



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PERÍCIAS CRIMINAIS AMBIENTAIS

Letícia Gazola

**ANÁLISE DAS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS BRASILEIRAS SOB ENSAIOS  
ECOTOXICOLÓGICOS COMO FERRAMENTA NO CONTROLE DE  
LANÇAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS**

Florianópolis  
2020

Letícia Gazola

**ANÁLISE DAS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS BRASILEIRAS SOB ENSAIOS  
ECOTOXICOLÓGICOS COMO FERRAMENTA NO CONTROLE DE  
LANÇAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Perícias Criminais Ambientais da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Perícias Criminais Ambientais.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto  
Coorientador: Prof. MSc. Kleber Isaac Silva de Souza

Florianópolis  
2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Gazola, Letícia

Análise das legislações estaduais brasileiras sob  
ensaios ecotoxicológicos como ferramenta no controle de  
lançamento de efluentes industriais / Letícia Gazola ;  
orientadora, Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto,  
coorientador, Kleber Isaac Silva de Souza, 2020.

75 p.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade  
Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas,  
Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais,  
Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Perícias Criminais Ambientais. 2. Ecotoxicidade. 3.  
Testes Ecotoxicológicos. 4. Efluentes Industriais. 5.  
Legislação Estadual. I. Pinto, Cátia Regina Silva de  
Carvalho. II. Souza, Kleber Isaac Silva de. III.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós  
Graduação em Perícias Criminais Ambientais. IV. Título.

Letícia Gazola

**ANÁLISE DAS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS BRASILEIRAS SOB ENSAIOS  
ECOTOXICOLÓGICOS COMO FERRAMENTA NO CONTROLE DE  
LANÇAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Carlos Henrique Lemos Soares, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Guilherme Farias Cunha, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Perícias Criminais Ambientais.

---

Prof. Roberto Fabris Goerl, Dr  
Coordenador do Programa

---

Prof<sup>a</sup> Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr<sup>a</sup>  
Orientadora

---

Prof. Kleber Isaac Silva de Souza, MSc  
Coorientador

Florianópolis, 2020.



Este trabalho é dedicado a todas aquelas pessoas que, assim como eu, acreditam que a humanidade um dia irá se conscientizar de que toda a degradação causada ao meio ambiente retornará, de alguma forma, a todos nós.



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por permitir mais essa conquista.

A minha orientadora, Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, ao coorientador MSc. Kleber Isaac Silva de Souza, e aos membros da banca, Prof. Dr. Guilherme Farias Cunha, Prof. Dr. Carlos Henrique Lemos Soares.

Ao Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais da Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade e contribuição à formação científica e pessoal.

A todos os professores do curso de mestrado profissional em Perícias Criminais Ambientais da UFSC pelos ensinamentos.

Ao meu gerente no Instituto do Meio Ambiente - IMA, pelo apoio e compreensão na liberação para o mestrado.

A todos os meus amigos e, em especial a minha querida amiga Giorgia, pelo incentivo aos estudos e companhia constante.

A minha família pelo carinho e força que sempre me deram e por estarem presentes em todos os momentos.

Ao meu marido por todo o amor e carinho, e por sempre me incentivar e apoiar.

E, a todos que de alguma forma me motivaram, para que eu seguisse meu sonho de fazer o mestrado contribuindo assim para o meu crescimento pessoal e profissional, meu muito obrigado!



Por vezes sentimos que aquilo que fazemos  
não é senão uma gota de água no mar. Mas o  
mar seria menor se lhe faltasse uma gota.  
(Madre Teresa de Calcutá)



