóxicos. 2. Bioacumulação. 3. Odonata. I.
Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano – CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Simone Maria Ribeiro, realizada em 12/07/2019:

Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira
UFSCar

Prof. Dr. Wander Gustavo Botero
UFAL

Profa. Dra. Andréa Pires Fernandes
UFAL

Certifico que a defesa realizou-se com a participação à distância do(s) membro(s) Wander Gustavo Botero, Andréa Pires Fernandes e, depois das arguições e deliberações realizadas, o(s) participante(s) à distância está(ão) de acordo com o conteúdo do parecer da banca examinadora redigido neste relatório de defesa.

Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira

SIMONE MARIA RIBEIRO

ANÁLISE DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM AMBIENTES
AQUÁTICOS (DA ÁGUA E DOS INSETOS DA ORDEM ODONATA) PARA
BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Sustentabilidade na Gestão
Ambiental, para obtenção do título de Mestre em
Sustentabilidade na Gestão Ambiental.

Universidade Federal de São Carlos. Sorocaba, 12
de julho de 2019.

Orientador(a)

Dr. (a) Luciana Camargo de Oliveira
Universidade Federal de São Carlos - *campus* Sorocaba

Examinador(a)

Dr. (a) Wander Gustavo Botero
Universidade Federal de Federal de Alagoas

Examinador(a)

Dr.(a) Andrea Pires Fernandes
Universidade Federal de Federal de Alagoas

“A todas as pessoas, que em algum momento da minha vida, contribuíram para a construção do meu caminho ao conhecimento. Em especial a minha família e amigos, que sempre me apoiam e incentivam independente da distância que estamos.”

AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar os agradecimentos com as pessoas que sempre estiveram ao meu lado, mesmo com seus próprios problemas, sempre me ajudaram em tudo... TUDO mesmo, a família que podemos escolher trilhar nosso caminho;

À minha família de fato, à minha irmã Percília Ribeiro por todo suporte quando mais precisei;

Ao meu irmão Emanuel Ribeiro e minha mãe Vicência Ribeiro por sempre acreditarem que sou capaz, e por enxergarem em mim algo que às vezes eu mesma não consigo ver, não têm como quantificar tudo que eles fizeram e fazem por mim e pela minha carreira, jamais conseguiria sem eles;

À minha orientadora, Prof.^a Dra. Luciana Oliveira de Camargo, por todo suporte necessário na elaboração da dissertação, todo recurso essencial para conseguir realizar as coletas à campo, e por toda paciência nos momentos mais difíceis aos quais passei no decorrer da pesquisa, e principalmente pela confiança investida no meu trabalho;

Ao meu coorientador Prof^o Dr. Rogério Hartung Toppa, por todo empenho em complementar na orientação impecável junto à minha orientadora;

Posso dizer que de tudo, tive a melhor orientação, serei eternamente grata por isso;

A minha banca Dr. Wander Gustavo Botero e Dr^a. Andrea Pires Fernandes, por todas as considerações valiosíssimas para meu trabalho.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, que contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal, e à Sandra Barros, por sempre me auxiliar e me ajudar quando precisei;

A todos os colegas de classe, que contribuíram para realização desta pesquisa, em especial Samara Rached pelo companheirismo, parceria e amizade desde o momento da seleção no programa, ao Walter Ortiz pelas milhares de caronas, conversas e conselhos que nunca esquecerei, Henrique Detoni pela companhia, estar sempre pronto para me ajudar sempre que precisei, a Blanche Levenhagen por me acalmar nos momentos em que achei que fosse desistir, a Jamile Bastos, Márcia Bracciali, Pietro Scarascia, Renata Dias, Willian de Moraes pelo companheirismo nas disciplinas, vocês são demais;

Aos meus queridos amigos, que amo muito e que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos da minha vida:

Ao Diogo Sobrinho, que sempre esteve por perto para me dar todo suporte, todas as dezenas de anos dessa amizade carinhosa e acolhedora;

À Évelyn Daniely, por todo apoio, parceria, companhia e amizade incondicional em todos os momentos em que mais precisei;

À Daniela Ribeiro, por sempre estar presente nos momentos em que precisei e sempre disposta a ajudar;

À Cecí di Paula, pela identificação da espécie de peixe e molusco e todas as opiniões valiosas ao meu trabalho; à Luana Tavares, por sempre estar disposta nos momentos em que mais precisei, com todo carinho e dedicação, à Fernanda Dias, por toda amparo e dedicação no início das coletas à campo e à Mari Arena, mesmo com sua dissertação, ainda teve um tempinho para me auxiliar, À Suelen Rodrigues, por todo incentivo e suporte quando precisei,

Ao Leonardo Resende por sempre estar presente, apoiando, incentivando e pelas milhares de conversas estimulantes ao longo da minha caminhada, mesmo estando tão distante;

À Profa. Dra. Elaine Zacarin, por todo suporte e ajuda nas etapas de trabalho em laboratório;

À minha banca Dr. Wander Gustavo Botero e Dr^a. Andrea Pires Fernandes pelas excelentes considerações e atenção, muito grata;

Aos técnicos dos laboratórios Leonardo e Flávio por toda assistência nos labs., e por toda paciência e auxílio sempre que precisei; em especial à Sandra Barros, sempre solícita e gentil a todo momento que precisei;

À UFSCar por possibilitar uma ótima experiência acadêmica em uma universidade muito conceituada que tenho muito orgulho de ter sido discente, à PPGSGA e todos os docentes e funcionários que contribuíram de alguma forma para minha formação;

E a todos que estiveram ao meu lado e me ajudaram direta ou indiretamente nesta trajetória cheia de aprendizados que ficaram para a vida!

RESUMO

RIBEIRO, Simone Maria. Análise de metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos (Da Água e dos insetos da ordem Odonata) para biomonitoramento ambiental. 2019. 83 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2019.

Os metais potencialmente tóxicos estão entre os contaminantes mais comuns nas águas e sua origem pode ser tanto natural como antrópica. Assim que entram em contato com o ecossistema aquático, os metais podem ser transportados aos diversos compartimentos do ambiente, como solo, sedimento, plantas e animais, podendo se tornar bioacumulativo. Com o aumento das atividades de origem antrópica e as degradações dos recursos hídricos, o biomonitoramento passa a ser um meio eficaz para expor vários tipos de stress que possam ocorrer no ambiente, servindo como um alarme de declínios na qualidade do ambiente e das populações. Com a determinação dos efeitos adversos da presença de contaminantes nos corpos d'água, torna-se cada vez mais importante indicar distúrbios ambientais provenientes de possíveis fontes contaminantes como as de agricultura. O objetivo deste estudo foi determinar os teores de Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{+} , Co^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} na água e em larvas da ordem Odonata nas represas 1 e 2, relacionadas ao plantio convencional e orgânico de uma fazenda com plantação de laranja. As amostras coletadas foram digeridas previamente e submetidas à análise de determinação dos metais potencialmente tóxicos utilizando o equipamento espectrometria de emissão atômica com plasma de micro-ondas (MP-AES). As amostras de águas indicaram para alguns metais, concentração acima do limite permitido pela resolução n° 357/2005 do CONAMA, na seguinte ordem $Cu^{2+} > Pb^{2+} > Mn^{2+}$ em ambas as represas próximas ao cultivo convencional e orgânico. Já íons Cr foram observados apenas na represa 1 (próxima ao plantio convencional) e íons Al na represa 2 (próxima ao plantio orgânico). Nas larvas de Odonata, observou-se presença dos metais $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Mn^{2+}$ em ambas represas próximas ao cultivo convencional e orgânico. Todos os outros metais foram encontrados nas represas e nas larvas, mesmo que em pequenas concentrações. Conclui-se que os insetos da ordem Odonata absorvem consideráveis concentrações de metais no organismo, os metais encontrados nos Odonata se assemelham aos metais encontrados na água, podendo-se corroborar o conceito que as Odonata são indicadores importantes para monitorar contaminações de metais em áreas agrícolas.

Palavras-chave: Metais Potencialmente Tóxicos. Bioacumulação. Odonata. Ambiente Aquático.

ABSTRACT

Potentially toxic metals are among the most common contaminants in waters and their origin may be both natural and anthropogenic. As soon as they come into contact with the aquatic ecosystem, the metals can be transported to the various compartments of the environment, such as soil, sediment, plants and animals, and may become bioaccumulative. With the increase of activities of anthropic origin and the degradation of water resources, biomonitoring becomes an effective way to expose various types of stress that may occur in the environment, serving as an alarm for declines in the quality of the environment and populations. With the determination of the adverse effects of the presence of contaminants in water bodies, it is becoming increasingly important to indicate environmental disturbances from possible contaminating sources such as agriculture. The objective of this study was to determine the levels of Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} in the water and larvae of the order Odonata in dams 1 and 2, related to the conventional and organic planting of a plantation orange. The collected samples were previously digested and subjected to the analysis of determination of the potentially toxic metals using the atomic emission spectrometry equipment with microwave plasma (MP-AES). The water samples indicated for some metals a concentration above the limit allowed by CONAMA Resolution n° 357/2005, in the following order $Cu^{2+} > Pb^{2+} > Mn^{2+}$ in both dams near conventional and organic cultivation. Cr ions were observed only in dam 1 (close to conventional planting) and Al ions in dam 2 (close to organic planting). In the Odonata larvae, the presence of metals $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Mn^{2+}$ was observed in both dams close to conventional and organic cultivation. All other metals were found in dams and larvae, even in small concentrations. It is concluded that the insects of the order Odonata absorb considerable concentrations of metals in the organism, the metals found in the Odonata resemble the metals found in the water, and it can be reinforced the concept that the Odonata are important indicators to monitor contaminations of metals in agricultural areas.

Keywords: Potentially Toxic Metals. Bioaccumulation Odonata. Aquatic environment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais problemas globais afetando serviços dos ecossistemas aquáticos e disponibilidade de água e a qualidade das águas superficiais e subterrâneas.....	19
Figura 2 – Morfologia de Odonata, subordem Anisoptera.....	22
Figura 3 – Represas amostradas, represa 1 próxima ao cultivo convencional e represa 2 próxima ao cultivo orgânico de laranja.....	31
Figura 4 – Pontos coletados na represa 1, próxima ao plantio convencional de Laranja.....	34
Figura 5 – Pontos coletados na represa 2, próxima ao plantio orgânico de Laranja.....	35
Figura 6 – Coleta de Odonata	35
Figura 7 - Espécies presentes no ponto A da represa 2 com plantio orgânico de laranja. (A) <i>Geophagus brasilienses</i> ; (B) <i>Melanoides tuberculata</i>	36
Figura 8 – Fluxograma das etapas de preparação da amostra de água para determinação de metais.....	37
Figura 9 – Procedimento de digestão das amostras de água em chapa aquecedora.....	38
Figura 10 – Procedimento de digestão das amostras de Odonata em chapa aquecedora.....	39
Figura 11: Concentração do metal Alumínio das represa 1 e 2, próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja.....	44
Figura 12: Concentração do metal Cobre das represa 1 e 2, próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja.....	45
Figura 13: Concentração do metal Chumbo das represa 1 e 2, próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja.....	46
Figura 14: Concentração do metal Manganês das represa 1 e 2, próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja.....	47
Figura 15 – Concentração do metal Potássio das represas 1 e 2 próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja, para larvas de Odonata.....	48
Figura 16 – Concentração do metal Zinco das represas 1 e 2 próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja, para larvas de Odonata.....	50
Figura 17 – Concentração do metal Cobre das represas 1 e 2 próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja, para larvas de Odonata.....	51

Figura 18 – Concentração do metal Chumbo das represas 1 e 2 próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja, para larvas de Odonata.....52

Figura 19 – Concentração do metal Manganês das represas 1 e 2 próximas aos cultivos convencionais e orgânicos de laranja, para larvas de Odonata.....53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Minerais encontrados na região de Sorocaba.....	25
Tabela 2 – Linhas de emissão atômica utilizadas na determinação de metais das amostras coletadas nas represas 1 e 2.....	38
Tabela 3 – Resultados de pH e temperatura (°C) para as amostras de água coletadas em represas próximas ao local com cultivo convencional e orgânico de citrus.....	41
Tabela 4 – Fator de bioacumulação nos insetos da Ordem Odonata.....	55
Tabela 5 – Resultados das análises de água in natura (IN) para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L ⁻¹	77
Tabela 6 – Resultados das análises de água in natura (IN) para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L ⁻¹	78
Tabela 7 – Resultados das análises de água para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L ⁻¹	79
Tabela 8 – Resultados das análises de água para concentração de metal total da represa próxima ao plantio orgânico em mg L ⁻¹	80
Tabela 9 – Resultados das análises de Odonata para concentração de MPT da represa próxima ao plantio convencional em mg L ⁻¹	81
Tabela 10 – Resultados das análises de Odonata para concentração de MPT da represa próxima ao plantio orgânico em mg L ⁻¹	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA - Agência Nacional de Águas

APP – Área de Preservação Permanente

C° - Graus Celsius

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica

DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral

EPA - Environmental Protection Agency

FBA – Fator de Bioacumulação

Mg.L – Miligrama por litro

MHE - Museu Heinz Ebert

pH – Potencial hidrogeniônico

WHO - World Health Organization

Al³⁺ - Alumínio

As³⁺ – Arsênio

Ba²⁺ - Bário

Cd²⁺ - Cádmio

Cu⁺ - Cobre

Cr²⁺ - Cromo

Co²⁺ - Cobalto

K⁺ - Potássio

Mo²⁺ - Molibdênio

Mn²⁺ - Manganês

Ni²⁺ - Níquel

Pb²⁺ - Chumbo

Zn²⁺ - Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1 Ecossistemas Aquáticos.....	18
2.2 Agricultura orgânica	19
2.3 Odonata como bioindicador de qualidade de ecossistemas aquáticos.....	20
2.4 Biomonitoramento e suas definições.....	22
2.5 Metais Potencialmente Tóxicos.....	23
2.5.1 Alumínio (Al^{3+}).....	25
2.5.2 Arsênio (As^{3+}).....	26
2.5.3 Bário (Ba^{2+}).....	26
2.5.4 Cádmio (Cd^{2+}).....	27
2.5.5 Chumbo (Pb^{2+}).....	27
2.5.6 Cobre (Cu^{+}).....	28
2.5.7 Cromo (Cr^{2+}).....	28
2.5.8 Manganês (Mn^{2+}).....	29
2.5.9 Zinco (Zn^{2+}).....	29
3. OBJETIVOS	30
3.1 OBJETIVO GERAL	30
3.2 Objetivos Específicos	30
4. MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1 Área de Estudo	31
4.1.1 Influência da mata ciliar do entorno das represas.....	31
4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	33
4.2.1 Métodos para coleta de amostra em campo.....	33
4.2.2 Determinação de pH, temperatura e metais totais nas amostras de águas coletadas em represas próximas aos locais de cultivo convencional e orgânico de citrus.....	36
4.2.3 Determinação de metais totais nas amostras dos organismos da ordem Odonata coletadas em represas próximas aos locais de cultivo convencional e orgânico de citrus.....	39
4.2.4 Fator de Bioacumulação.....	40
4.2.5 Tratamentos dos dados.....	40

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
5.1 pH e temperatura das amostras de águas coletadas.....	41
5.2 Concentrações de metais potencialmente tóxicos nas amostras de água.....	42
5.3 Concentrações de metais potencialmente tóxicos em organismos da ordem Odonata.	49
5.4 Fator de Bioacumulação.....	54
6. CONCLUSÃO.....	55
7. REFERÊNCIAS	57
APÊNDICE I – Tabela com resultados das análises de água para concentração de MPT.....	77
APÊNDICE II – Tabela com resultados das análises de Odonata para concentração de MPT.....	81

1. INTRODUÇÃO

Vivemos em uma séria crise hídrica por questões antropogênicas, sendo um problema ambiental de extrema importância, e estudos que visam à qualidade dos recursos hídricos tendem a ser mais necessários (SINGH et al., 2019; XIAO et al., 2019; TAHERI et al., 2019; SPERLING; SARNI, 2019).

Com a expansão industrial e agrícola, especialistas na área ambiental tem o objetivo de intensificar os estudos sobre este tema, pois é cada vez maior o impacto ao ambiente aquático e de uma forma desordenada e quase que irremediável considerando desde o habitat até os organismos que vivem nestes habitats, sendo um impacto considerável para todo ambiente aquático (CHETTY; PILLAY, 2019; GLINSKIS; GUTIERREZ-VELEZ, 2019; LAMBIN; GEIST, 2006).

As degradações ambientais em larga escala com as atividades agrícolas são intensificadas em ambientes aquáticos, pois além da degradação, a diminuição da vegetação no entorno das margens dos corpos d'água que serve como barragem impedindo que possíveis poluentes penetre o corpo d'água, e prejudicam também o fornecimento de recursos que garantem a dinâmica de fluxo de energia e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ARMAIZ et al., 2011; FARIA et al., 2017). Por consequência, ocasiona pressões sobre a integridade das comunidades aquáticas (LEITE et al., 2015). Segundo Faria et al., (2017) a integridade dos ecossistemas aquáticos depende das condições das suas bacias, e as atividades humanas nessas áreas são relevantes na previsão de impactos de comunidades em ambientes aquáticos.

Além disso, o uso excessivo de defensivos agrícolas tem promovido muitos problemas de contaminação ambiental e de saúde pública, em razão da capacidade de se dispersarem no ambiente, contaminando os corpos d'água e os alimentos de acordo com a concentração e composição química (ARMAIZ et al., 2011).

Os metais potencialmente tóxicos são os principais contaminantes inorgânicos presentes nos ecossistemas aquáticos e terrestres, pois são os contaminantes mais antigos no ambiente, podendo ser bioacumulativo. Os metais estão presentes no ambiente tanto em formato natural quanto antrópico, e a quantidade excessiva de metais de origem antrópica que possivelmente terminam no ambiente podem agir de forma negativa, atingindo todos os níveis do ecossistema. Por isso a importância de um biomonitoramento para ter um controle do quanto às atividades antrópicas possam afetar o ambiente aquático e seus efluentes (CAPILLO et al., 2018; KUMAR et al., 2019; MISHRA et al., 2019).

O biomonitoramento do ambiente aquático se mostra cada vez mais indispensável e de extrema importância para conservação e preservação do ambiente, já que atualmente os danos são maiores e crescentes, e isso poderá trazer sérios problemas em um futuro próximo (BURGOS et al., 2018; FAGGIO et al., 2018; LIONETTO et al., 2019; KALOYIANNI et al., 2019; CARBONE E FAGGIO, 2019;). Com as constantes deteriorações dos recursos hídricos, o biomonitoramento e a determinação dos efeitos adversos da presença de contaminantes nos corpos d'água tornam-se cada vez mais importante para indicar distúrbios ambientais na agricultura (COPATTI et al., 2010; BEASLEY et al., 2013).

O Brasil está entre os países que produzem mais de 2/3 dos cítricos do mundo. A aplicação repetitiva de defensivos agrícolas e fertilizantes em áreas agrícolas com cultivo de citros podem ocasionar o acúmulo de elementos potencialmente tóxicos, como cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr), cádmio (Cd), manganês (Mn) e chumbo (Pb) no ambiente (KELEPERTZIS et al., 2015; PAGGIOLA et al., 2016; SATARI; KARIMI, 2018). Estudos de Kelepertzis et al. (2015); Paggiola et al. (2016); Satari; Karimi (2018); Zhang et al. (2018); Balerini et al. (2018); mencionam o aumento crescente da demanda por alimentos que é suprida pela agricultura produtiva, conseqüentemente cresce também o uso de produtos que possivelmente possam causar danos ao ambiente aquático e terrestre.

Neste contexto, com base na fundamentação apresentada, este estudo teve por objetivo relacionar os teores de metais potencialmente tóxicos em amostras de águas e em insetos da ordem Odonata coletados em represas próximas a cultivo convencional e orgânico de citrus, a fim de verificar a importância de espécies sensíveis a impactos ambientais e seu fator de bioacumulação de metais potencialmente tóxicos, que possam ser utilizadas como bioindicadores mostrando a relevância e relacionar o biomonitoramento em regiões com potencial para apresentar teores significativos de metais potencialmente tóxicos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Ecossistemas Aquáticos

Os habitats de água doce ocupam uma parcela muito pequena da superfície da Terra em comparação com ambientes marinhos e terrestres, porém, sua importância é muito maior em relação a sua área (ODUM, 1988).

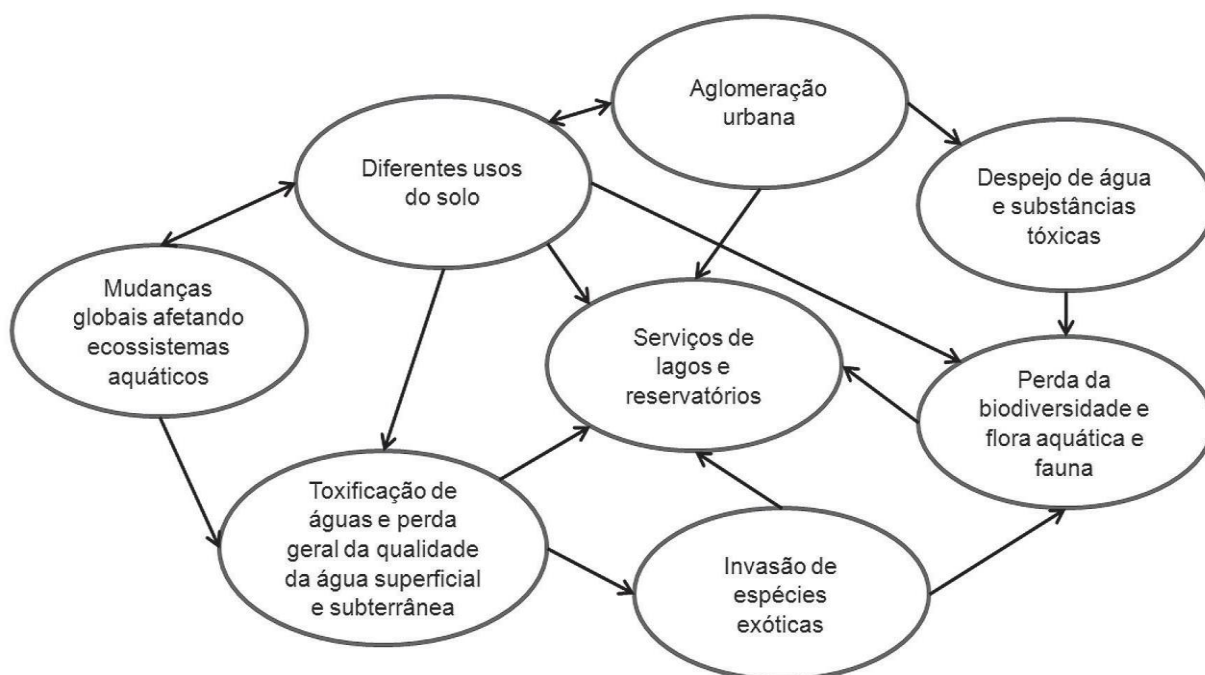
A água é um recurso natural essencial e vital para a sobrevivência de todas as formas de vida do planeta, um recurso indispensável para as populações humanas e exerce influência direta na qualidade de vida de organismos aquáticos (MIGUEL et al., 2017).

