

**Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Doutorado em Qualidade Ambiental**

KAREN CAON

**A QUALIDADE DA ÁGUA DO ARROIO TEGA (CAXIAS DO SUL, BRASIL):
MONITORAMENTO DE PARÂMETROS QUÍMICOS E DA TOXICIDADE USANDO
Tradescantia pallida var. *purpurea* E *Lactuca sativa* COMO BIOINDICADORAS**

Novo Hamburgo

2019

**Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Doutorado em Qualidade Ambiental**

KAREN CAON

**A QUALIDADE DA ÁGUA DO ARROIO TEGA (CAXIAS DO SUL, BRASIL):
MONITORAMENTO DE PARÂMETROS QUÍMICOS E DA TOXICIDADE USANDO
Tradescantia pallida var. *purpurea* E *Lactuca sativa* COMO BIOINDICADORAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental como requisito para a obtenção do título de doutora em Qualidade Ambiental.

Linha de Pesquisa: Diagnóstico e Intervenção Ambiental

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Annette Droste

Novo Hamburgo

2019

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)

Caon, Karen.

A qualidade da água do arroio Tega (Caxias do Sul, Brasil): monitoramento de parâmetros químicos e da toxicidade usando *Tradescantia pallida* var. *purpurea* e *Lactuca sativa* como bioindicadoras / Karen Caon. – 2019.

84 f. : il. color. ; 30 cm.

Tese (Doutorado em Qualidade Ambiental) – Universidade Feevale, Novo Hamburgo-RS, 2019.

Inclui bibliografia.

“Orientadora: Prof.^a Dr.^a Annette Droste”.

1. Poluição hídrica. 2. Biomonitoramento. 3. Citotoxicidade. 4. Genotoxicidade. 5. Qualidade ambiental. I. Título.

CDU 543.3(816.5)

Bibliotecária responsável: Bruna Heller – CRB 10/2348

Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Doutorado em Qualidade Ambiental

KAREN CAON

**A QUALIDADE DA ÁGUA DO ARROIO TEGA (CAXIAS DO SUL, BRASIL):
MONITORAMENTO DE PARÂMETROS QUÍMICOS E DA TOXICIDADE USANDO
Tradescantia pallida var. *purpurea* E *Lactuca sativa* COMO BIOINDICADORAS**

Tese de doutorado aprovada pela banca examinadora em 28 de fevereiro de 2019,
conferindo à autora o título de doutora em Qualidade Ambiental.

Componentes da Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Annette Droste (Orientadora)
Universidade Feevale

Prof. Dr. Gustavo Marques da Costa
Universidade Anhanguera

Prof.^a Dr.^a Jane Marlei Boeira
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Gunther Gehlen
Universidade Feevale

Dedico este trabalho ao meu pai (*in memoriam*),
com todo meu amor e gratidão, por tudo que fez
por mim ao longo de minha vida.

AGRADECIMENTOS

À professora orientadora Dr.^a Annette Droste pelo seu profissionalismo, competência, dedicação e paciência em me orientar ao longo desses quatro anos e me auxiliar no desenvolvimento acadêmico.

Aos meus pais e irmão, pelo amor, preocupação e torcida para que tudo ocorresse bem ao longo desta jornada.

Aos colegas do Laboratório de Biotecnologia Vegetal por estarem sempre presentes para me ajudar, em especial, ao Márcio H. Sasamori, pelo auxílio nas coletas das inflorescências, e ao Délio Endres Júnior, pela empatia, explicações, apoio e amizade.

Aos amigos e familiares, que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

À Universidade Feevale por proporcionar as condições necessárias para a realização do presente estudo.

À CAPES pelo fornecimento de bolsa sem a qual a realização deste trabalho não seria possível.

“Sempre permaneça aventureiro.
Por nenhum momento se esqueça de que
a vida pertence aos que investigam.
Ela não pertence ao estático;
Ela pertence ao que flui.
Nunca se torne um reservatório,
sempre permaneça um rio.”
Bhagwan S. Rajneesh

RESUMO

As bacias hidrográficas com a crescente urbanização estão sujeitas a um conjunto de impactos antrópicos que podem comprometer a qualidade dos recursos hídricos. O crescimento populacional, a industrialização e o uso de insumos químicos são as principais causas da degradação desses ecossistemas. Nesse sentido, monitorar a qualidade da água possibilita compreender as relações existentes entre a ocupação da bacia hidrográfica e a condição da água, podendo servir como subsídio para identificação de fontes pontuais de lançamento de efluentes e contribuir para embasar estudos com vistas à identificação de fontes difusas. A sub-bacia do arroio Tega integra a Bacia Taquari-Antas e apresenta um perímetro de 116,81 km, drenando uma área de 294,76 km², a qual se estende por parte do município de Caxias do Sul, na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. Aproximadamente, 40% da área da sub-bacia do arroio Tega está inserida no perímetro urbano de Caxias do Sul. A carência de estudos nesta sub-bacia sobre os impactos causados pela degradação ambiental demonstra a necessidade de pesquisas que contribuam para uma análise integrada da qualidade ambiental, permitindo planejar o ambiente urbano e rural de forma aliada com as questões ambientais e cooperando para a proteção e recuperação desse recurso essencial para vida. Em atenção a isso, o presente estudo teve por objetivo a análise da qualidade da água do arroio Tega por meio do monitoramento de parâmetros químicos e da toxicidade, usando *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt. var. *purpurea* Boom e *Lactuca sativa* L. como bioindicadoras. Foram monitorados três sítios ao longo do arroio: os sítios 1 e 2, que estão localizados no perímetro urbano, sendo que o primeiro se localiza próximo à nascente do arroio Tega e o segundo perto de uma estação de tratamento de efluentes; e o sítio 3, que está localizado na área rural e se encontra após a estação de tratamento de efluentes. As coletas ocorreram trimestralmente, no período de 2016 a 2017. Os bioensaios foram realizados em condições controladas. Botões florais de *T. pallida* var. *purpurea* e sementes de *L. sativa* foram expostos a amostras de água do arroio Tega ou água destilada (controle negativo). Simultaneamente, foram coletados dados de precipitação. Foi observado aumento da frequência de MCN nas amostras de água dos sítios em relação ao controle negativo, indicando genotoxicidade da água do arroio. As concentrações de fósforo, nitrogênio, alumínio, cobre e níquel foram superiores aos valores máximos estabelecidos para águas doces classe 2 e 3 pela Resolução CONAMA 357/2005 na maioria das amostras coletadas. Para o teste de germinação, não houve significância estatística ao longo do tempo nas amostras de água dos sítios e entre os sítios. Houve redução do índice mitótico (IM) em *L. sativa* nas amostragens em relação ao controle, exceto em três amostras do sítio 2 e duas do sítio 3, indicando a existência de citotoxicidade na água do arroio Tega e demonstrando esse ser o bioensaio mais sensível à combinação de poluentes. Em geral, as frequências de MCN apresentaram uma variação no período monitorado, apresentando frequências que variaram de 1,03 a 5,23, ambos no sítio 1. A frequência de micronúcleos (MCN) em *T. pallida* var. *purpurea* e o IM em *L. sativa* são parâmetros indicadores mais sensíveis do que o teste de germinação. Foram coletados dados de precipitação acumulada nos quatro dias antecedentes e no dia da coleta das amostras de água. Não houve relação significativa entre as frequências de MCN, IM, porcentagem de germinação, precipitação acumulada e parâmetros químicos individualmente avaliados para este estudo no período monitorado. Os dados resultantes ressaltam a importância da contribuição dos indicadores utilizados para explicar a qualidade hídrica do arroio Tega.

Palavras-chave: Poluição hídrica. Biomonitoramento. Citotoxicidade. Genotoxicidade. Qualidade ambiental.

ABSTRACT

The watersheds with increasing urbanization are subject to a set of anthropic impacts that can compromise the quality of water resources. Population growth, industrialization and the use of chemical inputs are the main causes of the degradation of these ecosystems. Monitoring water quality makes it possible to understand the relationship between the exploitation of the watershed area and the quality of the water, and can be used as the foundation to identify specific effluent release sources and contribute to support studies aimed at identifying diffuse sources (non-point sources of pollution). The Tega sub-basin is part of the Taquari-Antas watershed and has a perimeter of 116.81 km, draining an area of 294.76 km², which extends over the municipality of Caxias do Sul, in the northwest region of the state of Rio Grande do Sul, in the south of Brazil; approximately 40% of the area of the Tega stream is located in the urban perimeter of Caxias do Sul. The lack of studies in this sub-basin on the impacts caused by environmental degradation demonstrate the need for research that contributes to an integrated analysis of environmental quality, enabling the planning of the urban and rural environment allied with environmental issues, contributing to the protection and recovery of this essential life resource. This study had the objective of analyzing Tega stream water quality by monitoring chemical parameters and toxicity using *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt. var. *purpurea* Boom and *Lactuca sativa* L. as bioindicators. Three sites were monitored along the stream: sites 1 and 2 are located in the urban perimeter, the first located near the source of the Tega stream, the second located upstream of an effluent treatment plant. Site 3 is located in the rural area after the effluent treatment plant. The collections occurred quarterly, from 2016 to 2017. The bioassays were performed under controlled conditions. Floral buds of *T. pallida* var. *purpurea* and *L. sativa* seeds were exposed to Tega stream water samples or distilled water (negative control). Simultaneously, precipitation data were collected. An increase in the micronuclei (MN) frequency was observed in the water samples of the sites compared to the negative control, indicating genotoxicity of the stream water. The concentrations of phosphorus, nitrogen, aluminum, copper and nickel were higher than the maximum values established for freshwater class 2 and 3 by the CONAMA Resolution 357/2005 in most samples collected. For the germination test, there was no statistical significance over time in the water samples of the sites and between the sites. There was a reduction of the mitotic index (MI) in *L. sativa* samplings compared to the control samples, except in three samples of site 2 and two of site 3, indicating the existence of cytotoxicity in Tega stream water and demonstrating that this is the most sensitive bioassay to the combination of pollutants. In general, the frequencies of MN showed a variation in the monitored period, presenting frequencies ranging from 1.03 to 5.23, both at site 1. The frequency of micronuclei (MN) in *T. pallida* var. *purpurea* and MI in *L. sativa* are more sensitive indicator parameters than the germination test. Accumulated precipitation data were collected in the previous 4 days and on the day of collection of the water samples. There was no significant relationship between the frequencies of MN, MI, germination percentage, accumulated precipitation and chemical parameters individually evaluated for this study in the monitored period. The resulting data highlight the importance of the contribution of the indicators used to explain the water quality of the Tega stream.

Keywords: Water pollution. Biomonitoring. Cytotoxicity. Genotoxicity. Environmental quality.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Indústrias metalúrgicas e siderúrgicas localizadas na região de monitoramento do arroio Tega. Fonte: Felipe Volmaro e autora, 201825
- Figura 2 – Registro fotográfico em uma das cascatas do Arroio Tega no bairro Santa Catarina,1910 (A); Moinho Ítalo-Brasileiro ("Moinho da Cascata"), s/data (B); Ponte sobre o Arroio Tega (Ponte Negra), em frente à empresa de Evaristo De Antoni Cia. Ltda. (C); Arroio Tega, nas proximidades do Lanifício Matteo Gianella, s/data (D); Antigo Moinho Germani ("Moinho da Cascata"), construído à beira do Arroio Tega,1912 (E). Fonte: Arquivo Histórico Municipal João Spadari Adami, 2016.28
- Figura 3 – (A) Rio Grande do Sul, em destaque, a Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas; (B) Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, em destaque, sub-bacia do Tega; (C) Sub-bacia do Tega, em destaque, a malha urbana de Caxias do Sul. Os pontos numerados representam os sítios de coleta e a seta indica a Estação de tratamento de efluentes Tega. Fonte: Delio Endres Júnior, 2016.31
- Figura 4 – Sítios amostrais onde foram coletadas as amostras de água, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. Sítio 1: ponto mais próximo da nascente do arroio Tega (A); Sítio 2: localizado à montante da Estação de Tratamento de Efluentes Tega (B); Sítio 3: a jusante da Estação de Tratamento de Efluentes. Fonte: Google Earth; Elaborado pela autora, 2018.....32
- Figura 5 – Etapas para realização dos bioensaios de germinação e índice mitótico com *Lactuca sativa*. Preparação das placas de Petri para germinação das sementes em câmara de fluxo laminar (A); Placas seladas e triplicatas finalizadas (B); Placas na sala de crescimento (C); Germinação após 48 horas de exposição considerada para registro da germinação (D); interfase (E); prófase (F); metáfase (G); anáfase (H); telófase (I). Fonte: Catiele Vieira, 201737
- Figura 6 – Etapas do bioensaio Trad-MCN. Área de cultivo de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* no Campus II da Universidade Feevale (A); Inflorescência de *Tradescantia* protegida por duas brácteas (B); Botões florais dissecados (C); Material para preparação das lâminas (D); material para contagem da frequência de micronúcleos (E); lâminas para observação de micronúcleos (F); Análise das lâminas em microscopia óptica (G); Tédrades (aumento 100x) (H); Tétrade sem micronúcleos (aumento de 400x) (I); Tétrade com micronúcleos (aumento de 400x). Fonte: Elaborado pela autora, 2017.39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Apresentação do Índice de Potencial Poluidor da Indústria (Inpp-I, Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria (Indapp-I) e da Indústria (percentual por potencial poluidor) no Estado do RS.....	24
Tabela 2 – Métodos analíticos usados para avaliação dos parâmetros químicos de água.....	34
Tabela 3 – Características químicas das amostras de água do arroio, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, no período de março de 2016 a dezembro de 2017.....	42
Tabela 4 – Média dos parâmetros físico-químicos a montante e a jusante da estação de tratamento de efluentes.....	43
Tabela 5 – Resultados obtidos para o Índice de Estado Trófico para os sítios amostrais do arroio Tega.....	43
Tabela 6 – Porcentagem de germinação (média desvio padrão) de sementes de <i>L. sativa</i> expostas a amostras de água do arroio Tega, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul.	44
Tabela 7 – Índice mitótico em células de sementes de <i>L. Sativa</i> expostas a amostras de água do arroio Tega, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul.	45
Tabela 8 – Frequências de micronúcleos (MCN) (média \pm desvio padrão) em botões florais <i>Tradescantia pallida</i> var. <i>purpurea</i> expostos as amostras de água coletas no arroio Tega. ..	46

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRH	Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
Cd	Cádmio
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico de São Paulo
CF	Constituição Federal
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CRH	Conselho de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DOU	Diário Oficial da União
DZ	
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IM	Índice Mitótico
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MCN	Micronúcleo
Ni	Níquel
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
ONU	Organizações das Nações Unidas
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente

PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SAMAE	Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto
SIGERH	Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SUDEMA	Superintendencia de Administração do Meio Ambiente
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UNESCO	Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS	16
1.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS	19
1.3 BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	20
1.4 BACIA HIDROGRÁFICA DO TAQUARI-ANTAS E SUB-BACIA DO TEGA.....	22
1.5 CONTEXTUALIZAÇÃO HISTÓRICA DA APROPRIAÇÃO DAS ÁGUAS DE CAXIAS DO SUL	25
1.6 HISTÓRICO DO TEGA	26
2 OBJETIVOS	29
2.1 OBJETIVO GERAL.....	29
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1 ÁREA DE ESTUDO	30
3.2 SÍTIOS AMOSTRAIS.....	30
3.3 MAPEAMENTO DA DENSIDADE INDUSTRIAL.....	31
3.4 COLETA DA ÁGUA DO ARROIO TEGA	33
3.5 ANÁLISES QUÍMICAS	33
3.6 DADOS QUÍMICOS A MONTANTE E JUSANTE DA ETE TEGA.....	34
3.7 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO	35
3.8 DADOS DE PRECIPITAÇÃO	35
3.9 MONITORAMENTO DA CITOTOXICIDADE: BIOENSAIOS COM <i>Lactuca sativa</i> ..	35
3.9.1 Germinação	365
3.9.2 Índice mitótico	36
3.10 BIOENSAIO TRAD-MCN	376
3.11 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	39
4 RESULTADOS	40
4.1 DENSIDADE INDUSTRIAL NA REGIÃO DE MONITORAMENTO DOS DADOS....	39
4.2 DADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA DO ARROIO TEGA	409

4.3 DADOS QUÍMICOS DA ETE TEGA	42
4.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO	432
4.5 BIOENSAIOS COM <i>Lactuca sativa</i>	443
4.5.1 Germinação	443
4.5.2 Índice Mitótico (IM)	443
4.6 BIOENSAIO TRAD-MCN	454
5 DISCUSSÃO	476
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	687
REFERÊNCIAS	709

1 INTRODUÇÃO

1.1 ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS

A água nutre as florestas, bem como mantém a produção agrícola, a biodiversidade nos sistemas terrestres e aquáticos. Nesse sentido, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos são recursos estratégicos para o homem, as plantas e os animais (KWASNIEWSKA et al., 2013). Atualmente, 1,8 bilhão de pessoas consomem água de fontes que não são protegidas contra contaminação. Mais de 80% das águas residuais geradas por ação antrópica são despejadas, sem tratamento, no ambiente (ONU, 2018). A preocupação com os recursos hídricos tem um alcance global; diz respeito à disponibilidade desse meio natural finito. Até 2050, a população mundial terá aumentado em dois bilhões de indivíduos e a demanda por água pode crescer em até 30% (UNICEF, 2017).

A escassez de água potável é alarmante e diversos fatores contribuem para esse cenário (BARBERIO, 2013). Muitas fontes de água que são utilizadas por seres humanos contêm substâncias tóxicas, vetores de doenças ou agentes patogênicos que podem causar problemas à saúde e degradar o ambiente em longo prazo, se determinadas premissas de qualidade da água não forem respeitadas (ROMERO et al., 2009). O suprimento público da água pode ser impactado pelos seus usos múltiplos e na indústria, pelo desenvolvimento do agronegócio, afetando a qualidade da água, a recarga de aquíferos e aumentando custos de tratamento da água. Contaminação por substâncias tóxicas, elementos traços, fertilizantes, pesticidas utilizados na agricultura são fatores que também impactam a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (TUNDISI, 2014).

Os efeitos de poluentes são variáveis, observando-se desde danos de ordem estética e econômica, até danos graves à saúde e aos ecossistemas. Tais efeitos dependem de clima, adensamento populacional, condições locais, taxa de liberação dos poluentes, padrões de dispersão, variabilidade espacial e temporal das concentrações, suscetibilidade das espécies receptoras, além das reações com ar, solo, água e biota, nos diferentes produtos químicos (PASCHOAL, 1996).

Os compostos químicos potencialmente presentes nos esgotos municipais podem ser classificados em inorgânicos e orgânicos. Os possíveis prejuízos à saúde associados à ingestão de substâncias inorgânicas por meio de água são relativamente conhecidos, inclusive quanto aos teores de risco. Esgotos municipais de origem exclusivamente doméstica geralmente não

contêm substâncias inorgânicas em teores que impeçam seu uso para diversas finalidades, após um tratamento adequado. Entretanto, a presença de efluentes industriais nos esgotos representa risco da presença de compostos inorgânicos potencialmente tóxicos, como elementos traços, em teores inaceitáveis (MACHADO et al., 2016). O nível de conhecimento quanto aos compostos orgânicos é ainda muito limitado, principalmente em relação a compostos sintéticos, cuja diversidade é muito grande e está em contínua ampliação. A fonte principal, embora não única, desses compostos orgânicos sintéticos são os despejos industriais na rede pública de coleta (BLUM, 2007). Os riscos de contaminação por elementos traços têm sido estudados por décadas, por isso existem leis e processos para gerenciar este tipo de contaminação (LUOMA; RAINBOW, 2008).

Para que se possa compreender a magnitude das transformações ocorridas na área urbana, é importante compreender como a água circula e como a cidade interfere nesse processo. As mudanças que a cidade promove nesses dois elementos são fundamentais para essa compreensão. Muitas das crises hídricas nas áreas urbanas baseiam-se não tanto na disponibilidade de água, mas no fracasso em gerenciar como a água é usada. A reciclagem de águas residuais é parte importante de uma estratégia integrada de água, todavia não a resposta final. Essa estratégia integrada inclui coleta de águas pluviais, separação de fontes, águas residuais, reciclagem de águas, uso não potável e conservação avançada (AGUIRRE, 2006).

No Brasil, os usos múltiplos dos recursos hídricos são diversificados e a sua intensidade está relacionada ao desenvolvimento social, agrícola e industrial das doze regiões hidrográficas, assim como à densidade populacional e do grau de urbanização. Os efeitos na qualidade das águas podem ser diretos e indiretos (TUNDISI, 2016). Atualmente, a população urbana do Brasil representa 84% (IBGE, 2010), o que gera pressões sobre as águas superficiais e subterrâneas. Esses problemas são mais evidentes nas regiões mais desenvolvidas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMEZ, 2005; TUNDISI, 2014).

A expansão da disposição de resíduos sólidos do sistema urbano afeta águas superficiais e subterrâneas, impactando na sua qualidade. A maioria dos rios que atravessam as cidades brasileiras apresentam problemas ambientais de contaminação. De fato, o aumento populacional nos centros urbanos, a intensificação da industrialização e a ampliação da agricultura aumentam e amplificam a quantidade de águas residuais que, muitas vezes, não passam por tratamento (TUNDISI, 2003). Indústrias que apresentam grande potencial poluidor, em relação aos recursos hídricos, são: usinas de açúcar e álcool, indústrias de aço e metais, indústrias químicas, indústrias têxteis (PIRES; SANTOS; DEL, 2002). A complexidade dos fenômenos abordados tem exigido cada vez mais uma visão sistêmica, relacionando o uso do

espaço com áreas remanescentes de vegetação, com a qualidade da água e a antropização, mensuradas dentro de uma bacia hidrográfica regional.

O aumento da descarga de águas residuais de populações urbanas não tratadas tem um enorme impacto sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e indicam que somente 35% das águas de esgoto no Brasil são tratadas (ANA, 2017). As tecnologias convencionais de tratamento são usualmente capazes de reduzir as concentrações de matéria orgânica de origem humana, detergentes, gorduras, presentes nos esgotos domésticos. Quando a contribuição de efluentes industriais para o esgoto urbano é significativa, encontram-se contribuições expressivas de compostos orgânicos, inclusive, de compostos orgânicos persistentes, como os organoclorados, podendo comprometer a qualidade da água tratada (ARCHELA et al., 2003). Lacerda e Malm (2008) consideram dois grandes grupos de poluentes que causam danos ao ecossistema. O primeiro trata-se de efluentes orgânicos em grandes áreas urbanas, associado ao tratamento inadequado de resíduos sólidos (lixo) e de esgoto sanitário doméstico.

A deterioração dos recursos hídricos aumenta o custo de tratamento da água para melhorar a potabilidade, assim como o da recuperação e proteção das reservas das águas superficiais e subterrâneas (MARTINELLI et al., 2010). É possível integrar resultados de pesquisas com bacias hidrográficas e mensurar os impactos desses processos. Essa quantificação pode levar ao estabelecimento de indicadores de qualidade da bacia hidrográfica que permitam, por meio do banco de dados estabelecidos, promover ações de gerenciamento (LIKENS, 2001).

Estudos ressaltam a preocupação com compostos químicos introduzidos no ambiente, com capacidade de induzir alterações citológicas e genéticas nos organismos expostos aos poluentes. Essa é uma das principais razões para o desenvolvimento de métodos de avaliação da toxicidade de substâncias químicas. Para conhecer as características e avaliar a qualidade da água, faz-se necessário o uso da medição de variáveis físicas, químicas e biológicas. Nesse sentido, o biomonitoramento serve como uma importante ferramenta para complementar os parâmetros físicos e químicos, já que estes avaliam o ambiente somente no momento da coleta, interferindo apenas indiretamente sobre os efeitos aos organismos (TUNDISI, 2003; BUSS et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2012; COSTA et al., 2014; CASSANEGO et al., 2015).

1.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS

Os parâmetros da qualidade da água são utilizados para que se possam regulamentar os níveis de qualidade a serem mantidos num corpo hídrico, dependendo do uso ao qual ela está destinada. A utilização de padrões de qualidade atende a dois propósitos: 1) manter a qualidade do curso da água ou definir a meta a ser atingida; e 2) ser a base para definir os níveis de tratamento a serem adotados na bacia, de modo que os efluentes lançados não alterem as características do curso da água estabelecidas pelo padrão (ANA, 2018). Nas bacias hidrográficas de grandes centros urbanos, os corpos d'água recebem resíduos de diferentes naturezas (BLUME et al., 2010; NUNES et al., 2011). A qualidade desses recursos hídricos reflete as condições ambientais da bacia. Sendo assim, conhecer as características de qualidade da água amplia o conhecimento ecológico do ecossistema e possibilita detectar alterações provenientes da atividade humana a fim de mitigar os impactos ambientais (FIGUEIREDO et al., 2010). O enquadramento é um instrumento fundamental no âmbito do planejamento ao integrar a política de recursos hídricos com outras políticas ambientais. Assim, o Conselho de Política Ambiental (COPAM) no âmbito da Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) em 1988, definiu através da DZ 201 (1988) diretrizes para o enquadramento das águas interiores, segundo os seguintes usos preponderantes:

a) **Classe especial** – águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção; e
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

b) **Classe 1** – águas destinadas:

- a) ao abastecimento domésticos, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

c) **Classe 2** – águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário;
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

- d) **Classe 3** – águas destinadas:
 - a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
 - b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; e
 - c) à dessedentação de animais.
- e) **Classe 4** – águas destinadas:
 - a) à navegação;
 - b) à harmonia paisagística; e
 - c) aos usos menos exigentes.