## RESUMO

Os estudos ecotoxicológicos são considerados ferramentas desejáveis para avaliar a qualidade das águas e a carga poluidora de efluentes, uma vez que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas, tais como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente e, por isso, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes. Ao utilizar diversos organismos de níveis tróficos diferentes, os estudos ecotoxicológicos possuem comprovada eficiência para avaliar quão perigoso é um efluente, quando liberado em corpos hídricos, pois refletem o efeito das interações entre misturas complexas de contaminantes presentes no efluente, independentemente de composição física e química. Dessa maneira, o exame da toxicidade aguda e crônica em combinação com análises físico-químicas é de suma importância para um monitoramento integrado das propriedades do efluente a fim de avaliar o seu efeito nos ecossistemas receptores. Embora a avaliação ecotoxicológica seja uma ferramenta de grande importância, são poucas as exigências da legislação brasileira com relação à ecotoxicidade de despejos de fontes poluidoras. A Resolução CONAMA nº 430/2011 foi publicada com o objetivo de auxiliar os estados que não elaboraram proposta de monitoramento para avaliação da toxicidade de efluentes. Nesse sentido, esse trabalho avaliou as legislações estaduais brasileiras referentes aos padrões de lançamento de efluentes industriais em relação aos critérios e tipos de testes de ecotoxicidade. Feito isso, analisou-se resultados de diversos estudos realizados envolvendo efluentes industriais e ensaios ecotoxicológicos. Os resultados evidenciam a importância do uso integrado de testes de toxicidade aguda e crônica como estratégia mais eficiente para uma caracterização e controle de efluentes industriais, visto que pode ocorrer de um efluente não apresentar toxicidade aguda para os organismos testados, porém apresentar toxicidade crônica. Além disso, constatou-se que é de suma importância a escolha de quais espécies estabelecer como padrão para a regulamentação de testes ecotoxicológicos para o lançamento de efluentes industriais, visto que ao escolher organismos testes que não apresentam sensibilidade ao efluente analisado, a amostra pode ser considerada não tóxica ou reportar a um resultado negativo “potencialmente falso”. Assim, diante da pesquisa realizada neste trabalho, concluiu-se que se faz necessário reavaliar os critérios ecotoxicológicos para o lançamento de efluentes industriais nos corpos hídricos previstos nas legislações estaduais e que os novos parâmetros estabelecidos sejam baseados em estudos científicos, respeitando a complexidade de cada efluente. Dessa maneira, para fins de aprimoramento da legislação catarinense (Portaria FATMA nº 017/2002), sugeriu-se incorporar a exigência de realização de testes de toxicidade crônica para o lançamento de efluentes, além do estabelecimento dos organismos de acordo com a sensibilidade de cada espécie para os compostos químicos específicos de cada efluente. Com tais aprimoramentos, essa legislação poderá servir de paradigma para uma futura norma geral federal (Resolução do CONAMA) com definição uniforme dos ensaios ecotoxicológicos a serem aplicados em todo o território nacional, sem prejuízo dos Estados suplementarem-na devido às particularidades locais.

**Palavras-chave:** Ecotoxicidade. Testes Ecotoxicológicos. Efluentes Industriais. Legislação Estadual.



## ABSTRACT

Ecotoxicological studies are considered desirable tools to assess water quality and the polluting load of effluents, since only the physical-chemical analyzes traditionally carried out, such as chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), suspended solids, concentrations of metals and other substances of an organic or inorganic character, are not able to distinguish between substances that affect biological systems and those that are inert in the environment and, therefore, are not sufficient to assess the risk potential contaminants. By using several organisms of different trophic levels, ecotoxicological studies have proven efficiency to assess how dangerous an effluent is, when released in water bodies, as they reflect the effect of interactions between complex mixtures of contaminants present in the effluent, regardless of physical and chemical composition. Thus, the examination of acute and chronic toxicity in combination with physical-chemical analyzes is of paramount importance for an integrated monitoring of the effluent properties in order to assess its effect on the receiving ecosystems. Although ecotoxicological assessment is a tool of great importance, there are few requirements in Brazilian legislation regarding the ecotoxicity of dumping from polluting sources. CONAMA Resolution n° 430/2011 was published with the objective of assisting States that have not prepared a monitoring proposal to assess effluent toxicity. In this sense, this work evaluated the Brazilian state legislations regarding the patterns of discharge of industrial effluents in relation to the criteria and types of ecotoxicity tests. That done, the results of several studies carried out involving industrial effluents and ecotoxicological tests were analyzed. The results show the importance of the integrated use of acute and chronic toxicity tests as a more efficient strategy for the characterization and control of industrial effluents, since it may occur that an effluent does not present acute toxicity for the tested organisms, but does present chronic toxicity. In addition, it was found that the choice of which species to establish as a standard for the regulation of ecotoxicological tests for the release of industrial effluents is extremely important, since when choosing test organisms that are not sensitive to the analyzed effluent, the sample can be considered non-toxic or report a “potentially false” negative result. Thus, in view of the research carried out in this work, it was concluded that it is necessary to reevaluate the ecotoxicological criteria for the release of industrial effluents into the water bodies provided for in state laws and that the new parameters established are based on scientific studies, respecting the complexity of each effluent. Thus, for the purpose of improving the Santa Catarina legislation (Portaria FATMA n° 017/2002), it was suggested to incorporate the requirement to carry out chronic toxicity tests for the discharge of effluents, in addition to establishing the organisms according to the sensitivity of each species for the specific chemical compounds of each effluent. With such improvements, this legislation could serve as a paradigm for a future general federal standard (CONAMA Resolution) with a uniform definition of ecotoxicological tests to be applied throughout the national territory, without prejudice to States supplementing it due to local particularities.