Exemplos dessa degradação estão em atividades industriais e em centros urbanos com o lançamento de efluentes industriais e de esgoto doméstico, sem o devido tratamento. Ocupando posição de destaque entre as muitas atividades antrópicas realizadas pelo ser humano tem-se as atividades agrícolas, com a aplicação de defensivos, sem a utilização de algum critério ou controle (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014; BRUNO, 2012). De acordo com a Associação de Saúde Coletiva – ABRASCO, desde 2008 o Brasil é o maior consumidor de defensivos agrícolas do mundo, ultrapassando os Estados Unidos. O mercado mundial de defensivos agrícolas obteve um crescimento de 93% e em contraparte com o mercado brasileiro que cresceu 190% (CARNEIRO et al., 2015).

O uso em excesso de defensivos agrícolas, dependendo do modo de aplicação e das propriedades físico-químicas do princípio ativo, pode comprometer a qualidade da água ao atingirem os corpos hídricos, provocando danos aos ecossistemas e prejuízos à saúde (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014).

Estes danos aos ecossistemas aquáticos geralmente entram em conflito com a conservação da biodiversidade aquática. A alteração desse ambiente modifica a estrutura hidrológica, causando aumento da perturbação ecológica do local, e essas mudanças podem afetar diretamente a estrutura do sistema aquático como um todo, causando distúrbios irreversíveis nos corpos d'água e na vida dos organismos e populações (FERNANDES et al. 2014; SOUZA et al. 2013). Segundo Dudgeon, (2010) e Miguel et al., (2017) as consequências da perda da biodiversidade em ambientes de água doce podem ser até cinco vezes maiores do que em ambientes terrestres. As principais inter-relações dos processos que afetam a qualidade e quantidade de água, a biota aquática e a população humana estão expressas na Figura.

Figura 1: Principais problemas globais afetando serviços dos ecossistemas aquáticos e disponibilidade de água e a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Fonte: TUNDISI, 2008.



Com a possibilidade dos ecossistemas aquáticos poderem ser largamente expostos a substâncias capazes de contaminação com o aumento de atividades de origem antrópica, que é um dos fatores mais importantes na geração de distúrbios no ambiente aquático, torna imprescindível à avaliação da qualidade da água (ARAMBOUROU, 2012; SOUZA et al. 2013).

2.2 Agricultura orgânica

O crescimento da agricultura moderna resultou no aumento das aplicações de pesticidas e com isso consequentemente na degradação do habitat e diminuição da diversidade. Em comparação, os sistemas de agricultura orgânica não usam fertilizantes sintéticos, pesticidas e hormônios, assim, os sistemas orgânicos diversificados podem facilitar serviços ecossistêmicos baseados na biodiversidade (ADHIKARI et al., 2019).

Sendo assim, a agricultura orgânica baseia-se nos ciclos naturais de nutrientes e evita qualquer uso de produtos químicos que danifiquem a vida, a qualidade da água e do ar, dos solos e sejam aceitos ainda mais amplamente pelas partes interessadas. A agricultura orgânica é uma estratégia baseada no uso de produtos naturais para alcançar uma gestão sustentável da

agricultura, já que agroquímicos podem causar danos ambientais (KAPOVIĆ SOLOMUN et al., 2018; WANG et al., 2018; NOVARA et al., 2019).

Apesar do crescimento das vendas dos produtos orgânicos serem significativos, a agricultura orgânica continua sendo uma pequena porcentagem da produção agrícola geral com rendimentos mais baixos dos que os métodos convencionais. Os cultivos de culturas orgânicas ainda enfrentam uma série de desafios para crescer significativamente, como afirma Köpke, (2019).

2.3 Odonata como bioindicador de qualidade de ecossistemas aquáticos

Uma estrutura complexa do habitat é composta de fatores ambientais que atuam como filtros para migração e processos de colonização de comunidades e populações, assim argumenta-se que o que os principais fatores que afetam a distribuição das espécies são as características ambientais, sensibilidade das espécies, heterogeneidade ambiental e capacidade de dispersão (CORBET, 1999; CASE; GILPIN, 1974; MENDES et al., 2015).

Em ecossistemas aquáticos, os insetos representam cerca de 95% da comunidade bentônica, e são muito importantes na alimentação de peixes e na ciclagem dos nutrientes, portanto são válidos para utilização em estudos como indicadores da qualidade ambiental (WETZEL, 1975).

O uso de bioindicadores em ecossistemas aquáticos é um dos meios eficazes para avaliar atividades antropogênicas em larga escala, como agricultura e pecuária, pois possuem características funcionais relacionadas com fatores ambientais capazes de detectar quaisquer efeitos de mudança no ambiente que podem provocar mudanças na biota (SILVA et al., 2010; MIGUEL et al., 2017). Invertebrados aquáticos estão entre os organismos comumente utilizados como bioindicadores (MCGEOCH; CHOWN, 1998; MCGEOCH, 1998; MIGUEL et al., 2017).

Chovanec; Waringer, (2001); Pereira et al. (2019); Buczyńska; Buczyński, (2019), afirmam a importância da Odonata como bioindicadores em diferentes compartimentos ambientais, principalmente devido à sua dependência das condições ambientais locais na seleção de habitat.

Insetos da ordem Odonata estão entre os indicadores mais eficientes, pois ocupam a interface entre ecossistemas aquáticos e terrestres; devido a sua enorme sensibilidade às mudanças ambientais; por apresentarem um equilíbrio entre sensibilidade e capacidade para sobreviver em ambientes poluídos; e também por serem extremamente diversificados em

regiões tropicais (OERTLI, 2008; ARAMBOUROU, 2012; OLIVEIRA JUNIOR et al., 2015; MIGUEL et al., 2017).

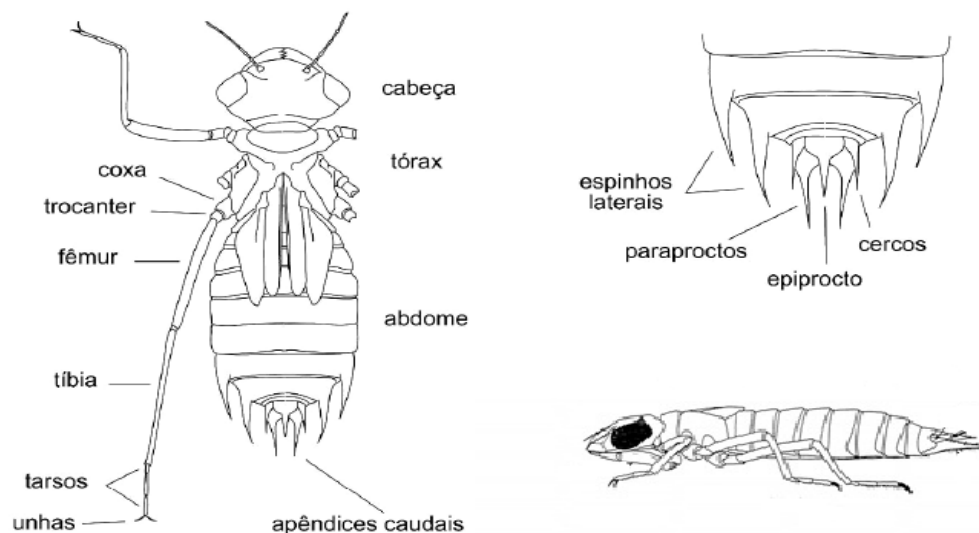
Odonata tem exigências ecofisiológicas que são importantes para o biomonitoramento ambiental (DE MARCO et al., 2015; MIGUEL et al., 2017). As larvas de Odonata (Figura 2) precisam de condições específicas para sobrevivência e isso influencia diretamente a distribuição e sua ocorrência, a heterogeneidade do local explica a diferença na estrutura da comunidade de larvas de Odonata, isso com base em suas interações e conectividade entre os corpos d'água (MENDES et al., 2015). As estruturas das comunidades de Odonata podem mudar previsivelmente em resposta a mudanças no ambiente local, como a acumulação de metais que resulta em sérios problemas ambientais (DE MARCO et al., 2015; MIGUEL et al., 2017).

De uma forma geral, grandes concentrações de vários tipos de metais potencialmente tóxicos, apresentam um risco constante aos ecossistemas aquáticos e à biota, provocando impactos persistentes e prolongados podendo reduzir drasticamente ou até mesmo eliminar espécies intolerantes, promovendo efeitos relevantes e preocupantes sobre a diversidade e estrutura trófica de comunidades biológicas (BOENING, 1999; GRAY, 2002; LINDEGARTH; UNDERWOOD, 2002; COSTA et al., 2008).

Larvas de Odonata tem uma capacidade de tolerar e acumular metais e representam um elo importante na transferência de metais a níveis tróficos superiores, como peixes, répteis, aves, mamíferos entre outros organismos; e como organismos predadores, acumulam mais metais do que outros insetos aquáticos, como herbívoros e detritívoros (CORBI et al., 2008; WAYLAND; CROSLEY, 2006; OMETO et al. 2000; WARREN et al. 1998; CLEMENTS 1991).

Figura 2: Morfologia de larvas de Odonata, subordem Anisoptera. Fonte: (Adaptado de SOUZA et al., 2007). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online.

Morfologia - larvas



2.4 Biomonitoramento e suas definições

Métodos utilizados para o controle da qualidade da água e que são empregados em vários países, é o biomonitoramento utilizando a biota aquática. Na última década, o Brasil fez grandes avanços em pesquisas sobre biomonitoramento, se adequando a legislação com a publicação da Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e suas diretrizes para seu enquadramento, bem como para estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, assim como apresentar outras providências. No entanto, mesmo com o crescente interesse da área acadêmica, essa transferência de estudos relativos à biota aquática para o biomonitoramento, do meio acadêmico para área de aplicação ainda é pouco utilizada (MUGNAI et al., 2010; KABORÉ et al., 2016).

O biomonitoramento é uma abordagem que pode ser utilizada para avaliar os impactos ambientais e fornecer informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico (COPATTI et al., 2010). Um meio para expor vários tipos de stress que possam ocorrer no ambiente, servindo como um alarme de declínios na qualidade do ambiente e das populações. Estudos com monitoramento ambiental são usados para identificar e avaliar esses possíveis

distúrbios e assim buscar meios para impedir ou mitigar os distúrbios (BEASLEY et al., 2013).

Com todo o despejo de resíduos líquidos e sólidos em ecossistemas aquáticos, tem deteriorado e diminuído a qualidade da água. Somado com a expansão e a falta de planejamento de áreas urbanas, os recursos hídricos sofreram grandes impactos relacionados carga de poluentes transferida para os corpos d'água. A liberação de resíduos e as águas residuais e industriais, além da drenagem superficial como resultado da precipitação nas cidades e áreas rurais, contribuíram significativamente para níveis de poluição da água com vários poluentes, assim como metais potencialmente tóxicos (TUNDISI, 2011; SCHMITZ, 2017).

Sabendo dos problemas que a utilização de defensivos agrícolas pode causar no ambiente, cresce o interesse pelas tecnologias para a produção agrícola aliado ao biomonitoramento dos ambientes aquáticos, e também a pressão para o aumento da produção aliado ao desenvolvimento sustentável, aumentando a necessidade de produzir utilizando fertilizantes minerais, orgânicos, adubação verde ou outros sistemas de manejo menos agressivos ao ambiente (GONÇALVES JR. et al., 2013).

2.5 Metais Potencialmente Tóxicos

O termo metal potencialmente tóxico tem sido utilizado para designar uma série de metais e semimetais que podem ser essenciais aos organismos vivos ou somente tóxicos, mas, sobretudo essa definição leva em consideração as propriedades nocivas que esses metais e semimetais podem apresentar, mesmo os essenciais, dependendo de suas concentrações nos diferentes compartimentos ambientais. (Silva et al., 2005). Os metais potencialmente tóxicos têm suas fontes principais como as fontes pontuais e não pontuais ou difusas, dentre as quais se destacam os resíduos líquidos urbanos e industriais, deposição atmosférica, o escoamento superficial urbano e o agrícola, sendo que essas fontes estão associadas ao uso e ocupação do solo (NASCIMENTO et al., 2015).

Os metais potencialmente tóxicos estão entre os contaminantes mais comuns e sua origem pode ser tanto natural como antrópica (CORBI et al., 2006). Mesmo que algumas das espécies metálicas sejam necessárias à vida em pequenas quantidades, no entanto, grandes quantidades podem ser altamente tóxicas devido a sua persistência e durabilidade, resultando em desequilíbrio de nutrientes e perda da produtividade em ecossistemas aquáticos, e afetando a qualidade de solos. Assim que entram em contato com o ambiente aquático, os metais são

espalhados nos diversos compartimentos do ambiente, como sedimento, solo, plantas e animais, podendo se tornar bioacumulativo (acumular nos diversos compartimentos) e biomagnificar, atingindo toda cadeia trófica (SANTANA; BARRONCAS, 2007; WANG et al. 2014; NASCIMENTO et al., 2015; ABUBACKER; SATHYA, 2017).

Na agricultura, o uso de pequenas quantidades de fertilizantes e herbicidas auxilia no crescimento e qualidade da planta, porém o uso destes produtos pode ter muitos pontos negativos por conterem diferentes concentrações de metais que podem ocasionar impactos sobre os recursos hídricos e conseqüentemente em organismos aquáticos (CORBI et al., 2008).

Altos índices de toxicidade de algumas espécies metálicas quando em contato com organismos aquáticos, mesmo que em baixas concentrações, associados à sua relativa facilidade de entrar em contato e permanecer tanto nas cadeias tróficas como nos compartimentos do ambiente aquático por longos períodos, pode ser prejudicial aos organismos (BARROS et al., 2009; NASCIMENTO et al., 2015; BOUABIDI et al., 2017; MILANI et al., 2018; LOLACONO et al., 2018).

As características da geomorfologia neste estudo englobam a região de Sorocaba (Tabela 1), parte dos municípios de Salto de Pirapora e Votorantim, interligados pela Rodovia João Leme dos Santos, SP-264, são tipos associados a relevos suavemente ondulados (OLIVEIRA et al., 1999). As características pedológicas são compostas pelos solos da ordem Latossolos, subordem Vermelha de textura argilosa, indicando processos de monossilicização e formação de caulinita (VILLELA, 2011; VILLELA et al., 2015). De acordo com estudos de Santos (1952); Almeida (1964); DAEE (1982); a região do município de Sorocaba contemplam a região do Grupo São Roque, associadas a pequenas bossas graníticas que recebem o nome de “amorreado” da região pré-serra de São Francisco (paredão rochoso), mais para o sentido sul do município de Sorocaba, com o nível de altitude (600m a 750m), compõe-se de rochas xistosas, litologicamente esta região compreende rochas metavulcânicas ácidas a básicas, calcários, quartzitos, filitos, xistos, anfíbolitos, rochas calci-silicatadas, metarenitos, metarritmitos argilosos e siltíticos e rochas matacarbonáticas. O granito de Sorocaba é um corpo intrusivo, indicando um sistema à sub vertical, oblíquo à xistosidade principal. Já o maciço de Sorocaba é mineralogicamente constituído por quartzo, feldspatos potássicos, plagiocásios e biotitas. As rochas porfiróides são compostas por feldspatos potássicos, plagioclásios, quartzo e por biotitas.

Tabela 1: Características da geomorfologia dos minerais encontrados na região de Sorocaba.

Mineral	Formação	Composição Química	Cor	Característica	Referência
Biotitas	Potássio, magnésio, ferro, alumínio, silício	$K_2(Mg,Fe)_2(OH)_2$ ($AlSi_3O_{10}$)	Rósea e cinzenta escura, verde, marrom, vermelho	Densidade: 2,83 a 4 g/cm^3 Dureza: 2,5 a 3 (escala de Mohs*).	DAEE, 1982
Calcários	Carbonato de cálcio	$CaCO_3$	Branca, incolor	Densidade: 2,72 g/cm^3 Dureza: 3 (escala de Mohs*).	CETEM, 2008
Feldspatos potássicos (órtoclásio)	Silicato, alumínio, potássio	$(K_2O.Al_2O_3.6SiO_2)$	Branco a levemente rosado.	Densidade: 2,54 a 2,76 g/cm^3 Dureza - 6 a 6,5 (escala de Mohs*)	LIRA; NEVES, 2013 ; DAEE (1982); OLIVEIRA et al. 2018
Plagioclásios	Sódio, cálcio, alumínio, silício	$(Na,Ca)Al$ (Si,Al) Si_2O_8	Vermelho, azul, verde, branco, incolor, cinza	Densidade: 2,60 a 2,76 g/cm^3 Dureza: 6,0 a 6,5 (escala de Mohs*)	MHE, 2019
Quartzo	Dióxido de silício	SiO_2	Azul, marrom, branco, amarelo, incolor, cinza, preto, púrpura	Densidade: 2,65 g/cm^3 Dureza: 7,0 (escala de Mohs*);	DAEE, 1982

*Fator litológico que se relaciona com a maior ou menor dureza das rochas, reflexo da sua gênese e das suas características mineralógicas.

2.4.1 Alumínio (Al^{3+})

O alumínio é um dos principais elementos disponíveis e mais abundantes no interior da crosta terrestre e representa cerca de 8% da mesma (RUÍZ et al., 2016). Apesar de existirem várias ETAS que não utilizam Al, pois existem outros tipos de flocculantes utilizados, o Al também pode ser usado no tratamento de água, juntamente com seus sais, como aditivo alimentar, é usado também na fabricação de latas, telhas, papel alumínio, na indústria farmacêutica entre outros. As principais vias de exposição humana não ocupacional ao alumínio são pela ingestão de alimentos e água. Não constam indicações de que o alumínio apresente toxicidade aguda por via oral, apesar da grande ocorrência em alimentos, água potável e medicamentos; não há indicação carcinogenicidade para o alumínio, porém a

estudos que indicam o Al pode aumentar o risco de neurotoxicidade na doença de Alzheimer, essa doença afeta dramaticamente o cérebro (BRASIL, 2011; CETESB, 2014; MCLACHLAN et al, 2019; FILIPPINI et al., 2019; YANG et al., 2019).

O alumínio é o fator mais limitante do crescimento e produtividade nos solos ácidos, onde Al é liberado para a solução do solo na sua forma iônica, sendo assim tóxico para as plantas, limitando seu crescimento danificando as células do ápice radicular, causando a inibição do alongamento da raiz (POSADA; AVENDAÑO, 2007; FIDELIS et al., 2018).

2.4.2 Arsênio (As^{3+})

O Arsênio ocorre naturalmente na crosta terrestre, principalmente como complexos de sulfitos e óxidos, e é lixiviado atingindo as águas superficiais. A toxicidade varia de acordo com seu estado de oxidação, a espécie arsenito (H_3AsO_3) trivalente, que é 60 vezes mais tóxica que arsenato (H_3AsO_4) pentavalente, e 100 vezes mais tóxicas que as espécies orgânicas. Nos corpos d'água o As é encontrado proeminentemente no sedimento. O ambiente pode ser contaminado a partir de minerações de mercúrio, cobre, zinco, estanho; ou por meio de indústrias de pesticidas e de equipamentos eletrônicos (BRASIL, 2011; LADEIRA et al., 2014; CETESB, 2014; FILHO, 2018).

O teor de arsênico é um importante parâmetro para uma avaliação da mobilidade e biodisponibilidade desse elemento no meio, indicando contaminação das águas em muitos países em todo o mundo (SMITH et al., 2008; COSTA, 2018).

2.4.3 Bário (Ba^{2+})

O Bário está naturalmente presente como elemento traço em rochas ígneas e sedimentares, ocorre em uma série de compostos, como sulfato de bário (baritina) ($BaSO_4$) e em menor escala como carbonato de bário ($BaCO_2$). As informações sobre o efeito de bário em organismos aquáticos são escassas, no entanto após a exposição pode ocorrer comprometimento da reprodução e redução em crescimento, os compostos solúveis de bário podem ser transportados por meio do ambiente e absorvido pelos organismos (WHO, 1990; LIMA et al., 2012).

Os compostos de bário são utilizados na indústria da borracha, têxtil, cerâmica, farmacêutica, sendo as principais matérias primas obtidas por meio da barita (sulfato de bário)

que são convertidos em bário metálico ou outros compostos para sua utilização (WHO, 1990; 2011; CETESB, 2014).

2.4.4 Cádmio (Cd^{2+})

O cádmio ocorre por meio de intemperismo das rochas, erosão do solo, erupções vulcânicas, queimadas de florestas, porém as erupções vulcânicas são as maiores fontes de emissão de cádmio na atmosfera. Geralmente o cádmio é encontrado no ambiente em baixas concentrações, o Cd não é um elemento essencial, a absorção pela pele não é uma via principal de entrada de cádmio, as principais formas de exposição são cutâneas, pulmonar e gastrintestinal. Devido ao fato de ser muito tóxico, o cádmio pode afetar o crescimento das plantas, reduzir a fotossíntese e alterar as atividades metabólicas e enzimáticas das mesmas (DIAS, 2013; PAIS, 2018).

O cádmio é liberado por efluentes industriais no ambiente, mais comumente por meio da produção de pigmentos, soldas, galvanoplastia, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos, assim como também por poluição difusa causada por fertilizantes e poluição do ar local (BRASIL, 2011; CETESB, 2014).

2.4.5 Chumbo (Pb^{2+})

O chumbo ocorre naturalmente na crosta terrestre, é geralmente encontrado combinado com dois ou mais elementos para formar os compostos de chumbo. É um dos elementos mais frequentes e comuns no ambiente, às fontes naturais do chumbo atmosférico incluem o intemperismo geológico, carvão, óleo e madeira. Os níveis desse metal no solo são influenciados por atividades antropogênicas e transporte de Pb pelo ar, já a concentração natural de chumbo em águas subterrâneas é diversificada de acordo com a composição do solo e rocha (U.S., 2007; NORDBERG et al., 2007; JESUS et al., 2018).