1.3 BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

Os ecossistemas aquáticos são constituídos por componentes abióticos como a atmosfera, a coluna da água e o sedimento. Esses ambientes recebem uma série de influências que podem ser monitoradas por meio de análises ecotoxicológicas com o objetivo de avaliar sua toxicidade. Países, como Canadá, Estados Unidos, Bélgica, Dinamarca, França, Noruega, Reino Unido, Nova Zelândia, Suécia, Austrália e algumas regiões da Espanha já utilizam ferramentas ecotoxicológicas para regularizar a descarga de resíduos em corpos hídricos (ECOTOXBRASIL, 2018). No Brasil, bioensaios são realizados de acordo com o Manual de Teste para Avaliação Ecotoxicológica de Agentes Químicos, a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas, ANO) e guias internacionais (USEPA/OECD). A Portaria Normativa do IBAMA, n.º 84, de 1996 (IBAMA, 1996), estabelece critérios para esses testes. Ensaios de toxicidade aguda podem ser definidos como aqueles que avaliam os efeitos, em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em um curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias (CONSEMA, 2006). Devido à facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade aguda foram os primeiros a serem desenvolvidos e, portanto, constituem a base de dados ecotoxicológicos (BIRGE et al., 1985; BRAGA; LOPES, 2015).

O biomonitoramento avalia as respostas de organismos vivos bioindicadores que respondem aos efeitos de misturas complexas de substâncias químicas quando expostos a poluentes presentes na água, no ar e no solo, possibilitando uma análise integrada da qualidade do ecossistema, de modo a aumentar a eficiência dos sistemas de detecção de impactos ambientais. A integração desses resultados fornece informações sobre os efeitos estressores do ambiente sobre os sistemas biológicos (MARKERT et al., 2007; VALERIO et al., 2007; XAVIER et al., 2011; BENVENUTTI et al., 2015). Canadá, Estados Unidos, Colômbia, Argentina e a Comunidade Europeia vêm incluindo organismos vivos para avaliar o grau de

toxicidade de efluentes industriais, águas residuais para determinar os limites de descarga e os efeitos tóxicos sobre a biota (ECHEVERRY; PINILLA., 2007; MERLO et al., 2011; MIŠÍK, et al., 2011).

Parâmetros de toxicidade por meio de bioensaios podem apresentar resultados distintos para amostras testadas: não tóxicas, quando não afetam os organismos teste, toxicidade crônica, quando é registrado um efeito fisiológico a longo prazo ou permanente, ou toxicidade aguda que pode ser definida como tendo efeitos em geral severos e rápidos em um curto espaço de tempo (LAMPARELLI, 2004; ARAGÃO; ARAÚJO, 2008; ROCHA et al., 2009). As plantas são mais sensíveis que os animais à poluição; portanto, estudos sobre os efeitos dos poluentes na vegetação fornecem dados importantes de biomonitoramento para os programas de controle da poluição (ALVES et al., 2001). As respostas das plantas bioindicadoras aos poluentes podem ser observadas em níveis microscópicos ou macroscópicos (ALVES et al., 2001; SALDIVA et al., 2002; ENDRES JÚNIOR et al., 2014). Testes de citotoxicidade e genotoxicidade permitem avaliar os efeitos tóxicos que a combinação de compostos químicos é capaz de causar em organismos, quando estes são expostos a essas substâncias (MERLO et al., 2011, CUCHIARA; BORGES; BOBROWSKI, et al., 2012; CASSANEGO et al., 2017).

De modo geral, bioindicadores vegetais apresentam estágio de desenvolvimento e ciclo reprodutivos mais rápidos, sendo capazes de responder às condições ambientais em um curto período de tempo e com baixo custo para o monitoramento de contaminantes e seus efeitos na biota (ALVES et al., 2001; COSTA et al., 2014). Neste estudo, foram utilizadas duas espécies de plantas: *Lactuca sativa* L. e *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt. var. *purpurea* Boom, que há décadas têm sido usadas como bioindicadoras, avaliando o decréscimo de qualidade de ecossistemas (MA, 1983; WANG; ROISENBERG, 1990; RUIZ et al., 1992; BUSS et al., 2003; SOUZA et al., 2005; MERLO et al., 2011; AGUIAR; ANDRADE-VIEIRA; DAVID, 2016; CAON et al., 2016; CASSANEGO et al., 2017).

L. sativa, popularmente conhecida como alface, é uma planta herbácea, muito delicada, com caule diminuto não ramificado. As folhas são grandes e podem ser lisas ou crespas (FIGUEIRA, 1982). A alface está entre as principais espécies empregadas em bioensaios de toxicidade por ser sensível a agentes tóxicos e apresentar rápida germinação, além de ser facilmente encontrada no comércio durante o ano todo, a um baixo custo (FISKESJÖ, 1993; VALERIO et al., 2007). A *L. sativa* está entre as dez espécies de plantas recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para a determinação dos efeitos ecológicos de substâncias tóxicas (USEPA, 1991). Como não existem instrumentos que possam aferir diretamente a toxicidade ambiental, os testes de toxicidade utilizando os bioensaios são o único

método disponível. Com inúmeras alternativas, estes consistem na determinação do potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa sobre um organismo (CAIRNS, 1986; LUOMA; RAINBOW, 2008).

O bioensaio de toxicidade com sementes de *L. sativa* é um teste de toxicidade aguda em que é possível avaliar os efeitos fitotóxicos de compostos puros ou de misturas complexas no processo de germinação das sementes e no desenvolvimento das plântulas, durante os primeiros dias de crescimento (SOBRERO; RONCO, 2004). Testes que utilizaram a germinação de sementes de *L. sativa* para avaliar a qualidade de efluentes industriais demonstraram a interferência nos índices de germinação quando comparadas às sementes que não foram expostas aos efluentes (CHARLES et al., 2011; SANTOS et al., 2017).

A citotoxicidade de substâncias é avaliada pelo surgimento de alterações no processo de divisão celular sobre o organismo-teste, tanto pela inibição da mitose, quanto pela incidência de mutações cromossômicas, como quebras de cromátides, perda de cromossomos inteiros ou a formação de micronúcleos (PAULA et al., 2015). O índice mitótico (IM), caracterizado pelo número total de células em divisão do ciclo celular, tem sido usado como parâmetro para avaliar a citotoxicidade, podendo ser determinado pelo aumento ou diminuição do IM (LEME et al., 2009).

O teste de micronúcleos em *Tradescantia* (Trad-MCN) é usado para a detecção de efeitos genotóxicos de substâncias isoladas ou de ambientes poluídos. O teste é baseado na formação de micronúcleos, que são resultantes de quebra cromossômica na meiose das células-mãe do grão de pólen de inflorescências com tétrades jovens e, por isso, não são incluídos nos núcleos das células filhas (HEDDLE, 1983; MAJER et al., 2001). A avaliação da qualidade da água por meio do teste Trad-MCN é uma importante ferramenta de biomonitoramento, pela simplicidade da metodologia e sensibilidade desta planta aos agentes genotóxicos (MA, 1982; MONARCA et al., 2003). Espécimes de *T. pallida* var. *purpurea*, apesar de não serem geneticamente uniformes, são considerados tão eficientes como bioindicadores quanto as plantas obtidas por clonagem (GUIMARÃES et al., 2000). Desse modo, sua utilização é válida, particularmente nos locais que não oferecem condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento de clones, como são os climas tropical e subtropical. A ocorrência tanto de danos estruturais, quanto de aneuploidia, permitem detectar a ação de agentes clastogênicos e aneugênicos (TEIXEIRA et al., 2012).

1.4 BACIA HIDROGRÁFICA DO TAQUARI-ANTAS E SUB-BACIA DO TEGA

Em uma das regiões mais desenvolvidas do estado do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil, a Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, cujos rios e arroios servem como corpos receptores e vias de transporte de efluentes das mais variadas origens. Esta bacia abrange as províncias geomorfológicas do Planalto Meridional e da Depressão Central; apresentando uma área de 26.491,82 km² e uma população estimada de 1.207.640 habitantes e abrangendo municípios como Antônio Prado, Veranópolis, Bento Gonçalves, Cambará do Sul, Carlos Barbosa, Estrela, Triunfo e Caxias do Sul, este município do presente estudo (SEMA, 2015).

A sub-bacia do Tega está inserida no município de Caxias do Sul, localizado na sub-região da Serra do estado, entre as coordenadas geográficas 29°10'04" S, 51°10'44" O, em uma altitude de 817 metros. O clima no qual a sub-bacia está inserida é o subtropical de altitude e o índice pluviométrico é de 1823 mm/ano (INMET, 2017). O solo da região é classificado como cambissolo húmico, típico de regiões em que a alta pluviosidade e as baixas temperaturas favorecem a acumulação da matéria orgânica (FLORES et al., 2007; STRECK et al., 2008). A população do município corresponde a 504.069 habitantes (IBGE, 2018), distribuídos em uma de área de 1.644 km². A densidade demográfica é de 264,89 habitantes km²; a maioria destes reside em área urbana 96,30% e 3,7% na área rural (IBGE, 2010). Caxias é a quarta cidade do estado no *ranking* do Índice de Desenvolvimento Socioeconômico (ATLAS SÓCIOECONOMICO/RS, 2017), que avalia educação, renda e saúde. O município possui a segunda maior frota de veículos do estado, com 390 mil registrados, e, proporcionalmente, são quatro veículos para cada grupo de cinco habitantes (BRASIL, 2017; SIMECS, 2017). Em relação à economia, 53,40% é representada pela indústria, 29,60% por serviços e 17% pelo comércio (SIMECS, 2017). O Produto Interno Bruto (PIB) do município na atividade econômica industrial está colocando a cidade na 34^a posição no *ranking* nacional e terceira do estado do Rio Grande do Sul, atrás apenas da capital, Porto Alegre (SIMECS, 2017). A economia do município apresenta grande diversificação de segmentos econômicos baseados na indústria, constituído pelos segmentos eletroeletrônico (10,20%), automotivo (20,01%), metalmeccânico (69,79%) (SIMECS, 2017; FEE, 2018). A cidade conta com vinte das 500 maiores empresas da região sul do Brasil e possui diversas indústrias que estão entre as maiores do país em seus campos de atuação. O município é considerado, inclusive, um dos maiores polos metalmeccânicos do Brasil, apresentando também um dos grandes índices poluidores industriais da região Sul do país (Tab. 1).

Tabela 1 – Apresentação do Índice de Potencial Poluidor da Indústria (Inpp-I, Índice de Dependência das Atividades Potencialmente Poluidoras da Indústria (Indapp-I) e da Indústria (percentual por potencial poluidor) no Estado do RS.

Município	Posição	INPP-I	INDAPP-I
Canoas	1	13,1238	0,9852
Triunfo	2	8,5163	0,9984
Caxias do Sul	3	8,5138	0,8954
Gravataí	4	5,8698	0,9555
Porto Alegre	5	4,6679	0,8532

Fonte: FEE/estatísticas ambientais, 2009.

A sub-bacia do arroio Tega, uma das mais importantes do município de Caxias do Sul, possui características físicas e antrópicas diferenciadas: áreas de alto índice de industrialização, com predomínio de produção primária e zonas intensamente urbanizadas. Destaca-se, nesse contexto, a carga orgânica gerada por parte de Caxias do Sul, município com a maior população urbana na Bacia do Taquari-Antas (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014; FEPAM, 2015). O arroio Tega nasce no perímetro urbano de Caxias do Sul e, após um percurso de 35 km, tem sua foz no Rio das Antas, no limite dos municípios de Flores da Cunha e Nova Pádua (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014). Seus principais afluentes são os arroios Herval, Dal Bó, Samuara e Maestra, além do rio Curuçu (VIECELI et al., 2013). Conforme a Resolução do Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul, CRH n.º 121/2012 (SEMA, 2015), as águas da sub-bacia do arroio Tega estão enquadradas na classe 4 para águas doces. E, segundo a Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005) apresentam aspectos de degradação constante, sendo possível constatação por meio de aspectos visuais e organolépticos, como odores (MUNICÍPIO, 2014).

Os corpos hídricos de Caxias do Sul estão classificados pela resolução CRH 50/2008 do Comitê de Bacia do Rio Taquari-Antas. As resoluções dividem o enquadramento em meta intermediária (até dez anos após a resolução) e meta final (até vinte anos após a resolução). Esse é o prazo que o comitê de bacia possui para melhorar a qualidade do arroio Tega da atual classe 4, para classe 2, prevista como meta no período de dez a vinte anos de acordo com a resolução CRH 50/2008 (SEMA, 2012).

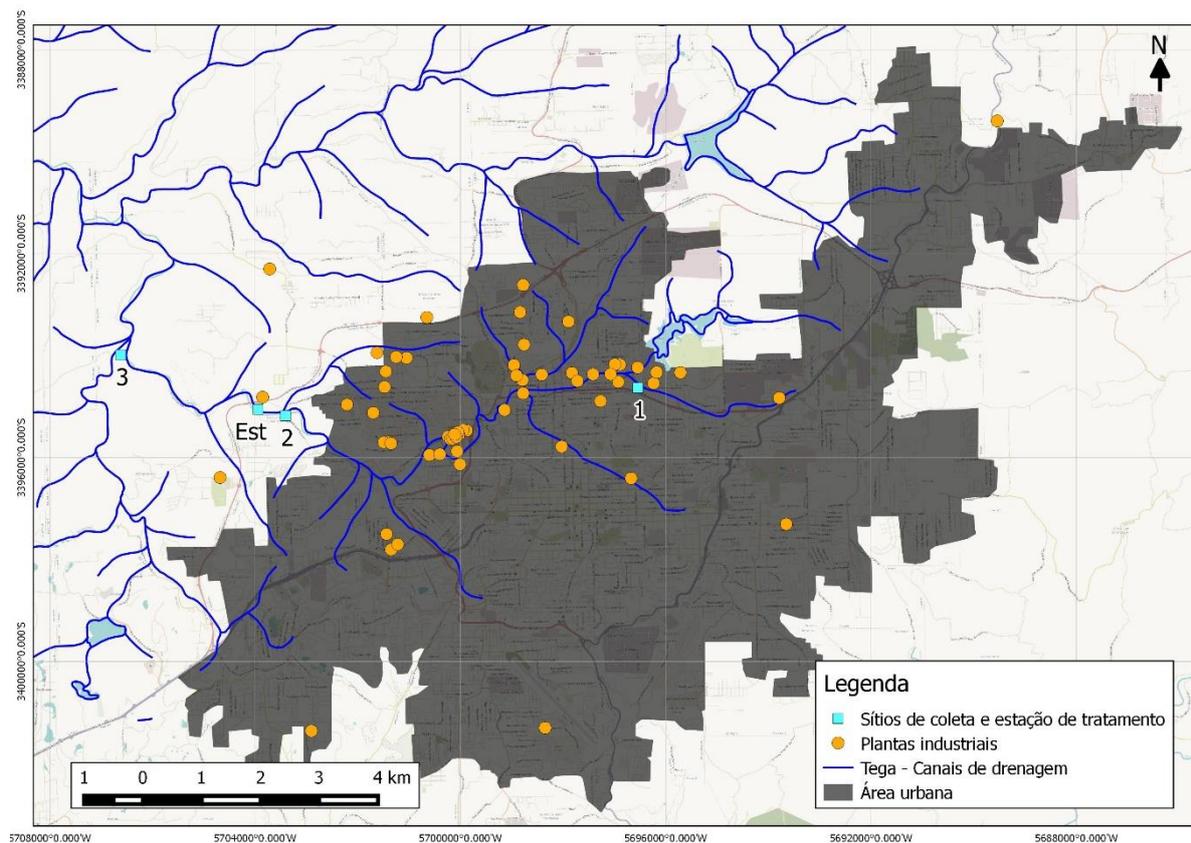


Figura 1 - Indústrias metalúrgicas e siderúrgicas localizadas na região de monitoramento do arroio Tega, sítios amostras e estação de tratamento de efluentes. Fonte: Felipe Vommaro e autora, 2018.

1.5 CONTEXTUALIZAÇÃO HISTÓRICA DA APROPRIAÇÃO DAS ÁGUAS DE CAXIAS DO SUL

O código de Posturas Municipais, aprovado em 1893, na Vila de Santa Tereza de Caxias (Caxias do Sul), fornece uma ideia de como a administração municipal tratava os recursos hídricos (CORSO,1991). Pelo código, as fontes construídas e/ou naturais eram destinadas ao abastecimento público e consideradas servidões públicas, ou seja, de uso comum. Para sua preservação, previa multas para quem obstruísse e/ou danificasse as benfeitorias nelas realizadas. No caso de fontes naturais existentes em lotes rurais, a Intendência obrigava seus proprietários a darem acesso aos vizinhos desprovidos de água potável, prevendo multas e pena a quem causasse prejuízo a essas fontes e aguadas (SAMAE, 2016). O represamento também era objeto de matéria do Código, prevendo multas para quem represasse arroios, rios ou vertentes. Considerando aspectos de higiene, a legislação tratava das águas servidas, provenientes do esgoto doméstico ou comercial, prevendo multas a quem conservasse águas estagnadas nos terrenos urbanos (SAMAE, 2016).

Nos anos iniciais à organização do município, no qual se insere o Código de posturas, prevaleceu a ideia do uso do recurso hídrico como um direito de todos, demonstrando a importância da água como um bem social, necessário e fundamental à vida. Existiam noções básicas e de senso comum de higiene e uso das fontes, mas tratava-se de um recurso ainda abundante e, portanto, de fácil acesso. Não havia preocupação com padrões de qualidade para determinar a potabilidade da água para o uso humano (SAMAE, 2016).

1.6 HISTÓRICO DO TEGA

Em registros mais antigos, que datam da primeira metade do século XX, encontra-se a denominação Arroio Marquês do Herval, mas também Rio Tega, Rio do Tega, Arroio Tega e Arroio Erval. Nenhuma dessas variações tem similaridade aos nomes de outros arroios e rios que atualmente limitam o município, de origem indígena (como Caverá, Piaí, Caí). O fato do arroio não ter uma denominação indígena anterior pode significar que ele não havia sido localizado pelo grupo tribal dos índios caingangues que para ali retornavam anualmente em busca de alimentos (DAL CORNO, 2008).

Na forma dialetal italiana falada na região, tega significa vagem de feijão. Uma das hipóteses para a atribuição desse nome é de que pessoas levavam trigo e milho até o moinho para moer e, enquanto esperavam, ficavam colhendo as vagens de feijão que cresciam à beira da estrada. Uma outra versão, também relacionada, fala de árvores que produzem vagens, leguminosas, que produzem sementes em vagens, que cresciam nas margens do arroio. Há registros que relatam que João Corso, proprietário e morador de ampla faixa de terra onde se encontrava a principal nascente do arroio, já veio da Itália com o apelido Tega porque gostava muito de comer vagens (AHMJS, 2006; DAL CORNO, 2008). Um depoimento arquivado no Banco de Memória do Arquivo Histórico Municipal relata a possível origem do nome do arroio:

A minha avó, uma das coisas que ela me contou, que foram poucas, foi que meu avô, lá da Itália, ele era muito fã das, chamavam “tegue”, né, que é vagem. E fazia assim, então ela dizia que, e ela fazia muito para o meu tio mais velho, que era o tio Domingos, muito, muito, com aquela polentinha mole. Então ela dizia que era o apelido do, do pai desse que fazia as vagens, né?
“Tegueta” chamavam ele na Itália. E depois que ele veio pra cá e já pai de vários filhos e tudo, então, começaram a chamar “Tega”. E como ele adquiriu toda parte, o maior rio era nesse trajeto, então ficou o Rio do Tega, né lá no Tega (Depoimento de Nives Maria Felippi) (AHMJS, 2006, p. 3, 8-9).

Registros escritos datados do início do século XX revelam o principal valor comercial das águas do arroio Tega, que eram empregadas na geração de força motriz para diversas indústrias do município. Todavia, fotografias e depoimentos mostram que o arroio – considerado por muitos um rio, por outros, um riacho – tinha águas cristalinas que serviam a diversas outras necessidades da população – ao longo de seu curso, servia como local para lavagem de roupas, bebedouro dos animais e, inclusive, como balneário para recreação (DAL CORNO, 2008). Um depoimento arquivado no Banco de Memória do Arquivo Histórico Municipal mostra essa importância para o crescimento da cidade:

... onde tinha esse pocinho com vertente, que lá eles vinham, vinham com o burrinho, com os... com as mulas (...) vinham com os barris do lado, assim, né, e enchiam de água e levavam pro centro, porque no centro não tinha água, só tinha água aqui, só esse pocinho que vertia água assim, ele era baixinho que podia ser, eu acho que batia no joelho de uma pessoa, se ela entrasse. E lá voltava a água sempre, sempre, tiravam toda, que nem ela disse, e logo depois a vertente já vinha de novo a água pra cima. Ah, todo o tempo de seca, de tudo, era o único local que sempre, sempre tinha água, era essa, essa vertente aí. (Depoimento de Nely Maria Corso Felippi). (AHMJSA, 2006, p. 3, 8-9).

Publicações a partir do final do século XX fazem muitas referências ao arroio em associação às importantes indústrias (GARDELIN; COSTA, 1993). O Moinho Ítalo Brasileiro, situado junto a uma ampla área verde, onde trabalhadores, moradores próximos e habitantes da área central podiam realizar passeios, tomar banho e fazer piqueniques, funcionava à cascata do arroio Tega (AHMJSA, 2006).

A falta de qualidade hídrica do arroio Tega no decorrer de décadas, consequência de um descuido ambiental pelo processo de antropização, alerta sobre as medidas que devem ser buscadas como forma de preservar este recurso finito. Avaliar respostas de organismos expostos a esta poluição por meio de bioindicadores, com intuito de obter o mais completo diagnóstico ambiental, compreendendo como cada bioindicador responde à exposição a poluentes e qual o mais indicado para complementar as avaliações dos parâmetros físico-químicos, é uma importante ferramenta para a avaliação com uma abordagem integrada à qualidade ambiental de corpos hídricos. Um depoimento arquivado no Banco de Memória do Arquivo Histórico Municipal descreve como iniciou a poluição no arroio:

Sônia...e assim vinham pessoas do centro para fazer piqueniques na beira do rio, essas coisas, existia? Nely: Assim, porque a única coisa que tinha na cidade, era esse arroio, né, o arroio do “Tega”. Acontece que ele começou a ser poluído quando começaram os Panceri e os Pizzamiglio da tecelagem a largarem os ácidos que eles ocupavam pra confecção de seda, né, que eram fabricantes de tecidos. Então eles começaram a largar

aí e o governo não se interessou, que isso era uma coisa boa e não, não deixar destruírem, né?

Tinha os corantes, né, largavam todos esses ácidos tudo aí, por isso que ficou, depois, cada vez mais poluído, cada vez pior, e começou a perder. Então aí não, não se ocupava mais o rio pra nada né....

Aí depois é que começaram a largar e todo mundo achou normal que largassem, que nem agora que estragam os rios, estragam toda essa natureza que Deus nos deu (Depoimento de Nely Maria Corso Felippi) (AHMJSA, 2006, p. 3, 8-9).