**Keywords:** Ecotoxicology. Ecotoxicological Tests. Industrial Effluents. State Legislation.



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Definição de alguns termos utilizados em testes de toxicidade.....	30
Quadro 2 - Espécies de organismos-teste para ensaios ecotoxicológicos utilizados no Brasil.	33
Quadro 3 - Comparação entre os métodos de ensaio mais usuais na avaliação toxicológica de efluentes industriais.....	36
Quadro 4 - Legislações estaduais relacionadas a testes toxicológicas para lançamento de efluente industrial.....	49
Quadro 5 - Espécies e testes definidos nas regulamentações brasileiras para lançamento em corpos hídricos de água doce.....	53



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AFNOR	Association Française de Normalisation
APHA	American Public Health Association
ASTM	American Society for Testing Materials
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI	Concentração Inibitória
CL	Concentração Letal
CL50	Concentração Letal Média
CE	Concentração Efetiva
CENO	Concentração de Efeito não Observado
CEO	Concentração de Efeito Observado
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estações de Tratamento de Efluentes
FATMA	Fundação Estadual do Meio Ambiente
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
IMA	Instituto do Meio Ambiente
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
ISO	International Organization for Standardization
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
PAH	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
SMA	Secretaria de Meio Ambiente
TSCA	Toxic Substances Control Act
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VC	Valor Crônico



## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>21</b>
1.1.	OBJETIVOS.....	23
1.1.1.	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>23</b>
1.1.2.	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>23</b>
<b>2.</b>	<b>REVISÃO.....</b>	<b>25</b>
2.1.	ECOTOXICOLOGIA.....	25
2.1.1.	<b>Ecotoxicologia: Definições e Aplicações.....</b>	<b>25</b>
2.1.2.	<b>Ecotoxicologia no Brasil: Aspectos Legais.....</b>	<b>26</b>
2.1.3.	<b>Testes de Toxicidade em Ambientes Aquáticos.....</b>	<b>27</b>
2.1.3.1.	<i>Teste de toxicidade crônica.....</i>	<i>31</i>
2.1.3.2.	<i>Organismos bioindicadores.....</i>	<i>32</i>
2.2.	EFLUENTES INDUSTRIAIS.....	36
2.2.1.	<b>Tratamento de Efluente Industrial.....</b>	<b>38</b>
2.2.1.1.	<i>Tratamento prévio.....</i>	<i>40</i>
2.2.1.2.	<i>Tratamento primário.....</i>	<i>40</i>
2.2.1.3.	<i>Tratamento secundário.....</i>	<i>40</i>
2.2.1.4.	<i>Tratamento terciário.....</i>	<i>40</i>
2.2.2.	<b>Caracterização dos Efluentes Industriais.....</b>	<b>41</b>
2.2.2.1.	<i>Efluente de indústria metalomecânica (Siderurgia, Metalurgia, Galvanoplastia)....</i>	<i>41</i>
2.2.2.2.	<i>Efluente de indústria alimentícia (Frigoríficos, Abatedouros, Laticínios, Cerealistas, Bebidas, Fecularias, Alimentos).....</i>	<i>41</i>
2.2.2.3.	<i>Efluente de indústria de papel e celulose.....</i>	<i>42</i>
2.2.2.4.	<i>Efluente de indústria de couros, peles e produtos similares.....</i>	<i>43</i>
2.2.2.5.	<i>Efluente de indústria química (Agroquímica, Petroquímica, Produtos químicos não especificados ou não classificados).....</i>	<i>43</i>
2.2.2.6.	<i>Efluente de indústria têxtil (Beneficiamento de fibras naturais e sintéticas, confecção e tinturaria).....</i>	<i>44</i>
2.2.2.7.	<i>Efluente de indústria farmacêutica.....</i>	<i>44</i>
<b>3.</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>47</b>
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>49</b>
4.1.	CRITÉRIOS E TIPOS DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS EXIGIDOS EM NORMAS ESTADUAIS.....	49
4.1.1.	<b>São Paulo – Resolução SMA nº 3/2000.....</b>	<b>49</b>
4.1.2.	<b>Santa Catarina – Portaria FATMA nº 017/2002.....</b>	<b>50</b>
4.1.3.	<b>Paraná – Resolução CEMA nº 81/2010.....</b>	<b>50</b>
4.1.4.	<b>Rio de Janeiro – Resolução CONEMA nº 86/2018.....</b>	<b>51</b>
4.1.5.	<b>Minas Gerais – Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008.....</b>	<b>52</b>
4.1.6.	<b>Rio Grande do Sul – Resolução CONSEMA nº 129/2006.....</b>	<b>52</b>
4.2.	REVISÃO SOBRE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS E AS CORRELAÇÕES COM AS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS.....	54
4.3.	NECESSIDADE DE APERFEIÇOAMENTO DA PORTARIA FATMA Nº 017/2002.....	61
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>63</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>



## 1. INTRODUÇÃO

Grande parte de compostos orgânicos e inorgânicos encontrados nas águas, seja por lançamento acidental ou não, é resultante do despejo de água de uso doméstico e industrial. Os rios, mares e lagos são o destino final dos efluentes de milhares de indústrias em todo o mundo. É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para a sobrevivência das comunidades aquáticas, entre elas, que contenham substâncias essenciais à vida e que estejam livres de outras substâncias que possam produzir efeitos deletérios aos organismos que compõe as cadeias alimentares (BRAGA et al., 2005).

Entretanto, ao longo de muito tempo, não havia preocupação em caracterizar os efluentes líquidos industriais e avaliar seus impactos no meio ambiente. Porém, com a mudança da legislação e o aumento da conscientização ambiental, muitas indústrias começaram a quantificar a vazão de seus efluentes e a determinar as suas composições.

As estações de tratamento de efluentes industriais foram projetadas com o intuito de remover compostos químicos e orgânicos e, convencionalmente, têm sua eficiência avaliada pela análise química de alguns poucos compostos. Contudo, ainda que efluentes se enquadrem nos limites dos parâmetros químicos exigidos, os mesmos ainda podem apresentar algum grau de toxicidade.

Arenzon et al. (2011) relatam que os ensaios ecotoxicológicos permitem avaliar a toxicidade do efluente como um todo, observando os efeitos combinados dos diferentes constituintes presentes no mesmo.

De acordo com Knie e Lopes (2004), em virtude da imensidão de compostos químicos que potencialmente podem chegar às águas, a análise química é muito limitada. Segundo os autores, um laboratório bem equipado com aparelhos de medição modernos determina e quantifica nas suas análises rotineiras, quando muito, 250 a 300 substâncias isoladas – diante de 30 a 100 mil substâncias (ou até mais) que ocorrem normalmente em rios medianamente a muito poluídos, ou em efluentes industriais. Além disso, segundo Rand et al. (1995), mesmo que essas técnicas forneçam dados importantes sobre os poluentes ambientais, no ambiente aquático natural os organismos são expostos não somente a uma única substância tóxica, mas, em geral, os organismos são expostos a misturas complexas. Assim, a exposição a misturas pode resultar em interações toxicológicas, onde o contato com duas ou mais substâncias químicas pode resultar em uma resposta biológica, quantitativamente ou qualitativamente, diferente da que era esperada pela ação de cada uma das substâncias químicas separadas. A mistura de substâncias pode causar efeitos aditivos, sinérgicos, de potenciação ou antagônicos (RAND et al., 1995).