De acordo com a CETESB (2014) o Pb está presente no ar, nas bebidas e alimentos e no tabaco. No entanto, o chumbo tem ampla aplicação industrial como na fabricação de tintas, baterias, inseticidas, ligas metálicas, vidros entre outros. O chumbo é um tóxico presente em todas as partes (onipresente) emitido por fontes ambientais e industriais e os efeitos adversos à saúde da exposição ao chumbo são conhecidos há séculos (DIESTELKAMP et al., 2018; HSIEH et al., 2017; CETESB, 2017; 2014).

2.4.6 Cobre (Cu^+)

O cobre ocorre amplamente na natureza na forma de calcopirita (CuFeS_2), pode ser encontrado em todas as plantas e animais, e em forma de sulfuretos de cobre, sulfatos, carbonatos e outros compostos. Cu é mais abundante em rochas basálticas do que em rochas de granito, já em rochas ígneas é parcialmente controlada pelo processo de diferenciação durante a cristalização (AZEVEDO; CHASSIN, 2003; BRASIL, 2011 CETESB, 2014; CANTERAS, 2015).

No setor industrial o cobre tem várias utilidades, como na fabricação de válvulas, tubos, acessórios para banheiro e também está presente em ligas e revestimentos. As origens de cobre para o ambiente incluem minas de cobre ou outros metais, corrosão de latão ou de tubulações por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, utilização de compostos de cobre como algicidas aquáticos, contaminação da água subterrânea a partir do uso agrícola do cobre, escoamento superficial e precipitação atmosférica por fontes industriais (CETESB, 2009).

O cobre é um elemento que possui uma função fundamental no metabolismo dos organismos vivos, entretanto, quando presente em altas concentrações e por períodos prolongados de exposição, esse elemento-traço apresenta efeito tóxico, tendo potencial de causar a morte (CANTERAS, 2015).

2.4.7 Cromo (Cr^{2+})

O cromo é encontrado na natureza na forma de cromita (FeCr_2O_4), e em rochas, plantas, solos, animais, erupções vulcânicas e pode estar combinado a outros compostos (WHO, 1988; ATSDR, 2012). Já em suas fontes antropogênicas ocorrem em siderurgia, produção de pilhas e borrachas, cimento, fundições, fabricação de fitas magnéticas e aço inoxidável (AZEVEDO; CHASSIN, 2003). A indústria de curtume é uma fonte importante onde ocorre o cromo, esse metal é utilizado na transformação de pele em couro no processo final de produção, gerando resíduos sólidos, efluentes líquidos e gasosos, sendo tóxicos e que podem contaminar o ambiente aquático e o solo, quando lançados e tratados de modo inadequado (PACHECO, 2005).

Os principais estados de oxidação do cromo são: Cr (II), Cr (III), Cr (IV), Cr (V) e Cr (VI), as formas mais estáveis são Cr (III) e Cr (VI) sua toxicidade depende do estado de oxidação, onde o Cr (III) apesar de ser essencial ao funcionamento do organismo quando em

baixas concentrações, quando em elevadas concentrações pode inibir diferentes processos celulares. Já o Cr (VI) é considerado tóxico para o organismo humano por ter elevado potencial de oxidação, sendo capaz de atravessar membranas biológicas, classificado como carcinogênico (SAVAZZI, 2008; SANTOS et al., 2009; AZEVEDO; CHASSIN, 2003).

2.4.8 Manganês (Mn^{2+})

O manganês é um metal abundante e compreende cerca de 0,1% da crosta terrestre. Na natureza o Mn ocorre naturalmente em vários tipos de rochas, na água superficial e subterrânea, porém, atividades antropogênicas também são responsáveis pela contaminação na água (LIMA, 2013; CETESB, 2009; AZEVEDO; CHASSIN, 2003).

As fontes antropogênicas de Mn abrangem fertilizantes, mineração e indústrias de cerâmicas, resíduos domésticos, vidros, aço e pilhas. O potencial tóxico do manganês pode ser um problema consideravelmente grave para as plantas, contudo, embora esse metal seja tóxico (para plantas, humanos ou animais) somente quando absorvido em grandes concentrações, ele também é um nutriente essencial para os vegetais (BRADY; WEIL, 2013; AZEVEDO; CHASSIN, 2003).

2.4.9 Zinco (Zn^{2+})

O zinco se encontra principalmente sob a forma de sulfetos, que está associado ao chumbo, cobre, prata e ferro (galena, calcopirita, argentina e pirita entre outros). Zn é um metal que pode ser encontrado em todo ambiente (água, solo e ar). No solo, o zinco tem sua concentração determinada por diferentes fatores como matéria orgânica, granulometria e pH (DNPM, 2001; CANTERAS, 2015).

Tal como o cobre, ferro e o manganês, o zinco também é considerado um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas. Frequentemente se encontra disponível em solos ácidos, porém apresenta uma baixa solubilidade com pH acima de 7,0. Assim, dessa forma, em solos alcalinos, as plantas podem apresentar deficiência por baixa absorção desse elemento. Baixos teores de matéria orgânica reduzem a disponibilidade desse metal (BRADY; WEIL, 2013).

As principais atividades responsáveis pelo elevado aporte atmosféricos de zinco no solo são as indústrias, em média 3% do zinco total encontra-se na forma trocável e 5% complexado na matéria orgânica (CANTERAS, 2015).

O Zn é caracterizado pela sua alta resistência à corrosão, permitindo assim sua função como revestimento protetor de vários produtos. Por ter grande facilidade para combinações com outros metais permite o seu uso na fabricação de ligas, principalmente os latões e bronzes (ligas cobre-zinco) e as ligas zamac (zinco-alumínio-mangânesio) (DNPM, 2001; CANTERAS, 2015).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Nesta pesquisa, o objetivo geral foi avaliar a concentração e influência de metais potencialmente tóxicos na água, e em larvas da ordem Odonata, comparando em represas próximas ao cultivo convencional e orgânico, em uma fazenda com plantação de laranja. Com base nas seguintes questões: Quantos e quais metais potencialmente tóxicos estão presentes em maior quantidade nos corpos d'água, e em larvas da ordem Odonata, entre o plantio próximo ao cultivo convencional e orgânico?

3.2 Objetivos Específicos

- Coleta das amostras de água e das larvas da ordem Odonata;
- Determinar os teores de metais nas represas próximas ao cultivo convencional e cultivo orgânico em uma fazenda com plantação de citros;
- Comparar as concentrações de metais presentes na água entre as represas próximas ao cultivo convencional e cultivo orgânico de citros;
- Comparar as concentrações de metais presentes nas amostras água e nas larvas da ordem Odonatas;
- Avaliar o fator de Bioacumulação nas larvas;
- Comparar o fator de Bioacumulação nas larvas às entre as represas próximas ao cultivo convencional e cultivo orgânico de citros.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida em cultivo de laranja representada em uma matriz rural (Figura 3), onde são realizados métodos convencionais com aplicação de defensivos agrícolas, por meio de pulverização e há o cultivo orgânico (certificado desde 2009 pela empresa ECOCERT), onde utiliza biocidas entre outros produtos como defensivos agrícolas em uma pequena área na mesma fazenda (ASSIS, 2016). Foram selecionados oito pontos de coleta em dois corpos d'água de represas próximas a áreas de cultivo convencional (Represa 1) e cultivo orgânico (Represa 2), em duas microbacias diferentes.

Figura 3: Represa 1 (próximo ao cultivo convencional) e represa 2 (próximo ao cultivo orgânico) de uma fazenda de citros.



Fonte: Da autora.

4.1.1 Influência das características da mata ciliar do entorno das represas

As matas ciliares desempenham um grande papel na proteção física das margens dos rios e represas; interagem com os ecossistemas terrestre e aquático (temperatura da água, alimentação da fauna aquática e terrestre); desempenha papel de corredor genético para a flora e fauna, promovendo fluxo de espécies, portanto, é fundamental a sua conservação. A mata ciliar tem relação direta com a qualidade da água. A presença da vegetação ciliar influencia diretamente sob uma bacia hidrográfica, pois as suas funções e efeitos positivos refletem na boa

qualidade de vida das populações e no equilíbrio do ambiente (GAMBERINI, 2006; PANIZZA, 2016, CASTRO et. al. 2017).

Na represa 1 (próximo ao cultivo convencional de laranja), sua porção sul, a APP foi caracterizada em estágio pioneiro de vegetação, com poucas espécies arbustivas de até 2 metros, ocorrência de joá (*Solanum paniculatum*), poucos indivíduos arbóreos isolados identificados como Castanha da índia (*Aesculus* sp), Palmeira (*Arecaceae*), Figueira (*Ficus* sp), Goiabeira (*Psidium* sp) e Pinheiro (*Pinus* sp), seguindo a resolução DECRETO Nº 21.097/2014, e predomínio de gramínea (*Brachiaria* sp). De acordo com estudos de Fontes (2003), Lima et al. (2015); Silva et al. (2015); Campos et al. (2017) e Lima et. al. (2018) menciona *Brachiaria* sp. como uma planta daninha, e como qualquer outro vegetal que, de alguma forma, interfere negativamente em alguma atividade humana, principalmente em áreas agrícolas, pois algumas características a diferem das outras, como capacidade de germinação em qualquer tipo de ambiente; ser uma forrageira multi rústica; longevidade dos propágulos e de fácil multiplicação agâmica (o que garante germinação descontínua no tempo e espaço); crescimento rápido e vigoroso; resistência ao pisoteio entre outros fatores que podem prejudicar plantações em áreas agrícolas. Porém, *Brachiaria* sp. também podem ser benéficas como na produção de forragem em época de estiagem em regiões semiáridas do mundo, onde há escassez dos recursos hídricos, limitando a produção de alimento para os animais, assim a utilização de espécies vegetais que toleram o estresse hídrico pode maximizar a produção. A *Brachiaria* sp. é ótima forrageira, além de seu uso com a adubação aumenta a produtividade das culturas, tem boa aceitabilidade pelos animais que tem altas exigências nutricionais. Nos primeiros 4 metros imediatos à represa, a Família Poaceae esteve presente em todos os locais de coleta, dificultando a entrada da pesquisadora no corpo hídrico.

Em sua porção norte, há a presença de fragmento florestal em APP, com 79,15 metros em sua parte mais larga e 26,15 metros em sua parte mais estreita, sua medição foi feita pela ferramenta “régua” do Google Earth. Não foi possível a entrada no fragmento pela pesquisadora para coleta dos arbóreos e possível caracterização vegetal.

Na represa 2 (próxima ao cultivo orgânico de laranja), todo entorno é composto majoritariamente por gramíneas (*Brachiaria* sp), e a APP não ultrapassa de 13 metros (as árvores existentes estão dispostas em fileiras, e suas copas não se sobrepõe em toda extensão). A vegetação nas bordas imediatas à represa também é composta por Poaceae, especialmente no ponto A, o qual também havia muita matéria orgânica em decomposição. As espécies arbóreas que compõe a mata ciliar da represa 2 foram identificadas: Como Ingá (*Inga* Mill), árvore nativa da Floresta Atlântica (POSSETTE E RODRIGUES, 2010); Aroeira-pimenteira (*Schinus*

terebinthifolius), nativa da Mata Atlântica (LORENZI, 2014); Manga (*Mangifera langsdorffii*), exótica, origem no Sul da Ásia; Juá (*Solanum paniculatum*) espécie arbustiva; Embaúba (*Cecropia* sp) espécie nativa do Brasil (GAGLIOTI et al., 2014) e espécie não identificada da Família Asteraceae, que apresenta distribuição cosmopolita, encontram-se disseminadas por todos os continentes, com exceção da Antártica (SANTOS; GUIMARÃES, 2008; MOREIRA; BRAGANÇA, 2011).

A Leucena (*Leucaena leucocephala*), espécie arbórea de leguminosa desempenha um papel importante na produtividade e diversidade do ecossistema devido à sua associação com bactérias do solo diazotróficas fixadoras de nitrogênio (N), os chamados rizóbios. Essa simbiose pode aumentar a produtividade líquida da planta e mitiga a degradação do solo pelo uso de árvores de fixação rápida de N ou “pioneiros” de arbustos nas plantações de restauração. Leucena (*Leucaena leucocephala*) foi amplamente encontrada nas imediações, formando um maciço, sendo uma espécie exótica e pioneira, bastante abundante no local (PEREYRA et al. 2015; THRALL, et al. 2011; SPEHN et al. 2002; MILES et al. 2006).

4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.2.1 Métodos para coleta de amostra em campo

A escolha dos pontos de coletas das amostras nas duas represas foram determinados de acordo com cada represa sendo feitas coletas das amostras em 4 pontos de cada represa. Em cada ponto (A, B, C e D) da represa 1, próxima ao plantio convencional de laranja (Figura 4), e da represa 2 (A, B, C e D), próxima ao plantio orgânico de laranja (Figura 5), foram coletadas amostras da água e de larvas da ordem Odonata (libélula). As coletas de Odonata foram em dias diferentes das coletas de água, porém todos no mesmo ponto, a água e as larvas de Odonata. As larvas foram coletadas utilizando-se uma peneira (Figura 6) (diâmetro de 25 cm e abertura de malha de 0,2mm) e uma pinça entomológica (adaptado de MACAN, 1977; OLIVEIRA, 2013). Todo o material entomológico foi separado em campo, em bandejas, e os animais foram mantidos em sacos plásticos com água e refrigerados (NESSIMIAN; FIDELIS, 2007).

Na represa 2, próxima ao cultivo orgânico de laranjas, não obteve coleta de larvas no ponto A, pois o local tinha alta incidência de matéria orgânica em decomposição, e poucas plantas aquáticas em volta do ponto A, além da presença de muitos peixes da espécie

Geophagus brasilienses (Quoy; Gaimard, 1824), predador das larvas de insetos e também espécies de *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774), espécie invasora de gastrópodo (caramujo trombeta), que pode comprometer a fauna bentônica como as larvas de libélula; esses fatores podem ter afetado a presença e permanência das larvas no ponto amostrado (Figura 7).

Foram feitas coletas nas represas, em quatro pontos distintos da mesma, e em cada amostra foram coletadas as larvas e em conjunto com as coletas de água de cada ponto coletado (adaptado de BRUNO, 2012).

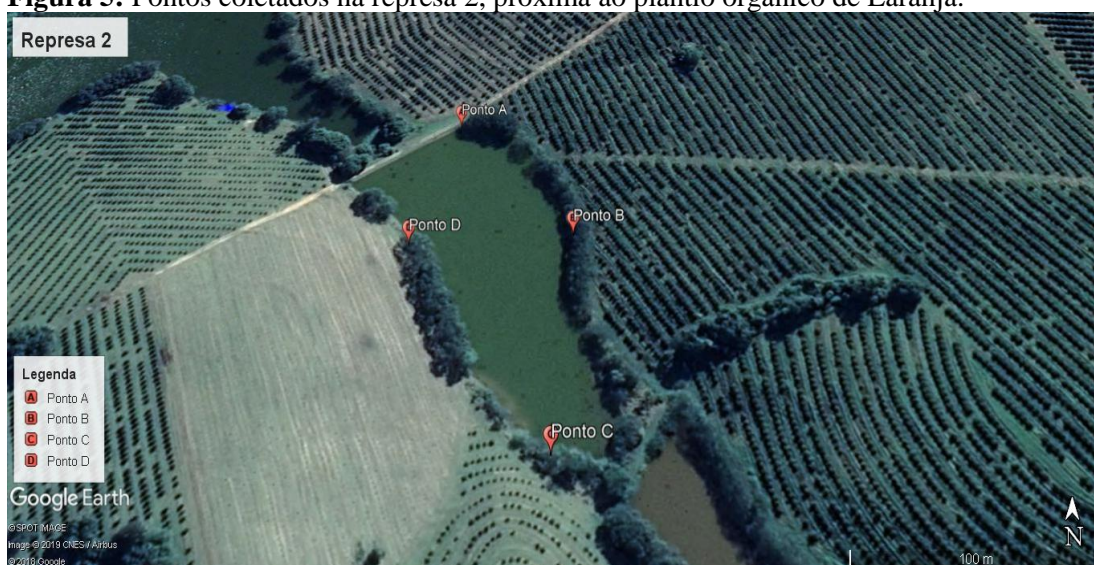
Para a coleta da água foi utilizado um recipiente de polietileno de 2L para a coleta na represa, frascos de plástico de 250 mL, para a preservação das amostras foi adicionado ácido nítrico até $\text{pH} < 2$ com aproximadamente 5 mL de ácido nítrico para cada ponto amostrado, homogeneizando sempre as amostras com auxílio de um bastão de vidro, identificando com a etiqueta cada ponto amostrado. As amostras foram acondicionadas em caixa isotérmica, com gelo até a chegada ao Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de São Carlos - *compus* - Sorocaba, onde foram acondicionadas em um refrigerador até o momento das análises (CETESB, 1988; APHA, 1995).

Figura 4: Pontos coletados na represa 1, próxima ao plantio convencional de Laranja.



Fonte: Da autora.

Figura 5: Pontos coletados na represa 2, próxima ao plantio orgânico de Laranja.



Fonte: Da autora.

Figura 6: Coleta de Odonata.



Fonte: Da autora.

Figura 7: Espécies presentes no ponto A da represa 2 próxima ao plantio orgânico de laranja. (A) *Melanoides tuberculata*; (B) *Geophagus brasiliensis*.

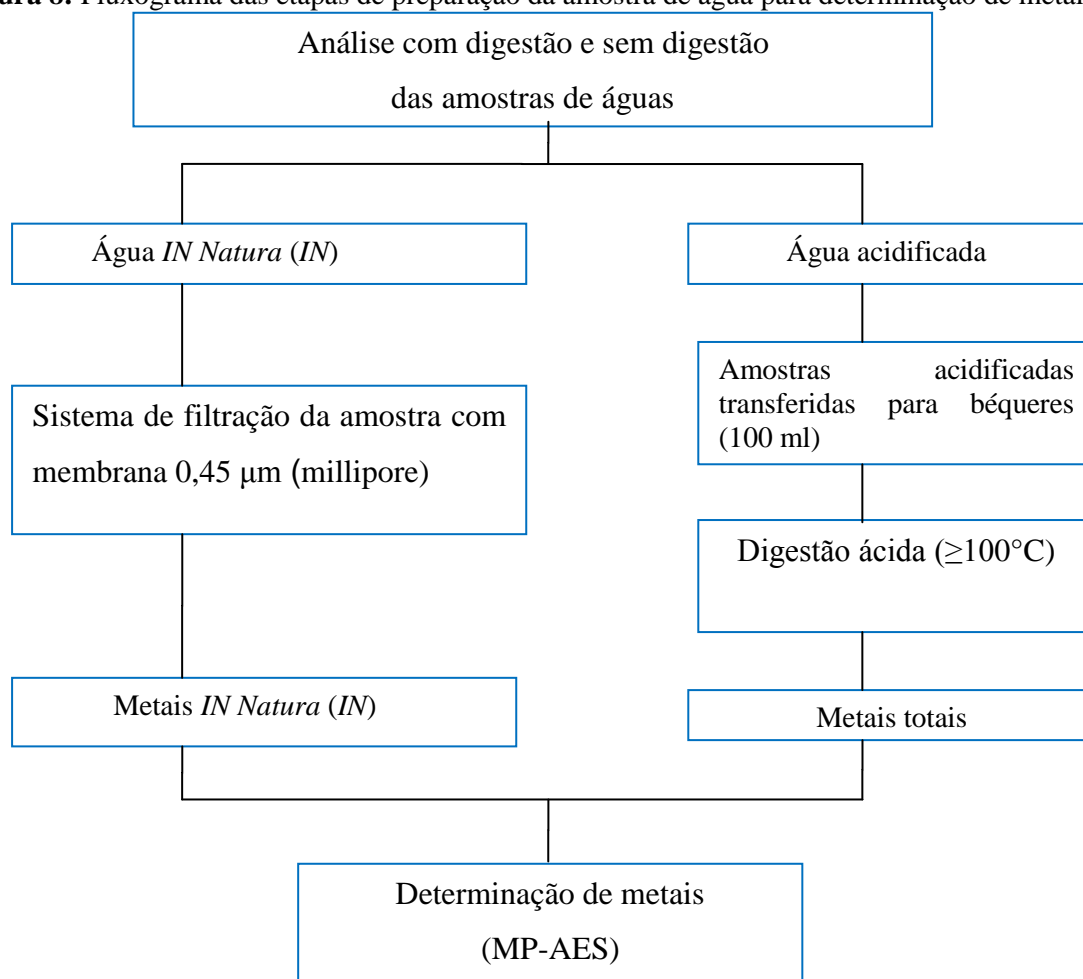


Fonte: Da autora.

4.2.2 Determinação de pH, temperatura e metais potencialmente tóxicos (metais totais) nas amostras de águas coletadas em represas próximas aos locais de cultivo convencional e orgânico de citrus

Os parâmetros pH e temperatura foram medidos in situ utilizando respectivamente pHmetro marca: Hanna Instruments e termômetro marca: Incoterm. A preparação das amostras para as determinações dos metais potencialmente tóxicos foram realizadas de acordo com fluxograma da Figura 8.

Figura 8: Fluxograma das etapas de preparação da amostra de água para determinação de metais.



Fonte: Da autora.

Para a digestão das amostras de águas coletadas visando determinação de metal potencialmente tóxico total (amostras acidificadas), foram transferidas 100 mL de amostra em um béquer de 250 mL adicionando 5 mL de ácido nítrico concentrado (triplicata). Preparação dos brancos em duplicata, contendo 100 mL de água destilada e 5 mL de ácido nítrico concentrado. Sequencialmente, as amostras foram levadas a uma chapa aquecedora com temperatura controlada em conjunto com pérolas de ebulição (inserindo um termômetro em um béquer contendo areia para monitorar a temperatura em valores acima de 100 °C) (Figura 9). As amostras foram pré-concentradas até um volume próximo de 10 mL e então resfriadas até temperatura ambiente para posterior filtração. Após a filtração, as amostras foram transferidas para balões volumétricos e devidamente avolumadas com água destilada (adaptado de APHA, 1995).

A determinação de metais totais (MPT) nas amostras de águas foi realizada utilizando espectrômetro de emissão atômica por plasma de micro-ondas (marca: Agilent Technologies

modelo: 4200 MP-AES). As curvas analíticas utilizadas tiveram intervalo de concentração de 0,05 a 2,5 mg L⁻¹. As linhas de emissão atômica utilizadas na determinação de metal das represas estão expostas na Tabela 2.

Figura 9: Procedimento de digestão das amostras de água.



Fonte: Da autora.

Tabela 2: Linhas de emissão atômica utilizadas na determinação de metais das amostras de água e das larvas de Odonata, coletadas nas represas: 1 próximas ao plantio convencional e 2 próximas ao plantio orgânico.