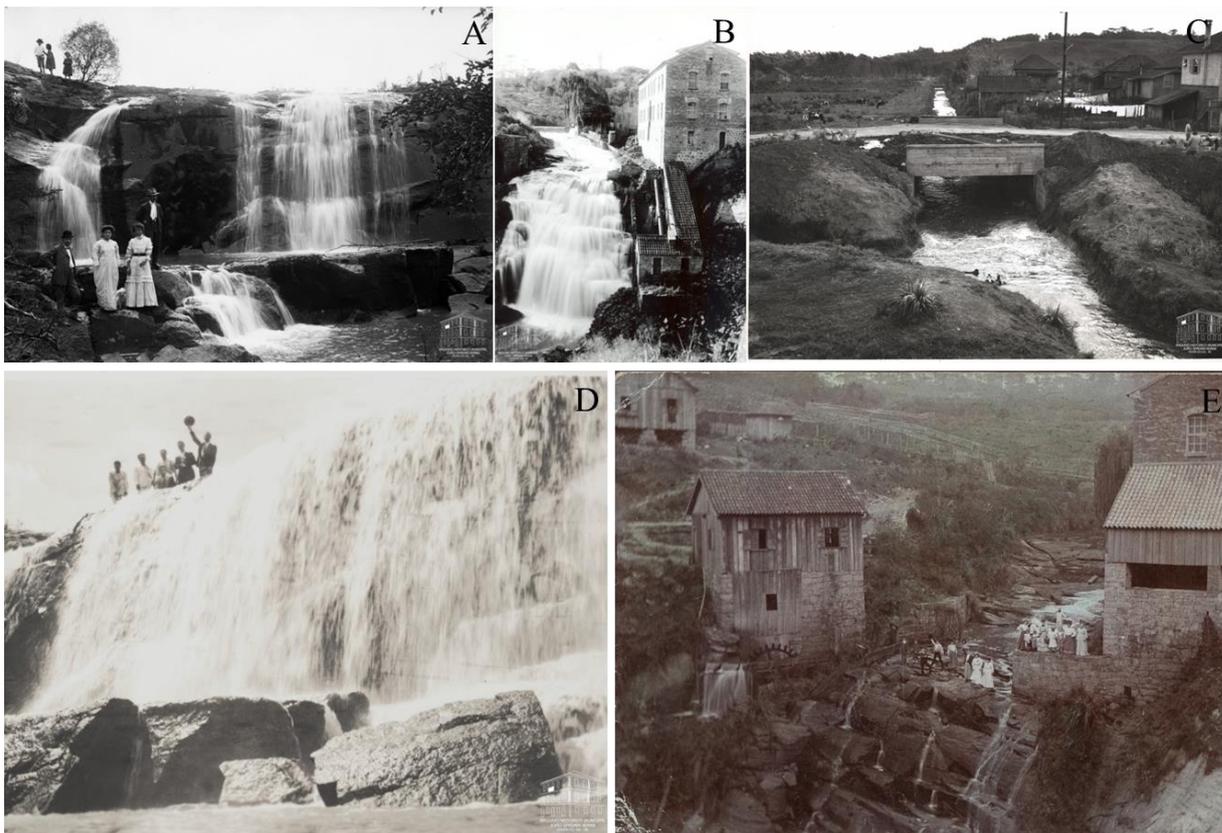


Figura 2 – Registro fotográfico em uma das cascatas do Arroio Tega no bairro Santa Catarina, 1910 (A); Moinho Ítalo-Brasileiro ("Moinho da Cascata"), s/data (B); Ponte sobre o Arroio Tega (Ponte Negra), em frente à empresa de Evaristo De Antoni Cia. Ltda. (C); Arroio Tega, nas proximidades do Lanifício Matteo Gianella, s/data (D); Antigo Moinho Germani ("Moinho da Cascata"), construído à beira do Arroio Tega, 1912 (E). Fonte: Arquivo Histórico Municipal João Spadari Adami, 2006. ¹

¹ A respeito do Tega, encontrou-se apenas duas únicas fontes que indicaram subsídio histórico: SAMAE (2016) e AHMJSA (Arquivo Histórico Municipal João Spadari Adami), (2006). Em busca de mais informações, foi consultado o Instituto de Memória e História da Universidade de Caxias do Sul (IMHU) e o Banco de memórias da Câmara Municipal de Caxias do Sul, todavia não possuíam registros referente as informações descritas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente estudo tem por objetivo analisar a qualidade da água do arroio Tega por meio do monitoramento de parâmetros químicos e da toxicidade, usando *Lactuca sativa* e *Tradescantia pallida* var. *purpurea* como espécies bioindicadoras.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Realizar o biomonitoramento da citotoxicidade da água, por meio de bioensaios de germinação e do índice mitótico em *L. sativa*.
- b) Efetuar o biomonitoramento da genotoxicidade da água, por meio de bioensaio de micronúcleos em *T. pallida* var. *purpurea*.
- c) Analisar parâmetros químicos da água simultaneamente aos bioensaios de citotoxicidade e genotoxicidade.
- d) Avaliar a relação entre os dados de citotoxicidade, genotoxicidade e químicos da água, bem como a importância combinada destes para a caracterização da qualidade hídrica do arroio Tega.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O arroio Tega, selecionado para o desenvolvimento do estudo, está inserido na Região Hidrográfica que constitui uma das três regiões hidrográficas do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A área é equivalente a 9% do território estadual, onde se encontram inseridos, total ou parcialmente, 98 municípios. A sub-bacia se limita ao norte com a bacia do rio Pelotas; a oeste e sul com a bacia do rio Jacuí; e a leste com as bacias dos rios Caí e Sinos. O Tega, em sua extensão de 35 km, possui 12 km que atravessam a área urbana de Caxias do Sul de leste a oeste, de forma que parte da história do município está diretamente ligada a este corpo hídrico. A fração mais volumosa do arroio está na metade norte da área urbana, de onde corre para unir-se a arroios maiores a noroeste e, por fim, desaguar no Rio das Antas, inserida na Região Hidrográfica do Guaíba, (FEPAM, 2017). Às margens do Arroio Tega, desenvolveram-se importantes indústrias que contribuíram para economia do município, tais como vinícolas, lanifícios, moinhos, serrarias, ferrarias e usina hidrelétrica (HANSEL, 2011; CORRÊA et al., 2012).

Conjugando parâmetros climáticos e geomorfológicos, a Bacia Hidrográfica do Sistema Taquari-Antas divide-se em três sub-áreas. O arroio Tega localiza-se na região do médio Taquari-Antas. O clima da região é do tipo Cfb, ou seja, clima temperado úmido, que tem as características de temperatura do mês mais quente inferior a 22°C e a do mês mais frio entre -3°C e 18°C. Quanto à pluviosidade na região, verifica-se que se distribui de forma relativamente uniforme ao longo do ano, sem que exista uma estação seca. A média anual acumulada do município é de 1.908 mm, sendo observada na estação meteorológica de Caxias do Sul (FEPRAGO, 2017).

3.2 SÍTIOS AMOSTRAIS

As coletas ocorreram em três sítios do arroio Tega, numa região caracterizada por intensa atividade industrial e adensamento populacional do município de Caxias do Sul (Fig. 3).

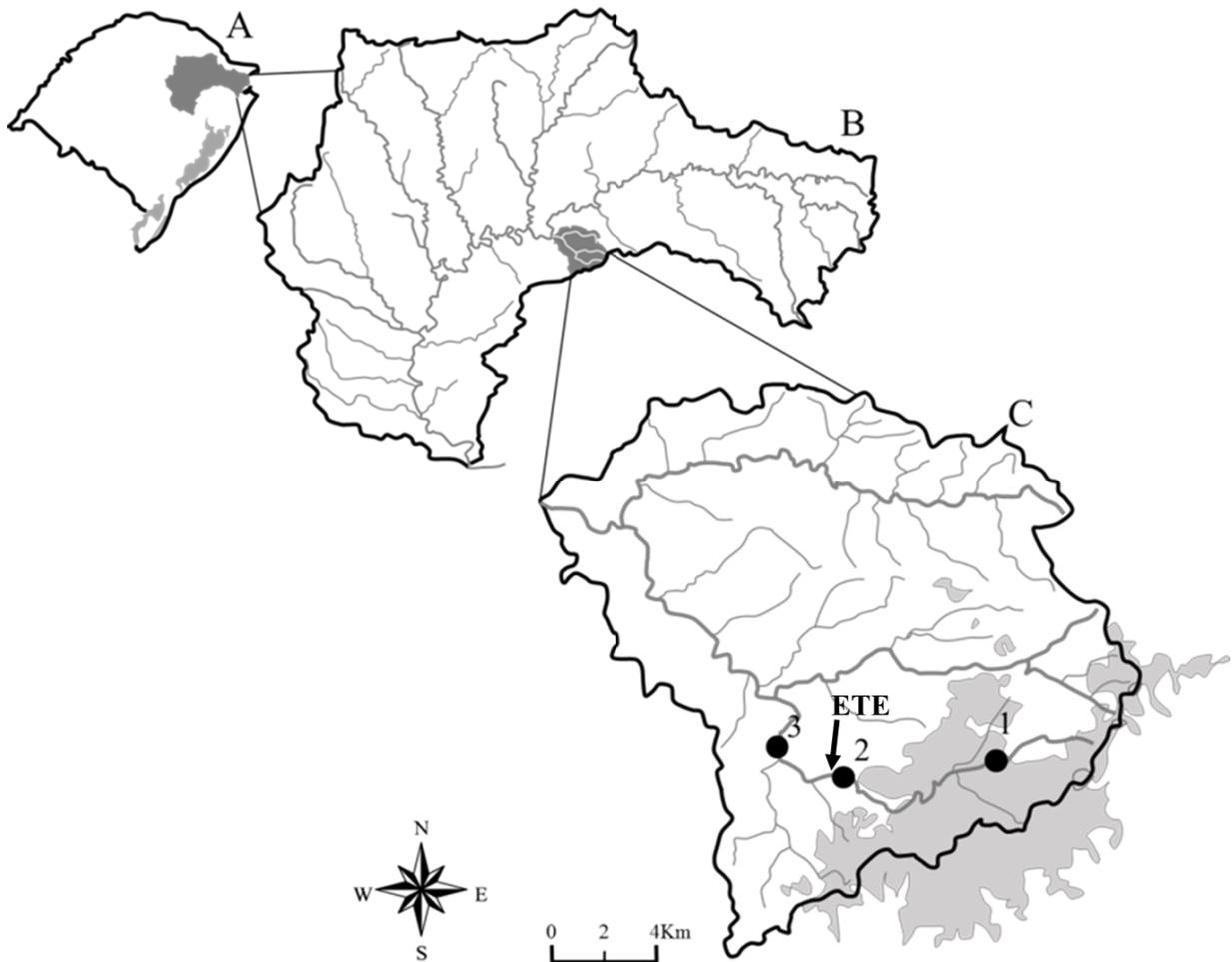


Figura 3 – (A) Rio Grande do Sul, em destaque, a Bacia Hidrográfica do Taquari Antas; (B) Bacia Hidrográfica do Taquari Antas, em destaque, sub-bacia do Tega; (C) Sub-bacia do Tega, em destaque, a malha urbana de Caxias do Sul. Os pontos numerados representam os sítios de coleta e a seta indica a Estação de Tratamento de Efluentes Tega. Fonte: Delio Endres Júnior, 2016.

O sítio 1 está localizado próximo às nascentes do arroio Tega, em uma bacia de contenção, instalada no bairro Interlagos, que drena uma área urbanizada e industrial com escassa vegetação (Fig. 4). O sítio 2 localiza-se a montante da Estação de Tratamento de Efluentes. Este ponto está localizado ainda no perímetro urbano, área caracterizada por escassa cobertura vegetal exótica (Fig. 4). O sítio 3 está localizado na comunidade de São Giácomo, a jusante da Estação de Tratamento de Efluentes, área de entorno ocupada por pastagens, plantações de fruticultura; recebe a contribuição dos demais pontos monitorados na sub-bacia do Tega, apresentando o acúmulo de resíduos sólidos e representando a qualidade geral das águas drenadas na porção norte do município (Fig. 4). A distância que o curso hídrico percorre entre os sítios 1 e 2 é de aproximadamente 8,9 km, e entre os sítios 2 e 3 a distância é de 3.700 km. O arroio Tega possui um leito rochoso e curvilíneo e a vazão mínima para o sítio 1 no

período de um ano é de 0,007 m³/s; a média anual é de 0,14 m³/s. Para o sítio 2, foram registrados vazão mínima no período de um ano de 0,066 m³/s e média anual de 1,13 m³/s. Para o sítio 3, a vazão mínima é de 0,046 m³/s e média de 0,81 m³/s (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014).



Figura 4 – Sítios amostrais onde foram coletadas as amostras de água, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul. Sítio 1: ponto mais próximo da nascente do arroio Tega (A,B,C); Sítio 2: localizado a montante da Estação de Tratamento de Efluentes Tega (D,E,F); Sítio 3: localizado a jusante da Estação de Tratamento de Efluentes (G,H,I). Fonte: autora; Google Earth. Elaborado e editado pela autora, 2018.

3.3 MAPEAMENTO DA DENSIDADE INDUSTRIAL

Foi realizado o levantamento de dados de indústrias siderúrgicas e metalúrgicas ocorrentes na área de estudo. Para isso, foram utilizadas a base de dados do Google Maps, do Google Earth e do IBGE, a partir das quais foi feita uma listagem com a caracterização e o local de instalação das mesmas. Com uso do Software Quantum GIS versão 2.4, os dados foram processados e os pontos georreferenciados foram sobrepostos sobre as bases vetoriais de livre acesso.

3.4 COLETA DA ÁGUA DO ARROIO TEGA

As amostras de água para os testes de citotoxicidade, genotoxicidade e para as análises químicas foram coletadas no arroio Tega, nos três sítios amostrais descritos no item acima. As coletas foram feitas no mesmo dia, com intervalos trimestrais, de março de 2016 a dezembro de 2017, totalizando oito coletas. A água foi coletada na superfície do arroio, até, no máximo, 30 cm de profundidade (CETESB, 1990). A coleta, o armazenamento, a preservação e o transporte das amostras de água até o laboratório foram realizados de acordo com os critérios estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT/NBR 9898/1987) em consonância com o *Standard Methods* (APHA et al., 2012).

3.5 ANÁLISES QUÍMICAS

As análises químicas das amostras de água foram realizadas usando a metodologia descrita pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012) e comparadas aos parâmetros de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005). Para cada amostra de água coletada, foram realizadas análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), pH, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (NTK), fósforo total (PT) e dos elementos traços como alumínio (Al), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn). As análises químicas foram realizadas na Central Analítica na Universidade Feevale, sob métodos e limites de detecção demonstrados na tabela 2.

Tabela 2 – Métodos analíticos usados para avaliação dos parâmetros químicos de água.

Parâmetro	Método analítico	Limite de Detecção (mg L ⁻¹)
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Manometria	5,0000
Demanda Química de Oxigênio	Titulometria	3,1000
Fósforo Total (PT)	Colometria	0,0120
NTK	Titulometria	1,4000
Nitrato	Espectroscopia UV	0,0006
Alumínio (Al)	EAAC ¹	0,4753
Cádmio (Cd)	EAAC	0,0075
Chumbo (Pb)	EAAC	0,0112
Cobre (Cu)	EAAC	0,0316
Cromo Total (Cr)	EAAC	0,0343
Níquel (Ni)	EAAC	0,0643
Zinco (Zn)	EAAC	0,0095

1- Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama. Fonte: Central Analítica; Elaborado pela autora, 2017.

Os resultados dos parâmetros químicos foram comparados aos valores máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005) para água doces classes 2 e 3. A comparação com classe 3 ocorreu em função do enquadramento atual da água do arroio Tega em classe 4 (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014). Por sua vez, a comparação com classe 2 se deveu à previsão do enquadramento da água do arroio até o ano de 2022, dentro do planejamento para melhoria da qualidade dos recursos hídricos, conforme Resolução CRH n.º 121/2012 (SEMA, 2015).

3.6 DADOS QUÍMICOS A MONTANTE E JUSANTE DA ETE TEGA

Dados das análises químicas de amostras de água do arroio Tega foram obtidos junto à empresa de licenciamento ambiental do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE). As coletas foram realizadas a montante e a jusante da estação de tratamento do Tega, entre os anos de 2016 e 2017. Os valores foram utilizados para a obtenção de médias, visando à comparação com os dados analisados no presente estudo.

3.7 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Os dados de fósforo obtidos a partir das análises químicas foram utilizados para classificar as amostras de água do arroio Tega em relação ao Índice do Estado Trófico, que tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia. Ou seja, avalia a qualidade da água em relação ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito no corpo hídrico. Este índice está baseado nas equações de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004).

Os valores para a determinação do Índice de Estado Trófico (IET) foram de: $IET \geq 47$ para ultra-oligotrófico, $47 < IET \leq 52$ para oligotrófico, $52 < IET \leq 59$ mesotrófico, $59 < IET \leq 63$ para eutrófico, $63 < IET \leq 67$ para supereutrófico e $IET > 67$ hipereutrófico, em que o fósforo total (PT) é expresso em $\mu\text{g L}^{-1}$ (CETESB, 2017).

3.8 DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Os dados de precipitação foram obtidos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia (FEPAGRO, 2017). Foi registrada a precipitação acumulada de quatro dias antecedentes e do dia de cada coleta das amostras de água assim como os trinta dias que antecederam à coleta.

3.9 MONITORAMENTO DA CITOTOXICIDADE: BIOENSAIOS EM *Lactuca sativa*

Os bioensaios utilizando sementes de *L. sativa* foram realizados no Laboratório de Biotecnologia Vegetal da Universidade Feevale. As sementes de *L. sativa* foram germinadas em placas de Petri com 9 cm de diâmetro contendo uma folha de papel filtro quantitativo esterilizada e umedecida com 5 mL dos distintos tratamentos (diferentes pontos amostrais e controle). Foram utilizadas 3 placas por tratamento, cada uma contendo 15 sementes. A semeadura foi realizada em fluxo laminar, as placas seladas com papel filme, a fim de manter a umidade no interior da placa e o material permaneceu na sala de crescimento a $25 \pm 1^\circ\text{C}$, em 16 h luz (REF). Como controle negativo, o papel filtro foi umedecido com água destilada e as placas permaneceram sob as mesmas condições dos tratamentos.

3.9.1 Germinação

A contagem das sementes germinadas em cada placa de Petri foi realizada após dois dias de exposição aos tratamentos (AGUIAR; ANDRADE-VIEIRA; DAVID, 2016), sendo que o critério para considerar uma semente germinada foi a protrusão visível da radícula sem a utilização de instrumentos (SIMÕES et al., 2013). A partir dos dados obtidos, calculou-se a média de sementes germinadas em cada tratamento, 45 sementes por grupo.

3.9.2 Índice mitótico

Pontas das raízes de cinco plântulas foram aleatoriamente removidas de cada placa de Petri após dois dias de exposição aos tratamentos, totalizando quinze raízes por tratamento (Fig. 5D). As pontas foram fixadas em etanol: ácido acético (3:1, v/v), por 24h em temperatura ambiente, com posterior transferência para álcool etílico 70% sob refrigeração (4°C), seguindo metodologia adaptada (CUCHIARA; BORGES; BOBROWSKI, et al., 2012). Das quinze raízes removidas por tratamento, a região meristemática de somente dez raízes aleatórias foi cortada e corada em orceína acética a 2%, sendo que as demais foram mantidas para reserva de material em caso de necessidade de análise. Para a preparação das lâminas, as pontas de raízes foram tratadas sequencialmente por dois minutos em água destilada, hidrolisadas por seis minutos em HCl 1N e novamente lavadas por dois minutos em água destilada. Após o ciclo celular completo: interfase (E); prófase (F); metáfase (G); anáfase (H); telófase (I). O número de células em mitose foi contado em 500 células por raiz pela técnica de varredura (SOUZA et al., 2005) em microscópio óptico em aumento de 400x. O cálculo do índice mitótico (IM) foi feito da seguinte forma: $(IM = [(número\ de\ células\ mitóticas / total\ de\ células) 100])$.

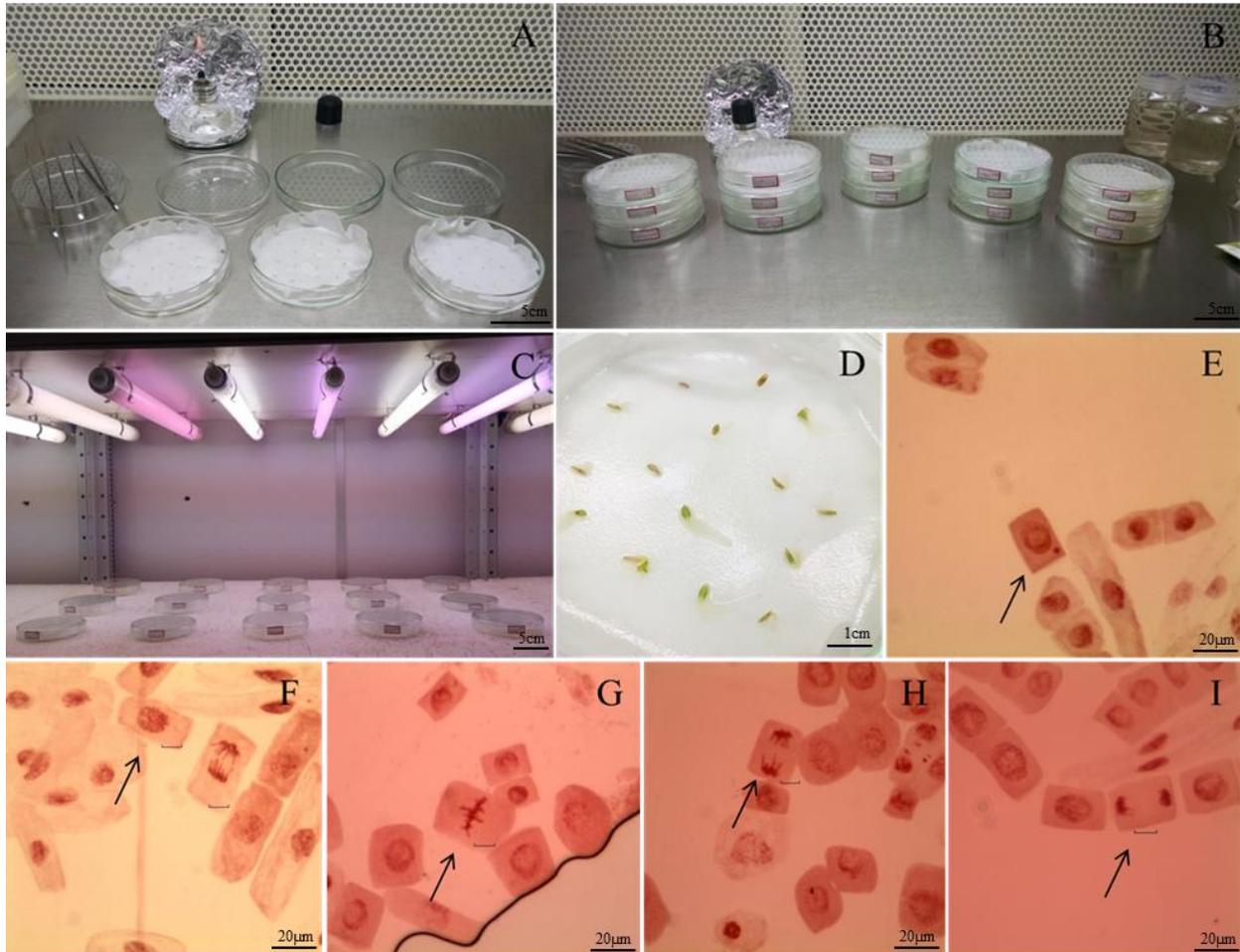


Figura 5 – Etapas para realização dos bioensaios de germinação e índice mitótico com *Lactuca sativa*. Preparação das placas de Petri para germinação das sementes em câmara de fluxo laminar (A); Placas seladas e triplicatas finalizadas (B); Placas na sala de crescimento (C); Germinação após 48 horas de exposição considerada para registro da germinação (D); interfase (E); prófase (F); metáfase (G); anáfase (H); telófase (I). Fonte: Catiele Vieira, 2017.

3.10 BIOENSAIO TRAD-MCN

As plantas de *T. pallida* var. *purpurea* foram cultivadas em vasos plásticos (37 cm x 20 cm x 20 cm), contendo 4kg de solo comercial de um mesmo lote e mantidas em ambiente externo no *campus* da universidade (Fig. 6A). As plantas foram regadas três vezes por semana e, mensalmente, aplicou-se 100 mL de solução de fertilizante N-P-K (nitrogênio-fósforo-potássio) na proporção de 10-10-10 (v-v-v), seguindo o método descrito por (THEWES; ENDRES JUNIOR; DROSTE, 2011). Todos os exemplares derivaram de propagação vegetativa a partir de uma mesma população. Para cada bioensaio de genotoxicidade da água, vinte ramos (10 a 15 cm de comprimento) de *T. pallida* var. *purpurea* com botões florais foram coletados das plantas cultivadas no *campus* da universidade e imersos parcialmente em recipientes com 2L de água destilada, permanecendo por 24h para adaptação (CASSANEGO

et al., 2014), em sala climatizada com temperatura de $26 \pm 1^\circ\text{C}$. Após, esses ramos foram expostos por 8h às amostras de água do arroio Tega (2L). Posteriormente, transferiu-se os ramos para outro recipiente com 2L de água destilada para recuperação por 24h. Simultaneamente, foram realizados controles negativos, utilizando a mesma metodologia, somente substituindo a amostra de água do rio por água destilada (THEWES et al., 2011).

Os botões florais foram fixados em etanol: ácido acético glacial (3:1 v:v) por 24h em temperatura ambiente e, em seguida, armazenados em etanol 70% sob refrigeração (4°C). Para a preparação das lâminas e análise das células e micronúcleos (MCN), botões florais foram dissecados (Fig. 6C) e as anteras maceradas com carmim acético 1% (Fig. 6D). Em cada lâmina (Fig. 6F), foram contadas 300 células jovens de grãos de pólen em fase de tétrades (Fig. 6H) e registrado o número de MCN em um total de dez lâminas por sítio, em cada período amostrado, em microscopia óptica em aumento de 400x (Olympus CX4) (Fig. 6G). Os MCN considerados apresentavam diâmetro inferior a um terço do núcleo, encontravam-se separados e com coloração semelhante ao mesmo (GRISOLIA, 2002) (Fig 6J). As frequências de micronúcleos foram expressas em MCN/100 tétrades (THEWES et al., 2011).