Nesse sentido, podemos inferir que a toxicidade é resultante da interação de todos os constituintes do efluente, e não somente dos poucos parâmetros químicos e físicos analisados e que para se obter uma avaliação dos efeitos dos efluentes industriais sobre os sistemas biológicos e, conseqüentemente, a sua compatibilidade com o corpo receptor, é fundamental que o controle seja complementado com testes de toxicidade.

A primeira vez que a toxicidade de efluentes apareceu na legislação brasileira foi em 1986 na Resolução CONAMA nº 20/1986, a qual declarava que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento nos termos desta Resolução”. Entretanto, não esclarecia como essa condição poderia ser testada ou quais análises deveriam ser feitas para verificar essa condição.

Assim, é a partir de 2005 com a publicação da Resolução CONAMA nº 357 que os bioensaios passam a ser reconhecidos em âmbito nacional. Esse ato normativo estabeleceu que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos de água desde que não causem efeitos tóxicos aos organismos aquáticos presentes no curso hídrico. Atribuindo aos Estados, por meio de seus órgãos ambientais, determinar os critérios ecotoxicológicos, bem como definir quais empreendimentos e atividades deverão realizar os ensaios de ecotoxicidade, considerando as características dos efluentes gerados e do corpo receptor.

Visto que poucos Estados atenderam ao determinado na Resolução CONAMA nº 357, em 2011 essa resolução foi alterada e complementada pela Resolução CONAMA nº 430 quanto às condições e aos padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água. Os dispositivos referentes à toxicidade dos efluentes foram recepcionados por esta regulamentação, que incluiu diretrizes mínimas a serem adotadas enquanto os critérios de ecotoxicidade não são estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Os ensaios ecotoxicológicos são de suma importância na disposição de qualquer efluente em corpos hídricos, pois, conforme relatam Pires e Chaparro (2010), somente os parâmetros físico-químicos, tais como DQO, DBO, COT, metais, sólidos, entre outros, não são capazes de diferenciar substâncias que afetarão os sistemas de tratamentos biológicos e os corpos receptores, sendo insuficientes para a avaliação do risco ambiental dos contaminantes.

Ao utilizar diversos organismos de níveis tróficos diferentes, os estudos ecotoxicológicos são uma ferramenta de comprovada eficiência para avaliar o quão perigoso é um efluente, quando liberado em corpos hídricos, pois refletem o efeito das interações entre misturas complexas de contaminantes presentes no efluente, independentemente de composição físico-química (PEREIRA et al., 2009). Dessa maneira, a utilização de organismos aquáticos como uma ferramenta para avaliar o potencial efeito toxicológico dos efluentes industriais no ambi-

ente aquático surge como uma alternativa promissora e de grande importância para entender o comportamento (sinergismo/antagonismo) dos diferentes componentes dos efluentes industriais.

No Brasil, a norma regulamentar federal (Resolução CONAMA nº 430/2011) não uniformiza os testes ecotoxicológicos exigidos para padrões de lançamento de efluentes industriais, então os órgãos estaduais de meio ambiente normatizam os testes de forma suplementar, como é o caso do estado de Santa Catarina por meio da Portaria FATMA nº 017/2002.

Assim, dada à importância do tema, este trabalho tem por objetivo pesquisar as normas ambientais brasileiras que definem os testes ecotoxicológicos exigidos para padrões de lançamento de efluentes industriais e analisá-las com a finalidade de propor, se necessário, o aperfeiçoamento da legislação catarinense sobre o tema.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1. Objetivo geral

Analisar e comparar as Legislações Estaduais Brasileiras em relação à exigência de ensaios ecotoxicológicos para padrões de lançamento de efluentes industriais.