Elemento	Linhas de Emissão (nm)
Zinco (Zn)	213,857
Cádmio (Cd)	228,802
Bário (Ba)	649,690
Cobre (Cu)	324,754
Níquel (Ni)	352,454
Cobalto (Co)	340,512
Chumbo (Pb)	405,781
Potássio (K)	766,491
Molibdênio (Mo)	379,825
Cromo (Cr)	357,868
Manganês (Mn)	403,076
Alumínio (Al)	396,152

Fonte: Da autora.

4.2.3 Determinação de metais potencialmente tóxicos (metais totais) nas amostras dos organismos da ordem Odonata coletadas em represas próximas aos locais de cultivo convencional e orgânico de citrus

Após a coleta das larvas em campo, cada espécime coletada foi seca em estufa a 60°C. As amostras das larvas (aproximadamente 0,10 g de peso seco por pontos nas represas) foram transferidas para béqueres com capacidade para 50 ml, diluídas em 10 ml de HNO₃, para que as amostras pudessem ser decompostas a uma temperatura de 90°C, em chapa de aquecimento (Figura 10). Posteriormente, as amostras foram resfriadas à temperatura ambiente e filtradas com papel filtro, e depois foram transferidas para balões volumétricos com capacidade para 25 ml e avolumados com água destilada (CORBI, 2008). A determinação de metais totais nas amostras de águas foi realizada utilizando espectrômetro de emissão atômica por plasma de micro-ondas (marca: Agilent Technologies modelo: 4200 MP-AES). As curvas analíticas utilizadas tiveram intervalo de concentração de 0,05 a 2,5 mg L⁻¹. As linhas de emissão atômica utilizadas na determinação de metal das represas estão expostas na Tabela 3.

Figura 10: Procedimento de digestão das amostras de Odonata.



Fonte: Da autora.

4.2.4 Fator de Bioacumulação

O parâmetro utilizado para se quantificar a bioacumulação em insetos da ordem Odonata foi o fator (FBA) que é definido como a razão entre a concentração do metal no inseto e a concentração média na água (1). O resultado final foi alcançado devido a adaptação à fórmula segundo a literatura (LIU et al., 2018):

$$\text{FBA} = \frac{\text{concentração do metal na Odonata } (\mu\text{g g}^{-1})}{\text{concentração média do metal na água } (\mu\text{g g}^{-1})} \quad (1)$$

4.2.5 Tratamentos dos dados

Para análise dos metais na água e nos organismos da ordem Odonata foram calculadas as médias e desvio padrão dos metais extraídos em concentrações crescentes, considerando cada represa coletada.

Para as análises estatísticas, o Teste T de Student foi aplicado à comparação dos valores das análises de metais potencialmente tóxicos entre a represa próxima ao cultivo convencional e a represa próxima ao cultivo orgânico referente às espécies metálicas nos pontos coletados de cada represa, usando o programa Past (HAMMER et al., 1992).

Os resultados das amostras de água e das larvas de Odonata entre as represas foram submetidos à análise de variância ANOVA One-Way, considerando a significância pelo teste Tukey ($p \leq 0.05$) usando o programa Past (HAMMER et al., 1992).

Diferenças para cada conjunto de dados (concentração de metais na água e nas larvas de libélula de cada ponto) foram testadas pelo teste de Mann-Whitney. Diferenças significativas foram analisadas na concentração de metais entre os dois parâmetros (amostra da água e amostra de insetos). A análise de Mann-Whitney foi calculada usando o programa Past (HAMMER et al., 1992).

Para os cálculos dos valores de LOQ e LOD foi feito de acordo com estudos de Hage e Carr, 2012.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 pH e temperatura das amostras de águas coletadas

Os resultados obtidos do pH e temperatura estão representados na Tabela 3, apresentados juntamente com os valores estabelecidos pela resolução n° 357/2005 do CONAMA. Durante o período estudado os valores de pH no cultivo convencional nos quatro pontos de coletas amostrados apresentaram uma variação de 6,5 a 7,3, estando assim, portanto, mais próximo da neutralidade. No cultivo orgânico os valores foram entre 6.1 a 6.4 com tendência ligeiramente ácida. De acordo com os resultados das amostras para ambos os pontos estão em conformidade com o CONAMA 357/2005.

Tabela 3: Resultados de pH e temperatura (°C) para as amostras de água coletadas em represas próximas ao local com cultivo convencional e orgânico de citrus. Fonte: Dos autores.

Pontos de coletas	Medidas	Represa 1 (próxima ao cultivo convencional)		Represa 2 (próxima ao cultivo orgânico)	
		pH	Temp. (°C)	pH	Temp. (°C)
A	A1	7,8	23,5	6,6	20,0
	A2	6,3	25,4	6,3	20,0
	A3	6,3	25,3	6,2	21,0
	Média	6,8	24,7	6,3	20,3
B	B1	7,4	22,0	6,2	19,0
	B2	7,3	22,0	6,2	20,0
	B3	6,3	23,0	6,4	19,0
	Média	7,0	22,0	6,2	19,3
C	C1	6,6	20,0	6,1	21,0
	C2	6,6	21,0	6,1	22,0
	C3	6,9	21,0	6,6	21,0
	Média	6,7	21,0	6,2	21,3
D	D1	6,8	21,0	6,0	20,0
	D2	7,1	21,0	6,0	21,0
	D3	6,8	20,0	6,0	20,0
	Média	6,9	21,0	6,0	20,33
CONAMA 357/05		6 a 9		6 a 9	

Fonte: Da autora.

A média de temperatura nos pontos de coleta manteve-se entre 19,3°C a 24,7°C considerando as duas represas, foi verificado temperatura mais alta no ponto A, na represa

próxima ao cultivo convencional. Isso pode ser justificado em função do horário, pois, nesses pontos, as amostras foram coletadas no período da tarde, em que a incidência da radiação solar é maior. Valores aproximadamente parecidos foram encontrados por Lima; Santos, (2013) em estudos relacionados a atividades agrícolas.

5.2 Concentrações de metais potencialmente tóxicos nas amostras de águas

As concentrações dos metais (Zn^{2+} , Cd^{2+} , Ba^{2+} , Cu^+ , Ni^{2+} , As^{3+} , Co^{2+} , Pb^{2+} , K^+ , Mo , Cr^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+}) para as amostras de água in natura (IN) das represas 1 (próxima ao cultivo convencional) e represa 2 (próxima ao cultivo orgânico) estão representados nas Tabela 5 e Tabela 6 (APÊNDICE I). Os resultados obtidos para as análises de água para concentração de metal total das represas 1 (próxima ao cultivo convencional) e represa 2 (próxima ao cultivo orgânico) estão representados nas Tabelas 7 e 8 (APÊNDICE I). Todos os valores foram comparados juntamente com os valores estabelecidos pela resolução nº 357/2005 do CONAMA.

Quando comparadas, as concentrações de metais totais da represa 1 próxima ao cultivo convencional de laranja, com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, observa-se que somente os metais Cu^+ e Pb^{2+} estão com os valores acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/05 para classes 1 e 2.

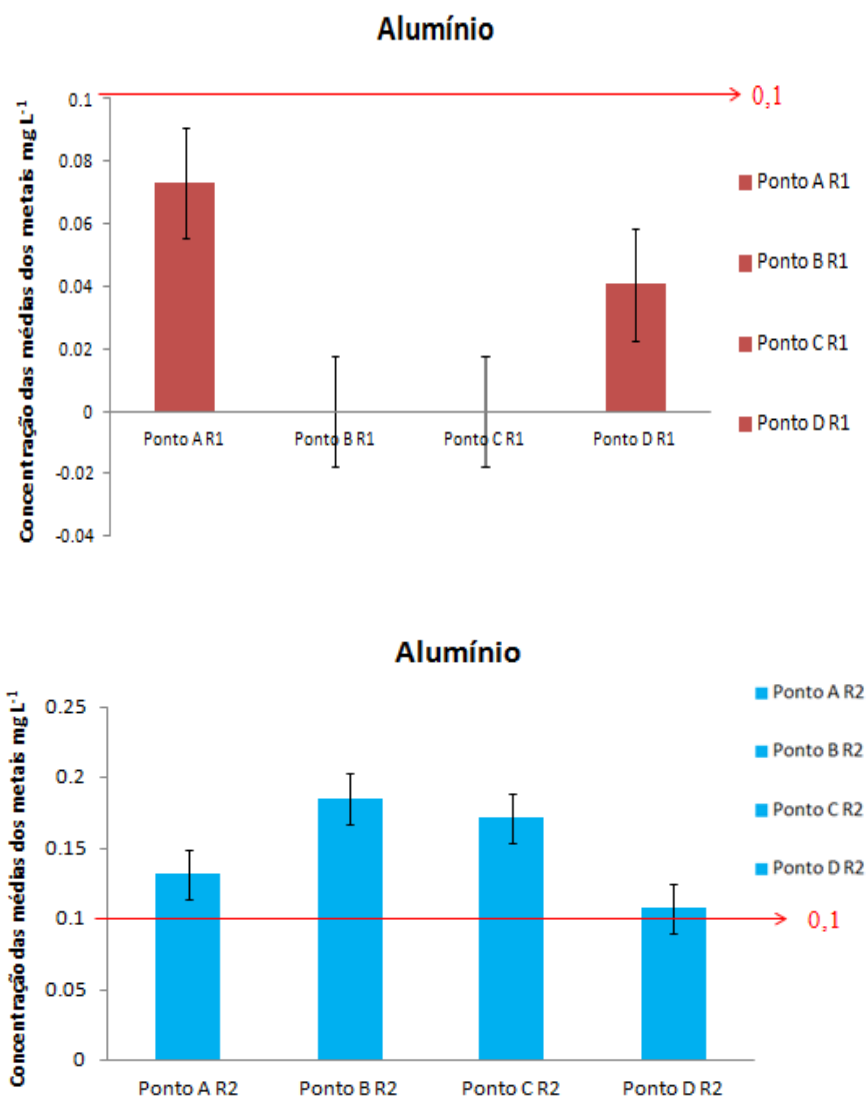
Os resultados de metais potencialmente tóxicos totais em amostras de águas coletadas na represa 2, próximo ao cultivo orgânico, quando comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, observa-se que os metais Pb^{2+} e Al^{3+} estão com os valores acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/05 para classes 1 e 2.

O metal Cr^{2+} esteve presente na maioria dos pontos coletados mesmo que em menores concentrações, menos no ponto C. Nas análises de água in natura (IN) da represa 1, o Cr^{2+} esteve presente apenas nos pontos A e D mesmo que em menores concentrações. Segundo estudo de STEFFEN et al. (2011), a utilização de grande parte de defensivos agrícolas em agricultura pode conter Cr^{2+} em sua composição podendo assim contaminar o solo com resíduos dos mesmos causando risco de contaminação ambiental pois, de acordo com a CETESB (2005), o metal Cr^{2+} pode ser transportado e depositado em corpos d'água por meio do processo de escoamento superficial, atingindo tanto as águas superficiais quanto as águas subterrâneas, as águas doces apresentam baixas concentrações de Cr^{2+} , com exceção deste estudo, pois obteve altas concentrações de Cr^{2+} somente em um ponto amostrado. No local amostrado como ponto C, há uma área de APP que foi caracterizada em estágio pioneiro de

vegetação, com poucas espécies arbustivas de até 2 metros, isso pode ter contribuído para as concentrações de Cr^{2+} no local, a mata ciliar pode ter sido um fator de barragem que retém o carreamento de possíveis contaminantes para a represa, retendo e impedindo que maiores concentrações de cromo chegassem neste ponto e nos outros pontos onde não obtiveram grandes concentrações de Cr^{2+} . Assim como em estudos de Ministério do Meio Ambiente (2016); Carneiro et al. (2019); Félix et al. (2019); Fernandes; Godoi (2019), salientam o quanto a mata ciliar é importante preservação e melhoria da qualidade da água proporcionando melhor qualidade de vida à população e o equilíbrio ecológico do ambiente.

O Al^{3+} foi encontrado em todos os pontos na represa 1 mesmo que em menores concentrações, (Figura 11). Já na represa 2, o Al^{3+} foi encontrado acima do limite estabelecido pelo CONAMA em todos os pontos coletados (Figura 11). Na represa 2 próxima ao cultivo orgânico é utilizado a caulinita (silicato de alumínio hidratado), que pode explicar a concentração acima dos limites permitidos pelo CONAMA. Nas amostras de água in natura (IN), tanto na represa 1 quanto na represa 2 não obteve Al^{3+} acima do limite permitido pelo CONAMA /357. De acordo com estudos de WATERS; WEBSTER-BROWN (2013); CETESB (2014); ROSA et al. (2018) o Al^{3+} é um dos metais mais utilizados em todo o mundo e a alta demanda tem provocado diversos problemas ambientais, o aumento das concentrações de Al^{3+} pode estar relacionado com o período de chuvas, portanto, com a alta turbidez; e a sua disponibilização no solo em meio ácido com as chuvas ácidas. Nestas condições, o alumínio é extremamente tóxico a vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água. O alumínio na água pode ocorrer em diferentes formas e é influenciado pelo pH, isso quando o pH se encontra entre 5,5 e 6,0. A toxicidade pelo Al^{3+} é um dos principais fatores limitantes nos solos, sendo assim 14% dos solos do planeta são afetados por este fator, em grandes quantidades nos solos brasileiros. Em torno de 67% destes solos ácidos estão encobertos por bosques e 18% são savanas, pastagens e vegetação desértica; e somente 4,5% desses solos ácidos estão sendo utilizados para culturas (CORTÉS, 2018).

Figura 11: Concentração do metal Al^{3+} da represa 1 (em vermelho), próxima ao cultivo convencional e represa 2 (em azul) próxima ao cultivo orgânico de laranja, em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Traço vermelho).

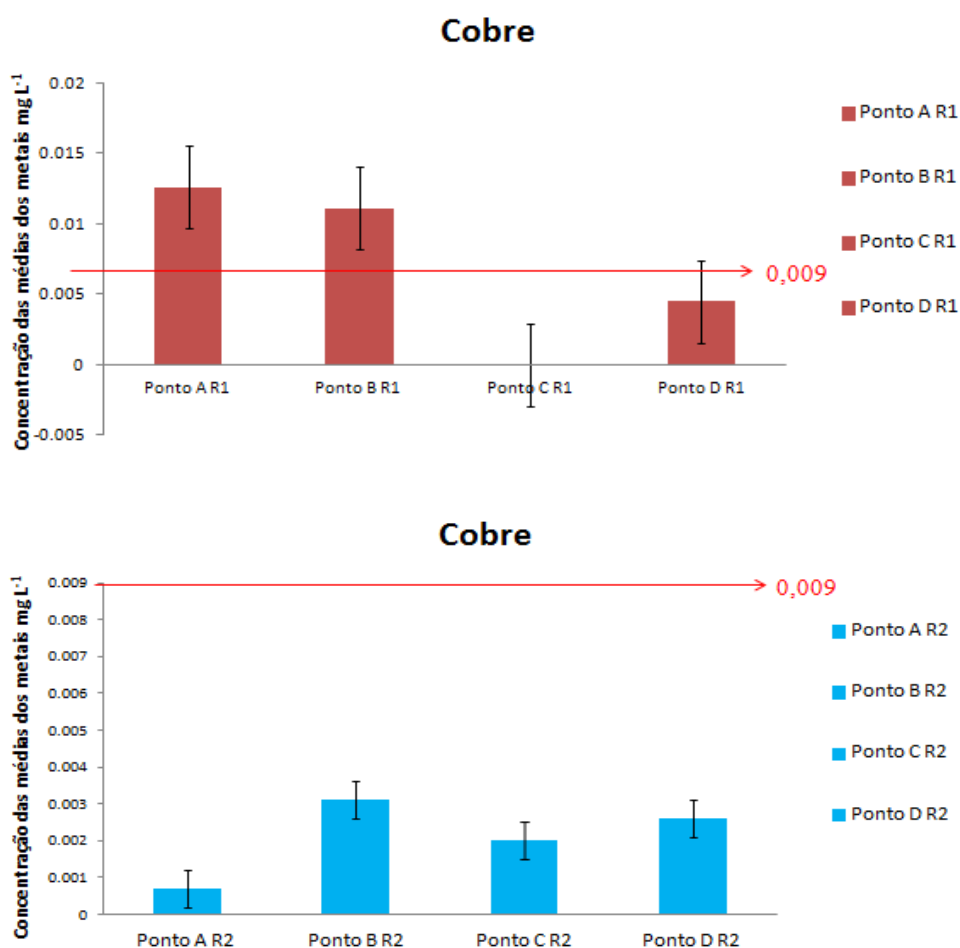


Fonte: Da autora.

Na represa 1, próxima ao cultivo convencional, Cu^+ foram quantificados em menores concentrações no ponto D, porém, em maiores concentrações acima do limite tolerado nos pontos A e B (Figura 12). Já na represa 2, próxima ao cultivo orgânico o Cu^+ esteve presente em todos os pontos coletados, mesmo que em menores concentrações. Como em estudos de Klein et al. (2016); Klein et. al. (2018) Lamichhane et al. (2018) a presença do Cu^+ pode ser explicada devido ao uso de aditivos a base de sulfato de cobre como fonte de nutrientes para as plantas. O Cu^+ é utilizado como fungicida (Oxicloreto de Cobre), tanto no cultivo convencional como no cultivo orgânico desta fazenda de plantio de laranja onde ocorreu o

presente estudo. De acordo com estudos de Costa et al. (2004); Abbasi et al. (2015); Passos et al. (2018), o Cu^+ pode ser usado também como fungicidas à base de cobre, que propõe-se combater a mancha preta e a mancha marrom, um dos maiores problemas em culturas de citros em São Paulo. Assim como em estudos de Nachtigal et al. (2007) e Canteras (2015) o uso de fungicidas cúpricos ou aditivos a base de cobre, quando utilizado por vários anos podem levar ao acúmulo do cobre, e esse acúmulo significativo do cobre atinge o solo, biossólidos, lodos de estações de água podendo contaminar fontes de ecossistemas aquáticos em geral por meio de escoamento superficial.

Figura 12: Concentração do metal Cu^+ da represa 1 (em vermelho), próxima ao cultivo convencional e represa 2 (em azul) próxima ao cultivo orgânico de laranja, em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Traço vermelho).

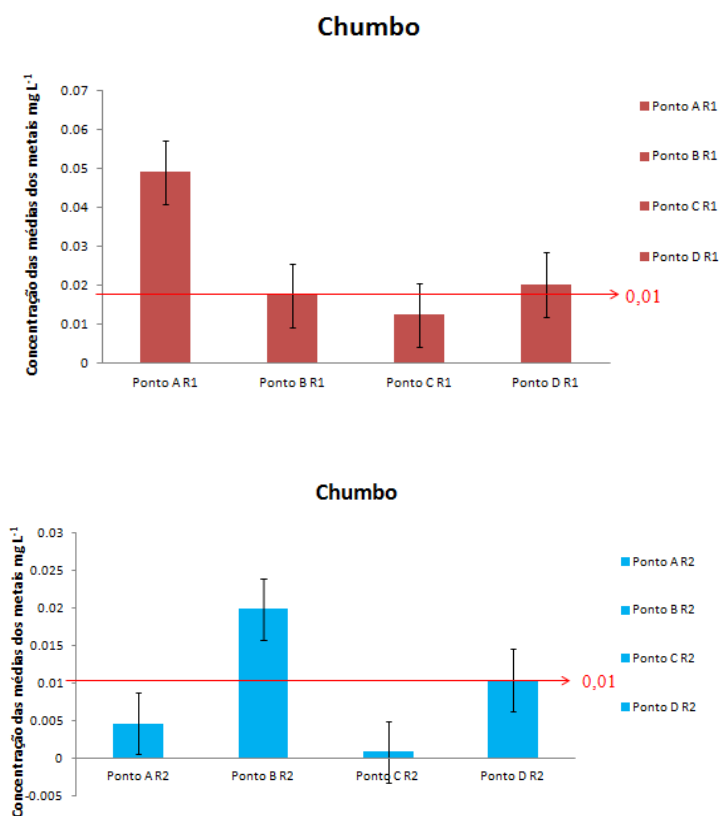


Fonte: Da autora.

Pb^{2+} teve maior concentração acima do limite permitido pelo CONAMA 357/05 nos pontos A, B, C e D na represa 1, próxima ao cultivo convencional de laranja. Na represa 2, próxima ao cultivo orgânico de laranja o Pb^{2+} teve uma maior concentração acima do limite estabelecido pelo CONAMA apenas no ponto B, no limite no ponto D, e presente em menores concentrações no ponto A (Figura 13). As amostras de água in natura (IN), em todos os pontos estão com as concentrações $< LQ$.

O Pb^{2+} quando é causador de alguma contaminação do solo e de recursos hídricos, pode atingir os lençóis freáticos por possuírem a capacidade de retenção e movimentação no solo e na água, e por serem bioacumulativos ao longo da cadeia alimentar. A presença desse metal na água ocorre por deposição atmosférica ou lixiviação do solo. Além de ser muito usada em indústrias, pelo fato de ter ampla aplicação, em razão de sua resistência à corrosão, alta maleabilidade, baixa temperatura de fusão e facilidade de extração; o Pb^{2+} também pode ser encontrado na composição de agroquímicos (COSTA, 1991; AUGUSTO, 2014; DIESTELKAMP et al., 2018; CETESB, 2017).

Figura 13: Concentração do metal Pb^{2+} da represa 1 (em vermelho), próxima ao cultivo convencional e represa 2 (em azul) próxima ao cultivo orgânico de laranja, em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Traço vermelho).