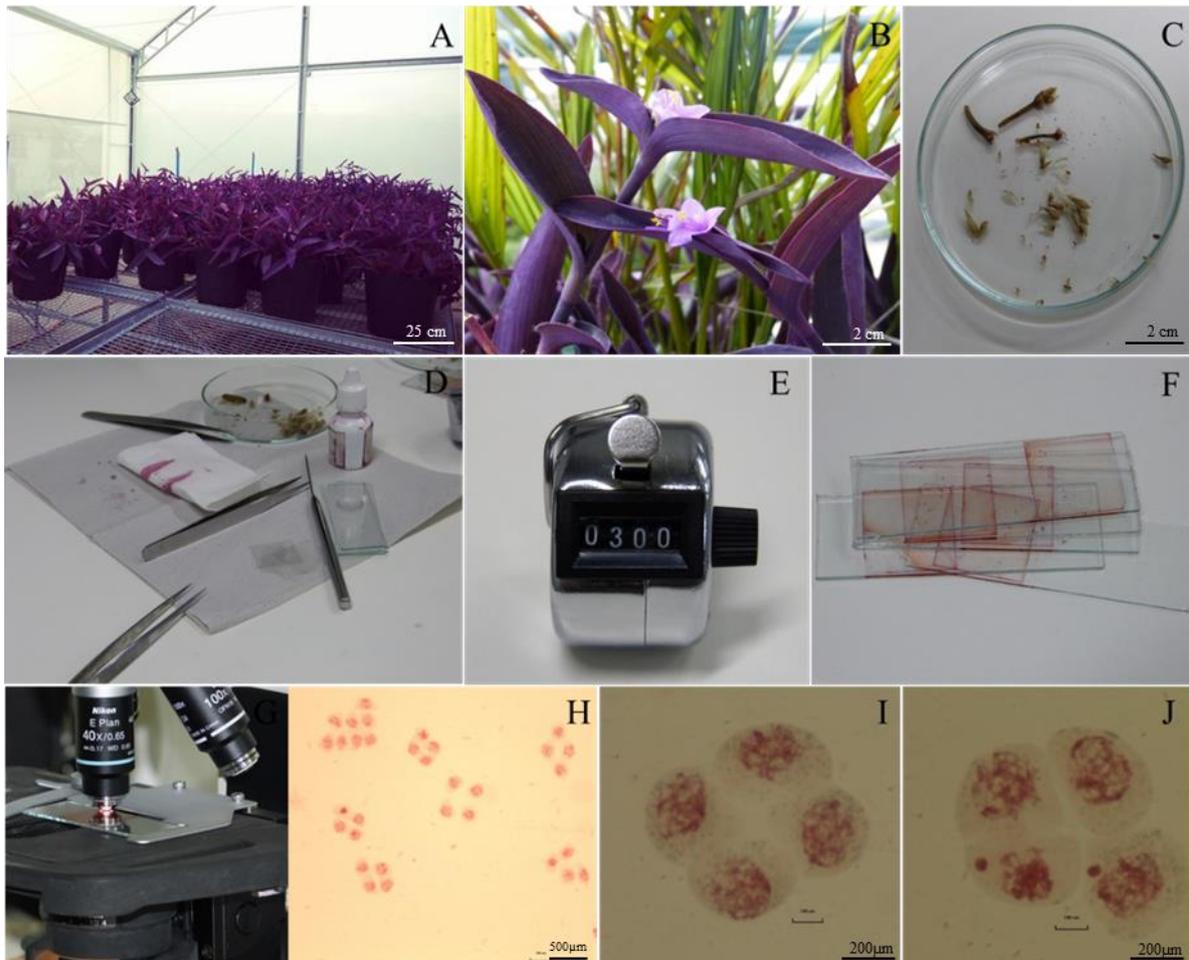


Figura 6 – Etapas do bioensaio Trad-MCN. Área de cultivo de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* no Campus II da Universidade Feevale (A); Inflorescência de *Tradescantia* protegida por duas brácteas (B); Botões florais dissecados (C); Material para preparação das lâminas (D); Contador para frequência de micronúcleos (E); lâminas prontas para observação de micronúcleos (F); Análise das lâminas em microscopia óptica (G); Tétrades (aumento 100x) (H); Tétrade sem micronúcleos (aumento de 400x) (I); Tétrade com micronúcleos (aumento de 400x). Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

3.11 ANÁLISE ESTATÍSTICA

As frequências de MCN, do IM e a porcentagem de germinação de sementes foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. A homogeneidade de variâncias foi avaliada pelo teste de Levene. As médias das frequências de MCN e de IM ao longo do tempo e entre sítios e o controle foram comparadas por análise de variância (ANOVA) e diferenças entre médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. As porcentagens de germinação foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn. O teste de correlação de Pearson foi aplicado para verificar as relações entre porcentagem de germinação, IM, MCN, precipitação e parâmetros químicos avaliados. Para as análises, foi utilizado o programa SPSS, versão 22 ($p=0,05$).

4 RESULTADOS

4.1 DENSIDADE INDUSTRIAL NA REGIÃO DE MONITORAMENTO DOS DADOS

A partir da coleta de dados de indústrias metalúrgicas e siderúrgicas da região de estudo, foi obtida a figura 7, na qual é possível observar a densidade destas na Bacia do Tega. Mario concentração industrial pode ser observada mais próximo ao sítio 1 e no trecho entre os sítios 1 e 2.

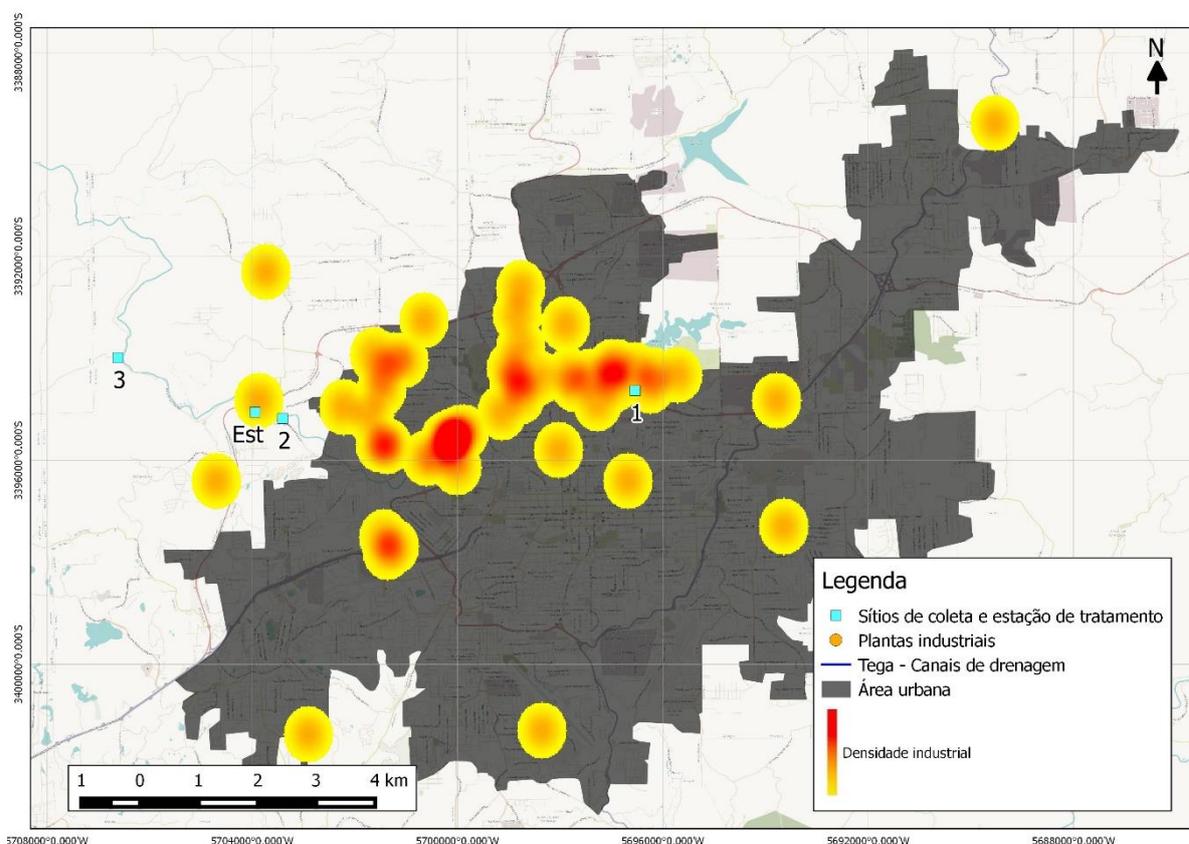


FIGURA 7 – Densidade Industrial considerando as indústrias metalúrgicas e siderúrgicas localizadas na região de monitoramento do arroio Tega, sítios amostras e estação de tratamento de efluentes. Fonte: Felipe Vommaro e autora, 2018.

4.2 DAS ANÁLISES QUÍMICAS DA ÁGUA DO ARROIO TEGA

Os valores de pH e nitrato, sempre que detectados, estiveram dentro dos parâmetros estabelecidos pela CONAMA n.º 357 (2005), enquanto que, para DBO₅ e DQO, os valores foram sempre detectados e superiores para os três sítios ao longo do tempo. Os valores de PT,

NTK, Al, Cu e Ni, sempre que detectados, estiveram acima do permitido pela legislação para todos os sítios (Tab. 3). O cobre (Cu) apresentou concentrações superiores às estabelecidas para Classe 2 ($0,009 \text{ mg L}^{-1}$) em 90% das amostras, sendo a maior concentração encontrada ($0,534 \text{ mg L}^{-1}$), em setembro de 2016, no sítio 1. As concentrações de níquel (Ni) também apresentaram níveis superiores aos estabelecidos ($0,025 \text{ mg L}^{-1}$), com o maior valor detectado ($2,395 \text{ mg L}^{-1}$) em março do sítio 1, em 2016. As concentrações de cromo (Cr) estiveram superiores ao valor estabelecido pela legislação ($0,050 \text{ mg L}^{-1}$) em cerca de 80% das vezes que foi detectado. Estas ocorreram nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2016, nos sítios localizados antes da estação de tratamento de efluente e em setembro (sítio 1) e dezembro de 2017 (sítio 1 e 2), sendo a maior concentração detectada $1,200 \text{ mg L}^{-1}$ (Tab. 3).

Os valores apresentados para sólidos suspensos totais (SST) no período monitorado estão de acordo com o permitido pela lei (valores máximos de 500 mg L^{-1}), exceto na coleta do mês de dezembro de 2017 no sítio 2, quando foi detectado o valor de $652,5 \text{ mg L}^{-1}$. Dentre os elementos traços avaliados nas amostras do arroio Tega que na maioria das coletas se mostrou dentro do permitido pela legislação, tem-se o Cd, Pb e Zn (Tab. 3). A concentração de cádmio (Cd) foi superior ao valor de referência para Classe 2 ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$) apenas no sítio 3 em março de 2016. Já o chumbo (Pb) foi detectado acima do valor de referência para Classe 2 ($0,010 \text{ mg L}^{-1}$) em dezembro de 2017 (Tab. 3). Os resultados obtidos para as análises de zinco no arroio Tega foram superiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 no sítio 2, nos meses de junho de 2016 e dezembro de 2017.

Tabela 3 – Características químicas das amostras de água do arroio, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, no período de março de 2016 a dezembro de 2017.

2016	Março			Junho			Setembro			Dezembro			Carga total do poluente					
	Parâmetros	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Valores de Referência Classe 3 (mg L ⁻¹)	Valores de Referência Classe 2 (mg L ⁻¹)	Sítio 1 (mg L ⁻¹)	Sítio 2 (mg L ⁻¹)	Sítio 3 (mg L ⁻¹)
pH	7,330	7,680	7,640	7,580	7,510	7,800	7,760	7,750	7,650	n.a. ²	n.a.	n.a.	6,0-9,0	6,0-9,0	7,556	7,646	7,696	
DBO ₅	29,000*	10,000*	9,000*	50,000*	13,000*	8,000*	38,000*	8,000*	7,000*	25,000*	11,000*	13,000*	5,00	5,00	142,000	42,000	37,000	
DQO	68,900*	14,500*	23,400*	120,00*	70,400*	91,500*	49,800*	28,200*	21,600*	38,400*	22,700*	22,900*	-	-	277,100	135,00	159,400	
SST	37,000	4,500	9,000	34,000	21,000	9,000	34,300	9,000	5,800	10,400	8,100	6,800	500,00	500,00	115,700	42,600	30,600	
PT	0,875*	0,423*	0,710*	2,60*	1,500*	1,758*	0,872*	0,870*	1,072*	1,280*	0,793*	1,158*	0,075	0,02	5,627	3,586	4,698	
NTK	17,900*	11,500*	11,700*	23,700*	15,500*	12,600*	16,800*	12,800*	14,600*	14,700*	n.d. ¹	7,600*	5,600	2,00	73,100	39,800	46,500	
Nitrato	0,349	0,350	0,497	0,155	0,438	0,453	0,301	0,293	0,302	0,256	0,154	0,195	10,00	10,00	1,061	1,235	1,447	
Al	0,746*	n.d.	0,654*	n.d.	0,522*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,265*	3,040*	3,133*	0,200	0,100	4,011	3,562	3,787	
Cd	n.d.	n.d.	0,002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,010	0,001	-	-	0,002	
Cr	0,061*	0,025	n.d.	n.d.	0,110*	n.d.	0,519*	n.d.	n.d.	n.d.	0,077*	n.d.	0,050	0,050	0,580	0,102	-	
Cu	0,494*	0,031*	0,022*	0,208*	0,097*	0,068*	0,534*	0,082*	0,060*	0,065*	0,040*	0,041*	0,013	0,009	1,301	0,250	0,191	
Ni	2,396*	0,101*	0,095*	0,032*	0,184*	0,123*	0,820*	0,069*	0,074*	0,032*	0,032*	0,070*	0,025	0,025	3,280	0,386	0,362	
Pb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,033	0,010	-	-	-	
Zn	0,054	0,041	0,036	0,086	0,183*	0,134	0,068	0,096	0,122	0,028	0,077	0,077	5,000	0,180	0,236	0,397	0,369	
2017																		
pH	n.a. ²	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	7,36	7,53	7,63	7,28	6,99	7,81	6,0-9,0	6,0-9,0	7,305	7,260	7,720	
DBO ₅	25,000*	8,000*	8,000*	30,700*	14,000*	20,000*	37,000*	29,000*	20,000*	18,000*	241,000*	10,000*	5,00	5,00	110,700	292,000	58,000	
DQO	40,800*	19,000*	20,500*	34,000*	8,200*	20,500*	49,000*	46,300*	37,500*	52,700*	1058,00*	35,000*	-	-	176,500	1131,500	113,500	
SST	100,800	12,700	18,600	19,800	13,900	0,500	28,300	34,000	25,400	47,300	652,500*	18,3	500,00	500,00	195,200	713,000	62,800	
PT	1,198*	1,190*	1,261*	1,607*	1,085*	1,169*	n.d.	n.d.	n.d.	0,365*	5,633*	1,340*	0,070	0,020	3,170	7,908	3,770	
NTK	13,900*	12,300*	12,600*	28,100*	16,900*	n.d.	23,100*	23,800*	23,400*	n.d.	38,400*	11,000*	5,600	2,00	65,100	91,400	47,000	
Nitrato	0,356	0,368	0,417	0,224	0,317	0,276	0,548	0,089	0,073	0,605	0,049	2,127	10,00	10,00	1,733	0,823	2,886	
Al	3,450*	n.d.	0,597*	0,237*	1,297*	n.d.	n.d.	0,360*	n.d.	2,273*	27,163*	n.d.	0,20	0,10	5,960	28,820	0,597	
Cd	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,010	0,001	-	-	-	
Cr	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,206*	0,042	n.d.	0,090*	0,632*	n.d.	0,050	0,050	1,296	0,674	-	
Cu	0,207*	0,044*	n.d.	0,152*	0,074*	0,062*	0,109*	0,094*	0,053*	0,041*	0,854*	0,049*	0,013	0,009	0,509	1,066	0,164	
Ni	0,067*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,548*	0,089*	0,073*	0,083*	0,392*	n.d.	0,025	0,025	0,698	0,481	0,073	
Pb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,015*	0,049*	0,012*	0,033	0,010	0,015	0,049	0,012	
Zn	0,074	0,089	0,067	0,158	0,098	0,069	0,047	0,168	0,131	0,067	1,584*	0,076	5,000	0,180	0,346	1,939	0,343	

¹ não detectado pelo método.² não avaliado.

* indica valor superior ao valor-limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005). Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

4.3 DADOS QUÍMICOS DA ETE TEGA

Os resultados apresentados (Tab. 4) dos elementos químicos analisados, de forma geral, não demonstraram aumento da concentração, indicando que o tratamento se mostra eficiente, evitando que novas substâncias de carga poluidora sejam inseridas no arroio. DBO, DQO, fósforo total e nitrogênio amoniacal tiveram na média, dos anos de 2016 e 2017, maior concentração nas análises realizadas a jusante da ETE Tega do que a montante.

Tabela 4 – Média dos parâmetros físico-químicos a montante e a jusante da estação de tratamento de efluentes.

Parâmetros	2016		2017	
	TE M	TE J	TE M	TE J
pH (25°C)	7,217	7,958	7,854	7,813
DBO ₅	6,733*	7,287*	12,714*	7,500*
DQO	31,967*	32,933*	33,000*	31,625*
Sólidos Suspensos Totais	15,833*	21,000*	40,200*	19,333*
Fósforo total	0,662*	0,958*	1,025*	1,661*
Alumínio dissolvido	0,042*	0,045*	0,214*	0,157*
Cromo total	0,045*	0,040*	0,072*	0,092*
Zinco total	0,324*	0,153*	0,112*	0,100*

* Resultados apresentados por miligrama por litro. Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Os resultados apresentados (Tab. 5), levando em consideração o parâmetro fósforo total nos sítios de monitoramento do arroio Tega, indicaram que estes trechos estão, em 91% das amostras, classificados como hipereutrófico e 9% em supereutrófico.

Tabela 5 – Resultados obtidos para o Índice de Estado Trófico para os sítios amostrais do arroio Tega.

	Março	Junho	Setembro	Dezembro
2016				
Sítio 1	69,124**	74,780**	69,106**	71,100**
Sítio 2	65,349*	71,923**	69,094**	68,613**
Sítio 3	68,349**	72,748**	70,179**	70,579**
2017				
Sítio 1	70,756**	72,281**	n.d.	65,583*
Sítio 2	70,721**	70,241**	n.d.	78,796**
Sítio 3	71,022**	70,628**	n.d.	71,338**

* supereutrófico; **hipereutrófico; n.d. Fósforo não detectado.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.5 BIOENSAIOS COM *Lactuca sativa*

4.5.1 Germinação

A taxa de germinação de *L. sativa* ao longo do tempo foi superior a 85% para todos os sítios. O controle negativo teve a taxa de germinação das sementes superior a 88%. Também não houve diferença significativa das taxas de germinação de sementes expostas às amostras de água do arroio Tega, quando foram comparados os sítios amostrais (Tab. 6).

Tabela 6 – Porcentagem de germinação (média desvio padrão) de sementes de *L. sativa* expostas a amostras de água do arroio Tega, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul.

Exposições	Germinação (%)					Média dos Sítios
	Controle	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3		
2016	Março	88,88 ± 10,18Aa	86,66 ± 6,66 Aa	86,66 ± 6,66 Aa	93,33 ± 6,66 Aa	88,69 ± 6,67
	Junho	93,33 ± 6,66 Aa	93,33 ± 11,56 Aa	95,55 ± 7,69 Aa	86,66 ± 17,63 Aa	91,85 ± 11,92
	Setembro	n.a. ¹	n.a. ¹	n.a. ¹	n.a. ¹	
	Dezembro	95,55 ± 7,69 Aa	97,77 ± 3,84 Aa	93,33 ± 6,66 Aa	95,55 ± 3,84 Aa	95,56 ± 4,71
2017	Março	88,88 ± 7,69 Aa	93,33 ± 6,66 Aa	93,33 ± 6,66 Aa	88,89 ± 7,69 Aa	93,33 ± 4,71
	Junho	97,77 ± 3,84 Aa	97,77 ± 3,84 Aa	95,55 ± 3,84 Aa	97,77 ± 3,84 Aa	97,04 ± 3,51
	Setembro	95,55 ± 3,84 Aa	100,00 ± 0,00 Aa	93,33 ± 0,00 Aa	93,33 ± 6,66 Aa	95,56 ± 4,71
	Dezembro	93,33 ± 6,67 Aa	97,78 ± 3,85 Aa	86,67 ± 0,00 Aa	95,55 ± 6,85 Aa	93,33 ± 5,77
Média dos meses	93,32 ± 6,65	95,24 ± 6,71	92,06 ± 5,82	93,65 ± 7,45		

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes na mesma linha e médias seguidas de letras minúsculas na mesma coluna diferem significativamente pelo teste de Dunn ($p=0,05$). ¹ não avaliado. Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

4.5.2 Índice Mitótico (IM)

De acordo com os resultados obtidos para o controle, a sensibilidade do organismo-teste foi considerada adequada para o bioensaio de citotoxicidade. No geral, sempre foi observada diferença significativa entre as células expostas à água coletada no curso hídrico em relação ao controle. Considerando-se, também, as comparações entre os meses estudados, verificou-se variação das médias de índice mitótico.

Em relação

a cada uma das amostragens, pode-se observar que as células sofreram redução no número de divisões mitóticas na maioria das vezes (Tab. 7), sendo que em dezenove das 24 amostragens realizadas (três pontos x oito coletas), houve diferença significativa em relação ao controle negativo. As exposições nas quais não houve menor IM em relação às células expostas à água do controle foram nos meses de setembro, sítios 2 e 3, dezembro, sítio 1, considerando 2016. Já para 2017, foi a amostragem do sítio 2 em março, e dezembro no sítio 3 de 2017.

As amostras coletadas apresentaram diferenças importantes ao longo do tempo, e também, dos sítios em relação ao controle. Houve diferenças expressivas entre as médias dos sítios, sendo o sítio 1 com maior redução do IM. Das 24 coletas realizadas no período monitorado, 19 apresentaram médias significativamente inferiores em relação ao controle (Tab. 7).

Tabela 7 – Índice mitótico em células de sementes de *L. Sativa* expostas a amostras de água do arroio Tega, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul.

		Índice Mitótico				
Exposições		Controle	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Média dos Sítios
2016	Março	5,72 ± 1,38 Aab	3,81 ± 0,77 Bab	3,34 ± 0,69 Bbc	3,42 ± 0,62 Bb	3,52 cd
	Junho	5,74 ± 0,80 Aab	3,08 ± 2,33 Bbc	3,21 ± 0,84 Bc	2,98 ± 0,68 Bb	3,09 d
	Setembro	5,10 ± 1,39 Abc	3,26 ± 0,85 Babc	5,54 ± 0,84 Aa	4,84 ± 1,04 Aa	4,54 a
	Dezembro	4,26 ± 0,25 Ac	3,88 ± 0,53 ABab	3,52 ± 0,58 Bbc	3,48 ± 0,52 Bb	3,62 bcd
2017	Março	5,38 ± 0,51 Aabc	3,96 ± 0,48 Ca	4,16 ± 0,48 ABb	4,70 ± 0,30 Ba	4,27 ab
	Junho	6,36 ± 0,44 Aa	3,52 ± 0,36 Cabc	3,86 ± 0,46 Cbc	5,16 ± 0,65 Ba	4,18 abc
	Setembro	5,62 ± 0,40 Aab	2,76 ± 0,30 Dc	3,46 ± 0,49 Cbc	4,86 ± 0,43 Ba	3,69 bcd
	Dezembro	5,28 ± 0,21 Aabc	3,78 ± 0,49 Bab	3,68 ± 0,63 Bbc	4,94 ± 0,68 Aa	4,13 abc
Média dos Meses		5,43 ± 0,67	3,51c	3,81b	4,30a	

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes na mesma linha e médias seguidas de letras minúsculas na mesma coluna diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p=0,05$). Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

4.6 BIOENSAIO TRAD-MCN

Não foram observadas diferenças significativas entre as frequências de MCN nos botões florais de *T. pallida* var. *purpurea* dos sítios 2 e 3 no mês de setembro, no sítio 1 no mês de dezembro de 2016, no sítio 2 em março e no sítio 3 e em dezembro de 2017 em relação ao controle. Ao longo dos meses monitorados, houve variação significativa nas frequências de MCN observadas nos botões florais expostos às amostras de água de cada sítio. Por sua vez, as

frequências de MCN observadas para o controle negativo não variaram significativamente ao longo do tempo. Os resultados mostraram que os botões florais de *Tradescantia* var. *pallida purpurea* expostos às amostras de água do arroio Tega apresentaram frequências que variaram de 1,13 a 5,23 MCN, sendo a menor frequência nos sítios 1 e 2, e a maior frequência no sítio 1 (ponto mais próximo da nascente do arroio do Tega) (Tab. 8).