### 1.1.2. Objetivos específicos

- a) Levantar os ensaios ecotoxicológicos mais utilizados para controle de lançamento de efluentes industriais em corpos hídricos;
- b) Pesquisar estudos realizados com efluentes industriais e ensaios ecotoxicológicos que discutam a eficiência do tipo de testes (agudo e crônico) e dos organismos bioindicadores definidos nas legislações estaduais;
- c) Avaliar a necessidade de aperfeiçoamento da Portaria FATMA nº 017/2002, considerando as exigências das diferentes normas regulamentares estaduais para ensaios toxicológicos e os resultados apresentados na literatura científica consultada.



## 2. REVISÃO

### 2.1. ECOTOXICOLOGIA

#### 2.1.1. Ecotoxicologia: Definições e Aplicações

A Ecotoxicologia é a ciência que relaciona os efeitos tóxicos das substâncias químicas e dos agentes físicos sobre os organismos vivos, especialmente nas populações e nas comunidades de um ecossistema definido, incluindo os caminhos da transferência desses agentes e sua interação com o ambiente (TRUHAUT, 1977 apud CHASIN; PEDROZO, 2003).

Segundo Zagatto e Bertoletti (2006) a ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após contaminação e também prever impactos futuros, considerando assim a interação destes poluentes com o meio ambiente.

As análises físicas e químicas tradicionalmente realizadas, tais como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes por si próprias, isso porque essas análises não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam o sistema biológico e as que são inertes no ambiente (COSTA et al., 2008).

Já no que diz respeito aos testes de toxicidade, somente os sistemas biológicos podem detectar os efeitos tóxicos das substâncias, demonstrando a importância destas análises na hora de se detectar se há ou não riscos à biota encontrada no local de enfoque da pesquisa (MAGALHÃES; FILHO, 2008).

Isso porque, segundo Walker et al. (2006), parte dessas substâncias podem causar danos aos organismos e estes serão considerados quando houver mudanças bioquímicas ou fisiológicas que adversamente afetam os indivíduos nas taxas de nascimento, crescimento ou mortalidade.

Além disso, os ensaios de toxicidade podem refletir o sinergismo de todas as substâncias geradas num sistema, mostrando que as características isoladas de um elemento químico não podem garantir a preservação e manutenção da biota aquática, uma vez que os mecanismos e processos do sistema são diferenciados no tempo e no espaço (RODGHER et al., 2003).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América, os ensaios ecotoxicológicos são considerados os melhores métodos para estimar os efeitos de múltiplos contaminantes e determinar o potencial tóxico dos mesmos, principalmente pela capacidade de integrar os efeitos de misturas complexas e interações entre contaminantes e fatores

abióticos sobre os organismos (USEPA, 2002).

Assim, os testes de toxicidade devem ser considerados como uma análise indispensável no controle da poluição hídrica, pois se fundamentam na utilização dos organismos vivos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que eventualmente ocorrem nos ecossistemas aquáticos onde vivem, uma vez que as análises químicas apenas identificam e quantificam as substâncias presentes na água ou sedimento, mas não detectam os efeitos sobre a biota (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Dessa maneira, enquanto o monitoramento através de métodos físicos e químicos aborda o tipo e a intensidade de fatores, inferindo apenas indiretamente sobre os efeitos nos organismos, o biomonitoramento fornece informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico, podendo eventualmente inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio. O uso combinado dessas ferramentas aumenta o potencial de detecção das causas e de avaliação dos efeitos de estressores sobre os ecossistemas aquáticos (BUSS et al., 2008).

### **2.1.2. Ecotoxicologia no Brasil: Aspectos Legais**

O CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, é o órgão responsável por estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos.

A primeira vez que a toxicidade de efluentes apareceu na legislação brasileira foi em 1986 na Resolução CONAMA nº 20. Essa resolução declarava que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento nos termos desta Resolução”. Entretanto, não esclarecia como essa condição poderia ser testada ou quais análises deveriam ser feitas para verificar essa condição.

Assim, é a partir de 2005 com a publicação da Resolução CONAMA nº 357 que os bioensaios passam a ser reconhecidos em âmbito nacional. Esse ato normativo estabeleceu que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos de água desde que não causem efeitos tóxicos aos organismos aquáticos presentes no curso hídrico. Atribuindo aos Estados, por meio de seus órgãos ambientais, determinar os critérios ecotoxicológicos, bem como definir quais empreendimentos e atividades deverão realizar os ensaios de ecotoxicidade, considerando as características dos efluentes gerados e do corpo receptor.