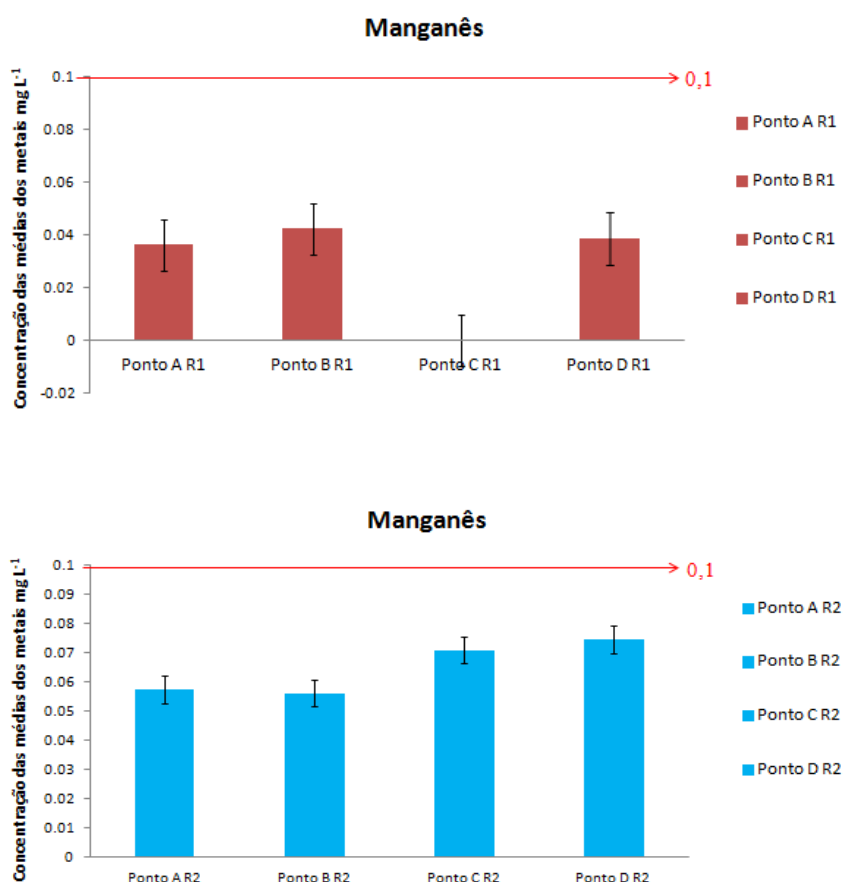


Fonte: Da autora.

Com relação ao Mn^{2+} , tanto na represa 1 como na represa 2 o Mn^{2+} esteve presente mesmo que em menores concentrações em todos os pontos coletados, com exceção somente no ponto C da represa 1 em que foi obtido concentrações inferiores ao limite de detecção (Figura 14). Nas amostras de água in natura (IN), o Mn^{2+} esteve presente somente ponto D da represa 1, e em todos os pontos na represa 2 em menores concentrações. O Mn^{2+} está presente como princípio ativo do fertilizante foliar, no cultivo convencional desta fazenda onde ocorreu o presente estudo, explicando o Mn^{2+} presente na represa 1 que somam à carga de Mn^{2+} naturalmente presente na água.

Conforme estudos de Carnaúba (2016) a poluição dos sistemas aquáticos por elementos-traço, que podem ocorrer naturalmente em níveis de parte por milhão (ou abaixo disso), vem sendo reconhecida como um problema que pode representar riscos à saúde humana e ao ambiente.

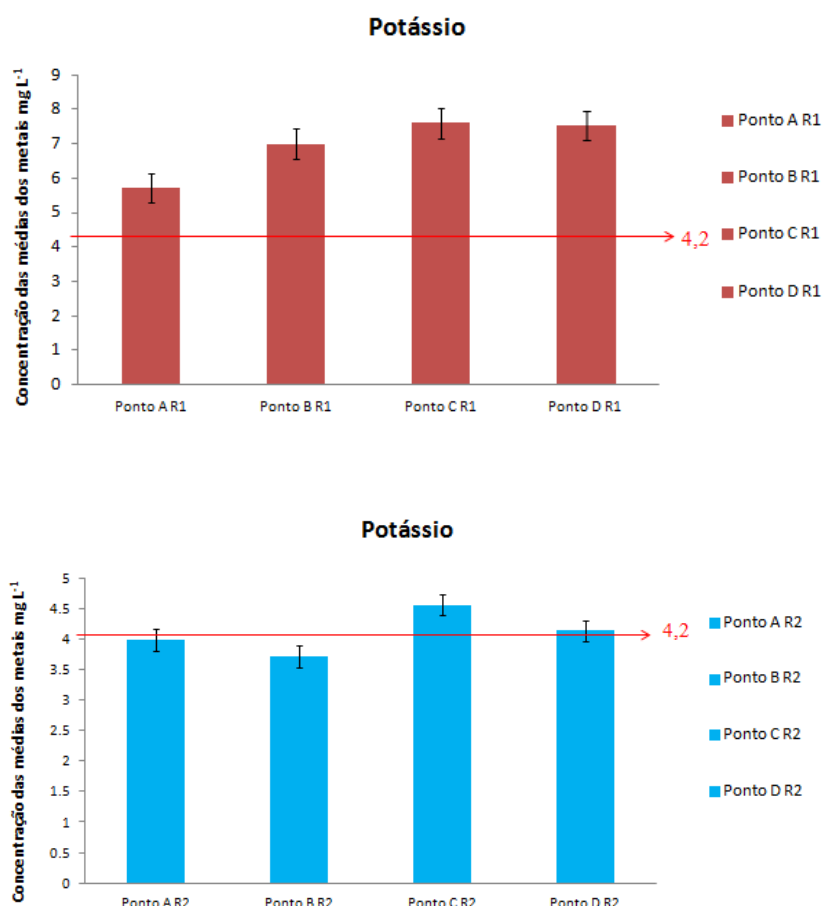
Figura 14: Concentração do metal Mn^{2+} da represa 1 (em vermelho), próxima ao cultivo convencional e represa 2 (em azul) próxima ao cultivo orgânico de laranja, em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Traço vermelho).



Fonte: Da autora.

A presença de K^+ (Figura 15) (metal alcalino e não considerado metal potencialmente tóxico) em grande quantidade encontrada nas amostras de água neste estudo infere-se ao tipo de solo presente no local e à ocorrência de práticas agrícolas, como o uso de adubo granulado (N-P-K) no cultivo convencional e o fertilizante Foliar (sulfato de potássio) usado no cultivo orgânico, da fazenda de plantação de laranja em questão (Anda, 2005). De acordo com estudos de Civitello et al. (2014); Skowron et al. (2018), tem-se dado pouca atenção ao potássio, com relação ao contexto da qualidade da água doce. O K^+ pode ser utilizado até como indicador de potencial de fontes de contaminação, principalmente de áreas agrícolas.

Figura 15: Concentração do metal K^+ da represa 1 (em vermelho), próxima ao cultivo convencional e represa 2 (em azul) próxima ao cultivo orgânico de laranja, em comparação com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (Traço vermelho).



Fonte: Da autora.

Para avaliar se há diferença significativa entre as amostras, o Teste T de Student foi aplicado à comparação dos valores entre a represa próxima ao cultivo convencional e a represa próxima ao cultivo orgânico referente às espécies metálicas nos pontos coletados de

cada represa mostrou que não houve diferenças significativas as represas amostradas ($p > 0,05$) ($p=0,46$), indicando similaridade nos resultados das amostras de água entre as represas próximas aos 2 cultivos, convencional e orgânico.

5.3 Concentrações de metais potencialmente tóxicos em organismos da ordem Odonata

Os resultados obtidos para as análises dos insetos da ordem Odonata para concentração de metais da represa 1 (próxima ao cultivo convencional) e represa 2 (próxima ao cultivo orgânico) estão representados na Tabelas 9 e 10 (APÊNDICE II).

Ao longo das represas é visível uma vegetação em sua maioria espécimes de Poaceae (gramíneas) e poucas espécies arbóreas; condições que beneficiam muitas espécies da família Libellulidae, pois segundo estudos de Osborn; Samways (1996) verifica-se que a presença de vegetação ripária reduzida pode promover a queda da riqueza de muitas espécies, porém pode favorecer a dominância de espécies que necessitam destas condições.

As concentrações de metais nas larvas da ordem Odonata neste presente estudo na represa 1, nas proximidades onde há cultivo convencional de laranjas, observa-se que os metais Zn^{2+} e Cu^+ , Pb^{2+} e Mn^{2+} estão presentes nas larvas de todos os pontos coletados. Assim como, os metais Ba^{2+} , e Cr^{2+} , entretanto em menores concentrações.

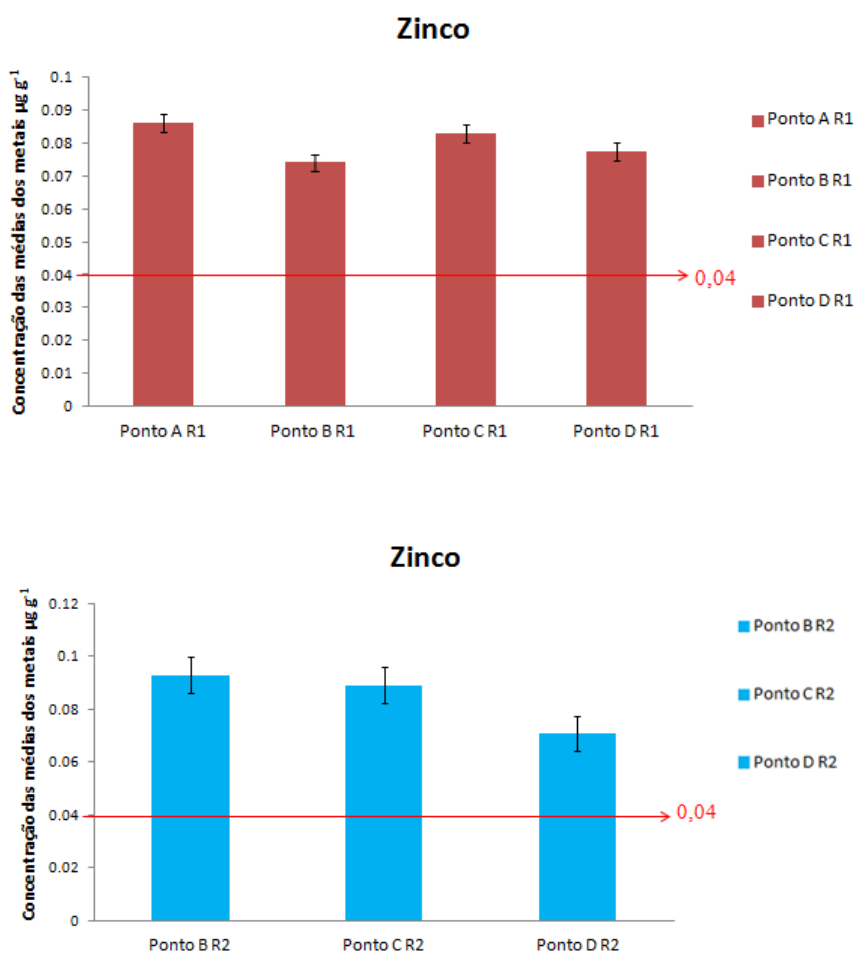
Os metais Zn^{2+} , Cu^+ , Pb^{2+} e Mn^{2+} foram encontrados em maiores quantidades nos espécimes coletados em todos os pontos amostrados na Represa 2, tal como os metais Ba^{2+} , Mo^{2+} e Cr^{2+} , entretanto, em menores concentrações.

Corbi et al. (2010) e Corbi et al. (2011) avaliaram a bioacumulação de metais em insetos aquáticos em ambientes aquáticos impactados pela agricultura, e identificaram que larvas de Odonatas da família Libellulidae e outros insetos aquáticos foram contaminados e acumularam metais em seu organismo corroborando dados obtidos nesse estudo. .

Brasil (2019) e Corbi (2008) apontaram as larvas de Odonata como bons indicadores de poluição de metais, e parecem ser bons indicadores de contaminação em geral. A fauna de invertebrados de água doce desempenha um importante papel ecológico, pois há uma necessidade em se identificar espécimes indicadores nos campos principalmente para o monitoramento ambiental, conservação e manejo dos ecossistemas aquáticos (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2017; SOLANKI E SHUKLA, 2017). Assim, a ordem Odonata tem sido muito usada para diagnosticar e monitorar ambientes aquáticos (OERTLI, 2008, OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2015, SOUZA et al., 2015).

O metal Zn^{2+} está presente nas larvas em altas concentrações tanto na represa 1 próxima ao cultivo convencional e na represa 2 próxima ao cultivo orgânico de laranja e isso pode ter ocorrido pelo fato do Zn^{2+} estar na composição de alguns produtos usados nos defensivos da fazenda como o sulfato de zinco usado como fertilizante foliar e a cama de frango usado como adubo orgânico. O Zn^{2+} é um dos elementos necessários para plantas e animais e por estarem presentes nas rochas graníticas, conseqüentemente estão presentes nos meios aquáticos naturais (Figura 16), porém pode se tornar tóxico em concentrações elevadas e ser bioacumulativo em organismos aquáticos, assim como neste estudo está descrito no FBA (ALVES, 2002; LOPES, 2017).

Figura 16: Concentração do metal Zn^{2+} em vermelho para represa 1, e em azul para represa 2.

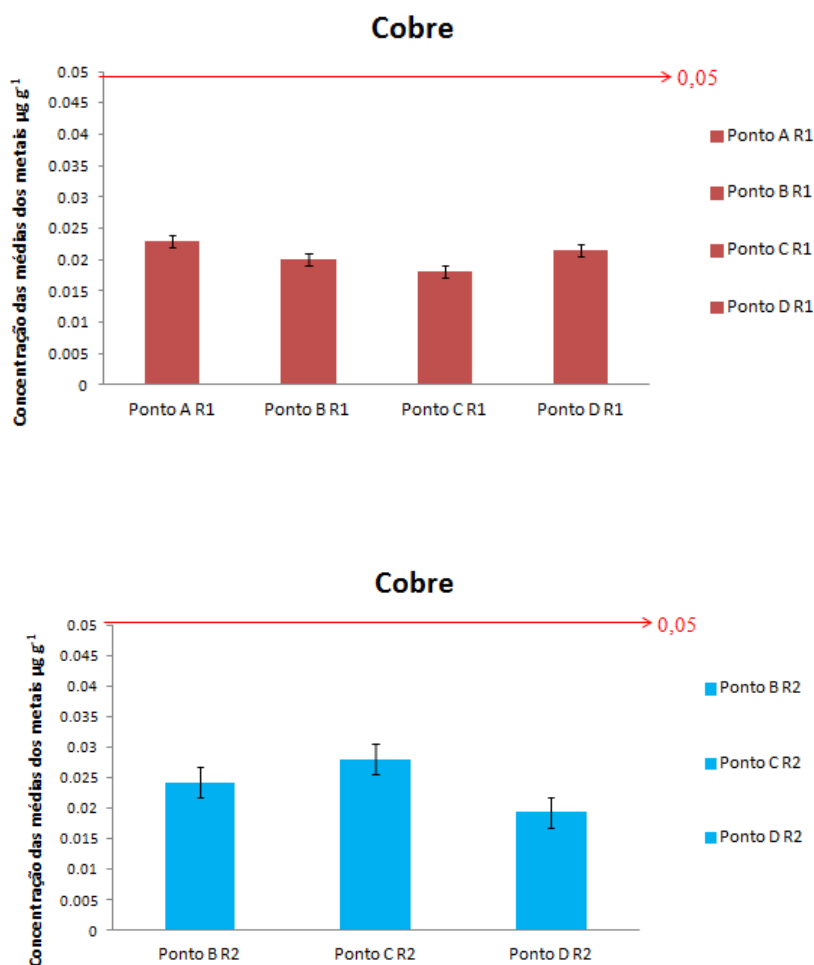


Fonte: Da autora.

De acordo com Boaventura (1994) a toxicidade do cobre para a vida aquática varia com a espécie, características físico-químicas da água e a presença de outros elementos-traço,

como os compostos que estão presentes nos produtos usados na adubação orgânica (cama de frango) do plantio orgânico, ou fungicidas a base de oxiclreto de cobre e hidróxido de cobre usados tanto no plantio convencional como orgânico, explicando a presença de Cu^+ em grandes concentrações nas larvas coletadas em todos os pontos deste estudo (Figura 17).

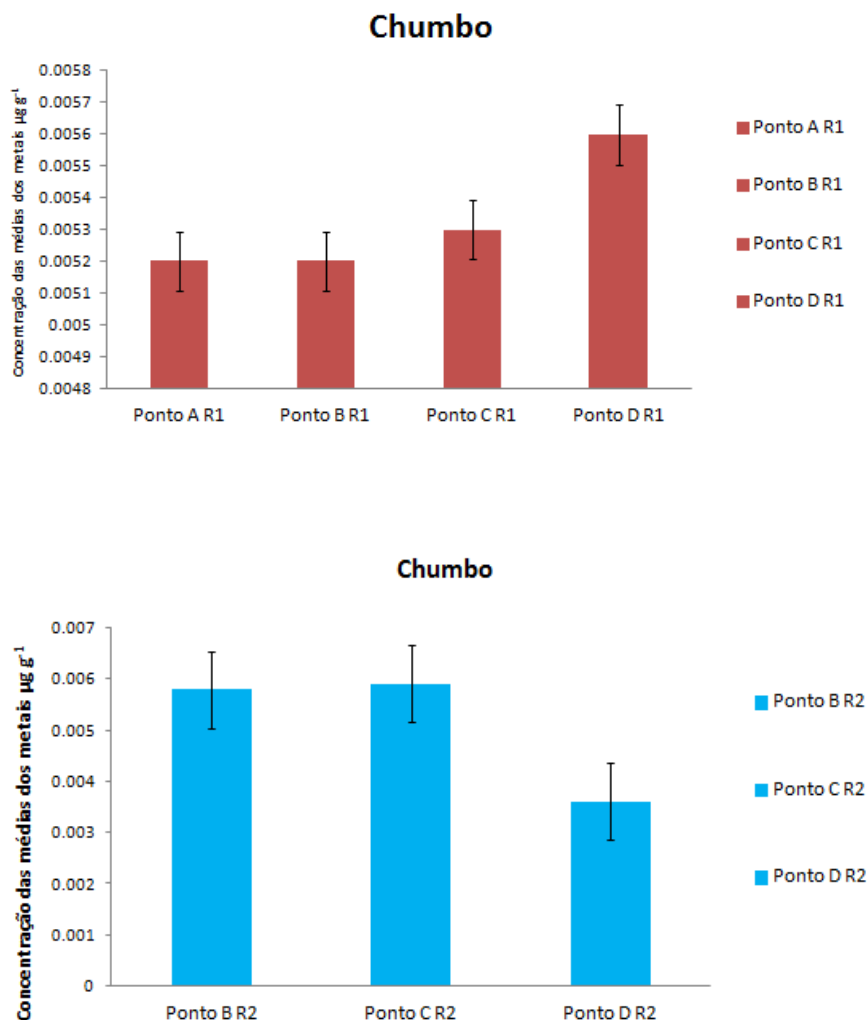
Figura 17: Concentração do metal Cu^+ em vermelho para represa 1, e em azul para represa 2.



Fonte: Da autora.

O Pb^{2+} foi encontrado em todos os indivíduos dos pontos coletados na represa 1 próxima ao plantio convencional e na represa 2, próxima ao plantio orgânico (Figura 18), mostrando similaridade com os estudos de Khan et al., (2005); Mason et al., (2014) e Corbi; Trivinho-Strixino (2017), onde relatam sobre o fato do Pb^{2+} ter grande capacidade de bioacumular em organismos vivos, ou seja, na biota aquática e ser transferidos ao longo da cadeia alimentar, promovendo diversos sintomas de toxicidade, podendo causar modificações em sua estrutura e distribuição, como demonstrado também neste estudo.

Figura 18: Concentração do metal Pb^{2+} em vermelho para represa 1, e em azul para represa 2.

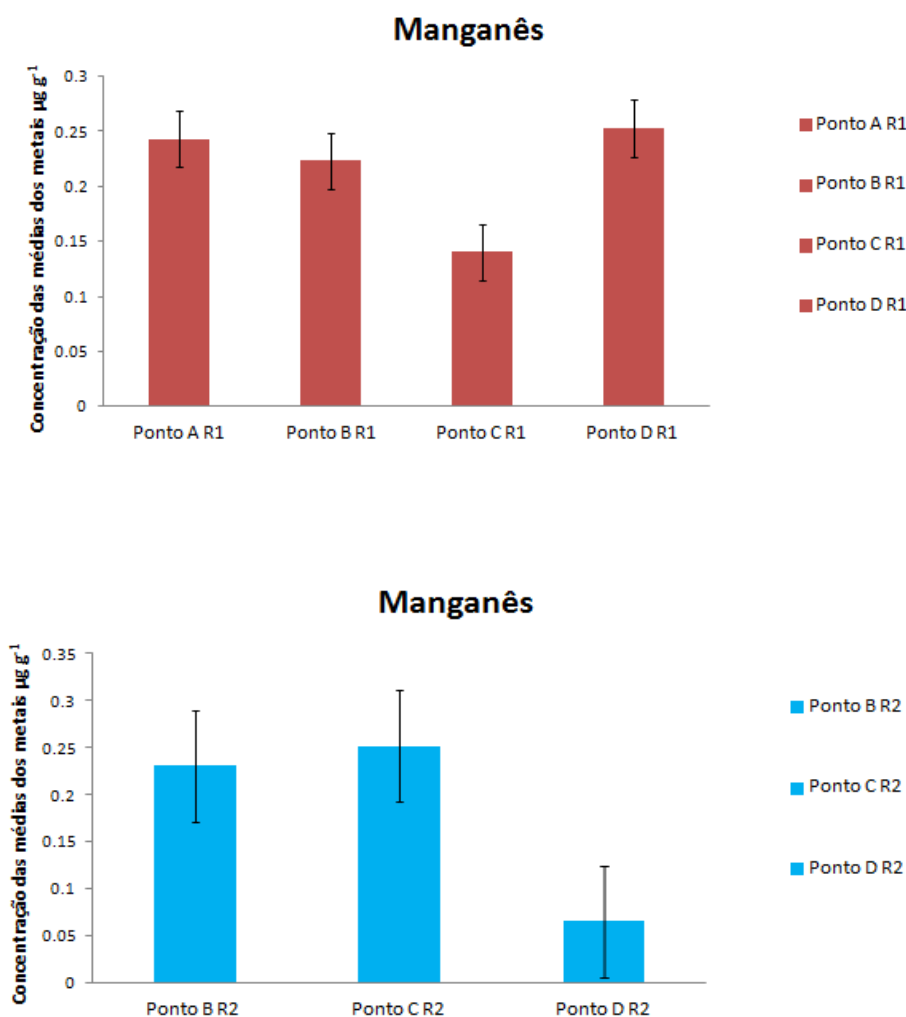


Fonte: Da autora.

Os estudos de Corbi et al. (2008); Corbi et al. (2010) mostram que as larvas da família Libellulidae da ordem Odonata, podem absorver consideráveis concentrações de Mn^{2+} no organismo, corroborando os resultados obtidos nesse estudo, com as maiores concentrações de Mn^{2+} nas larvas de Odonata em todos os pontos coletados tanto na represa 1, próxima ao cultivo convencional quanto na represa 2 próxima ao cultivo orgânico (Figura 19). Essas altas concentrações de Mn^{2+} nas larvas da represa 1 próxima ao cultivo convencional podem ser explicadas devido ao fato dos fertilizantes foliares terem manganês em sua composição. Com esses resultados pode-se inferir que as Odonatas demonstraram serem eficientes no biomonitoramento, principalmente, para os metais Mn^{2+} e Zn^{2+} , corroborando dados da

literatura. Demonstrando que libélulas parecem ser boas na detecção de Mn^{2+} e também de Zn^{2+} , quando comparadas com outras espécies. Além do fator de bioacumulação que se demonstrou altas.