Os botões florais expostos à água coletada dos sítios 1 e 3 no mês de março de 2016 apresentaram diferença significativa em relação ao controle (5,23, 3,75 e 1,43 respectivamente). No mês de setembro de 2016, os sítios 2 e 3 não diferiram significativamente entre si, porém apresentaram frequência de MCN com significância estatística superiores ao controle (3,23, 3,85 e 1,46 respectivamente). As frequências de MCN variaram ao longo do tempo nos sítios 1, 2 e 3. Os sítios apresentaram genotoxicidade em sete das vinte e quatro amostragens; em março de 2017 e dezembro de 2017 nenhum sítio apresentou genotoxicidade, quando comparado ao controle negativo (Tab. 8). Na comparação entre a média geral de MCN obtida para cada sítio amostral, o maior valor foi observado para o sítio 1 (2,94). embora nenhuma das médias entre os sítios tenha diferenciado estatisticamente. Não ocorreu diferença estatística entre as frequências de MCN no controle negativo ($F = 1,606$; $p = 0,160$) ao longo das amostragens (Tab. 8).

Tabela 8 – Frequências de micronúcleos (MCN) (média \pm desvio padrão) em botões florais *Tradescantia pallida* var. *purpurea* expostos as amostras de água coletas no arroio Tega.

		Frequências MCN				Média dos Sítios
Exposições		Controle	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	
2016	Março	1,43 \pm 0,73 Aa	5,23 \pm 2,64 Cc	2,70 \pm 1,48 ABab	3,76 \pm 1,18 BCa	3,90 c
	Junho	1,46 \pm 0,80 Aa	4,23 \pm 2,33 Abc	3,80 \pm 3,19 Aab	3,76 \pm 2,41 Aa	3,93 c
	Setembro	1,46 \pm 0,80 Aa	2,43 \pm 1,66 ABab	3,23 \pm 1,28 Bab	3,85 \pm 1,73 Ba	3,14 bc
	Dezembro	1,10 \pm 0,57 Aa	2,60 \pm 0,89 Babc	1,46 \pm 0,94 Aa	1,80 \pm 1,00 ABa	1,95 ab
2017	Março	1,50 \pm 0,65 Aa	1,70 \pm 0,99 Aab	1,90 \pm 1,26 Aa	2,26 \pm 1,52 Aa	1,95 ab
	Junho	1,43 \pm 0,75 Aa	3,90 \pm 2,85 ABabc	4,80 \pm 3,61 Bb	2,40 \pm 1,45 ABa	3,70 c
	Setembro	0,76 \pm 0,38 Aa	2,43 \pm 1,64 Bab	1,76 \pm 1,40 ABa	2,03 \pm 1,32 ABa	2,07 ab
	Dezembro	0,83 \pm 0,72 Aa	1,13 \pm 0,74 Aa	1,13 \pm 2,21 Aa	1,90 \pm 2,21 Aa	1,35 a
Média dos meses		1,24 \pm 0,67	2,94 \pm A	2,60 \pm A	2,71 \pm A	

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes na mesma linha e médias seguidas de letras minúsculas na mesma coluna diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p=0,05$). Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

5 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo demonstram a importância da interação de dados referentes às análises químicas e daqueles obtidos a partir de diferentes bioensaios para o diagnóstico das águas superficiais. Os resultados das análises químicas das amostras de água do arroio Tega revelaram um perfil de poluição orgânica superior aos valores de referência estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005) para classe 2 e 3 nos sítios ao longo do período monitorado, demonstrando que a qualidade da água está comprometida e distante do padrão de conformidade com o uso requerido pela população de seus corpos hídricos.

O monitoramento frequente das águas superficiais é importante para conhecer a sua quantidade e a sua qualidade, objetivando a obtenção de dados e de um diagnóstico para o planejamento e gestão desses recursos hídricos e a garantia de acesso aos diferentes usos da água (STRIEDER et al., 2006; ANA, 2018). A baixa qualidade da água do arroio Tega e de seus afluentes é reflexo do lançamento de efluentes a partir de fontes pontuais e difusas, como residências que não possuem tratamento de esgoto (ISAM, 2012; SCHNEIDER et al., 2018). Grande parte da área que compõe as margens do arroio Tega é densamente urbanizada, com a presença de loteamentos irregulares, ligações clandestinas de esgoto, regiões com falta de recursos, demonstrando crescimento urbano desordenado. A contaminação por efluentes domésticos e industriais e insumos agrícolas está diretamente relacionada ao crescimento da população (FUNASA, 2004). Outro fator associado à poluição é a expansão agrícola, que provoca o acréscimo de insumos químicos em áreas cada vez mais extensas, ocasionando preocupação ao equilíbrio químico dos solos e das águas. A elevação da concentração de elementos traços nos sedimentos de fundo dos rios está relacionada à ausência de manejo apropriado dos solos agrícolas e à carência de tratamento adequado de efluentes, tanto em áreas rurais quanto urbanas (VARGAS; ROISENBERG, 2018). Do total produzido de esgoto no município, 8% desagua no arroio Tega (SAMAE, 2017). A atividade que mais conduz a problemas difusos de qualidade da água é o despejo de esgotos doméstico (ANA, 2013). Segundo o Instituto Trata Brasil (2015), Caxias do Sul ocupa o 39º lugar no *ranking* das cem melhores cidades em questões de saneamento básico, sendo a cidade mais bem classificada do Rio Grande do Sul, com um serviço total de esgoto que atende a um percentual de 88,1%. O município trata 47,94% do esgoto que gera antes de lançar em arroios e rios (SNIS, 2015). Muito embora o município esteja bem classificado para este *ranking*, um estudo realizado pela secretaria municipal do meio ambiente, em seis sub-bacias hidrográficas que cortam a malha

urbana do município obteve como resultado a qualidade da água comprometida e distante do padrão de conformidade na maioria dos rios monitorados (AMRH, 2014). Apenas as águas de duas sub-bacias atendiam ao enquadramento (e como consequência, à Política Nacional de Recursos Hídricos), por estarem em áreas distantes da concentração populacional, sem elevado potencial poluidor. Para a avaliação da qualidade da água o estudo levou em consideração índices tais como, Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice de Estado trófico (IET), a classificação segundo a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) e o índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), que verifica a proximidade do rio de atender a lei, classificando os resultados em Conforme, Afastado e Não-Conforme. À vista disso, aliado aos resultados atuais de nossos estudos, e ao potencial poluidor do município, que apresentou um dos grandes índices poluidores industriais da região Sul do país (FEE, 2009), constata-se que ainda é necessário avançar na eficiência dos sistemas de tratamento utilizados.

O sítio 3, a jusante da estação de tratamento de efluentes, recebe a contribuição dos demais sítios monitorados na bacia do Tega, representando a qualidade geral das águas drenadas do município (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014). Outras fontes pontuais que contribuem para a classificação “regular” a “ruim” da qualidade da água nestas áreas são indústrias localizadas na região que não possuem estação de tratamento de efluentes, ou, quando possuem, não atendem aos requisitos mínimos de lançamento, conforme requer a legislação estadual (ISAM, 2012; SCHNEIDER et al., 2018). No entanto, não é apenas o efluente que impacta a qualidade dos fluxos urbanos, o fluxo de água da chuva carrega matéria orgânica e inorgânica, em suspensão ou solúvel, aos corpos de água, aumentando a carga orgânica (SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANELA, 2017; FINOTTI et al., 2009).

Os valores de pH obtidos no período de monitoramento do arroio Tega mostraram-se predominantemente dentro do padrão permitido por lei, entre 6,99 e 7,81. As águas naturais usualmente apresentam valores de pH na faixa de 4 a 9, e muitas são levemente básicas, devido à presença de bicarbonatos e carbonatos de metais alcalinos ou álcalis (APHA, 2012). O pH é um importante parâmetro a ser avaliado nas análises de águas superficiais, pois os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar desaparecimento destes organismos (PAIVA; PAIVA, 2001). Além disso, o pH parâmetro que mais influência na absorção dos metais pelas plantas, visto que altera a solubilidade destes, deixando-os mais ou menos disponíveis, principalmente na presença de nutrientes, e contribuindo para o potencial de toxicidade de vários elementos (FUNASA, 2014). O pH médio das amostras obtidas à montante e a jusante da ETE Tega manteve-se na faixa neutra para os pontos amostrados. Águas que

apresentam baixos valores de pH podem potencializar a solubilização e liberação de metais adsorvidos em sedimentos, influenciando as concentrações de fósforo e nitrogênio (SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANELA, 2017) o que não foi constatado no presente estudo.

Os resultados das análises de DBO_5 da água do arroio Tega apresentados foram superiores ao permitido pela resolução em todas as coletas. Segundo a resolução CONAMA n.º 357 de 2005, as águas doces de classe 2 e 3 devem apresentar DBO_5 de até 5 mg L^{-1} (BRASIL, 2005). Como o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) estão numa relação inversamente proporcional, quanto menos oxigênio presente no meio para a estabilização da matéria orgânica, maiores são as taxas de DBO_5 (CETESB, 2017). Assim, os altos valores de DBO_5 podem indicar uma diminuição do oxigênio e até eliminação deste elemento químico nas águas do arroio Tega, tornando o meio anóxico e podendo causar danos à vida aquática (ISAM, 2012). Resultados das análises químicas dos arroios apresentados por Costa et al. (2014) mostraram em geral que as maiores concentrações de DBO_5 corresponderam às mais baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD). A diminuição da concentração de oxigênio, no meio líquido, é consequência dos seguintes processos: perdas para a atmosfera (desorção atmosférica), respiração dos organismos, degradação da matéria orgânica e oxidação de íons. Muitos sistemas aquáticos anaeróbios são resultantes de antigos sistemas aeróbios que sofreram uma forte degradação de sua qualidade, como, por exemplo, por meio do lançamento de esgotos (FUNASA, 2004; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Embora em todos os sítios os valores de DBO_5 tenham se mostrado acima dos parâmetros que requer a lei, observou-se que houve um declínio dos valores de DBO_5 nos sítios 2 e 3 em relação ao sítio 1. Provavelmente, essa redução tenha ocorrido devido às características distintas desses sítios, uma vez que o sítio 1 apresenta maior adensamento populacional e consequente maior despejo de origem predominantemente orgânica. Junto ao sítio 1, além de ser verificada menor vazão, pode-se observar o lançamento de esgoto a partir de diversos imóveis diretamente no arroio. No sítio 2, o arroio já se encontra canalizado, com captação e rede coletora do esgoto das águas que são direcionadas para ETE Tega, dessa forma, reduzindo a quantidade de matéria orgânica despejada pelo esgoto doméstico. A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é uma importante causa de poluição das águas (SPERLING, 1996; TUNDISI, 2003; SCHNEIDER et al., 2018). O sítio 3 localiza-se numa região não urbana, onde o arroio deixa de ser canalizado, a jusante da estação de tratamento de esgoto, com maior volume hídrico, com uma vazão de $(177,8 \text{ L s}^{-1})$. Tal característica contribui para diluição do esgoto tratado despejado pela ETE.

Como as concentrações de DBO_5 em corpos d'água são provocadas por despejos de origem predominantemente orgânica (NIEWEGLOWSKI, 2006), é importante mencionar que a ETE Tega atende a uma população de 97.098 pessoas e possui apenas tratamento biológico (reator anaeróbio, filtro aeróbio e decantador), sem um sistema integrado. A carga de DBO_5 recebida pela ETE Tega é de $2003,3 \text{ kg dia}^{-1}$ e a carga remanescente, de $160,3 \text{ kg dia}^{-1}$, é lançada no arroio, na região que antecede o sítio 3 (ATLAS ESGOTO, 2016). Mesmo com o tratamento realizado pela ETE, não foi observado aumento nos valores de DBO_5 em relação aos sítios 1 e 2. Provavelmente, os processos de autodepuração, associados àqueles desempenhados pela mata ciliar encontrada nesta área, devam ter impedido que, mesmo com o lançamento da carga remanescente, não tenha sido incrementado o impacto sobre o corpo hídrico. A mata ciliar desempenha um papel importante na hidrologia de uma bacia hidrográfica, impactando na quantidade e na qualidade da água do deflúvio e funcionando como um “filtro” superficial e subsuperficial de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Nesse sentido, a manutenção da qualidade da água em microbacias depende fundamentalmente da presença da mata ciliar. A sua supressão reduz a absorção de nutrientes do escoamento superficial pelo ecossistema (FINOTTI et al., 2009). Outro aspecto a ser observado nos dados fornecidos pela empresa de Licenciamento Ambiental é que mesmo com despejo pela ETE, as médias de DBO_5 a montante da estação de tratamento em relação a jusante tiveram pouca diferença apenas no ano de 2016. A jusante apresentou um pequeno acréscimo, mostrando que o tratamento biológico é uma forma eficiente de remoção da matéria orgânica dos esgotos. Logo, é importante ressaltar que os valores permanecem acima dos estabelecidos pela legislação que preconiza seu enquadramento para classe 2.

A matéria orgânica que contamina rios, estuários, produz aumento de DBO_5 e eutrofização, que promovem crescimento de cianobactérias com cepas tóxicas (FUNASA, 2004; AZEVEDO, 2005). Em alguns casos, as toxinas podem permanecer na água mesmo após os tratamentos de água bruta, o que pode agravar seus efeitos crônicos (ANA, 2018). Quando analisada a água do arroio Luiz Rau, verificou-se que a DBO_5 estava negativamente relacionada à concentração de oxigênio dissolvido, evidenciando as inter-relações entre estes dois parâmetros (PETRY et al., 2016). A anoxia resultante deste processo afeta organismos aquáticos e também produz metilação de mercúrio ou de outros metais, processo que ocorre em grandes cidades com densas populações urbanas, aumentando os custos para saúde pública ainda não inteiramente urbanizados (MARINS et al., 2002).

Não existem critérios fixos para valores aceitáveis de DQO na água, mas corpos hídricos com alta DQO podem apresentar déficit de oxigênio para os organismos aquáticos. Os sítios 1

e 2 são regiões caracterizadas pelo adensamento populacional, pela presença de indústrias e pela vegetação exótica. O sítio 3 está localizado em área rural e, embora tenha demonstrado uma tendência na redução dos valores de DQO em relação aos sítios 1 e 2, também apresentou resultados com altas concentrações. Os resultados do presente estudo corroboram com dados das análises químicas obtidas pelo SAMAE que também apresentaram altas concentrações de DQO e valores aproximados entre montante e jusante da estação de tratamento de efluentes. Esses valores normalmente devem-se a despejos de origem industrial, os quais podem acarretar no déficit de oxigênio para os organismos aquáticos (NIEWEGLOWSKI, 2006; CETESB, 2017). A análise de DQO é importante porque engloba também a estabilização da matéria orgânica ocorrida por processos químicos, diferentemente da DBO_5 , que se refere exclusivamente à matéria orgânica mineralizada por atividade de microrganismos (BRASIL, 2006).

No trecho mais próximo da nascente, onde se localiza o sítio 1, não há adequada infraestrutura local para os serviços de coleta de resíduos sólidos, de esgotamento sanitário que, com a supressão da vegetação, potencializa o processo de degradação de nascentes e interfere na qualidade da água de uma bacia hidrográfica (STEINKE, 2008). O lançamento de matéria orgânica nos cursos de água resulta, também, em aumentos nas concentrações de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio) nas águas e sedimentos, causadores da eutrofização dos mananciais (BAIRD; CANN, 2011). Tal processo acontece principalmente em lagos e represas, embora possa ocorrer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes são mais desfavoráveis para o crescimento de algas (ANA, 2018).

Os valores apresentados para sólidos suspensos totais (SST) no período monitorado estão de acordo com o permitido pela lei (valores máximos de 500 mg L^{-1}), exceto na coleta do mês de dezembro de 2017 no sítio 2, quando foi detectado o valor de $652,5 \text{ mg L}^{-1}$, área que recebe aporte de drenagens pluviais e pequenos arroios. Tal fato condiz com resultados registrados de altas concentrações de outros parâmetros avaliados neste mesmo período em que foi registrada a maior precipitação. As informações evidenciam o tipo de poluição chamado de *first flush*, aumentando a concentração de poluentes (FINOTTI et al., 2009). Neste período, a poluição da água que entra em drenos de tempestade em áreas com altas proporções de superfícies impermeáveis torna-se mais concentrada (LITT, 2005), conseqüentemente as altas concentrações do escoamento urbano resultam em altos níveis de poluentes descarregados dos esgotos para as águas superficiais. Nesse contexto, é importante esclarecer que, quando há uma tempestade, a rede coletora de água pluvial sofre uma sobrecarga que, ao ultrapassar seu limite de capacidade, será despejada no corpo hídrico, contribuindo para o aumento de poluentes. Os

SST constituem um parâmetro importante, uma vez que podem causar problemas estéticos em rios, bem como prejudicar a fotossíntese, pois impedem a penetração dos raios solares na água (FINOTTI et al., 2009). A entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma natural (processos erosivos, organismos e detritos orgânicos) ou antropogênica (lançamento de resíduo e esgoto) (BRASIL, 2006). Como consequência para o meio, pode acarretar alteração de sabor (propriedades organolépticas) e causar corrosão em tubulações. Observando os resultados, percebe-se que o aumento de sólidos totais na coleta do mês de dezembro pode ser explicado, pelo menos em parte, pelo carreamento de sedimentos do solo para o arroio, já que este foi o período com maior precipitação.

Nas amostras de água coletadas do arroio Tega, as concentrações de fósforo foram superiores às de águas doces de classe 2 e 3 em todas as amostras, exceto na coleta de setembro de 2017, em que não foi detectado fósforo nos três sítios. Segundo a resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005), os valores permitidos para o fósforo são de $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ para classe 3 e $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ para classe 2. Durante eventos de precipitação, o escoamento superficial gerado pela chuva promove o arraste de matéria orgânica, partículas de solo e resíduos sólidos para os corpos hídricos, aumentando a concentração de poluentes (CORNELLI et al., 2016; SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANELA, et al., 2017).

Quando em excesso no ambiente, o fósforo pode provocar diversos impactos negativos, pois juntamente ao nitrogênio, é possível gerar eutrofização e reduzir a qualidade das águas (PAIVA; PAIVA, 2001). O fósforo apresenta-se de diferentes formas, dependendo do pH (SPERLING, 1996). Fontes naturais de fosfatos são principalmente o intemperismo de rochas e a decomposição de matéria orgânica que pode lixiviar a partir dos solos até o corpo hídrico. Além disso, o fósforo associado a constituintes minerais e orgânicos pode ser mobilizado por bactérias e liberado para a água. Em águas não poluídas, as concentrações de fósforo podem variar entre $0,005$ e $0,020 \text{ mg L}^{-1}$. Este poluente pode advir de despejos industriais, domésticos, detergentes, excremento de animais e fertilizantes lixiviados dos solos (SPERLING, 1996; BENNET; CARPENTER, 2001; CETESB, 2017). Contudo, os dois principais causadores da eutrofização são o uso de fertilizantes na agricultura e, em especial, o lançamento de esgotos sanitários, havendo também a possibilidade de esgotos industriais contendo o nutriente. Em ambos os casos, tanto os efluentes brutos quanto os tratados são impactantes, já que nem sempre a remoção de fósforo é contemplada nas instalações de tratamento (PANTANO et al., 2016). Observou-se, nos valores de fósforo das coletas de água do arroio Tega, que o sítio 1 pouco diferiu do sítio 3, o que demonstra um perfil de poluição alto logo no ponto mais próximo à nascente. Também é possível inferir que a quantidade de esgoto remanescente liberada no

arroio após a ETE não contribui de forma significativa para sua poluição, pois, comparado os valores obtidos a jusante e a montante da estação, não se observam variações. Entretanto, quando observados os valores obtidos no sítio 3, mesmo este apresentando maior vazão, verificou-se que houve um aumento dos valores detectados para o fósforo em relação ao sítio 2, os quais se mantiveram próximos dos detectados no sítio 1. O sítio 3 está localizado em uma região com características rurais, onde o uso de fertilizantes na produção pode estar afetando a qualidade da água do arroio Tega, uma vez que o excedente pode chegar aos cursos hídricos via lixiviação pela água da chuva. Apenas na amostra de dezembro de 2017, o sítio 2 apresentou valores muito altos ($5,633 \text{ mg L}^{-1}$), provavelmente pela precipitação que houve no dia da coleta, que pode contribuir para o carreamento de poluentes (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; FINOTTI et al., 2009). Os dados fornecidos pela SAMAE (Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto) no mesmo período monitorado, através das médias, também indicam valores acima do permitido pela resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005).

Corroborando os resultados obtidos para a concentração de fósforo, os quais demonstram que em todas as amostras em que o elemento foi detectado, este se encontrava acima do permitido pela legislação, os resultados da avaliação do índice de estado trófico também indicam uma baixa qualidade da água, uma vez que 91% das amostras foram classificadas em hipereutrófico, a classe mais crítica deste índice. Na Bacia Hidrográfica dos Sinos, Costa et al. (2014) verificaram que nos pontos de coleta mais próximos à foz de quatro arroios afluentes do curso hídrico principal, a classificação quanto ao índice de estado trófico também ficou em hipereutrófico, enquanto que nos pontos de coleta mais próximos da nascente houve a classificação em oligotrófico. Corpos d'água classificados como oligotróficos são limpos e de baixa produtividade, sem causar problemas em relação ao uso deste recurso (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2009).

Assim, de acordo com a descrição da literatura, o Tega pode estar sendo afetado significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, comprometendo seus usos e podendo estar relacionado a episódios de florações de algas ou mortandade de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2009). Apesar do controle generalizado da poluição de fontes pontuais, do tratamento de esgoto e da eliminação de fosfatos da maioria dos sabões e detergentes, a eutrofização continua a piorar como resultado da atividade humana em todo o mundo (WORLDWATCH, 2018). Inclusive, o Tega tem apresentado uma piora quanto ao IET, já que, em estudos anteriores, trechos do arroio

monitorado apresentaram 57% das amostras classificadas como hipereutróficas e 16% supereutróficas, entre os anos de 2011 e 2012 (ISAM, 2012).

O NTK foi detectado, em todas as amostras, acima dos valores máximos permitidos pela legislação. As águas doces de classe 2 e 3, segundo a resolução CONAMA n.º 357 de 2005 (BRASIL, 2005), devem apresentar valores para NTK de até 5,60 mg L⁻¹ para classe 3 e 2,00 mg L⁻¹ para classe 2. No entanto, foi verificada uma redução dos valores detectados no sítio 3 em relação ao sítio 1. O NTK é a forma predominante do nitrogênio nos esgotos domésticos brutos. Numa análise geral, a tendência de melhora na qualidade da água nos sítios 2 e 3 em relação a este parâmetro pode ser explicada pela capacidade de oxidação do corpo hídrico, por estes sítios se encontrarem mais distantes das fontes de contaminação e pelo aumento da vazão. Além disso, o arroio Tega possui características de rio de montanha, correndo por vales encaixados e com várias corredeiras e cachoeiras ao longo do seu percurso, o que propicia a autodepuração (CORNELLI et al., 2016). O valor detectado no sítio 2, em dezembro de 2017, apresentou um acréscimo em relação às demais análises (38,400 mg L⁻¹), provavelmente pela maior precipitação registrada, aumentando o escoamento superficial, a concentração de poluentes, e o despejos de esgoto. O valor detectado mais baixo foi no sítio 3 em dezembro de 2016 (7,600 mg L⁻¹), superando, mesmo assim, a faixa deste parâmetro verificado por Cassanego (2015) para os três trechos do Rio dos Sinos (0,41 a 2,73 mg L⁻¹), mesmo esse sendo considerado um dos rios mais poluídos do Brasil (NH, 2017).

A água do arroio Tega não apresentou valores de nitrato superiores ao que a legislação preconiza (10 mg L⁻¹) nas amostras ao longo do tempo monitorado. Em corpos d'água, a determinação da forma predominantemente do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição. Em lançamentos recentes, o nitrogênio predomina na forma orgânica ou amoniacal, enquanto que em poluições mais remotas a forma prevalente é o nitrato, em função de já ter ocorrido a nitrificação (PAIVA; PAIVA, 2001; SPERLING, 1996; CETESB, 2017).

As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas, dentre as quais os esgotos sanitários constituem a principal fonte. O lançamento nas águas de nitrogênio orgânico ocorre devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal pela hidrólise da ureia na água (CETESB, 2017). Diante disso, Henrique et al. (2010) e Hu et al. (2013) afirmam que a remoção do nitrogênio presente em efluentes líquidos tem fundamental importância na redução do impacto eutrofizante sobre os cursos hídricos receptores e na redução dos danos causados à biota aquática, devido à toxicidade de algumas espécies nitrogenadas, em especial a amônia.