Portanto, essa Resolução afirmou que os critérios de toxicidade estabelecidos deveriam basear-se em testes padronizados de toxicidade com organismos aquáticos e realizados no efluente, porém, sem estabelecer os métodos a serem aplicados, as espécies a serem usadas como organismos-teste, a frequência das análises e a toxicidade que seria tolerada, de forma

que o estabelecimento dos critérios de avaliação de toxicidade ficou a cargo de cada órgão ambiental competente.

Visto que poucos Estados atenderam essa determinação, em 2011 a resolução CONAMA nº 357 foi alterada e complementada pela Resolução CONAMA nº 430 quanto às condições e aos padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água. Os dispositivos referentes à toxicidade dos efluentes foram recepcionados por essa regulamentação, que incluiu diretrizes mínimas a serem adotadas, enquanto os critérios de ecotoxicidade não são estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Neste sentido, as exigências para o monitoramento dos efluentes mediante a utilização de ensaios de toxicidade passam, explicitamente, a vigorar em todos os estados brasileiros. Faz-se importante ressaltar que cabe ao órgão ambiental a especificação das vazões de referência, além dos organismos e dos métodos de ensaio a serem utilizados, bem como a frequência do monitoramento.

Assim, os Estados cujos órgãos ambientais não possuem uma legislação específica para toxicidade, devem seguir as orientações da Resolução CONAMA nº 430/2011.

### **2.1.3. Testes de Toxicidade em Ambientes Aquáticos**

Os testes de toxicidade possuem como objetivo avaliar os danos causados a organismos aquáticos, onde organismos representativos da biota aquática são submetidos a várias concentrações de uma ou mais substâncias poluidoras, durante um determinado período de tempo (PAWLOWSKY, 1994).

São ensaios laboratoriais, realizados sob condições experimentais específicas e controladas, utilizados para estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos). Nesses ensaios, organismos-testes são expostos a diferentes concentrações de amostra e os efeitos tóxicos produzidos sobre eles são observados e quantificados (RIBO, 1997; DORNFELD, 2002).

Segundo César et al. (1997), testes de toxicidade aquática são procedimentos nos quais as respostas fisiológicas, morfológicas ou de letalidade dos organismos aquáticos são usadas para determinar e medir os efeitos de uma ou mais substâncias, resíduos, ou fatores ambientais, sozinhos ou em combinação, durante um determinado tempo. Azevedo et al. (2003) afirmam que os testes de toxicidade visam prever o efeito de determinado xenobiótico (substância química estranha ao organismo).

O princípio fundamental no qual todos os testes de toxicidade estão baseados é o reconhecimento de que a resposta de um organismo vivo à presença (exposição) de agentes

tóxicos é dependente, sobretudo, da concentração (nível de exposição) a esse agente e do tempo de exposição (ADAMS; ROWLAND, 2003).

São considerados ferramentas desejáveis para avaliar a qualidade das águas e a carga poluidora de efluentes, uma vez que somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas, tais como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos (SS), concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente e, por isso, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes. Apesar disso, os testes de toxicidade não substituem as análises químicas tradicionais. Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos. Assim, as análises químicas e os testes de toxicidade se complementam. Em se tratando de amostras de natureza química complexa, como é o caso de efluentes industriais, os quais são constituídos por uma variedade de substâncias químicas, seria analítica e economicamente inviável detectar, identificar e quantificar todas as substâncias presentes, mesmo que os padrões de emissão fossem estabelecidos para cada uma delas. Além disso, somente com a identificação e a quantificação dessas substâncias não seria possível estimar os efeitos que elas apresentam sobre a biota, uma vez que a atividade biológica de uma substância pode depender de suas interações com os outros componentes do efluente, incluindo aqueles que não são tóxicos, mas que afetam as propriedades químicas ou físicas do sistema e, consequentemente, as condições de vida dos organismos. Assim, é impossível identificar uma única substância como responsável por um determinado efeito tóxico (COSTA et al., 2008).