Figura 19: Concentração do metal Mn^{2+} em vermelho para represa 1, e em azul para represa 2.



Fonte: Da autora.

O metal Cr^{2+} está presente nos espécimes de Odonata em ambas represas próximas ao cultivo convencional e cultivo orgânico, mesmo que em pequenas quantidades. Segundo estudo de Lopes (2017), a toxicidade de Cr^{2+} para vida aquática é afetada principalmente pela espécie e fatores ambientais como temperatura, pH e a presença de outros metais, os organismos aquáticos apresentam uma grande variação em relação à sensibilidade ao Cr^{2+} . Os estudos de Galdean et al. (2000); Carvalho et al. (2013); Calvão et al. (2018) e Oliveira-

Junior; Juen, (2019) salientam que a diversidade de macroinvertebrado e sua distribuição está diretamente influenciada pelo tipo de substrato, pela quantidade e tipo de detritos orgânicos, morfologia do ecossistema, presença e extensão de mata ciliar. A distribuição e persistência de espécies como de Odonata, são afetadas por modificações nas características físicas das represas, por meio da conversão de habitats naturais em área agrícola ou pastagens. A subordem Anisoptera apresenta maior riqueza e abundância em locais alterados, assim como neste presente estudo (Oliveira-Junior; Juen, 2019).

No geral, as larvas de Odonata apresentaram um padrão semelhante de concentrações de metais como nas amostras de água, portanto não tem influência do cultivo na concentração dos metais.

Para avaliar se há diferença significativa entre as amostras, o teste One-Way ANOVA (de fator único), foi aplicado nesta pesquisa, e indica o quanto os valores são homogêneos entre as amostras de água e as amostras das larvas de Odonata, ou seja, não se diferenciam entre as represas. Tanto na represa 1 próxima ao cultivo convencional de laranja quanto na represa 2, próxima ao cultivo orgânico de laranja são similares com relação aos metais encontrados na água, e nas larvas da ordem Odonata. Não mostrou diferença significativa no teste de pares de Tukey's.

5.4 Fator de Bioacumulação

Para avaliar o fator de bioacumulação, analisamos as concentrações das amostras dos metais nas represas próximas ao cultivo convencional e orgânico da fazenda de laranja, correlacionando com as amostras nos insetos da ordem Odonata. Os valores do fator de bioacumulação estão representados na Tabela 4:

Tabela 4: Fator de bioacumulação nos insetos da Ordem Odonata.

	Represas	FBA	Referência	FBA	Referência
Zn	R1	12746,3	Este estudo	1,073628	Guimarães et. al., 2019.
	R2	2927,29			
Cu	R1	2104,77	Este estudo	5,574032	Guimarães et. al., 2019.
	R2	7331,36			
Mn	R1	4633,36	Este estudo	1,302893	Guimarães et. al., 2019.
	R2	2132,92			

Fonte: Da autora.

Conforme o estudo de Guimarães et al. (2019), demonstram que quando compara-se os valores, o FBA deste estudo está acima do estudo em questão, mostrando que obteve altos valores de FBA tanto na represa 1 próxima ao cultivo convencional e na represa 2 próxima ao cultivo orgânico de citros.

De acordo com estudo de Silva et al. (2013); Wang et al. (2017), os efeitos da bioacumulação de contaminantes nos organismos, especialmente aquáticos, causam modificações nas características e dinâmica das populações, como reprodução, migração e mortalidade.

Como mostrado no estudo de Liu et al. (2018), insetos da ordem Odonata podem bioacumular grandes quantidades de produtos químicos lançados no ambiente aquático, assim como nesse estudo o fator de bioacumulação dos metais potencialmente tóxicos Zn, Cu, Pb e Mn apresentaram FBA consideravelmente altos.

6.0 CONCLUSÃO

Em todos os pontos amostrados foram detectados metais potencialmente tóxicos, tanto nas amostras de águas como nas larvas da ordem Odonata. As espécies metálicas encontradas na represa 1, próxima ao cultivo convencional foram semelhantes das encontradas na represa 2, próxima ao cultivo orgânico. O Potássio (K^+) estava presente em ambas às represas próximas ao cultivo convencional e orgânico e em altas concentrações de acordo com a literatura. Nas larvas da ordem Odonata, as espécies metálicas determinadas na represa 1, próxima ao cultivo convencional foram às mesmas encontradas na represa 2, próxima ao cultivo orgânico.

As análises realizadas evidenciaram que não houve influência do cultivo nos teores de metais determinados, uma vez que as análises estatísticas mostraram que as concentrações de metais foram semelhantes entre as represas próximas ao cultivo convencional e orgânico.

Ao comparar os teores de metais totais quantificados nas amostras de águas após digestão das amostras com os teores de metais obtidos nas amostras de águas *in natura* pode-se inferir grande influência do material particulado na retenção de metais potencialmente tóxicos.

Foi avaliado o fator de bioacumulação nas larvas e verificado que as mesmas podem absorver altas concentrações de metais de acordo com comparações da literatura. As larvas da

ordem Odonata são de fato eficientes como bioindicadores de metais potencialmente tóxicos, principalmente, Mn^{2+} e Zn^{2+} .

Com os resultados dos teores de metais obtidos tanto nas amostras de águas como nas larvas da Ordem Odonata, pode-se verificar que os produtos aplicados nos cultivos tem grande influência sobre os metais determinados tanto nas águas como nas Odonatas.

6. REFERÊNCIAS

- ABUBACKER, M.N. and SATHYA, C.. 2017. In vitro phytoremediation potential of heavy metals by duck weed *Lemna polyrrhiza* L. (Lemnaceae) and its combustion process as manure value. *Journal of Environment and Biotechnology Research*, 6, 82-87.
- ABBASI PA, KHABBAZ SE, WESELOWSKI B, ZHANG L. 2015. Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. *Can J Microbiol* 61: 753-761. <https://doi.org/10.1139/cjm-2015-0228>.
- ADHIKARI, S.; BURKLE, A. L.; O'NEILL, M. K.; WEAVER, K. D.; MENALLED, D. F.. 2019. Dryland organic farming increases floral resources and bee colony success in highly simplified agricultural landscapes. *Elsevier. Agriculture, Ecosystems and Environment* 270–271,9–18p.
- ALVIM, J. M; BOTREL, A. M; XAVIER, F. D. 2002. As principais espécies de *Brachiaria* utilizadas no Brasil. Comunicado Técnico. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. EMBRAPA. Juíz de Fora, MG. ISSN 1678-3131; p. 1-4.
- ALVES, C. M. R.F. 2002. Especificação de Metais Pesados em Sedimentos Aplicados à Bacia Hidrográfica do Rio Ave. 2002. 95f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Departamento de Engenharia Química, Porto.
- ALMEIDA, F. F. M. 1964. Fundamentos geológicos do relevo paulista. São Paulo: Instituto Geográfico e Geológico da Secretaria da Agricultura. vol. 41, p. 167-263.
- ANDA. Associação Nacional para Difusão de adubos. 2005. Anuário estatístico setor de fertilizantes. São Paulo: Nagy, 158p.

ANA - Agência Nacional de Águas. Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos, aprovado pela Resolução ANA nº 724 de 03/10/2011.

APHA. 1995. Standard Methods for examination water and wastewater. Eaton, A. D. et al. eds. 19. ed.

ARAMBOUROU H, BEISEL J-N, BRANCHU P, DEBAT V. 2012. Patterns of Fluctuating Asymmetry and Shape Variation in *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) Exposed to Nonylphenol or Lead. PLoS ONE 7(11): e48844. doi:10.1371/journal.pone.0048844.

ARNAIZ, O. L., A. L. WILSON, R. J. WATTS & M. M. STEVENS, 2011. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in southeastern Australia. Ecological Research 26: 123–131.

ASSIS, J. C.. Levantamento da fauna de abelhas em três fragmentos no município de Sorocaba-SP. p1-131. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos. Campus Sorocaba, 2016.

AUER, C. G., JUNIOR, A. G., SANTOS, A. F., Cultivo do Pinus. Sistemas de Produção nº 5, novembro de 2005, versão eletrônica. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pinus/CultivodoPinus>. Acesso em: 17 mai. 2018.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2012. Toxicological profile for chromium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

AZEVEDO, F. A.; CHASSIN, A. D. M. 2003. Metais: gerenciamento da toxicidade. São Paulo: Editora Atheneu.

BARROS, F.M.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; MOREIRA, D.A.; ROSA, D.R.Q. (2009) Elementos químicos potencialmente tóxicos em diferentes níveis de vazão no rio Turvo Sujo, MG, Brasil. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 4, n. 2, p. 94-105.

BALERINI, F.; BISSANI, C. A.; MARTINS, A. P.; ARNUTI, F.; BOETTCHER, G. N.; SCHWARZ, S. F. 2018. Elementos-Traço no perfil do solo de pomar cítrico após adubação orgânica de longo prazo. Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária. FW. v. 2; n. 1; p. 01-10.

- BEASLEY D. E. A., ALQUATI-BONISOLI A. & MOUSSEAU T. A. 2013. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally developmental instability: a meta-analysis. *Ecological Indicators* 30: 218–226.
- BOTERO, W. G.; SOUZA, S. O.; SANTOS, O. S.; OLIVEIRA, L. C.; AMARANTE, C. B.. 2014. Influência das substâncias húmicas de sedimentos na biodisponibilidade de metais para o sistema aquático. *Química Nova*, Vol. 37, No. 6, 943-949.
- BOENING, D. W. 1999. Na evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine Waters. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 55, p. 459-470.
- BRANCO, S. M. e ROCHA, A. A. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. São Paulo: Edgard Blücher/CETESB, 1977.
- BOUABIDI, Z. B.; EL-NAAS, M. H.; CORTES, D.; MCKAY, G. 2017. Steel-Making dust as a potential adsorbent for the removal of lead (II) from an aqueous solution, *Chemical Engineering Journal*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.073>
- BURGOS E ACEVES, M. A., COHEN, A., SMITH, Y., E FAGGIO, C. (2018). MicroRNAs and their role on fish oxidative stress during xenobiotic environmental exposures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 995–1000.
- BUCZYŃSKA E, BUCZYŃSKI P. 2019. Survival under anthropogenic impact: the response of dragonflies (Odonata), beetles (Coleoptera) and caddisflies (Trichoptera) to environmental disturbances in a two-way industrial canal system (central Poland). *Peerj*, 6:e6215, <https://doi.org/10.7717/peerj.6215>
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo*, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1, p. 39-46; 2011.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. 2013. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3ª Edição. Porto Alegre: Editora Bookman.
- BRUNO, C. G. C.. Avaliação da contaminação de córregos de Cerrado por metais pesados utilizando-se larvas de Odonata como bioindicadores. 78 f. :II. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia; 2012.
- CAPILLO, G., SILVESTRO, S., SANFILIPPO, M., FIORINO, E., GIANGROSSO, G., FERRANTELLI, V., ... FAGGIO, C. 2018. Assessment of electrolytes and metals profile of

- the Faro Lake (Capo Peloro Lagoon, Sicily, Italy) and its impact on *Mytilus galloprovincialis*. *Chemistry & Biodiversity*, <https://doi.org/10.1002/cbdv.201800044>
- CANTERAS, B. F. 2015. Determinação de elementos potencialmente tóxicos em solos superficiais localizados nos canteiros centrais das principais rodovias de acesso da cidade de Campinas (sp) empregando fluorescência de raios x: dispersão por energia e reflexão total. Tese (Doutorado): pela Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas-SP.
- CAMPOS, F. S.; GOIS, G. C.; VICENTE, S. L. A.; MACEDO, A.; MATIAS, A. G. S. 2017. Alternativa de forragem para caprinos e ovinos criados no semiárido. *Nutritime Revista Eletrônica*, Viçosa, v. 14, n. 2, p. 5004-5013.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. R. A.; ROCHA, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (Northeastern Brazil). *Braz. J. Biol.*, v.65, n.2, p. 229-240.
- CALVÃO, L. B.; JUEN, L.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; BATISTA, J. D.; De, M. P. J. 2018. Land use modifies Odonata diversity in streams of the Brazilian Cerrado. *J Insect Conserv* 22:675–685.
- CARAUTA, P. P. J.; B. ERNANI DIAZ, E. B. 2002. *Figueiras no Brasil*. Ed.UFRJ. Rio de Janeiro.
- CARVALHO A. L. 2007. Recomendações para a coleta, criação e colecionamento de larvas de Odonata. *Arquivos do Museu Nacional*, 65(1): 3-15.
- CARNAÚBA, V. 2016. *Manganês: Um risco invisível*. UNIFESP, Universidade Federal de São Paulo, Ed. 06 - Entreteses.
- CARNEIRO, S. C.; PENA, B. H. E.; CORDEIRO, J.; SANTOS, F. I. C.; BERNARDES, D. C.; CORDEIRO, L. J. 2019. Diagnóstico da degradação ambiental de um trecho do Rio do Peixe em Itabira (MG) e proposição de medidas para a sua restauração. *Research, Society and Development*, v. 8, n. 3, e1483843.
- CARVALHO, F. G.; PINTO, N. S.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. 2013. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnol Bras* 25:10–18.
- CASE T. J., GILPIN, M. E. 1974. Interference competition and niche theory. *Proc Natl Acad Sci U S A*; 71(8): 3073–3077.
- CASTRO, J. L. S.; FERNANDES, L. S.; FERREIRA, K. E. J.; TAVARES, M. S. A.; ANDRADE, J. B. L. 2017. MATA CILIAR: IMPORTANCIA E FUNCIONAMENTO. VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campo Grande/MS.

- CETESB. 1988. Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água. São Paulo: CETESB.
- COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, J. V. V. 2010. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. *Perspectiva*, Erechim. v.34, n.125, p. 79-91.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2009. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo-SP.
- CETESB. 2014. Apêndice D - Relatório de Qualidade das Águas Superficiais. Significado Ambiental e Sanitário das variáveis de qualidade. Cap. 1: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas. 46p.
- CETESB, 2017. Texto explicativo: Relação de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo. Dez 2017. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2018/01/Texto-explicativo.pdf>>. Acesso em: 25 out 2018.
- CETEM (Centro de Tecnologia Mineral). 2008. Repositórios Mineralis. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/biblioteca>. Acesso em: 05/02/2019.
- CIVITELLO, D.J.; HITE, J.L.; HALL, S.R. 2014. Potassium enrichment stimulates the growth and reproduction of a clone of *Daphnia dentifera*. *Oecologia* 175, 773–780.
- COSTA, E.D. 1991. Adsorção e competição de alguns metais por ácidos húmicos extraídos de latossolo húmico da Região Araponga, Minas Gerais. Tese de Doutorado. Viçosa, MG/L: UFV. 71 P.
- CORTÉS, D. C. L. 2018. Tolerância ao alumínio em cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) colombianos e brasileiros. Tese de doutorado pela Faculdade de Agronomia da Universidade Federal de Pelotas. Área de concentração: Agronomia – Fitomelhoramento. Pelotas/ RS.
- CORBET, P. S. 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Ithaca: Comstock Publ. Assoc., 829 p.
- CORBI, J.; Froehlich, G. C.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; SANTOS, A. 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Química Nova*, v. 33, n. 3, p. 644-648.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; SANTOS, A. 2008. Environmental Evaluation of Metals in Sediments and Dragonflies Due to Sugar Cane Cultivation in Neotropical Streams. *Water Air Soil Pollut* (2008) 195:325–333. DOI 10.1007/s11270-008-9749-1.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; DOS SANTOS, A. 2008. Água, Ar, Solo Pollut . , 195 , 325.

- CORBI, J.; SANTOS, A. F.; ZERLIN, R.; SANTOS, A.; FROEHLICH, G. C.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. Assesment of Chromium Contamination in the Monte Alegre Stream: a Case Study. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 54, n. 3, p. 613-620.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2017. Chironomid species are sensitive to sugarcane cultivation. *Hydrobiologia*, v. 785, p. 91-99.
- CONAMA. Resolução CONAMA n. 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, e dá outras providências. *DOU* 18 de março de 2005, 53: 58-63.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. 2008. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820-1830.
- COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. 2004. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. p.239-281. In: MEURER, E.J. *Fundamentos de Química do Solo*. Porto Alegre: Gênese, p. 239-281.
- COSTA, B. E. S. 2018. Especificação química de arsênio em amostras de arroz empregando extração por fase sólida in-situ e determinação por FI-HG AAS. Tese (Doutorado): Programa de Pós-Graduação em Química do Instituto de Química. Universidade Federal de Uberlândia – MG.
- CHETTY, S.; PILLAY, L. 2019. Assessing the influence of human activities on river health: a case for two South African rivers with differing pollutant sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191 (3). doi: 10.1007 / s10661-019-7308-4
- CHOVANEC, A. AND WARINGER, J. 2001. Ecological integrity of river - floodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regul River* 17(4-5): 493-507.
- CLEMENTS, W. H. 1991. *Community responses of streamorganisms to heavy metals*. Colorado: Univ. Press.
- DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. 1982. *Estudo de Águas Subterrâneas*. Região Administrativa 4. Sorocaba. São Paulo. 2v.
- DE MARCO JR., P., BATISTA, J.D., CABETTE, H.S.R., 2015. Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PLoS One* 10http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0123023. (e0123023-17).
- DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.

DECRETO Nº 21.097, DE 26 DE MARÇO DE 2014. Dispõe sobre Compensação Ambiental para intervenção em Vegetação de porte arbóreo e intervenção em área de preservação permanente (App), decorrente de processo de Licenciamento Ambiental, atendido o disposto na Lei Municipal Nº 10.060 de 3 maio de 2012 e dá outras providências- <<http://leismunicipa.is/rpntm>> Acesso em: 02/01/2019.

DIESTELKAMP, E. D.; ALMEIDA, L. S.; GATTAMORTA, M. A. 2018. Análise da germinação e desenvolvimento inicial de sementes de *Brassica Juncea* em solos contaminados por chumbo. *Atas de Saúde Ambiental* (São Paulo, online), ISSN: 2357-7614 – Vol. 6, JAN-DEZ, p. 248-268.

DIAS, M. C.; MONTEIRO, C.; PEREIRA, J. M.; CORREIA, C.; GONÇALVES, B.; SANTOS, C. 2013. *Acta Physiologiae Plantarum*. 35, 1281.

DUDGEON, D., 2010. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 2 (5–6), 422–430. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001>.

DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. Balanço Mineral Brasileiro 2001. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/niquel.pdf>. Acesso em: 26 de jan. 2019.

EPA. 1996. Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels. Method 1699. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water Engineering and Analysis Division (4303) 401 M Street S.W. Washington, D.C. 20460.

EMBRAPA MEIO AMBIENTE. 2006. Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos. Jaguariúna, 1ª ed.:169p.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R. ; PEREZ-AGUILAR, A. ; MOSCHINI, F. A. . 2011. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ajudante, Salto-SP. *Geociências* (São Paulo. Online), v. 30, p. 415-430.

FAGGIO, C., TSARPALI, V., E DAILIANIS, S. (2018). Mussel digestive gland as a model for assessing xenobiotics: An overview. *Science of the Total Environment*, 613, 220–229.

FARIA, J. A. P.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M.; JUVEN, L. 2017. Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. Springer International Publishing Switzerland. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-017-3238-8

- FERNANDES, J., SOUZA, A.L.T., TANAKA, M.O., 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* 724, 175–185.
- FERNADES, E. F.; GODOI, N. C. 2019. Condições da planície do córrego água fria no município de Anápolis – GO e A gestão de córregos urbanos. CIPEEX (Congresso Internacional de Pesquisa, Ensino e Extensão). Ciência para redução das desigualdades, p.1-9.
- FELIX, R. R. O. M., ALVES, V. & LIMA, J. P. 2019. Gestão do uso do solo no entorno do Rio Sapucaí em Itajubá (MG). *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 11, e20170180.
- FIDELIS, R. R.; FERNANDES, P. S. M.; MOREIRA, E. R.; TAVARES, T. C. O. 2018. Identificação de genótipos de feijoeiro comum tolerantes ao alumínio. ISSN 2358-6303 *Revista de Agricultura Neotropical*, Cassilândia-MS, v. 5, n. 4, p. 26-33.
- FILHO, G.B. Bogliolo. 2018. *Patologia Geral*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- FILIPPINI, T.; TANCREDI, S.; MALAGOLI, C.; CILLONI, S.; MALAVOLTI, M.; VIOLI, F.; VESCOVI, L.; BARGELLINI, A.; VINCETI, M. 2019. Aluminum and tin: Food contamination and dietary intake in an Italian population, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.01.012>
- FONTES, J. R. A. 2003. Manejo integrado de plantas daninhas. Embrapa Cerrados. 48p. Planaltina – DF.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. Sistema Ambiental Paulista. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em: 27 out. 2017.
- GALDEAN, N.; CALLISTO M.; BARBOSA F. A. R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 3, p. 545-552.
- GAMBERINI, M. 2006. Mata Ciliar – Importância, conservação e Recuperação. Instituto Socioambiental. Disponível em: <http://www.socioambiental.org>. Acesso em: 13/10/2018.
- GAGLIOTI, L. A.; CARVALHO, T. L.; GOMES, I. J.; MARGALHO, F. L.; SILVA, M. V. C. R.; SOUZA, S. A. 2014. Conhecendo Espécies de Plantas da Amazônia: Embaúba (*Cecropia obtusa* Trécul – Urticaceae). ResearchGate. Comunicado Técnico, ISSN 1983-0505. Belém, PA.
- GRANER, CELSO AUGUSTO FESSEL; ZUCCARI, MARIA LÚCIA; PINHO, SHEILA ZAMBELLO DE. Determinação da demanda química de oxigênio em águas por espectrofotometria simultânea dos íons crômio(III) e dicromato. *Eclética Química*. Fundação

Editora da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, v. 23, p. 31-44, 1998. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/19057>>.

GRAY, J. S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of na ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, p. 46-52.

GLINSKIS, E. A.; GUTIERREZ-VELEZ V. H. 2019. Quantifying and understanding land cover changes by large and small oil palm expansion regimes in the Peruvian Amazon. *Land Use Policy* 80; 95–106p.