Altas concentrações de elementos traços considerados como poluidores em potencial foram detectadas no presente estudo. Elementos traços em pequenas doses são necessários para

o funcionamento do metabolismo de um organismo, incluindo cromo, cobre e níquel, zinco. Todavia, nem todos são essenciais. Alguns podem ser tóxicos, incluindo os essenciais quando presentes em excesso. Os elementos traços não possuem grau de toxicidade igual entre os organismos, dependem da taxa de absorção. No entanto, numa ordem geral aproximada de toxicidade dos elementos traços na forma inorgânica presentes neste estudo podem ser: Cobre > Cádmio > Zinco > Níquel > Chumbo > Cromo (LUOMA; RAINBOW, 2008).

Por serem poluentes que não se degradam, os elementos traços persistem inalterados no meio ambiente e são magnificados pelos organismos, podendo atingir de forma comprometedora toda cadeia trófica (GRATÃO et al., 2005). A toxicidade dos elementos traços pode ocorrer devido à concentração ou ao tempo de exposição, em consequência da forma física e química, bem como da via de adsorção. A toxicidade de uma dada concentração de um elemento traço presente em um curso de água natural depende do pH e da quantidade de carbono dissolvido e em suspensão, já que interações como complexação e adsorção podem remover de forma satisfatória alguns íons metálicos e eliminar sua atividade biológica potencial (BAIRD; CANN, 2011).

O alumínio (Al) foi detectado em concentrações superiores aos parâmetros estabelecidos em 13 das 24 amostras, com tendência à redução da concentração ao longo do arroio, do sítio 1 até o sítio 3. Embora os níveis de alumínio tenham reduzido na comparação ao longo do leito do rio, os valores permaneceram com concentrações superiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 para a classe 3 (BRASIL, 2005). Os parâmetros de qualidade de águas doces, segundo essa resolução, indicam valores máximos para alumínio de até 0,2 mg L⁻¹ para classe 3 e 0,1 mg L⁻¹ para classe 2, enquanto que as amostras do presente estudo tiveram valores entre 0,237 mg L⁻¹ e 27,163 mg L⁻¹.

Observa-se uma tendência na diminuição de concentração de alumínio detectada nas amostras de água do arroio Tega do sítio 1 até o sítio 3. Muitas vezes, tal redução está relacionada diretamente à quantidade de vazão no período das coletas e à diluição do poluente devido ao aumento de vazão do rio (NAGALI et. al., 2009). No mês de dezembro de 2017, as análises de água indicaram alta concentração de alumínio (27,163 mg L⁻¹) no sítio 2. A maior precipitação neste período possivelmente tenha contribuído para o aumento da concentração, devido à lavagem de solos que contém o metal, uma vez que grande parte dos solos brasileiros apresenta teores de alumínio. O aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas, que também pode apresentar concentrações significativas desse devido à lavagem da atmosfera, pois esse elemento é particularmente de poeira derivada de solos e de partículas originadas da combustão de carvão. No ar, a concentração varia de 0,5 ng m⁻³, medida

sobre a Antártica, até valores de mais de 1.000 ng m^{-3} , medidos em áreas industrializadas (CETESB, 2008). Em áreas urbanas, a concentração de alumínio na poeira das ruas varia de 3,7 a $11,6 \text{ g kg}^{-1}$ (CETESB, 2008). Entretanto no sul do Brasil, avaliações indicam que a concentração de alumínio no material particulado de áreas urbanas varia de 69,89 a $138,35 \text{ ng m}^{-3}$ (ALVES et al., 2016).

Na água, o alumínio sofre influência do pH, da temperatura e da presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. Na bibliografia, diz-se que sua solubilidade é baixa em água de pH ácido, entre 5,5 e 6,0 (CETESB, 2017), embora, para águas naturais, as faixas de pH entre 6,0 e 9,0 (estabelecido pelo CONAMA e verificado no presente estudo), dificultam a solubilidade do alumínio, quando contido em rochas e solos para os quais a água está exposta (BAIRD; CANN, 2011). Assim, a alta concentração de alumínio encontrada no arroio Tega provavelmente provém de despejo de origem industrial e da precipitação dos poluentes atmosféricos, o que mostra uma tendência de aumento nos últimos anos, pois entre 2013-2014, a concentração deste elemento ficava entre 0,020 e $2,880 \text{ mg L}^{-1}$ (SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANELA, 2017).

Metais são relativamente abundantes na crosta terrestre, no entanto, a concentração de alguns elementos é rara, como, por exemplo, o cádmio (LUOMA; RAINBOW, 2008), que produz efeitos tóxicos nos organismos vivos, mesmo em concentrações muito pequenas, pois apresenta toxicidade aguda (a dose letal é cerca de 1g). No presente estudo, este elemento químico foi detectado no sítio 3, em março de 2016. A maioria do cádmio é produzido como subproduto da fusão do zinco, uma vez que os dois metais ocorrem juntos e algumas contaminações ambientais pelo cádmio frequentemente são verificadas nas áreas vizinhas a fundições de zinco, chumbo e cobre (BAIRD; CANN, 2011). O cádmio é liberado ao ambiente por efluentes industriais, principalmente, de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos, bem como por poluição difusa causada por fertilizantes e poluição do ar local. Normalmente, a concentração de cádmio em águas não poluídas é inferior a $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. A água potável apresenta baixas concentrações, geralmente entre 0,01 e $1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, entretanto pode ocorrer contaminação devido à presença de cádmio como impureza no zinco de tubulações galvanizadas, soldas e alguns acessórios metálicos (CETESB, 2017). Fertilizantes fosfatados e drenagem de minas representam também fontes consideráveis desse metal. Trata-se de um metal altamente tóxico a algumas formas de vida, acumulando-se em microrganismos, tecidos vegetais e animais. Embora de modo geral a bibliografia não apresente registros de biomagnificação de cádmio ao longo da cadeia trófica, há evidências de biomagnificação nas cadeias alimentares de invertebrados e peixes em estudos

(FUNASA, 2004; CROTEAU; LUOMA; STEWART, et al., 2005) e de que ele é um veneno que se acumula em tecidos dos organismos de água doce, sendo seu tempo de vida no corpo de várias décadas. De fato, a carga média em humanos está aumentando, decorrente da poluição do solo de plantações por fontes industriais (MASON, 1991; WREN et al., 1995; BAIRD; CANN, 2011).

Entre os contaminantes de grande importância toxicológica, provenientes de passivo ambiental liberado por indústrias que utilizam zinco, estão o chumbo e o cádmio, que têm características de bioacumulação e toxicidade elevada com potencial carcinogênico. No meio aquático, o chumbo se divide rapidamente entre sedimento e fase aquosa, dependendo do pH. O cádmio proveniente de efluentes industriais pode ser rapidamente adsorvido no material particulado. Este metal apresenta significativa mobilidade na água, podendo ser transportado por grandes distâncias (FIOCRUZ, 2018).

As concentrações de cromo (Cr) detectadas também foram superiores aos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005). Os sítios 1 e 2 apresentaram as maiores concentrações. Na coleta do mês de setembro de 2017, o sítio 1 apresentou a maior concentração detectada de todas as amostras ao longo do período monitorado. Petry et al. (2016), ao avaliarem dois pontos de um curso hídrico que compõem a Bacia dos Sinos, não detectaram cromo em suas amostras, apesar de a região ter sua economia baseada no setor coureiro calçadista. Os autores discutem que esse fato se deve ao eficiente tratamento dos efluentes por parte da indústria, devido ao efetivo licenciamento ambiental da região. Embora o município de Caxias do Sul não tenha dentre suas atividades econômicas este tipo de atividade supracitada, o arroio Tega apresentou, nas análises do presente estudo, concentrações superiores àquelas estabelecidas para a classe 3. Como consequência da emissão industrial, o cromo é um poluente aquático comum, especialmente de águas subterrâneas sob áreas com indústrias de produção de metais (FUNASA, 2004; BAIRD; CANN, 2011). O Cr é comumente utilizado em aplicações industriais, na produção de ligas metálicas, como na produção de aço inoxidável, tintas, pigmentos, possíveis atividades localizadas nas áreas próximas ao arroio Tega (ANA, 2017). Na forma trivalente, o Cr é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças. Na forma hexavalente, é tóxico e cancerígeno e, portanto, os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do Cr hexavalente. A Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde estabelece um valor máximo permitido de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ de cromo na água potável (BRASIL, 2011). É importante ressaltar, no entanto, que em um estudo realizado entre os anos de 2013 e 2014 no arroio Tega (SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANELA, 2017), mais de 60% das amostras estavam acima do que a legislação preconiza, enquanto no atual estudo, que se

deu entre os anos 2016 e 2017, menos da metade das amostras teve este elemento traço detectado. Isto indica que para tais condições houve uma melhoria na qualidade da água, que pode estar relacionada à eficiência no tratamento de efluentes industriais.

O cobre apresentou concentrações superiores aos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005) em todas as amostras que foi detectado (0,022 a 0,854 mg L⁻¹) e também bastante superiores ao que foi encontrado no Rio dos Sinos (0,001 a 0,017 mg L⁻¹) (CASSANEGO, 2015). As fontes estão relacionadas a galvanoplastia do alumínio, tinturas têxteis, curtimento, impressões fotográficas. No ambiente aquático, a concentração, a biodisponibilidade e, conseqüentemente, o potencial para bioacumulação do cobre dependem de fatores como a dureza, alcalinidade, força iônica, pH, potencial redox, presença de ligantes para complexação, teor de carbono orgânico e interação entre sedimento e água. Os fatores de bioacumulação, por sua vez, variam entre os organismos, em função das taxas de assimilação e eliminação (FUNASA, 2004; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Foram detectadas dezoito amostras das vinte e quatro com valores superiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 para o elemento níquel. Concentrações de níquel; em águas superficiais naturais, podem chegar a valores próximos de 0,1 mg L⁻¹, embora concentrações de mais de 11,0 mg L⁻¹ possam ser encontradas em áreas de mineração. As atividades mais comuns que acarretam exposição ocupacional ao níquel são mineração, moagem e fundição dos minérios, a partir de sulfetos e óxidos, e a utilização de produtos primários de níquel, tanto na produção de aço inoxidável e de ligas quanto em fundições. A Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC) classifica níquel metálico e ligas como possíveis cancerígenos para o ser humano (Grupo 2B) e compostos de níquel como cancerígenos para o ser humano (Grupo 1) (CETESB, 2017). Outras fontes principais antrópicas de poluição por níquel são indústrias de eletrodeposição e galvanoplastias (FUNASA, 2004). Este estudo também corrobora com resultados obtidos por uma avaliação realizada sobre o efeito tóxico de efluentes oriundos da indústria galvânica através de testes ecotoxicológicos na região da Bacia do Rio dos Sinos, mostrando a importância do tratamento de efluentes industriais para a redução da concentração elevada de metais que provocam efeitos tóxicos em organismos (BENVENUTI et al., 2015).

As fontes secundárias podem ser fabricação de alimentos, produção de artigos em panificadoras e produção de refrigerantes e sorvetes aromatizados. A queima de combustíveis fósseis também é uma fonte significativa de poluição por níquel. Não há muitas informações sobre a toxicidade do níquel, porém, da mesma forma que outros íons metálicos, é possível mencionar que, em soluções diluídas, esses elementos podem precipitar a secreção da mucosa

produzida pelas brânquias dos peixes, impedindo a troca gasosa e morte por asfixia. Entretanto o níquel complexado (níquel cianeto) é tóxico quando em baixos valores de pH (CETESB, 2008). Concentrações de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ desse complexo são tóxicas aos organismos de água doce e estudos recentes indicam que o níquel é carcinogênico.

O chumbo é um dos metais mais perigosos, juntamente com mercúrio, estanho e cádmio. Em condições naturais, apenas traços desse elemento são encontrados na água (BRAILE; CAVALCANTI, 1993). No presente estudo, foram detectados no mês de dezembro de 2017 valores superiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357, nos três sítios amostrais, sendo o segundo sítio com valores mais elevados. Em geral, sua origem vem da poluição por efluentes industriais, de minas ou, em alguns casos, da ação corrosiva sobre tubulações e acessórios com base no chumbo. Em instalações prediais mais antigas, ainda podem ser encontradas. A poluição ambiental por chumbo pode ainda ser também originada do lançamento de efluentes de indústrias de baterias, eletrodeposição e metalurgia, uso de tintas contendo chumbo (BRAILE; CAVALCANTI, 1993; FUNASA, 2004). Pode provir também da poluição atmosférica, a partir da precipitação do material particulado contaminado, principalmente de fontes veiculares (XU et al., 2012; GAJGHATE; BHANARKAR, 2005; MIGLIAVACCA et al., 2012). O aumento da concentração no mês de dezembro pode estar relacionado à deposição atmosférica direta pela precipitação pluviométrica e também à lixiviação dos poluentes atmosféricos depositados no solo. O estudo realizado por Mazzoni et al. (2012) identificou espécies de musgos como biomonitores da deposição atmosférica de metais em áreas urbana e rural do município de Caxias do Sul. Um aumento significativo na presença de Zn, Cd, Cu e Pb foi evidenciado nas amostras da área urbana quando comparada à área rural. Um recente estudo caracterizou a geoquímica dos sedimentos finos de fundo de arroios monitorados nas bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul, tendo como objetivo relacionar os resultados de geoquímica com a rocha-fonte presente na área e a composição dos principais fertilizantes utilizados nas áreas agrícolas. Os resultados apresentados demonstraram a contaminação dos sedimentos, decorrente dos córregos da bacia de captação por metais pesados provenientes da aplicação de fertilizantes e fungicidas (VARGAS; ROISENBERG, 2018).

Os resultados obtidos para as análises de zinco no arroio Tega foram superiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA n.º 357 no sítio 2, nos meses de junho de 2016 e dezembro de 2017. A alta concentração detectada no mês de dezembro comparada aos demais meses monitorados pode estar associada ao aumento da precipitação que antecedeu a coleta. Em todo o mundo, emissões de zinco antropogênicas são predominantemente por atividades industriais (siderúrgicas e metalúrgicas) (AMIARD; AMIARD-TRIQUED, 1993; LUOMA;

RAINBOW, 2008). Em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de 0,001 a 0,10 mg L⁻¹. Em quantidades adequadas, o zinco é um elemento essencial para o metabolismo humano, para o crescimento, de forma que sua deficiência pode refletir no atraso do desenvolvimento de animais. O zinco se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas (PAGANINI, 2004; CETESB, 2008). Muitos contaminantes industriais podem alterar características gerais da qualidade da água, tais como temperatura, acidez, salinidade ou turbidez de águas receptoras, provocando alterações nos ecossistemas e elevação na incidência de doenças transmitidas pelas águas. Tais impactos podem ser exacerbados por efeitos sinérgicos entre misturas de contaminantes (ANA, 2013).

Os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes são muito conhecidos assim como sobre as algas. A ação desse íon metálico sobre o sistema respiratório dos peixes é semelhante ao do níquel. O zinco é largamente utilizado em atividades industriais, como em processos de galvanoplastia na forma metálica e de sais associados com cloreto, sulfato, cianeto, etc. Pode entrar no meio ambiente através de processos naturais ou antropogênicos, dentre os quais destacam-se produção de zinco primário, efluentes de galvanoplastia, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço, efluentes domésticos (FUNASA, 2004). As fontes difusas de zinco incluem a poeira criada quando os pneus dos veículos se desgastam pelo uso, mas o maior uso de zinco é como revestimento resistente à corrosão para metais ferrosos, usados em quase todas as atividades humanas. Assim, os usos generalizados do zinco globalizam uma mistura de contaminações, que pode ser acentuado perto de fontes pontuais industriais e de mineração, se não for gerenciado (GORDON et al., 2003; LUOMA; RAINBOW, 2008). O município possui a segunda maior frota de veículos do estado, proporcionalmente ao número de habitantes, sendo quatro veículos para cada grupo de cinco habitantes (BRASIL, 2017; SIMECS, 2017). Em Caxias do Sul, ainda, como aqui já mencionado, está concentrado o segundo polo metalmeccânico do Brasil e um dos maiores da América Latina (SEBRAE, 2016). Um estudo realizado em Caxias do Sul detectou maior concentração de zinco em áreas urbanas através de espécies de musgos biomonitoradores da deposição atmosférica (MAZZONI et. al., 2012). As águas com altas concentrações de zinco têm uma aparência leitosa e apresentam sabor metálico.

Utilizando como referência os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005) e como base os resultados obtidos nas análises químicas do período de coleta de 2016 até 2017, ou seja, seis anos após resolução vigente CRH n.º 121/12 (SEMA, 2015), que aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, a qualidade da água do arroio Tega não se aproxima ainda dos parâmetros de classe 2.

Estudos que avaliaram a qualidade da água do arroio Schmidt e do Rio dos Sinos, em Campo Bom, RS, enquadradas na classe 4, integraram análises através de concentrações de poluentes e de efeitos tóxicos e genotóxicos em bioindicadores, embora não tenha apresentado a associação entre os dados obtidos através de bioensaios e fatores químicos (COSTA et al., 2014). Esse mesmo estudo evidenciou genotoxicidade na água da foz do arroio e do rio, porém as amostras de água da nascente do arroio não apresentaram potencial genotóxico significativo, diferentemente dos resultados obtidos no presente estudo, que detectou genotoxicidade nas amostras de água próximas da nascente do arroio Tega. Em relação aos parâmetros químicos, na nascente do arroio Schmidt, a maioria das concentrações analisadas se mantiveram baixas, durante o período de amostragem, com exceção da DBO₅, que apresentou valores acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, para classes 3 e 4 na maioria das amostras. Os parâmetros indicativos de contaminação de origem orgânica (DBO₅, NTK e PT) e os elementos traços como cromo (Cr), cobre (Cu) apresentaram maior concentração na nascente, estando acima do que estabelece como limite a resolução, demonstrando um grau maior de degradação do corpo hídrico causada por descargas industriais e esgoto doméstico.

Um estudo avaliou o padrão espacial e temporal de qualidade da água do rio do Sinos durante dois anos e reforçou a importância de considerar os fatores ambientais e seus efeitos em organismos. Os resultados deste estudo demonstraram que a frequência de MCN, o total de nitrogênio amoniacal, o fósforo total e os sólidos suspensos foram mais altos nos trechos inferiores, que correspondem aos municípios com maior densidade demográfica e industrialização (CASSANEGO et al., 2017).

Muitos contaminantes se combinam sinergicamente causando impactos piores ou distintos daqueles provocados de forma cumulativa por um poluente agindo isoladamente. Em último caso, o acréscimo contínuo de contaminantes levará a concentrações que excedem a capacidade do ecossistema de suportá-los, gerando alterações dramáticas e não lineares que podem ser impossíveis de reverter (ANA, 2013). Nesse sentido, dá-se a importância de uma avaliação por meio de um organismo vivo que possibilita a resposta dos feitos sinérgicos dessas substâncias (KIELING-RUBIO et al., 2015).

As alterações físico-químicas da água podem induzir efeitos citotóxicos e genotóxicos sobre organismos vivos (MERLO et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2012). Dessa forma, bioindicadores vegetais como *T. pallida* e *Lactuca sativa* vêm sendo integrados aos estudos de corpos hídricos para avaliar os efeitos sinérgicos ou aditivos de complexas misturas de poluentes sobre organismos vivos (SOBRERO; RONCO 2004; ECHEVERRY; PINILLA, 2007; UMBUZEIRO et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2012; COSTA et al., 2014; ENDRES-

JÚNIOR et al., 2015; PETRY et al., 2016; CASSANEGO, 2017; AGUIAR et al., 2016; CURADO et al., 2018). Para o arroio Tega, nenhum estudo até hoje foi realizado para avaliação da qualidade da água integrando parâmetros químicos com bioindicadores de qualidade ambiental.

O bioensaio com *L. sativa* é recomendado e aplicado por diferentes organizações de proteção ambiental há décadas para a avaliação ecotoxicológica de amostras ambientais (OECD, 1984; CASTILHO, 2004; VALERIO, et al., 2007; CURADO et al., 2018). Podem ser avaliados nesse mesmo organismo diferentes parâmetros de qualidade ambiental, como: germinação, índice mitótico, comprimento da raiz e velocidade de crescimento. No presente estudo, não foi observada diferença significativa entre as taxas de germinação em nenhuma das amostras de água coletadas do arroio Tega, nos sítios, 1, 2 e 3, ao longo do tempo, e na comparação entre os sítios em relação ao controle.

Um recente estudo monitorou ao longo de 12 km a bacia do rio Uberaba, em Minas Gerais, em oito sítios amostrais. Foi registrada alta taxa de germinação das sementes de *L. sativa* em todos os pontos amostrais, e semelhante ao controle (96,5%, em média), exceto em um dos pontos (73,3%), corroborando o presente estudo que apresentou diferentes sensibilidades à poluição da água, à germinação de semente de *L. sativa* por ser pouco afetada pela exposição domésticos e industriais (CURADO et al., 2018).

Embora a germinação da alface seja bastante utilizada na literatura como parâmetro indicador de toxicidade (VALERIO, et al., 2007, YOUNG et al., 2012, AGUIAR; ANDRADE-VIEIRA; DAVID, 2016, ARAGÃO et al. 2017, SANTOS et al., 2017, GRZYCZAK et al., 2018), quando comparada aos demais testes como índice mitótico (IM) e frequência de micronúcleos (MCN), os resultados observados deste estudo mostraram que o índice mitótico e a frequência de micronúcleos são parâmetros biológicos mais sensíveis à exposição de poluentes do que os testes de germinação, apresentando melhores resultados para estudos de parâmetros biológicos que utilizam como resposta um organismo bioindicador exposto a poluentes (CASSANEGO, 2017).

Um estudo também avaliou o índice mitótico em *L. sativa* exposta às amostras de água coletada dos efluentes do Rio Uberaba, diferindo significativamente do controle. As amostras de água do arroio Tega, dos sítios 1, 2 e 3, diferiram expressivamente do controle para o teste de IM, corroborando os resultados obtidos em demais estudos citados. Os elementos traço e outros compostos encontrados em efluentes industriais e domésticos apresentam efeitos citotóxicos e genotóxicos, como a morte celular e a inibição da síntese de DNA e proteínas associadas, que podem ser observados na forma de redução do IM (LEME; MARIN-

MORALES, 2008). Em um estudo que avaliou a toxicidade da água coletada no Rio dos Sinos, verificou-se que o IM não apresentou redução significativa em relação ao controle para a maioria das amostras, quando utilizados os bioindicadores *Allium cepa* e *Eichhornia crassipes*. Quando aplicado o teste de MCN para as duas espécies com as mesmas amostras de água, este teste em relação ao IM se mostrou mais sensível, uma vez que as frequências de micronúcleos foram superiores quando comparadas ao controle (OLIVEIRA et al., 2012).

Outro aspecto que pode ser considerado para a redução do IM é o alto teor orgânico de carga do arroio Tega, que afeta o metabolismo durante a fase inicial em nível microscópico, podendo reduzir ou aumentar o número de células em divisão; ou em nível macroscópico, como estudos vêm indicando influência no crescimento radicular ou velocidade de crescimento da raiz, pois este está relacionado à multiplicação celular (AGUIAR; ANDRADE-VIEIRA; DAVID, 2016). A germinação não necessariamente implica o crescimento pela divisão celular, mas pelo alongamento das células ou do eixo embrionário. Estudos mostram que as raízes são mais afetadas, pois têm a função de absorção, podendo interferir no desenvolvimento normal da mitose, na prófase bloqueando a mitose nessa fase (MORAES, 2015).

Os resultados obtidos para a análise de MCN mostraram genotoxicidade para as amostras de água coletadas de todos os sítios ao longo do tempo. As frequências de MCN foram superiores às frequências do controle negativo, que variaram de 0,76 a 1,50, sem diferenças significativas entre si, assim como o verificado para outros estudos que avaliaram a qualidade da água de corpos hídricos por meio do teste Trad-MCN (CASSANEGO; DROSTE, 2017; PETRY et al., 2016). O uso da água destilada como controle negativo tem se mostrado bastante adequado, uma vez que, além de não variar entre as amostras (ao longo do tempo), também apresenta médias de MCN abaixo de 2,0, que são consideradas como uma taxa basal, podendo ocorrer por mutações espontâneas, mesmo quando as plantas são mantidas em ambiente não poluído (KLUMPP et al., 2004; PEREIRA; CAMPOS JÚNIOR; MORELLI, 2013).

O procedimento de adaptação das inflorescências, adotado no presente estudo, é importante ser considerado antes da exposição às amostras de água poluída do arroio Tega para minimizar qualquer interferência ambiental (MA et al., 1994; KLUMPP et al., 2004; COSTA et al., 2014) e o período de recuperação das inflorescências deve ser levado em conta para a finalização do processo meiótico (MA et al., 1983), permitindo que as células expostas na prófase atinjam o estágio de tétrade apropriado para a observação de micronúcleos (Ma et al., 1994). O uso de água de torneira, por exemplo, não é recomendado, uma vez que apresenta tratamento com substâncias químicas, como cloro, que em *Tradescantia* pode aumentar as frequências de MCN (YANG, 1999; MIELLI et al., 2009; ENDRES JÚNIOR et al., 2015).

Os três pontos amostrais do arroio Tega, apresentou genotoxicidade nas amostras de água. Este arroio tem suas nascentes inseridas em meio antropizado e, mesmo o sítio mais a montante da ETE, está localizado em área com pouca vegetação, considerada urbanizada. Endres Júnior et al. (2015) realizaram um estudo na Bacia do Rio do Sinos e observaram que as nascentes do arroio Vila Kunz, localizado no município de Novo Hamburgo (RS), também apresentaram genotoxicidade, em relação ao controle na maioria das amostragens, com frequências de MCN entre 1,30 e 6,38 em botões florais expostos na água do arroio. O arroio tem suas nascentes dentro de uma Unidade de Conservação, embora de matriz urbana, com registros de decomposição de resíduos, esgotos domésticos.

No presente estudo, frequências elevadas de MCN também foram registradas para o sítio 1 (nascente) de 1,13 e 5,23, evidenciando genotoxicidade. A região em que se localiza o sítio 1 tem ocorrência de contaminações doméstica e industrial. De acordo com um estudo anterior realizado pela Secretaria do Meio ambiente de Caxias do Sul, que monitorou os mesmos sítios do atual estudo, classificou as amostras de água do arroio Tega para esta mesma localização como “ruim”, por meio do IQA (índice de qualidade das águas) em 92% das coletas realizadas (ATLAS DO MUNICÍPIO, 2014).

Não houve um padrão de frequência de MCN entre os sítios. As maiores frequências foram observadas nos sítios 1 e 2, respectivamente (5,23 e 4,80), uma vez que foram superiores às frequências avaliadas nos botões expostos à água do controle, alertando sobre os possíveis efeitos genotóxicos dos poluentes hídricos sobre organismos. Esses sítios estão localizados em áreas com maior urbanização, industrialização, provavelmente com maior carga de efluentes de origem doméstica e industrial e redução da mata ciliar. Apesar do sítio 2 ter apresentado uma das maiores frequências de MCN, 50% das amostras apresentaram genotoxicidade. Os sítios 1 e 3 apresentaram 75% das amostras de água genotóxicas. Em relação ao sítio 3, esses resultados podem estar relacionados com o despejo dos efluentes da ETE Tega, que mesmo após o tratamento podem ainda estar contribuindo com substâncias genotóxicas ou combinações químicas mutagênicas. A presença de nitratos em alta concentração pode levar a um efeito genotóxico em *Tradescantia*, já relatado anteriormente (GRANT et al., 1992; YANG, 1999). Os valores detectados para nitrato no presente estudo não foram superiores ao estabelecido pela resolução, embora os resultados para genotoxicidade identificados, aqui, indiquem que os efeitos genotóxicos estão associados à combinação dos poluentes e ao seu efeito sinérgico. No entanto o nitrato é comumente encontrado em águas naturais, quando em baixos teores nas águas superficiais, pode atingir elevadas concentrações nas águas subterrâneas (FIGUEIRA; ALMEIDA; NEVES, 2017).

Os resultados obtidos em um estudo realizado no Rio do Sinos confirmam a presença de substâncias com potencial genotóxico nos pontos localizados no trecho inferior, indicando uma redução na qualidade da água devido ao grande escoamento de esgotos domésticos e industriais neste trecho do rio (BLUME et al., 2010). Um estudo mais recente avaliou de forma integrada a qualidade do Rio do Sinos: durante dois anos ramos de *T. var. purpurea* com botões florais foram expostos a amostras de água do rio de Caraá, Santo Antônio da Patrulha, Taquara e Campo Bom, simultaneamente também foram analisados parâmetros químicos, integrando diferentes parâmetros como resposta à qualidade do recurso hídrico (CASSANEGO et al., 2017). O cenário observado no arroio Tega tem registrado resultados semelhantes, porém com altas concentrações de poluentes desde a nascente. É possível observar descargas de esgoto doméstico sendo lançadas diretamente sobre o arroio logo no sítio 1, região em que esse não está canalizado e não possui rede de esgoto instalada, características que contribuem efetivamente para o aumento da degradação do arroio, corroborando os resultados das análises químicas e testes de genotoxicidade de citotoxicidade.

Kieling-Rubio et al. (2015) compararam e classificaram a água de nascentes de três sub-bacias através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, integrando o bioensaio com *Tradescantia pallida var. purpurea*. Registraram frequências entre 1,71 e 3,85 MCN em inflorescências expostas às amostras de água das nascentes dos arroios Estância Velha/Portão, Pampa e Schmidt e 1,50 e 2,00 no controle negativo. Os três sítios amostrais apresentaram águas impróprias para o consumo humano, sendo que um sítio foi enquadrado na Classe 4 e dois na Classe 3, segundo a legislação vigente. Esses danos observados nos indicadores biológicos revelam os riscos ambientais aos quais os organismos estão expostos, demonstrando a importância de análise de variações espaciais e temporais de recursos hídricos.

De acordo com os resultados de precipitação obtidos da estação de meteorológica do INMET, referente ao período monitorado com os bioensaios, o mês de maior pluviosidade foi registrado em dezembro de 2017, entretanto, os valores mais altos na frequência de MCN, e de menor IM, não foram observados para este mês. Nesse contexto, a precipitação não foi um fator de interferência na frequência de MCN e para redução do IM. Apesar da precipitação no mês de dezembro ter sido superior aos demais meses, o valor acumulado é muito baixo, não apresentando relação à diminuição do IM ou aumento de MCN, confirmado pelo teste de correlação de Pearson. Outros estudos que também avaliaram a variação de micronúcleos e a precipitação não verificaram relação entre as duas variáveis (BARBERIO et al., 2012; ENDRES-JÚNIOR et al., 2015; CASSANEGO et al., 2017).

Nas coletas de água do arroio Tega no mês de dezembro de 2017 do sítio 2, foram detectadas as mais altas concentrações de DBO₅, DQO, SST, PT, NTK, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Nesse período, foi registrada a maior precipitação que antecedeu as coletas. Esse fator pode ter contribuído de forma relevante para o aumento do despejo desses poluentes. Dessa forma, as canalizações tornam-se vias de escoamento da água que vêm das nascentes e, somada à água das chuvas que ao longo do curso recebe esgoto sanitário e industrial, contribui para a degradação do arroio Tega (PIONEIRO, 2018). Em áreas urbanas, a qualidade da água pode ser afetada por alguns fatores em especial. As atividades desenvolvidas na cidade podem lançar efluentes líquidos e gasosos, bem como resíduos sólidos, que comprometem a qualidade da água da chuva que escoar pela cidade até atingir a rede hídrica. Esse tipo de poluição é maior no início da chuva, chamado de *first flush* e decresce à medida que chuva vai lavando as superfícies por onde passa (FINOTTI et al., 2009; SCHMITZ; SCHNEIDER; GIOVANOLA, 2017).

A discussão sobre a importância da utilização de critérios integrados não é recente. Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e da América do Norte argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água (BUSS, 2003). O presente estudo evidenciou que a mistura complexa de substâncias químicas gera danos citotóxicos e genotóxicos aos organismos bioindicadores. Os efeitos genotóxicos observados em *T. var. purpurea* não podem ser considerados para humanos, entretanto é compreensível que se um poluente não causa danos em organismos mais sensíveis, não afetará demais espécies (GUIMARÃES et al., 2000).

O IM em *Lactuca sativa* neste estudo foi o bioensaio mais sensível, pois, no teste Trad-MCN, muitas das amostragens foram iguais às médias do controle. Estudos mostram que em divisão meiótica os cromossomos são mais sensíveis à quebra do que os cromossomos mitóticos, especialmente na prófase I, durante o paquíteno e o diplóteno, fato este que aumenta a sensibilidade do bioensaio (Ma, 1982, 1983). Entretanto, encontrou-se poucos estudos na literatura que utilizaram ambos bioensaios de IM e MCN como bioindicadores de qualidade ambiental para um mesmo corpo hídrico. Assim, novos estudos mais atuais podem ser realizados a fim de obter um melhor diagnóstico ambiental através de dois testes.

Apesar do bioensaio em *T. var. purpurea* apresentar alta sensibilidade a agentes genotóxicos (MA, 1982), ser considerado mais sensível do que outros bioensaios com células somáticas e, também, comparado a bioensaios com células de ápices de raízes (MISIK et al. 2011), os resultados deste estudo não apresentaram maior sensível às amostras de água poluída do arroio Tega em relação à frequência de MCN em relação aos bioensaios com células com

divisão mitótica. Os testes utilizaram organismos com diferentes tipos de divisão celular, células de *T. var. purpurea* em divisão meiótica, e o IM em células de *L. sativa*. Os bioensaios realizados com água poluída do arroio Tega demonstraram o teste de IM, como um bom bioindicador, mostrando ser o teste mais sensível aos efeitos dos poluentes que foram expostos.

A água do arroio Tega mostrou baixa qualidade, assim como outras microbacias estudadas na região, que por estarem localizadas em áreas urbanizadas, aterradas, acabam por comprometer as nascentes do arroio, evidenciada por concentrações crescentes de poluentes, bem como por causar aumento das frequências de MCN em *T. var. purpurea* e diminuição do IM em *L. sativa*. A dificuldade de estabelecer uma relação entre a resposta dos bioindicadores utilizados e uma substância química específica reforça a importância de considerar de forma sistêmica o conjunto de fatores ambientais e seus efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos sobre os organismos em monitoramentos de cursos hídricos.

No presente estudo não foi verificada relação entre os parâmetros físico-químicos e os resultados obtidos dos bioensaios. O estudo de Petry et al. (2016) verificou a relação entre MCN e DBO₅ e entre MCN e fósforo total para as amostras de água coletadas em um sítio localizado próximo à nascente do arroio Luiz Rau e próximo à sua foz. As frequências de micronúcleo podem também apresentar uma relação positiva com NTK, PT e SST, conforme verificado para amostras coletadas na Bacia do Rio dos Sinos, uma vez que o aumento da concentração desses parâmetros empobrece a qualidade da água, intensificando o potencial o seu genotóxico (CASSANEGO; DROSTE, 2017). Endres-Júnior et al. (2015) verificaram que não houve uma relação entre as frequências de micronúcleos verificadas quando as inflorescências de *Tradescantia* foram expostas à água do arroio Vila Kunz e entre a precipitação acumulada nos dias anteriores à coleta das amostras de água. Apesar desses estudos realizados terem iniciado o uso de análises multivariadas para a integração dos resultados obtidos nos bioensaios e das análises de parâmetros físico-químicos, ainda não se conhecem os fatores específicos que levam à formação de micronúcleos. Embora na literatura se indique a combinação de estudos multidisciplinares avaliando misturas complexas com os sistemas biológicos (AGUIAR; ANDRADE-VIEIRA; DAVID, 2016), para os bioensaios utilizando *Lactuca sativa*, essas ferramentas ainda são pouco exploradas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo apresentou resultados obtidos por meio de análises químicas e da toxicidade da água do arroio Tega através de bioensaios usando *Tradescantia pallida* var. *purpurea* e *Lactuca sativa* como bioindicadoras durante o período de 2016 a 2017. Além disso, possibilitou a geração de novas informações e atualização de dados já conhecidos em estudos anteriores, essenciais para um melhor planejamento ambiental e para gestão de recursos hídricos em nível local, por poderem embasar tomadas de decisões técnicas relativas aos estudos de monitoramento realizados da bacia do arroio Tega.

Pode-se afirmar, pelos resultados obtidos das análises químicas das amostras de água do arroio Tega, que as concentrações dos parâmetros analisados estão acima dos limites atribuídos pela resolução CONAMA n.º 357/2005, comprometendo, assim, a qualidade do corpo hídrico. Por estarem inseridas em áreas com elevado potencial poluidor, ainda distante do padrão de conformidade conforme preconiza o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, infere-se que, para alguns parâmetros, o planejamento para enquadramento teve uma melhoria em relação aos estudos anteriores, já outros tiveram uma piora. Assim, essas comparações evidenciam que o planejamento do município, que era de reduzir o potencial poluidor deste corpo hídrico para o enquadramento em classe 2, ainda está distante da meta para essa classe.

A partir da análise dos resultados obtidos dos bioensaios, é possível inferir que a água do arroio estudado, além de estar fora dos parâmetros estabelecidos pela legislação, apresenta potencial genotóxico e citotóxico e que, embora o estudo tenha sido realizado em uma sub-bacia do Taquari-Antas, as condições do arroio monitorado são um reflexo da situação no geral para áreas que possuam características semelhantes. Com as informações adquiridas por meio do biomonitoramento, sugere-se que o método com bioensaios seja amplamente divulgado e integrado às análises físico-químicas e à avaliação da qualidade de corpos hídricos, pois esses dados fornecem respostas dos efeitos da combinação complexa dos poluentes sobre os organismos vivos.

Os bioensaios Trad-MCN com *Tradescantia pallida* var. *purpurea* e o bioensaio com *Lactuca Sativa* forneceram informações sobre áreas de risco genotóxico e citotóxico respectivamente, permitem um registros de efeitos das misturas complexas de poluentes sobre organismos vivos. As espécies bioindicadoras mostraram-se eficiente para avaliação do potencial genotóxico da água no percurso monitorado do arroio Tega e evidenciou influencia negativa de misturas complexas em recursos hídricos, destacando a importância de se considerar

os fatores ambientais de forma integrada em programas de monitoramento ambiental. Para avaliar a qualidade ambiental de uma determinada região, é preciso obtermos informações que estejam integradas entre os fatores bióticos e abióticos que fazem parte do funcionamento daquele ecossistema.

A análise integrada da qualidade da água do arroio Tega é de suma importância ao município de Caxias do Sul, pois seu processo de urbanização está interligado com as inúmeras indústrias que iniciaram sua implantação na década de 1970 e tornam hoje a cidade o segundo polo industrial do país. A bacia do Tega é caracterizada pela maior influência da área urbana e industrial da cidade, que embora tenha melhorado nas últimas décadas depois da implantação de medidas de controle, como a exigência do tratamento de efluentes nas empresas, do monitoramento da água, da instalação de fossas e filtros nas residências e com a construção das estações de tratamento de esgotos na cidade, ainda precisa avançar no que se refere à qualidade ambiental. Como foi observado na contextualização histórica do município e sua caracterização, através de relatos da comunidade local, o arroio apresentava água de qualidade. Após o surgimento de indústrias responsáveis pelo crescimento econômico, que também contribuíram para o processo de degradação do corpo hídrico, fato esse que à época, sem medidas preventivas para redução da poluição, juntamente com o crescimento populacional, tornaram o Tega fortemente degradado.

As informações aqui presentes servem de alerta à sociedade, a fim de despertar a responsabilidade da gestão ambiental para a sustentabilidade desse relevante recurso em questão. Ademais, visa ampliar o conhecimento da comunidade em geral, de estudantes e professores, através da educação ambiental, pesquisadores e órgãos governamentais, no sentido de auxiliar e contribuir para novas estratégias e implementação de um novo modelo de gestão ambiental para os recursos hídricos, baseado na ciência e com as características peculiares da região que está inserido.

REFERÊNCIAS

AHMJSA – Arquivo Histórico Municipal João Spadari Adami. Fita 657, Lado B. Entrevistados: PANASSOL, Z.; DAL CORSO, L.; GIRARD, L. L.; TOMASI, N. L.; BAMPI, N. M. C. FELIPPI, N. M. Entrevistadores: FRIES, S. S.; GRIGOLETTO, S. S. **Hidrografia: Riacho Tega**. 2006, p. 3, 8 e 9.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Portal da qualidade das águas: INDICADORES DE QUALIDADE - ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn7>. Acesso em: 13 dez. 2017.

_____. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil: Caderno de Recursos Hídricos**. Brasília: Spr, 2005. 179 p.

_____. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**. 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/webSite_relatorioConjuntura/projeto/index.html>. Acesso em: 2 dez. 2018.

_____. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017. 88 p. il. ISBN: 978-85-8210-050-9 1.

_____. **INDICADORES DE QUALIDADE - ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)**. Portal da Qualidade das Águas. 2018. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 12 abr. 2018.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C.. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. Conservation Biology. **Conservation Biology**, Maringá, v. 19, n. 3, p. 646-652, jun. 2005.

AGUIRRE, M. S. The value of water and the theory of economic growth» In: ROGERS, P. P.; LLAMAS, R. M.; CORTINA, L. M.. **Water Crisis: Myth. Or Reality?** Taylor & Francis, 2006, p. 93-102.

AGUIAR, L. L.; ANDRADE-VIEIRA, L. F; DAVID, J. A. O. Evaluation of the toxic potential of coffee wastewater on seeds, roots and meristemetic cells of *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Taubaté, v. 133, n. [S.I], p. 366-372, nov. 2016.

ALVES, E. S. et al. Estudo anatômico foliar do clone híbrido de *Tradescantia*: alterações decorrentes da poluição aérea urbana. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 561-566, mês [S.I], 2001.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) (Usa). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCF, 2012. 1360 p.

AMIARD, J.C.; AMIARD-TRIQUED, C.. Zinc In: ed. CORN, M. W. **Handbook of Hazardous Materials**. San Diego: CA Academic Press, 1993. p. 733-744.

ANTONELLO, L. Arroio Tega: Ações para as próximas duas décadas. 2018. Disponível em: <<http://pioneiro.clicrbs.com.br/rs/noticia/2018/06/arroio-tega-aco-es-para-as-proximas-duas-decadas-10391661.html>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

_____. **Água do Tega dá, sim, para beber.** 2018. Disponível em: <<http://pioneiro.clicrbs.com.br/rs/geral/noticia/2018/06/agua-do-tega-da-sim-para-beber-10391655.html>>. Acesso em: 13 dez. 2017

ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, P. A.. Métodos de ensaios de toxicidade em organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações.** São Paulo: Rima, 2008

ARCHELA, E. et al. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, [S.I], v. 12, n. 1, p. ,517-525, jan/jun. 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/2447-1747.2003v12n1p517>

ATLAS socioeconômico do Rio Grande do Sul. **Índice de Desenvolvimento Socioeconômico - IDESE:** O RS encontra-se na faixa de médio desenvolvimento, com IDESE no valor de 0,751. Disponível em: <<https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/indice-de-desenvolvimento-socioeconomico-novo-ide-se>>. Acesso em: 27 nov. 2017.

ATLAS DO MUNICÍPIO. CAXIAS DO SUL (Município). Instituto de Saneamento Ambiental. **Atlas de Recursos Hídricos de Caxias do Sul.** Caxias do Sul, RS: [ISAM; UCS], 2014. 127 p. Disponível em <http://vbaco01.ucs.br/caxiasFase3/base_de_dados/relatorios/Atlas_V6.pdf>. Acesso em: 10 maio 2017

AZEVEDO, S. M. F. O. South and Central America: Toxic cyanobacteria In: CODD, G. A. et al. (eds). **Cyanonet: A global networks for cyanobacterial bloom and toxin risk managements.** Paris: IHP-UNESCO, 2005. p, 115-126.

BARBERIO, A. Bioassays with Plants in the Monitoring of Water Quality. **Water Treatment**, London, v. [S.I], n. [S.I], p. 317-334, 16 jan. 2013. Disponível em: <<https://www.intechopen.com/books/water-treatment/bioassays-with-plants-in-the-monitoring-of-water-quality>>. Acesso em: 4 jul. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5772/50546>.

BARLOW, M.; CLARKE, T.. **Who Owns Water?:** Privatization must be stopped, and water declared the common property of all. 2002 Disponível em: <<https://www.thenation.com/article/who-owns-water/>>. Acesso em: 13 dez. 2017.

BASSOI, L.J. et al. Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 1990. 7 p. (Série Manuais, 8)

BELMONTE, A.. **Entre os dez mais poluídos, Sinos, Caí, Gravataí ainda têm esgotos como principal vilão.** 2017. Disponível em: <https://www.jornalnh.com.br/_conteudo/2017/10/noticias/regiao/2182459-entre-os-dez-mais-poluidos-do-pais-sinos-cai-e-gravatai-ainda-tem-esgoto-como-vilao.html>. Acesso em: 21 abr. 2017.

BENVENUTI, T et al. Toxicity effects of nickel electroplating effluents treated by photoelectrooxidation in the industries of the Sinos River Basin. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 75, n. 2, p. 17-24, maio, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842015000300005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 13 jan. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.1113>.

BLUM, J. R.. Critérios e padrões da qualidade da água. In: **Reúso da água**. SANTOS, H. F.; MANCUSO, P. C. S. 1. ed. São Paulo: Editora Manole, 2007.

BLUME, K. K. et al. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p.1185-1193, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v70n4s0/v70n4s0a08.pdf>>. Acesso em: 8 abr. 2016.

BRAGA, J. R. M.; LOPES D. M. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 130-140, [S.I.], 2015.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL. IBGE. **Projeto Radambrasil**. Rio de Janeiro: Folha Sh, 1986. 796 p.

BRASIL. Portaria Normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Ibama**.

_____. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução N. 357**. Brasília, DF: DOU, 18 mar. 2005. n. 53, Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 6 fev. 2017.

_____. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde)

_____. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. 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.

_____. Resolução nº 121, de 12 de dezembro de 2012. Aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. Porto Alegre, 07 jan. 2013.

_____. Denatran. Ministério das Cidades. **Frota de Veículos - 2017**. 2017. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/index.php/estatistica/610-frota-2017>>. Acesso em: 23 maio 2018.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L.. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de**

Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, mar./abr. 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v19n2/15412.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F.. Monitoramento Biológico de Ecossistemas Aquáticos Continentais Laboratório de avaliação e promoção da Saúde Ambiental. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 339-345, [S.I.], 2008.

CAIRNS, J.. Historial and Disciplinary Context. In: What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity test? **Hydrobiologia**, v. 137, n. 3, p. 217-278, jul., 1986.

CAON, K. et al. Tradescantia pallida var. purpurea (commelinaceae) biomonitoramento da genotoxicidade do ar no município de Caxias do Sul, RS, Brasil. **Pesquisas: Botânica**, São Leopoldo, v. 69, [S.I.], p. 279-291, [S.I.], 2016. Disponível em: <<http://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/botanica69/015.pdf>>. Acesso em: 4 jun. 2017.

CASSANEGO, M. B. B. et al. The Tradescantia pallida var. purpurea active bioassay for water monitoring: evaluating and comparing methodological conditions. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 424-433, jul./set. 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v9n3/05.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2017. DOI; <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1411>.

_____. Biomonitoring the genotoxic potential of the air on Tradescantia pallida var. purpurea under climatic conditions in the Sinos River Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, [S.I.], p. 79-87, [S.I.], 2015.

_____.; DROSTE, A.. Assessing the spatial pattern of a river water quality in southern Brazil by multivariate analysis of biological and chemical indicators. **Brazilian Journal Of Biology**, São Carlos, v. 77, n. 1, p. 118-126, 4 jul. 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v77n1/1519-6984-bjb-1519-698411215.pdf>>. Acesso em: 3 set. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.11215>.

_____. Assessing the spatial pattern of a river water quality in southern Brazil by multivariate analysis of biological and chemical indicators. **Brazilian journal of biology**, v. 77, [S.I.], p. 118-126, [S.I.], 2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Implantação de métodos para avaliação da bioconcentração de agentes químicos em peixes**: resultados iniciais. São Paulo: Cetesb, 1990.

_____. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: Cetesb, 2017.

_____. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. São Paulo: Cetesb, 2017.

_____. **Ficha de Informação Toxicológica: Níquel e seus compostos**. Sorocaba: Cetesb, 2017.

CHARLES, J. et al. Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, Taubaté, v. 74, n. 7, p. 2057-2064, out. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.025>.

CONAMA, Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Resolução n° 357**. Brasília, DF. Disponível em: http://www.labb.com.br/wp-content/pdf/Resolucao_CONAMA_430_11.pdf. Acesso em: 6 fev. 2017.

CONSEMA, BRASIL. Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RIO GRANDE DO SUL, 24 nov. 2006.

CORRÊA, G. O. et al. Industrialização e sub-habitação em Caxias do Sul. **Diálogo**, Canoas, [S.I.], n. 21, p. 173-205, jul-dez, 2012

CORNELLI, R. et al. Análise da Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água de Duas Sub-Bacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul. **Scientia Cum Industria**, Caxias do Sul, v. 4, n. 1, p.1-14, [S.I.], 2016.

CORSO, H. I. **SAMAE: 25 anos 1966-1991**. Caxias do Sul: s.e, 1991.

COSTA, G. M. et al. Chemical and genotoxic potential monitoring for diagnosis of water bodies quality. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v. 32, [S.I.], p. 65-74, [S.I.], 2014.

COSTA, G. M.; PETRY, C. T.; DROSTE, A.. Active Versus Passive Biomonitoring of Air Quality: Genetic Damage and Bioaccumulation of Trace Elements in Flower Buds of *Tradescantia pallida* var. *purpurea*. **Water, Air, & Soil Pollution**, Ontario, v. 227, n. 7, p. 229-238, jun. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2923-y>.