GUIMARÃES, R. S. M.; CORBI, J. J.; JACOBUCCI, G. B. 2019. Aquatic insects as bioindicators of heavy metals in sediments in Cerrado streams. *Limnetica*, 38(2): 575-586. DOI: 10.23818/limn.38.33

HAMMER, O. et al. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analyses. *Paleontologia Electronica*, v. 4, n. 1, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: Fundação, 1992. 92 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n.1).

HSIEH, N. H.; CHUNG, S. H.; CHEN, S. C.; CHEN, W. Y.; CHENG, Y. H.; LIN, Y. H.; YOU, S. H.; LIAO, C. M. 2017. Anemia risk in relation to lead exposure in lead-related manufacturing. *BMC Public Health*, 17:389; 2-12p.

HAGE, D.;S AND CARR, J D. 2012. Química analítica e análise quantitativa. 1st ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall; pp. 101-103.

JESUS, L. D. F.; MOREIRA, M. F. R.; AZEVEDO, S. V.; BORGES, R. M.; GOMES, R. A. A.; BERGAMINI, F. P. B.; TEIXEIRA, L. R. 2018. Avaliação dos níveis de chumbo e mercúrio em população exposta ambientalmente na Região Centro-oeste do Brasil. *Cad. Saúde Pública* vol.34 no.2 Rio de Janeiro –RJ.

KALOYIANNI, M.; FEIDANTISIS, K.; NTELI, I.; STERGIOU, P.; TSOULIA, T.; DIMITRIADI, A.; ANTONOPOULOU, E.; BOBORI, D. 2019. Biochemical and molecular responses of cyprinids in two Mediterranean lacustrine ecosystems: Opportunities for ecological assessment and biomonitoring. *Aquatic Toxicology* 211; 105–115p.

KABORÉ, I.; MOOG, O.; ALP, M.; GUENDA, W.; KOBLINGER, T.; OUÉDA, A.; OUÉDRAOGO, R.; TRAUNER, D.; MELCHER, A. H. 2016. Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia*; 766: 57. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2443-6>

- KAPOVIĆ SOLOMUN, M, BARGER, N., CERDA, A., KEESSTRA, S., MARKOVIĆ, M. 2018. Assessing land condition as a first step to achieving land degradation neutrality: A case study of the Republic of Srpska. *Environmental Science & Policy* 90, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.09.014>.
- KÖPKE, U. 2019. Improving organic crop cultivation. Editora: Burleigh Dodds Science Publishing Limited. UK, 548 pp. Ref.many.
- KELEPERTZIS, E.; V. PARASKEVOPOULOU, V.; ARGYRAKI, A.; FLIGOS, G.; CHALKIADAKI, O. 2015. Evaluation of single extraction procedures for the assessment of heavy metal extractability in citrus agricultural soil of a typical Mediterranean environment (Argolida, Greece), *J. Soil. Sediment.* 2265-2275.
- KUMAR D., ANAND S., POONAM, TIWARI J., KISKU G.C., KUMAR N. 2019. Removal of Inorganic and Organic Contaminants from Terrestrial and Aquatic Ecosystems Through Phytoremediation and Biosorption. In: Sobti R., Arora N., Kothari R. (eds) *Environmental Biotechnology: For Sustainable Future*. Springer, Singapore.
- KLEIN, M.N.; SILVA, A.C.; KUPPER, K.C. 2016. *Bacillus subtilis* based formulation for the control of postbloom fruit drop of citrus. *Mundo J Microbiol Biotechnol.* Springer Link, 32: 205. <https://doi.org/10.1007/s11274-016-2157-6>
- KLEIN, M.N.; SILVA, A.C.; KUPPER, K.C.2018. Biofilm production by *Aureobasidium pullulans* improves biocontrol against sour rot in citrus. Elsevier Ltd. *Food Microbiology*, 01;45p.
- KHAN, R.; ISRAILI, H. S.; AHMAD, H.; MOHAN, A. 2005. Heavy Metal Pollution Assessment in Surface Water Bodies and its Suitability for Irrigation around the Neyevli Lignite Mines and Associate Industrial Complex, Tamil Nadu, India.
- LAMICHHANE, R. J.; OSDAGHI, E.; BEHLAU, F.; KÖHL, J.; JONES, J. B.; AUBERTOT, J. N. 2018. Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. Springer Nature. *Agronomy for Sustainable Development*, 38:28.
- LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J. 2006. Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts. Springer, Berlin.
- LEITE, G. F. M., F. T. C. SILVA, J. F. J. GONÇALVES & P. SALLES. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia* 762: 223–238.
- LIU, YU.; LUO, J. X.; HUANG, LI-IAN; YU, LE-HUAN; MAI, BI-XIAN. 2018. Bioacumulação de Poluentes Orgânicos Halogenados Persistentes em Insetos:

Alterações Comuns no Padrão de Poluentes para Diferentes Insetos Durante a Metamorfose. *Environ. Sci. Technol.* 52 9 5145-5153. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00616>

LIMA, M. A.; SANTOS, F. F. 2013. Análise das Propriedades Físico-Químicas e de Metais Potencialmente Tóxicos na Água do Rio Claro, Próximo a Cidade de Jataí – GO. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, Vol.14, n_ 2; p. 239-255. DOI: 10.5935/RECEN.2012.02.05

LIMA, L.L.; LIMA, L.P.; FERREIRA, R.L. 2013. MANGANÊS: Importância e problemas associados. ABQ – Associação Brasileira de Química. Rio de Janeiro: 53º Congresso Brasileiro de Química.

LIMA, A. S. E.; SOBRINHO, A. B. M. N.; MAGALHÃES, L. O. M.; GUEDES, N. J.; ZONTA, E. 2012. Absorção de bário por plantas de arroz (*oryza sativa* l.) e mobilidade em solo tratado com baritina sob diferentes condições de potencial redox. *Quim. Nova*, Vol. 35, No. 9, 1746-1751.

LIMA, E. C. S.; SILVA, R. A. S.; SOUZA, F. M.; NÓBREGA, J. S.; SILVA DE SÁ, F. V.; GOMES, F. A. L. 2018. Cultivo do capim paulistão (*Brachiaria* sp.) sob diferentes níveis de irrigação e doses de nitrogênio. *ACSA*, Patos - PB, v.14, n.3, p.222-227.

LIRA, H. L.; NEVES, G. A. 2013. Feldspatos: conceitos, estrutura cristalina, propriedades físicas, origem e ocorrências, aplicações, reservas e produção. *Revista Eletrônica de Materiais e Processos*, v.8.3, 110 –117 ISSN 1809-8797.

LIMA, G. S.; NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; SOARES, L. A. A.; PINHEIRO, F. W. A.; DIAS, A. S. 2015. Crescimento, teor de sódio, cloro e relação iônica na mamoneira sob estresse salino e adubação nitrogenada. *Comunicata Scientiae*, Bom Jesus, v. 6, n. 2, p. 212-223.

LINS, N. P. A. J., KIRSCHNIK, G. P., QUEIROZ, S. V., CIRIO, M. S.. 2010. Uso de peixes biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. *Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.*, Curitiba, v. 8, n. 4, p. 469-484.

LINDEGARTH, M.; UNDERWOOD, A. J. 2002. A manipulative experiment to evaluate predicted changes in intertidal, macro-fauna assemblages after contamination by heavy metals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 274, p. 41-64.

LIONETTO, M. G.; CARICATO, R.; GIORDANO, M. E. 2019. Pollution Biomarkers in Environmental and Human Biomonitoring. *The Open Biomarkers Journal*, Volume 9; 1-9p.

LORENZI, H. 2014. Árvores Brasileiras – Manual de identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora.

- LOPES, S. S. H. 2017. Avaliação de atributos químicos e de bioindicadores da qualidade da água sob diferentes ações antrópicas na bacia do rio canoas no estado de Santa Catarina. 127p. Tese (Doutorado) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages-SC.
- LOIACONO, S.; CRINI, G.; CHANET, G.; RASCHETTI, M.; PLACETC, V. AND MORIN-CRINIA, N. 2018. Metals in aqueous solutions and real effluents: biosorption behavior of a hemp-based felt. *J Chem Technol Biotechnol* ; 93: 2592–2601.
- MACAN, T. 1977. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. *Hydrobiologia*, 55(1), 3-15.
- MASON, L. H.; Harp, P. J.; Han, Y. D. 2014. Pb neurotoxicity: neuropsychological effects of lead toxicity. *BioMed Research International*, v. 1, p. 1-8.
- MELO, G. J.; MARTINS, R. G. D. J.; AMORIM, C. L. E.; ALBUQUERQUE, P. U. 2007. Qualidade de produtos a base de plantas medicinais comercializados no Brasil: castanha-da-índia (*Aesculus hippocastanum* L.), capim-limão (*Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf) e centela (*Centella asiatica* (L.) Urban). *Acta bot. bras.* 21(1): 27-36.
- MENDES, P. T.; CABETTE, R. H.; JUEN, L. 2015. Setting boundaries: Environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **87** (1): 239-248. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201520130477>.
- MHE (MUSEU HEINZ EBERT). Disponível em: <https://museuhe.com.br/> Acesso em: 05/02/2019.
- MILANI, P. A; CONSONNI, J. L; LABUTO, G.; CARRILHO, E. N. V. N. 2018. *Environ Sci Pollut Res*, 25: 35906.
- MISHRA S.; BHARAGAVA, R. N.; MORE, N.; YADAV, A.; ZAINITH, S.; MANI, S.; CHOWDHARY, P. 2019. Heavy Metal Contamination: An Alarming Threat to Environment and Human Health. In: Sobti R., Arora N., Kothari R. (eds) *Environmental Biotechnology: For Sustainable Future*. Springer, Singapore.
- MUGNAI, R.; BAPTISTA, F. D.; BARBOSA, V. J. 2010. Transferência didática como problema pedagógico para o ensino em programas de formação em biomonitoramento ambiental. *Educação & Tecnologia*, v. 15, n. 2.
- MOREIRA, C. J. H.; BRAGANÇA, N. B. H. 2011. Manual de identificação de plantas infestantes: hortifrúti. Campinas. 1ºed.; 1017 p.
- MOURA, J. A. S.; YOGUI, G. T. 2012. Limpeza e preparação de vidraria para análise de compostos orgânicos. Procedimento Operacional Padrão OrganoMar-2012-05, Revisão nº 1.

Laboratório de Compostos Orgânicos em Ecossistemas Costeiros e Marinheiros, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 6p.

MCGEOCH, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73, 181–201.

MCGEOCH, M.A., CHOWN, S.L., 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends Ecol. Evol.* 13, 46–47.

MCLACHLAN, D. R. C.; BERGERON, C.; ALEXANDROV, P. N et ai. 2019. *Mol Neurobiol*, 56: 1531. <https://doi.org/10.1007/s12035-018-1441-x>

MIGUEL, B. T., OLIVEIRA JUNIOR. B. M. J., LIGEIRO, B., JUEN, L.. 2017. Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecological Indicators* 81 (2017) 555–566.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; POSSO; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. 2006. Uma visão global do estado de conservação das florestas tropicais secas. *J. Biogeogr.* 33 , 491-505.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2016. Mananciais. Disponível em: <http://mma.gov.br/cidades-sustentaveis/aguas-urbanas/mananciais>. Acesso em: 29/01/2019.

NASCIMENTO, B. L. M.; GOMES, D. R. C. S.; COSTA, G. P.; ARAÚJO, S. S.; SANTOS, L. C. A.; OLIVEIRA, J. D. 2015. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb(II) e Fe(III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. *Eng Sanit Ambient*; v.20 n.3; jul/set. p. 369-378. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000113620 (SABIN *et al.*, 2005; ZARAZUA *et al.*, 2006, JORDÃO *et al.*, 2007; ZIMMERMANN *et al.*, 2006; POLETO & MARTINEZ, 2011)

NACHTIGALL, G. R.; NOGUEIROL, R. C.; ALLEONI, L. R. F. 2007. Formas de cobre em solos de vinhedos em função do pH e da adição de cama de frango. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. V. 42, n. 3, 427 – 434.

NESSIMIAN, J. L, FIDELIS, L. 2007. Protocolo padronizado para coleta de macroinvertebrados aquáticos em igarapés de pequeno porte. *Ecologia, integridade ambiental e conservação de riachos na Amazônia*. [periódico online]. Disponível em: http://www.igarapes.bio.br/pdf/protocolos_coleta/protocolo_coleta_macroinvertebrados.pdf. Acesso em: 15 jun. 2016.

NORDBERG, G. F.; FOWLER, B.A.; NORDBERG, M.; FRIBERG, L.T. 2007. *Handbook on the toxicology of metals*. 3rd Ed. Amsterdam: Academic Press/Elsevier, 1024p.

- NOVARA, A.; PULIDO, M.; RODRIGO-COMINO, J.; DI PRIMA, S.; SMITH, P.; GIMÉNEZ-MORERA, A.; TEROL, E.; SALESA, D.; KEESSTRA, S. 2019. Long-term organic farming on a citrus plantation results in soil organic carbon recovery. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45, <http://doi.org/10.18172/cig.3794>.
- ODUM, E. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2º Ed., 433 pp.
- OERTLI, B., 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats, in: Córdoba-Aguilar, A. (Ed.), *Dragonflies & Damselflies. Models Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, pp. 79–95.
- OLIVEIRA, E.; TAKEUCHI, S. S.; CERUTTI, V. E. 2013. Assembleia de Larvas de Odonata (Insecta) em ambientes límnicos do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. *Estud Biol*, 35(85):163-176.
- OLIVEIRA-JUNIOR, J.M.B., SHIMANO, Y., GARDNER, T.A., HUGHES, R.M., MARCO JÚNIOR, P., JUEN, L., 2015. Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol.* 40 (6), 733–744.
- OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. 2019. The Zygoptera/Anisoptera Ratio (Insecta: Odonata): a New Tool for Habitat Alterations Assessment in Amazonian Streams. *Springer, Ecology, Behavior and Bionomics. Sociedade Entomológica do Brasil*.
- OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; CALDERANO FILHO, B. 1999. *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo – Legenda Expandida*. Campinas: IAC/Embrapa – Solos, 64p. Escala 1:500.000.
- OLIVEIRA, V. J.; NETO, A. A. 2018. Estudo da preparação de amostras de calcários por fusão para análise química instrumental utilizando espectrômetro de fluorescência de raios X. *VII Jornada do Programa de Capacitação Institucional – PCI/CETEM*, p. 1-6.
- OMETO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A., BALLISTER, M. V., GESSNER, A., KRISCHE, A. V., & VICTORIA, R. L. 2000. The effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates rates in two streams of the Piracicaba river basin South-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44, 327–337.
- OSBORN, R; SAMWAYS, M. J. 1996. Determinants of adult dragonfly assemblage patterns at new ponds in South Africa. *Odonatologica*, v. 25, p. 49-58.
- OKONKWO, O. J.; MOTHIBA, M. 2004. Physico-chemical characteristics and pollution levels of heavy metals in the rivers in Thohoyandou, South Africa. *J. Hyd.*, XX: 1-6.
- PACHECO, J. W. F. 2005. *Curtumes*. São Paulo: CETESB. Série P+L. 76p.

PAIS, R. A.; DINA, N. L.; ALVES, R. E.; REZENDE, C. H.; SILVA, A. L.; ALVES, A. V. 2018. DETERMINAÇÃO DE CÁDMIO EM BIJUTERIAS ORIUNDAS DA CHINA Quim. Nova, Vol. 41, No. 10, 1218-1225.

PANIZZA, Andreia de Castro. A importância da Mata ciliar: Entenda por que as formações vegetais ciliares são essenciais para os ecossistemas e para os recursos hídricos. São Paulo. 2016. Disponível em:<<http://www.cartaeducação.com.br/aulas/a-importância-da-mata-ciliar>>. Acesso em 09 out. de 2018.

PASSOS, O. S.; SOUZA, J. S.; BASTOS, D. C.; GIRARDI, E. A.; GURGEL, F. L.; GARCIA, M. V. B.; OLIVEIRA, R. P.; FILHO, W. S. S. 2018. Citrus Industry in Brazil with Emphasis on Tropical Areas. Citrus - Health Benefits and Production Technology, Muhammad Sajid and Amanullah, IntechOpen, DOI: 10.5772 / intechopen.80213. Disponível em:<<https://www.intechopen.com/books/citrus-health-benefits-and-production-technology/citrus-industry-in-brazil-with-emphasis-on-tropical-areas>> Acesso em 18 mar. de 2019.

PAGGIOLA, G., STEMPVOORT, S.V., BUSTAMANTE, J., BARBERO, J.M.V., HUNT, A.J., CLARK, J.H., 2016. Can bio-based chemicals meet demand? Global and regional case-study around citrus waste-derived limonene as a solvent for cleaning applications. Biofuels Bioprod. Biorefin. 10, 686–698.

PAOLIELLO, M. M. B. 2001. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos/ Monica M. B. Paoliello, Alice A. M. Chasin. – Salvador: CRA.

PEREYRA, G.; HARTMANN, H.; MICHALZIK, B.; ZIEGLER, W. 2015. Influence of Rhizobia Inoculation on Biomass Gain and Tissue Nitrogen Content of *Leucaena leucocephala* Seedlings under Drought. Forests, 6, 3686-3703.

GOMES PEREIRA, D. F.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JÜEN, L. 2019. Environmental changes promote larger species of Odonata (Insecta) in Amazonian streams. Ecological Indicators, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.020>

POSADA, F. C.; AVENDAÑO, O. E. A. 2007. Estrés por aluminio en plantas: reacciones en el suelo , síntomas en vegetales y posibilidades de corrección. Una revisión. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas, v. 1, n. 2, p. 246–257.

POURANG, N. 1996. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. Hydrobiologia, 331: 53-61.

POSSETTE, S. F. R; RODRIGUES, A. W. 2010. O gênero *Inga* Mill. (Leguminosae – Mimosoideae) no estado do Paraná, Brasil. Acta bot. bras. 24(2): 354-368.

- PINTO, N. S., JUEN, L., CABETTE, H. S. R., DE MARCO, P. J. 2012. Fluctuating Asymmetry and Wing Size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in Relation to Riparian Forest Preservation Status. *Neotropical Entomology*, pp 178-185.
- PREFEITURA DE SOROCABA. SECRETARIA DA EDUCAÇÃO. Disponível em: <<http://www.sorocaba.sp.gov.br/secretarias/6/>>. Acesso em: 26 out. 2016.
- RUÍZ, J. C.; REBAZA, C. L.; VILLALOBOS, K. H.; PEREDA, L. S.; CUNYA, F. V. 2016. Efecto del aluminio y el pH en el crecimiento de raíces de *Phaseolus vulgaris* var. caballero en condiciones de laboratorio. *REBIOL: Revista Científica de la Facultad de Ciencias Biológicas*; 36(2): 4 – 15.
- REIS, C. C. R. 2006. Palmeiras (Arecaceae) das Restingas do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta bot. bras.* 20(3): 501-512.
- ROSA, L. M. T.; BOTERO, W. G.; SANTOS, J. C. C.; CACURO, T. A.; WALDMAN, W. R.; CARMO, J. B.; OLIVEIRA, L. C. 2018. Natural organic matter residue as a low cost adsorbent for aluminum. *Journal of Environmental Management* 215, 91-99.
- SANTOS, N. N; GUIMARÃES, D. M. 2008. Asteraceae, caracterização e morfologia floral. EDUFBA. ISBN 978-85-000-0000-0. Salvador, 73 p.: il.
- SANTOS, A.; OLIVEIRA, L. C.; BOTERO, W. G.; MENDONÇA, A. G. R.; SANTOS, F. A.; ROCHA, J. C. 2009. Distribuição e biodisponibilidade de cromo em solos contaminados por resíduos de couro. *Química Nova*, Vol. 32, No. 7, 1693-1697.
- SANTOS, O. E. 1952. Geomorfologia da região de Sorocaba e alguns de seus problemas. Tese (Doutorado) pela Universidade de São Paulo. *Boletim Paulista de Geografia*. p. 1-27.
- SANTANA, G. P.; BARRONCAS P. S. R.. 2007. Estudos de Metais Pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). *Acta Amazonica*, v. 37, n. 1, p. 111-118.
- SATARI, B.; KARIMI, K. 2018. Citrus processing wastes: Environmental impacts, recent advances, and future perspectives in total valorization. *Resources, Conservation & Recycling*. 129; 153–167.
- SAVAZZI, E. A. 2008. Determinação da presença de bário, chumbo e cromo em amostras de água subterrânea coletadas no Aquífero Bauru, 74f. Tese (Doutorado)- Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- SERRA, M. R. 2016. Estrategias de resistencia a aluminio en dos variedades de *Oryza sativa*: Exclusión vs Detoxificación. *Universitat Autònoma de Barcelona*.

- SILVA, M. D. A.; CARNEIRO, M. S. S.; PINTO, A. P. POMPEU, R. C. F. F.; SILVA, D. S.; COUTINHO, M. J. F.; FONTENELE, R. M. 2015. Avaliação da composição químico-bromatológica das silagens de forrageiras lenhosas do semiárido brasileiro. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, v. 36, n. 1, p. 571-578.
- SILVA, C. M. 2005. Dinâmica de metais potencialmente tóxicos no solo após aplicação de lodo de esgoto. Dissertação de mestrado: Universidade Estadual de Campinas. Campinas – SP. 157p.
- SILVA, R. M.; CAMPOS, E. C. A.; BOHM, F. Z. 2013. Agrotóxicos e seus impactos sobre ecossistemas aquáticos continentais. *Rev. Saúde e Biol.*, v.8, n.2, p.46-58,
- SOARES, C. R. A. 2006. Concentração de metais pesados em sedimento, água e macrófitas aquáticas em duas represas do município de Viçosa, MG. Tese de Doutorado: Universidade Federal de Viçosa. Viçosa- MG. 206p.
- SCHMITZ, MICHELE; SCHNEIDER, V. E. ; GIOVANOLA, M.. 2017. Evaluation of metal bioavailability in the Tega River watershed sediments in Southern Brazil. *Journal of Environment and Biotechnology Research*,v.6,p. 238-259.
- SPEHN, E. M.; SCHERER-LORENZEN, M.; SCHMID, B.; HECTOR, A.; CALDEIRA, M. C.; DIMITRAKOPOULOS, P. G.; FINN, J. A.; JUMPPONEN, A.; O'DONNOVAN, G.; PEREIRA, J.S.; et al . 2002. O papel das leguminosas como um componente da biodiversidade em um estudo inter-europeu sobre o nitrogênio da biomassa da pastagem. *Oikos*, 98 , 205-218.
- SPERLING, J.; SARNI, W. 2019. Sustainable and Resilient Water and Energy Futures: From New Ethics and Choices to Urban Nexus Strategies. *Water and Sustainability*; 2-19p.
- SILVA, A. M.; ABESSA, D. M. S. ; PAMPLIM, P. A. Z.; BOHRER-MOREL, M. B. 2014. Avaliação da qualidade das águas e dos sedimentos do Rio São Lourenço - SP. *O Mundo da Saúde (Online)*, v. 38, p. 75.
- SOLANKI, R.; SHUKLA, A. 2017. Aquatic Insects for Biomonitoring Freshwater Ecosystems: A Report. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, Volume 6 Issue 2, p. 2056-2058.
- SOUZA, A.L.T. DE, FONSECA, D.G., LIBÓRIO, R. A., TANAKA, M.O.. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural loworder streams in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 298, 12–18.

- SOUZA, A.M., FOGACA, F.N.O., CUNICO, A.M., HIGUTI, J. 2015. Does the habitat structure control the distribution and diversity of the Odonatofauna? *Brazilian Journal Biobiology* 75(3): 598-606.
- SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. 2007. Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 12 abril 2018.
- SOROCABA (MUNICÍPIO). 2012. Plano de Arborização Urbana de Sorocaba. Retirado do site: <http://www.jusbrasil.com.br/diarios/56843621/dom-sod-sp-22-07-2013-pg-17>. Acesso em: 12 dez 2016.
- SILVA, D.P., DE MARCO JR., P., RESENDE, D.C., 2010. Adult Odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecol. Indic.* 10, 744–752.
- SILVA, R. M.. 2014. Metilação de mercúrio em águas da região Amazônica na presença e ausência de macrófitas: experimentos em microcosmos. Tese de Doutorado: Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista.
- SILVA, R. F. L.; MACHADO, S. F.; RESENDE, C. M. L. D.; NEISS, G. U. 2018. Immature Odonata community in streams: diversity, season variation and habitat preference in different levels of degradation. Oradea, Romania. *North-Western Journal of Zoology*, 14 (2): 232-236.
- SINGH A., SAHA D., TYAGI A.C. 2019. Emerging Issues in Water Resources Management: Challenges and Prospects. In: Singh A., Saha D., Tyagi A. (eds) *Water Governance: Challenges and Prospects*. Springer Water. Springer, Singapore.
- SMITH, E.; JUHASZ, A. L.; NAIDU, W. R. Arsenic uptake and speciation in rice plants grown inder greenhouse conditions with arsenic contaminated irrigation water. *Science of the Total Environment*, 392, 2008. 277-283.
- STEFFEN, G. P. K; STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. 2011. Contaminação do Solo e da Água pelo Uso de Agrotóxicos. Departamento de Solos, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS, *TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, 15-21, Disponível em: <<https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/2016/1573>>. Acesso em: 11 mai 2019
- SKOWRON, P.; SKOWROŃSKA, M.; BRONOWICKA-MIELNICZUK, U.; FILIPEK, T.; IGRAS, J.; KOWALCZYK-JUŚKO, A.; KRZEPIŁKO, A. 2018. Anthropogenic sources of

potassium in surface water: The case study of the Bystrzyca river catchment, Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265, 454–460.

TAHERI, M.; EMADZADEH, M.; GHOLIZADEH, M.; TAJRISHI, M.; AHMADI, M.; MORADI, M. 2019. Investigating the temporal and spatial variations of water consumption in Urmia Lake River Basin considering the climate and anthropogenic effects on the agriculture in the basin. *Agricultural Water Management* 213, 782–791p.

TORLONI, C. E. 1994. Management of fishing resources in CESP's reservoirs. In: F. AR. Barbosa (Ed.), *Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. Acta Limnologica. Brasileira*, v. 5, p. 177-186.

TUNDISI, J. G.. 2011. *Recursos Hídricos no Século XXI*. São Paulo: Oficina de Textos.

TUNDISI, J. G.. 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos avançados* 22 (63).

TUREKIAN, K. K. 1996. *Oceanos*. Editora: Edgard Blucher. 151p.

THRALL, P. H; LAINE, A. L.; BROADHURST, L. M.; BAGNALL, D. J.; BROCKWELL, J. A. 2011. Eficácia Simbiótica dos Mutualistas Rhizobianos Varia em Interações com Gêneros de Leguminosas Nativas Australianas. *PLoS One*, 6 , e23545.

U.S. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for lead. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf> . Acesso em: 24 abr. 2018.

USEPA. 2001. A summary of the available sediment quality criteria and guidelines for the protection of aquatic life. Table 11. United States Environmental Protection Agency.

VANGESTEL C, LENS L.. 2011. Does fluctuating asymmetry constitute a sensitive biomarker of nutritional stress in house sparrows (*Passer domesticus*)? *Ecol Indic* 11:389–394.

VILLELA, S. M. & MATTOS, A. 1975, *Hidrologia Aplicada*. Editora McGraw-Hill, São Paulo 245p.

VILLELA, J. N. F.; ROSS, S. L. J.; MANFREDINI, S. 2015. Análise Geomorfopedológica na borda leste da bacia sedimentar do Paraná, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 16, n° 4.

VILLELA, F. N. J. 2011. Análise da relação relevo-rocha-solo no contato Planalto Atlântico – Depressão Periférica Paulista. 257 f. Tese (Doutorado)– Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo-SP.

- WANG, Z., YAO, L., LIU, G. AND LIU, W.. 2014. Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 200-206.
- WANG, L., WANG, Y., SASKIA, K., ARTEMI, C., MA, B., WU, F. 2018. Effect of soil management on soil erosion on sloping farmland during crop growth stages under a large-scale rainfall simulation experiment. *Journal of Arid Land* 10 (6), 921-931. <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0016-z>.
- WARREN, L. A., TESSIER, A., & HARE, L. 1998. Modelling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: The relative contribution of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. *Limnology and Oceanography*, 43(7), 1442–1454.
- WATERS, A.S.; WEBSTER-BROWN, J.G.; 2013. Assessing aluminium toxicity in streams affected by acid mine drainage. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 67, 1764e1772.
- WANG, Q.; CHEN, M.; SHAN, G.; CHEN, P.; CUI, S.; YI, S.; ZHU, L. 2017. Bioaccumulation and biomagnification of emerging bisphenol analogues in aquatic organisms from Taihu Lake, China. *Science of the Total Environment* 598; 814–820.
- WAYLAND, M., & CROSLEY, R. 2006. Selenium and other trace elements in aquatic insects in coal mine-affected streams in the rocky mountains of Alberta, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50, 511–522.
- WETZEL, R.G. 1975. *Limnology*. Philadelphia. Sawders ed.1, 743p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2011. Guidelines for drinking-water quality, Geneva, v.4, 2011. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf>. Acesso em: 03 jan. 2019.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1990. Environmental health criteria 107, Geneva.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1988. Chromium. Geneva, Environmental Health Criteria.
- YANG MH et al. 2019. Reduction of aluminum ion neurotoxicity through a small peptide application e NAP treatment of Alzheimer's disease. *Journal of Food and Drug Analysis*. <https://doi.org/10.1016/j.jfda.2018.11.009>

XIAO, J.; WANG, L.; DENG, L.; JIN, Z. 2019. Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and well water in the Chinese Loess Plateau. *Science of the Total Environment* 650, 2004-2012p.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. 2008. *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. São Carlos: Rima Editora, p. 293-320.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. 2006. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*, São Paulo: Rima.

ZHANG, L.; ZHU, G.; GE, X.; XU, G.; GUAN, Y. 2018. Novel insights into heavy metal pollution of farmland based on reactive heavy metals (RHMs): pollution characteristics, predictive models, and quantitative source apportionment, *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.075>

APÊNDICE I - Tabela com resultados das análises de água para concentração de MPT

Tabela 5: Resultados das análises de água in natura (IN) para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L⁻¹. Legenda: P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 1= Represa 1. DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 1	Pontos de amostragem (mg L ⁻¹)				Nível máximo permitido para classes 1 e 2, CONAMA N°357/2005 (mg/L ⁻¹)
	A	B	C	D	
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	
Zinco	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,18
Cádmio	< LQ	0,0009 ± 0,0008	0,0007 ± 0,0012	< LQ	0,001
Bário	0,0032 ± 0,0045	< LQ	0,0549 ± 0,0099	0,0689 ± 0,0023	0,7
Cobre	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,009
Níquel	0,0001 ± 0,0002	0,0001 ± 0,0001	< LQ	0,0008 ± 0,0008	0,025
Arsênio	0,0436 ± 0,0617	< LQ	< LQ	< LQ	0,01
Cobalto	< LQ	0,0013 ± 0,0023	< LQ	< LQ	0,05
Chumbo	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,01
Potássio	< LQ	3,4283 ± 0,0475	3,6550 ± 0,1083	3,7683 ± 0,0765	-
Molibdênio	< LQ	< LQ	< LQ	0,0037 ± 0,0064	-
Manganês	< LQ	< LQ	< LQ	0,0030 ± 0,0005	0,1
Cromo	0,0134 ± 0,0190	< LQ	< LQ	0,0003 ± 0,0006	0,05
Alumínio	0,0472 ± 0,0667	< LQ	< LQ	< LQ	0,1

*R. 1 – Represa 1. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000006 e 0,000002 mg L⁻¹); Cd (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); Ba (0,0000002 e 0,0000007 mg L⁻¹); Cu (0,00000001 e 0,00000003 mg L⁻¹); Ni (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); As (0,00002 e 0,00007 mg L⁻¹); Co (0,0000002 e 0,0000008 mg L⁻¹); Pb (0,000001 e 0,000003 mg L⁻¹); K (0,000001 e 0,000004 mg L⁻¹); Mo (0,00000009 e 0,0000002 mg L⁻¹); Mn (0,0 e 0,0 mg L⁻¹); Cr (0,00000003 e 0,00000009 mg L⁻¹); Al (0,0000003 e 0,000001 mg L⁻¹), respectivamente. Fonte: Da autora.

Tabela 6: Resultados das análises de água in natura (IN) para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L⁻¹. Legenda: P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 2= Represa 2. DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 2	Pontos de amostragem (mg L ⁻¹)				Nível máximo permitido para classes 1 e 2, CONAMA N°357/2005 (mg/L ⁻¹)
	A	B	C	D	
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	
Zinco	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,18
Cádmio	0,0001 ± 0,0001	< LQ	< LQ	< LQ	0,001
Bário	0,0223 ± 0,0006	0,0268 ± 0,0013	0,0153 ± 0,0009	0,0146 ± 0,0003	0,7
Cobre	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,009
Níquel	0,0008 ± 0,0000	0,0003 ± 0,0004	< LQ	< LQ	0,025
Arsênio	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,01
Cobalto	0,0005 ± 0,0005	< LQ	< LQ	< LQ	0,05
Chumbo	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,01
Potássio	1,8083 ± 0,0208	1,7592 ± 0,0076	1,0850 ± 0,0550	1,0750 ± 0,0261	-
Molibdênio	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	-
Cromo	0,0007 ± 0,0003	< LQ	< LQ	< LQ	0,05
Manganês	0,0059 ± 0,0028	0,0007 ± 0,0008	0,0017 ± 0,0001	0,0019 ± 0,0004	0,1
Alumínio	0,0020 ± 0,0035	< LQ	< LQ	< LQ	0,1

*R. 2 – Represa 2. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000006 e 0,000002 mg L⁻¹); Cd (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); Ba (0,0000002 e 0,0000007 mg L⁻¹); Cu (0,00000001 e 0,00000003 mg L⁻¹); Ni (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); As (0,00002 e 0,00007 mg L⁻¹); Co (0,0000002 e 0,0000008 mg L⁻¹); Pb (0,000001 e 0,000003 mg L⁻¹); K (0,000001 e 0,000004 mg L⁻¹); Mo (0,00000009 e 0,0000002 mg L⁻¹); Mn (0,0 e 0,0 mg L⁻¹); Cr (0,00000003 e 0,00000009 mg L⁻¹); Al (0,0000003 e 0,000001 mg L⁻¹), respectivamente. Fonte: Da autora.

Tabela 7: Resultados das análises de água para concentração de metal total da represa próxima ao plantio convencional em mg L⁻¹. **Legenda:** P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 1= Represa 1 DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 1	Pontos de amostragem (mg L ⁻¹)				Nível máximo permitido para classes 1 e 2, CONAMA N°357/2005 (mg/L ⁻¹)
	A	B	C	D	
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	
Zinco	0,0626 ± 0,0498	0,0083 ± 0,0147	0,0021 ± 0,0057	0,0614 ± 0,0650	0,18
Cádmio	0,0006 ± 0,0004	0,0007 ± 0,0008	< LQ	< LQ	0,001
Bário	0,1642 ± 0,0721	0,0713 ± 0,0352	0,1955 ± 0,0778	0,1661 ± 0,0045	0,7
Cobre	0,0126 ± 0,0177	0,0111 ± 0,0204	< LQ	0,0045 ± 0,0032	0,009
Níquel	0,0005 ± 0,0008	0,0001 ± 0,0002	< LQ	0,000 ± 0,0006	0,025
Cobalto	< LQ	< LQ	0,0001 ± 0,0003	0,0004 ± 0,0010	0,05
Chumbo	0,0491 ± 0,0841	0,0175 ± 0,0526	0,0125 ± 0,0108	0,0202 ± 0,0486	0,01
Potássio	5,7233 ± 1,8299	6,9928 ± 0,4452	7,6044 ± 0,1475	7,5272 ± 0,1385	-
Molibdênio	< LQ	< LQ	< LQ	0,0009 ± 0,0017	-
Cromo	0,0005 ± 0,0027	0,0003 ± 0,0005	< LQ	0,0005 ± 0,0008	0,05
Manganês	0,0362 ± 0,0134	0,0424 ± 0,0120	0	0,0386 ± 0,0055	0,1
Alumínio	0,0733 ± 0,1567	0,0316 ± 0,0420	0,0219 ± 0,0200	0,0406 ± 0,0129	0,1

*R. 1 – Represa 1. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000006 e 0,000002 mg L⁻¹); Cd (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); Ba (0,0000002 e 0,0000007 mg L⁻¹); Cu (0,00000001 e 0,00000003 mg L⁻¹); Ni (0,0000001 e 0,0000004 mg L⁻¹); As (0,00002 e 0,00007 mg L⁻¹); Co (0,0000002 e 0,0000008 mg L⁻¹); Pb (0,000001 e 0,000003 mg L⁻¹); K (0,000001 e 0,000004 mg L⁻¹); Mo (0,00000009 e 0,0000002 mg L⁻¹); Mn (0,0 e 0,0 mg L⁻¹); Cr (0,00000003 e 0,00000009 mg L⁻¹); Al (0,0000003 e 0,000001 mg L⁻¹), respectivamente. Fonte: Da autora.

Tabela 8: Resultados das análises de água para concentração de metal total da represa próxima ao plantio orgânico em mg L^{-1} . **Legenda:** P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 2= Represa 2. DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 2	Pontos de amostragem (mg L^{-1})				Nível máximo permitido para classes 1 e 2, CONAMA N°357/2005 (mg/L^{-1})
	A	B	C	D	
	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	
Zinco	0,0229 \pm 0,0083	< LQ	0,0144 \pm 0,0258	0,0128 \pm 0,0133	0,18
Cádmio	< LQ	0,0005 \pm 0,0016	0,0005 \pm 0,0006	< LQ	0,001
Bário	0,0722 \pm 0,0041	0,0682 \pm 0,0016	0,0881 \pm 0,0246	0,0764 \pm 0,0183	0,7
Cobre	0,0007 \pm 0,0011	0,0031 \pm 0,068	0,0020 \pm 0,0026	0,0026 \pm 0,0043	0,009
Níquel	0,0003 \pm 0,0003	0,0001 \pm 0,0002	0,0001 \pm 0,0003	0,0001 \pm 0,0002	0,025
Cobalto	0,0009 \pm 0,0015	< LQ	< LQ	< LQ	0,05
Chumbo	0,0046 \pm 0,0072	0,0198 \pm 0,0595	0,0008 \pm 0,0013	0,0104 \pm 0,0269	0,01
Potássio	3,9828 \pm 0,0944	3,7160 \pm 0,3442	4,5633 \pm 1,0832	4,1369 \pm 0,7564	-
Molibdênio	0,0007 \pm 0,0004	0,0004 \pm 0,0006	0,0010 \pm 0,0018	0,0002 \pm 0,0002	-
Cromo	0,0012 \pm 0,0005	0,0008 \pm 0,0023	0,0014 \pm 0,0029	0,0001 \pm 0,0002	0,05
Manganês	0,0576 \pm 0,0017	0,0563 \pm 0,0019	0,0710 \pm 0,0206	0,0747 \pm 0,0158	0,1
Alumínio	0,1318 \pm 0,0377	0,1852 \pm 0,0570	0,1714 \pm 0,0548	0,1077 \pm 0,0527	0,1

*R. 2 – Represa 2. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000006 e 0,000002 mg L^{-1}); Cd (0,0000001 e 0,0000004 mg L^{-1}); Ba (0,0000002 e 0,0000007 mg L^{-1}); Cu (0,00000001 e 0,00000003 mg L^{-1}); Ni (0,0000001 e 0,0000004 mg L^{-1}); As (0,00002 e 0,00007 mg L^{-1}); Co (0,0000002 e 0,0000008 mg L^{-1}); Pb (0,000001 e 0,000003 mg L^{-1}); K (0,000001 e 0,000004 mg L^{-1}); Mo (0,00000009 e 0,0000002 mg L^{-1}); Mn (0,0 e 0,0 mg L^{-1}); Cr (0,00000003 e 0,00000009 mg L^{-1}); Al (0,0000003 e 0,000001 mg L^{-1}), respectivamente. Fonte: Da autora.

APÊNDICE II - Tabela com resultados das análises de Odonata para concentração de MPT

Tabela 9: Resultados das análises de Odonata para concentração de MPT da represa próxima ao plan-tio convencional em $\mu\text{g g}^{-1}$. Legenda: P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 1= Represa 1. ND= Não Detectado. DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 1	Pontos de amostragem ($\mu\text{g g}^{-1}$)				Referências
	A	B	C	D	
	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	
Zinco	0,0861 \pm 0,0093	0,0740 \pm 0,0016	0,0828 \pm 0,0002	0,0774 \pm 0,0034	Corbi, 2008
Cádmio	0,0012 \pm 0,0019	< LQ	< LQ	< LQ	Este estudo.
Bário	0,0284 \pm 0,0021	0,0363 \pm 0,0000	0,0296 \pm 0,0017	0,0322 \pm 0,0013	Este estudo.
Cobre	0,0230 \pm 0,0025	0,0201 \pm 0,0001	0,0181 \pm 0,0002	0,0215 \pm 0,0002	Corbi, 2008
Níquel	0,0007 \pm 0,0002	< LQ	< LQ	< LQ	Este estudo.
Arsênio	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	
Cobalto	0,0005 \pm 0,0003	< LQ	0,0002 \pm 0,0001	< LQ	Este estudo.
Chumbo	0,0052 \pm 0,0003	0,0052 \pm 0,0004	0,0053 \pm 0,0004	0,0056 \pm 0,0004	Corbi, 2008
Molibdênio	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	
Manganês	0,2433 \pm 0,0164	0,2233 \pm 0,0083	0,1404 \pm 0,0061	0,2527 \pm 0,0112	Este estudo.
Cromo	0,0009 \pm 0,0009	0,0013 \pm 0,0008	0,0003 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0001	Corbi, 2008
Alumínio	ND	ND	ND	ND	

*R. 1 – Represa 1. ND: Não detectado. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000003 e 0,000001 mg g^{-1}); Cd (0,0000002 e 0,0000008 mg g^{-1}); Ba (0 e 0 mg g^{-1}); Cu* (0,00000004 e 0,0000001 mg g^{-1}); Ni (0,0000001 e 0,0000003 mg g^{-1}); As* (0,00005 e 0,0001 mg g^{-1}); Co (0,0000004 e 0,000001 mg g^{-1}); Mo* (0,0000000008 e 0,000000002 mg g^{-1}); Mn* (0,00000006 e 0,0000001 mg g^{-1}), respectivamente. Fonte: Da autora.

Tabela 10: Resultados das análises de Odonata para concentração de MPT da represa próxima ao plantio orgânico em $\mu\text{g g}^{-1}$. **Legenda:** P. A= ponto A; P. B= ponto B; P. C= ponto C; P. D= ponto D. R. 2= Represa 2. ND= Não Detectado. DP= Desvio Padrão.

Parâmetros R. 2	Pontos de amostragem ($\mu\text{g g}^{-1}$)				Referências
	A	B	C	D	
	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	Média \pm DP	
Zinco	-	0,0928 \pm 0,0042	0,0890 \pm 0,0047	0,0708 \pm 0,0018	Corbi, 2008
Cádmio	-	< LQ	< LQ	0,0001 \pm 0,0000	Este estudo.
Bário	-	0,0391 \pm 0,0002	0,0357 \pm 0,0015	0,0097 \pm 0,0009	Este estudo.
Cobre	-	0,0243 \pm 0,0019	0,0281 \pm 0,0022	0,0194 \pm 0,0007	Corbi, 2008
Níquel	-	< LQ	< LQ	0,0002 \pm 0,0002	Este estudo.
Arsênio	-	< LQ	0,0024 \pm 0,0008	0,0032 \pm 0,0007	Este estudo.
Cobalto	-	< LQ	< LQ	< LQ	
Chumbo	-	0,0058 \pm 0,0000	0,0059 \pm 0,0002	0,0036 \pm 0,0001	Corbi, 2008
Molibdênio	-	< LQ	< LQ	< LQ	
Manganês	-	0,2310 \pm 0,0030	0,2520 \pm 0,0114	0,0656 \pm 0,0070	Este estudo.
Cromo	-	0,0018 \pm 0,0004	0,0018 \pm 0,0005	0,0004 \pm 0,0001	Corbi, 2008
Alumínio	-	ND	ND	ND	

*R. 2 – Represa 2. ND: Não detectado. *Limite de detecção (LD)/ Limite de quantificação (LQ) apresentados foram: Zn (0,0000003 e 0,000001 mg g^{-1}); Cd (0,0000002 e 0,0000008 mg g^{-1}); Ba (0 e 0 mg g^{-1}); Cu* (0,00000004 e 0,0000001 mg g^{-1}); Ni (0,0000001 e 0,0000003 mg g^{-1}); As* (0,00005 e 0,0001 mg g^{-1}); Co (0,0000004 e 0,000001 mg g^{-1}); Mo* (0,0000000008 e 0,000000002 mg g^{-1}); Mn* (0,00000006 e 0,0000001 mg g^{-1}), respectivamente. Fonte: Da autora.