CROTEAU, M.; LUOMA, S. N.; STEWART, A. R. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. **Limnol. Oceanogr.**, [s. I.], v. 50, n. 5, p.1511-1519, 18 nov. 2005.

CUCHIARA, C. C.; BORGES, C. S.; BOBROWSKI, V. L.. Sensibilidade de sementes de hortaliças na avaliação da qualidade da água em bioensaios. **Biotemas**, Florianópolis, v. 25, n. 3, p. 19-27, ago. 2012. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/265880217>>. Acesso em: 26 nov. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p19>.

_____. Sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador da citogenotoxicidade de cursos d'água. **Tecnol. & Ciên. Agropec.**, João Pessoa, v. 6, n. 1, p.33-38, mar. 2012.

CURADO, A. L. et al. Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assessment. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, Taubaté, v. 13, n. 1, p.1-10, 16 fev. 2018. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2127>.

Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v13n1/1980-993X-ambiagua-13-01-e2127.pdf>>. Acesso em: 04 mar. 2018.

DAL CORNO, G. O. M. **Procedimentos denominativos na hidronímia de Caxias do Sul, RS: o caso do arroio Tega.** In: VI Congresso Internacional da ABRALIN, 2009, João Pessoa. VI Congresso Internacional da ABRALIN. João Pessoa: Ideia, 2009. p. 1669-1674.

DUAN, C. Q. et al.. Tradescantia bioassays for the determination of genotoxicity of water in the Panlong River, Kunming, People's Republic of China. **Mutation Research**, Yunnan, v. 426, n. 2, p. 127-131, maio, 1999. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107\(99\)00054-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107(99)00054-8). PMID:10350584.

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0027510799000548>

ECHEVERRY, P. B.; PINILLA, C. C. Evaluación de *Lactuca sativa* y *Selenastrum capricornutum* como indicadores de toxicidad em águas. **Universitas Scientiarum**, Bogotá, v. 12, n. 2, p. 83-98, [S.I.], 2007.

ECOTOXBRASIL. Tools for characterizing and classifying industrial and residential effluents. São Paulo: Ecotox Brasil, 2018. Col. Disponível em: <<https://ecotoxbrasil.org.br/videos/spotlight-on-latin-america/tools-for-characterizing-and-classifying-industrial-and-residential-effluents/all/1/>>. Acesso em: 13 abr. 2018.

EMPRAPA. **Regulamentação de insumos agrícolas:** fertilizantes orgânicos, condicionadores de solo e substratos. Porto Alegre: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2007. 39 slides, color.

ENDRES JÚNIOR, D. et al. Biomonitoring of water genotoxicity in a Conservation Unit in the Sinos River Basin, Southern Brazil, using the Tradescantiamicronucleus bioassay. **Brazilian Journal Of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 2, p. 91-97, maio, 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v75n2s0/1519-6984-bjb-75-2-S01-91.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.0713>.

FEE. Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande Do Sul. **Porto Alegre.** 2014. Disponível em: <[https://www.fee.rs.gov.br/perfil-socioeconomico/municipios/detalhe/?municipio_=Caxias do Sul](https://www.fee.rs.gov.br/perfil-socioeconomico/municipios/detalhe/?municipio_=Caxias%20do%20Sul)>. Acesso em: 14 jul. 2015.

_____. **Tabelas de Indicadores Ambientais.** Disponível em: <<https://www.fee.rs.gov.br/indicadores/indicadores-ambientais/tabelas-ambientais/2011/>>. Acesso em: 14 jul. 2015.

_____. Potencial Poluidor da Indústria no RS: Análise dos Dados 2002–2009. Análise dos Dados 2002–2009. 2012. Disponível em: <<https://www.fee.rs.gov.br/indicadores/indicadores-ambientais/destaques/>>. Acesso em: 17 fev. 2017.

FEPAGRO. **Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária.** 2012. Disponível em: < <http://www.fepagro.rs.gov.br>>. Acesso em: 02 nov. 2017.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **Qualidade Ambiental:** Região Hidrográfica do Guaíba. 2015. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/taquariantas.asp>>. Acesso em: 2 dez. 2018.

FERREIRA, A. G.; AQUILA, M. E. A. Alelopatia: Área emergente da ecofisiologia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 12, [S.I.], p. 175-204, mês, 2000.

FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Germinação**: do básico ao aplicado. N. Ed?. Porto Alegre: Artmed, 2004.

FREDERICK, K. D. **Balancing Water Demands with Supplies**: the Role of Management in a World of Increasing Scarcity. N. Ed?. The World Bank: Washington, DC, 1993.

FISKESJO, G.. The Allium test – a potential standard for the assessment of environmental toxicity. In: GORSUCH, J. W. Gorsuch (ed.), ASTM (American Society of testing Materials) special technical publication 1216. Environ. Toxicol. Risk Assessment., 1993. pp. 331-345.

FIGUEIRA, F. A. R. **Manual de olericultura**: cultura e comercialização de hortaliças. 2. ed. São Paulo: Agronomica Ceres, 1982. v. 2.

FIGUEIRA, M.; ALMEIDA, C. M.; NEVES, C. L.. **Nitratos**. 2017. Disponível em: <<https://www.asae.gov.pt/seguranca-alimentar/riscos-quimicos/nitratos.aspx>>. Acesso em: 13 nov. 2018.

FIGUEIREDO, J. et al. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal Of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p.1131-1136, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v70n4s0/v70n4s0a01.pdf>>. Acesso em: 04 mar. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842010000600001>.

FIOCRUZ. **Avaliação do grau de acumulação de chumbo e cádmio na Baía de Sepetiba, RJ**. 2018. Disponível em: <<http://www.ensp.fiocruz.br/portal-ensp/pos-graduacao/site/projetos-de-pesquisa/detalhes/?site=1&id=57>>. Acesso em: 1 ago. 2018.

FJÄLLBORG, B. et al. Toxicity Identification Evaluation of Five Metals Performed with Two Organisms (*Daphnia magna* and *Lactuca sativa*). **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, Vancouver, v. 50, n. 2, p. 196-204, 17 nov. 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-005-7017-6>.

FLORES, C. A. F. et al. **Levantamento semidetalhado de solos: região da serra gaúcha – Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS/Centro de Ecologia, 2007. 1 CD-ROM.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W.. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981.

FUNASA - Fundação nacional de saúde. Brasil. Ministério da Saúde. **Manual de Controle de Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**. Brasília: Funasa, 2014. 116 p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 04 mar. 2018.

GAJGHATE, D.G.; BHANARKAR, A.D. Characterisation of particulate matter for toxic metals in ambient air of Kochi city, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.I.], v. 102, [S.I.], p.119-129, [S.I.], 2005.

GARDELIN, M; COSTA, R. **Colônia Caxias**: origens. [S.I.], Porto Alegre: EST, 1993.

GORDON, R. B. et al.. The characterization of technological zinc cules. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 39, [S.I.], p. 107-135, [S.I.], 2003.

GRATAO, P. L. et al . Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Braz. J. Plant Physiol.**, Londrina, v. 17, n. 1, p. 53-64, mar. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1677-04202005000100005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 07 fev. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202005000100005>.

GRICSAK, M. et al. Sementes de *Lactuca Sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. **Revista Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v. 24, [S.I.], p. 233-242, [S.I.], 2018. ISSN Eletrônico 2358-9426. ISSN Impresso 1413-813.

GRISOLIA, C. K.. A comparison between mouse and fish micronucleus test using cyclophosphamide, mitomycin C and various pesticides. **Mutat Res Research**, [S.I.], v. 518, [S.I.], p. 145-150, [S.I.], 2002.

GUIMARÃES, E. T. et al. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) assay. **Environmental and Experimental Botany**, [S.I.], v. 44, [S.I.], p.1-8, [S.I.], 2000.

HANSEL, C. M.. **Políticas Públicas de Meio Ambiente: Atores Sociais e Consumo de Água em Caxias do Sul (1988 a 2008)**. 2011. Dissertação (Doutorado) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo, 2011.

HEDDLE, J. A. A rapid *in vitro* test for chromosomal damage. **Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, Amsterdã, v. 18, [S.I.], p. 1987-1990, [S.I.], 1983.

HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 197-204, 2010.

HU, Z.; et al. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, [S.I.], v. 79, n. 8, p. 2807-2812, [S.I.], 2013.

IBGE. (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro: 2010. 219 p.

_____. **Censo 2010**: população do Brasil é de 190.732.694 pessoas. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=3&idnoticia=1766&t=censo-2010-populacao-brasil-190-732-694-pessoas&view=noticia>>. Acesso em: 17 set. 2018.

_____. **IBGE Cidades.** 2012. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=430510>>. Acesso em: 03 jul. 2017.

_____. **Produto Interno Bruto dos Municípios:** indústria. 2016. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/pesquisa/38/47001?tipo=ranking&indicador=47007>>. Acesso em: 15 out. 2017.

_____. **População:** Caxias do Sul. 2017 Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/caxias-do-sul/panorama>>. Acesso em: 12 jun. 2018. –

INMET. **Precipitação Acumulada Mensal e Anual.** Goiânia, 1990.

_____. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. 2017. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 30 out. 2017.

ISAM. CAXIAS DO SUL (Prefeitura). Instituto de Saneamento Ambiental . **Ampliação da rede de monitoramento quali-quantitativo das bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul:** Relatório conjuntura: período: 2012 – 2014. Caxias do Sul: UCS, 2014. 211 p. Disponível em: <http://vbaco01.ucs.br/caxiasFase3/base_de_dados/relatorios/rel_conjuntura.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2017.

KIELING-RUBIO, M. et al. Integrated Environmental Assessment of streams in the Sinos River basin in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 2, p.105-113, maio, 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v75n2s0/1519-6984-bjb-75-2-S01-105.pdf>>. Acesso em: 4 mar. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.1013>.

KLUMPP, A. et al. Influence of climatic conditions on the mutations in pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and implications for the Trad-MCN bioassay protocol. **Hereditas**, Stuttgart, v. 141, n. 2, p. 142-148, 17 nov., 2004. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1601-5223.2004.01806.x>>. Acesso em: 04 mar. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1601-5223.2004.01806.x>.

KWASNIEWSKA, J.; JASKOLA, R.; MALUSZYNSKA, J. Cytogenetic Tests in the Assessment of the Genotoxicity of River Water. **International Journal Of Environmental Research**, Tehran, v. 4, n. 4, p. 869-876, set., 2013. Disponível em: <https://ijer.ut.ac.ir/article_668_4fabd62efb11f8a92837d026be553a85.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2017.

LACERDA, L. D.; **Mercury from gold and silver mining:** A chemical time bomb? [S.I], [S.I], Springer Verlag, 1998. 146 p.

_____.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: Uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, USP, v. 22, n. 63, p. 173-190, [S.I], 2008.
LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A.. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water—A case study. **Mutation Research/genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis**, Amsterdam, v. 650, n. 1, p.80-86, jan. 2008.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. [S.I], Campinas, SP: Átomo, 2005.

LIKENS, G. E. Biogeochemistry, the watershed approach: some uses and limitations. **Marine and Freshwater Research**, v. 52, [S.I], p. 5-12, [S.I], 2001.

LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S.. **Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management**. New York: Cambridge University Press, 2009.

MA, T. H. *Tradescantia* micronucleus (Trad-MCN) Test of environmental clastogens. p.191-214. In: KOLBER, A. R. et al. **In vitro Toxicity Testing of Environmental Agents: Current and Future Possibilities**. [S.I], New York: Plenum, 1983.

MA, T. H et al. *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Mutation Research**, Amsterdã, v. 310, [S.I], p. 221-230, [S.I], 1994.

MACHADO, R. M. et al. Assessment of the toxicity of wastewater from the metalworking industry treated using a conventional physico-chemical process. p. 188-373, maio, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5361-9>

MAJER, B. J. et al. Use of the Micronucleus Assay with Exfoliated Epithelial Cells as a Biomarker for Monitoring Individuals at Elevated Risk of Genetic Damage and in Chemoprevention Trials. **Mutation Research**, Amsterdã, v. 489, n. 2-3, p. 147-172, [S.I], 2001.

MARKERT, B. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, [S.I.], v. 21, [S.I], p. 77-82, [S.I], 2007.

MARTINELLI, L. A. et al. Dissolved nitrogen in rivers: comparing pristine and impacted regions of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 3, p. 709-722, oct., 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842010000400003&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 03 fev. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000400003>.

MARINS, R. V. et al. Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos rios Ceará e Pacoti, Região Metropolitana de Fortaleza Ceará, Brazil. **Geojimica Brasiliensis**, [S.I], v. 16, [S.I], pp. 37-48,[S.I], 2002.

MASON, C. F. *Biology of freshwater pollution*. 2nd edition. [S.I], John Willey and Sons, 1991. 351p.

MAZZONI, A. C. et al. Mosses as indicators of atmospheric metal deposition in an industrial area of southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 3, p. 553-558, set., 2012.

MERLO, C. et al. Integral assessment of pollution in the Suquíá River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. **Science Of The Total Environment**, [S.I.], v. 409, n. 23, p. 5034-5045, nov., 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.037>.

MEYER, F. P.; BARCLAY, L.. **Manual de Campo para Investigação de Mortes de Peixes**. Belo Horizonte: Cemig, 2009. 130 p.

MIGLIAVACCA, D.M. et al.. Metallic elements and isotope of Pb in wet precipitation in urban area, South America. **Atmospheric Research**, cidade, v. 107, p.106-114,2012.

MIELLI, A. C. et al. Evaluation of the genotoxicity of treated urban sludge in the Tradescantia micronucleus assay. **Mutation Research: genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis**, Amsterdã, v. 672, n. 1, p.51-54, jan. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrgentox.2008.09.007>.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2017. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 30 out. 2017.

MISÍK, M. et al. Micronucleus assays with Tradescantia pollen tetrads: an update. **Mutagenesis**, v. 26, n. 1, p. 215-221, jan., 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/mutage/.geq080>

MONARCA, S. et al. Genotoxicity of surface water treated with different disinfectants using in situ plant tests. **Environmental And Molecular Mutagenesis**, Alexandria-VA, v. 41, n. 5, p. 353-359,2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/em.10161>.

MORAES, R. M. Effects of copper on physiological and cutological aspects in *Lactuca sativa* L. **Revista Brasileira de Biociências**, 2015.

NAGALLI, A.; NEMES, P. D.. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 131-144, 2009

NIEWEGLOWSKI, A. M. A. Indicadores de Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Toledo – PR, Curitiba. 2006.

NUNES, E. A. et al. Genotoxic assessment on river water using different biological systems. **Chemosphere**, [S. I.], v. 84, n. 1, p. 47-53, jun., 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.085>.

OLIVEIRA, J. P. W. et al. Genotoxicity and physical chemistry analysis of waters from Sinos River (RS) using *Allium cepa* and *Eichhornia crassipes* as bioindicators. **BBR – Biochemistry and Biotechnology Reports**, Londrina, v. 1, n. 1, p. 15-22, 2012.

ONU. **Nações Unidas do Brasil**. 2018. Disponível em: <<http://onu.org.br/>>. Acesso em: 6 nov. 2017.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **208: Terrestrial Plants: Growth Test. Guideline for Testing of Chemicals**. Paris: Oecd Publications Service, 1984. 19 p. Disponível em: <<http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/33653757.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2017.

PACHOAL, C. M. R. B. **Avaliação da qualidade ambiental de Cubatão**. 1996. 144 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, 1996.

PAGANINI, W. S. da; SOUZA, A. de; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 225-239, 2004.

PAIVA, J. B. D de; PAIVA, E. M. C. D.. **Hidrologia Aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001

PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Quim. Nova**, São Carlos, v. 39, n. 6, p. 732-740, maio, 2016

PAULA, C. S. et al. Estudo do potencial fitotóxico de extratos de *Bauhinia unguolata* L. sobre a divisão celular e atividade enzimática em plântulas de alface. **Rev. bras. plantas med.**, Botucatu, v. 17, n. 4, p. 577-584, dec., 2015. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S151605722015000400577&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 17 fev. 2017.

PEREIRA, B. B.; CAMPOS JÚNIOR, E. O.; MORELLI, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia micronucleus* assay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Taubaté, v. 87, [S.I], p. 17-22, 2013.

PETRY, C. T. et al. Avaliação integrada da qualidade química e da genotoxicidade da água do arroio Luiz Rau, no trecho inferior da Bacia do Rio dos Sinos, no Sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n.?, p. 867-877, [S.I], 2016.

PIRES, J. R.; SANTOS, J. E.; DEL, M. E. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M.. **Conceito de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2002.

PITT, Alex Maestre And Robert. **The National StormwaterQuality Database, Version 1.1: A Compilation and Analysis of NPDES Stormwater Monitoring Information**. 2005. 447 f. Tese (Doutorado) - Curso de Civil Engineering, Department Of Civil And Environmental Engineering, U.s. Epa, Washington, D.c, 2005.

PORTO, R. L. L. et al.. **Hidrologia Ambiental**. 3. ed. São Paulo: Edusp, 1991. 414 p.

Projeto Radambrasil. 1986. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro,

RODRIGUES, L. C. de A. et al. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 10, p. 1099-1108, out., 2013. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v17n10/12.pdf>>. Acesso em 4 mar. 2018.

ROMERO, J. D.; MOLINA, P. S. **Drinking Water: Contamination, Toxicity and Treatment**. New York: Nova Science Publishers, 2009.

RUIZ, E. F. et al. Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) bioassay on clastogenicity of wastewater and in situ monitoring. **Mutation Research**, Macomb, v. 270, p. 45-51, fev., 1992.

SALDIVA, P. H. N. et al. Lung inflammation induced by concentrated ambient air particles is related to particle composition. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, New York, v. 165, n. 12, p. 1610-1617, [S.I.], 2002.

SAMAE – (Caxias do Sul, RS). **SAMAE 50 Anos (1966-2016)**: Serviço autônomo municipal de águas e esgoto de Caxias do Sul. Caxias do Sul: SAMAE, 2016. 214p.

_____. **Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto**. 2017. Disponível em: <<http://www.samaecaxias.com.br/Pagina/Index/10044>>. Acesso em dez. 2017.

SANTOS, A. R.; SALES, M. L.; CAMPOLINO, M. L.. Sementes de *Lactuca sativa* (alface) como bioindicador da toxicidade da água dos córregos urbanos J. K. e Interlagos, região sudeste de sete lagoas Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências da Vida**, [S.L.], v. 5, n. 1, [S.I.], ago. 2017. ISSN 2525-359X. Disponível em: <<http://jornal.faculdadecienciasdavid.com.br/index.php/RBCV/article/view/518>>. Acesso em: 18 dez. 2018.

SCALON, M. C. S. et al. Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p. 1217-1222, dez. 2010.

SCHMITZ, M.; SCHNEIDER, V. E.; GIOVANELA, M.. Evaluation of metal bioavailability in the Tega River watershed sediments in Southern Brazil. **Journal of Environment and Biotechnology Research**, v. 6, [S.I.], p. 238-259, [S.I.], 2017.

SCHNEIDER, V. E. et al.; Monitoring of an urban water body under the influence of a wastewater treatment plant: assessment of environmental impacts. **Scientia Cum Industria**, Universidade de Caxias do Sul, v. 6, n. 2, p. 15- 20, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v6iss2p15a>

SEBRAE. MERCOPAR é destaque da atuação do Sebrae no RS para a indústria. 2016. Disponível em: <<http://www.sebrae.com.br/sites/PortalSebrae/ufs/rs/artigos/mercopar-e-destaque-da-atuacao-do-sebrae-no-rs-para-a-industria,51a837addb465410VgnVCM1000003b74010aRCRD?origem=estadual&codUf=22>>. Acesso em: 23 jul. 2017.

SEMA. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente**. 2015. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=56&cod_conteudo=586>. Acesso em: 10 jul. 2015.

SIMECS. **O Sindicato Institucional**. 2017. Disponível em: <<http://www.simecs.com.br/sindicato/institucional/>>. Acesso em: 24 jul. 2018.

SIMÕES, Mateus Salomão et al. Padronização de bioensaios para detecção de compostos alelopáticos e toxicantes ambientais utilizando alface. **Biotemas**, Alfenas, v. 26, n. 3, p.29-36, set. 2013.

SNIS. **SNIS - Série Histórica**. 2013. Disponível em: <<http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 21. dez. 2017.

_____. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Aplicação web Série Histórica**. 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>>. Acesso em: 18 dez. 2018

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L). p. 71-79. In: CASTILLO, G. (Ed.). **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas**: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. México: IMTA, 2004. Disponível em: <<https://www.idrc.ca/sites/default/files/openebooks/147-7/index.html>>. Acesso em 22 abr. 2017.

SOUZA, S.A.M. et al.. Utilização de sementes de alface e de rúcula como ensaios biológicos para avaliação do efeito citotóxico e alelopático de extratos aquosos de plantas medicinais. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 5, [S.I], p. 3-9, 2005.

STRECK, E.V. et al. Solos do Rio Grande do Sul. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre, RS: EMATER/RS-ASCAR, 2008. 222 p.

STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 2, p. 43-67, 2008.

STRIEDER, M.N. et al. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no Sul do Brasil. **Acta Biológica Leopoldensia**, Porto Alegre, v. 28, n. 1, p. 17-24, [S.I], 2006.

TEIXEIRA, E. C. et al. Estimated atmospheric emissions from biodiesel and characterization of pollutants in 80 the metropolitan area of Porto Alegre-RS. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.I], v. 84, n. 3, p. 655-667, [S.I], 2012.

THEWES, M. R.; ENDRES-JÚNIOR, D.; DROSTE, A. A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the *Tradescantia pallida* var. *purpurea* bioassay. **Genetics and Molecular Biology**, [S. I.], v. 34, n. 4, p. 689-693, [S.I], 2011.

TOMASEVIC, M. et al. Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas. **Environmental Chemistry Letters**, v. 2, [S.I], 151–154, [S.I], 2004.

TUNDISI, J. G. (Coord.). Recursos hídricos. **MultiCiência**, Campinas, v.1, p. 1-15, 2003. Disponível em <<https://www.multiciencia.unicamp.br/art03.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

_____. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n. 70, p. 24-35, 1 ago. 2006. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/revusp/article/view/13529>>. Acesso em: 23 jun. 2018.

_____. **Recursos hídricos no Brasil**: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014.

UMBUZEIRO, G. A. et al. Mutagenic activity assessment of Cristais River, São Paulo, Brazil, using the blue rayon/*Salmonella* microsome and the *Tradescantia pallida* micronuclei assays. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, Itajaí, v. 2, [S.I], p. 163-171, [S.I], 2007.

UNESCO. Desenvolvimento dos Recursos Hídricos. **Águas residuais: o recurso inexplorado**. Relatório. Colombella, Peruggia, 2017. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002475/247553por.pdf>>. Acesso em: 4 jun. 2017.

UNICEF. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines**. 2017. Disponível em: <https://www.unicef.org/publications/index_96611.html>. Acesso em: 26 mar. 2018.

VALERIO, E. M.; GARCIA, J. F.; PEINADO, F. M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa L.*). **Science of the Total Environment**, [S. I.], v. 378, [S.I], p. 63–66, [S.I], 2007.

VARGAS, T.; ROISENBERG, A. Nitrogen and oxygen isotopes as indicators of pollution sources in the Faxinal Dam watershed, Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 229,2018.

VIECELI, N. C. et al. Avaliação da Fisiografia de Bacias Hidrográficas de Caxias do Sul, RS. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

WANG, W.; KETURI, P. H. Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of a metal engraving effluent sample. **Water Air Soil Pollut**,v. 52, [S.I], p. 369, [S.I], 1990. Acesso em: 20 de mar. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00229444>

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Sanitation Sanitation hygiene: sanitation and wastewater**. Genebra, 2016. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/sanitation-waste/en/>. Acesso em: 4 mar. 2017.

XAVIER, B. O. et al. Avaliação do efeito genotóxico de diferentes tipos de solos para biomonitoramento com *Tradescantia pallida*. **Revista da Sociedade Brasileira de Genética**, [S. I.], v. 6, n.?, p. 67-69, mês, 2011.

XU, H. M. et al.. Lead concentrations in fine particulate matter after thephasing out of leaded gasoline in Xi'an. **China. Atmospheric Environment**, v. 46, [S.I], p. 217-224, [S.I], 2012.

YANG, G..Genetoxicity of water samples from the scenic Lijang river in the Guilin area, China, evaluated by *Tradescantia* bioassays **Mutation Research**, Amsterdã, v. 426, n. 2, p. 155-157, maio, 1999. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107\(99\)00060-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107(99)00060-3).

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2008. 478 p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Water quality criteria summary**. Washington, DC.: Office of Science and Technology, 1991.

WREN, C. D.; HARRIS, S.; HARTRUP. Ecotoxicology of Mercury and Cadmium. In: HOFFMANN, D. J. et al. (Eds.). **Handbook of Ecotoxicology**, 1995. pp 395-423.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, Universidade Estadual de Londrina, v. 21, n. 5, p. 551-556, [S.I], 1998. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v21n5/2922.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2018.

YOUNG, B. J. et al. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.I],n. 76, p. 182-186, [S.I], 2012.