Dessa maneira, uma das vantagens dos estudos ecotoxicológicos é o fato de que estes detectam o efeito dos poluentes nos organismos e permitem uma avaliação rápida em áreas com prováveis problemas ambientais, prevenindo assim futuras mudanças nos níveis de organização superiores. Os efeitos tóxicos de determinada amostra podem ser avaliados por meio de variáveis biológicas como letalidade, imobilidade, alterações no desenvolvimento, crescimento, reprodução, metabolismo e comportamento dos organismos-teste, sendo que os efeitos medidos podem ser expressos por critérios quantificáveis como: número de organismos mortos, ovos produzidos, redução no crescimento ou outros parâmetros metabólicos; ou, ainda, qualitativamente, por mudanças no comportamento dos organismos (ARAGÃO; ARAÚJO, 2006).

Tais testes podem ser utilizados em várias análises, tais como: efluentes industriais,

águas superficiais ou de outros compartimentos, sedimentos, solos, substâncias químicas/fármacos. No caso de rios e reservatórios, não só a água deve ser analisada, mas também o sedimento, pois este funciona como um sumidouro temporário de poluentes, os quais, sob determinadas condições ambientais, podem ser liberados para a coluna de água, dessa forma podendo afetar direta ou indiretamente os organismos ali presentes.

Sendo assim, o conhecimento da toxicidade de agentes químicos a diferentes organismos aquáticos possibilita, além do estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas para a proteção da vida aquática, avaliar o impacto momentâneo que esses poluentes causam à biota dos corpos hídricos (ARAGÃO; ARAÚJO, 2006).

Existe uma série de organizações e agências de normatização nacionais e internacionais, as quais recomendam vários tipos de procedimentos e de espécies diferentes para a realização dos bioensaios, dentre elas estão: American Public Health Association (APHA), American Society for testing materials (ASTM), United States Environmental Protection Agency (USEPA), Association française de Normalisation (AFNOR), Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), International Organization for Standardization (ISO) e Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (NOVELLI, 2005; VARGAS, 2002).

No Brasil a ABNT elabora as normas técnicas para os testes ecotoxicológicos, padronizando o tipo de procedimento que deve ser realizado, baseando-se nos conhecimentos das agências mais tradicionais.

Segundo Rand et al. (1995), testes de toxicidade foram realizados pela primeira vez entre 1863 e 1917, entretanto somente na década de 1930 realizaram-se testes de toxicidade aguda a fim de avaliar a relação causa/efeito entre organismos aquáticos e substâncias químicas e despejos líquidos, além de estudos feitos na década de 1940 que recomendavam o uso de testes com peixes.

No Brasil, os estudos na área de ecotoxicologia iniciaram em 1971, a partir de um trabalho pioneiro no qual a tilápia foi empregada para avaliar o efluente de uma indústria na região do Rio Atibaia em São Paulo (FESB-CETESB, 1971).

De acordo com Guaratini et. al. (2008) a toxicidade dos poluentes varia em função do tempo e de suas concentrações, podendo assim ser dividida em efeitos agudos ou crônicos. Os efeitos agudos são causados por rápidas exposições a altas concentrações de poluentes. São os efeitos mais perigosos, podendo causar graves desordens fisiológicas até a morte por envenenamento. O exemplo mais clássico é a exposição ao cianeto, que, por inibir irreversivelmente a cadeia respiratória, causa morte mesmo quando em doses baixas. Já os efeitos crônicos estão relacionados com a exposição prolongada de concentrações baixas, o que resul-

ta em efeitos por acumulação.

Os resultados dos ensaios de toxicidade são normalmente expressos como CL (concentração letal), CE (concentração efetiva), CI (concentração de inibição), CENO (concentração de efeito não observado) e CEO (concentração de efeito observado) (Tabela 1). A CL e a CE representam, respectivamente, a Concentração Letal e a Concentração Efetiva de uma amostra a uma determinada porcentagem de organismos expostos. A CL50 e a CE(I)50, isto é, a Concentração Letal e a Concentração Efetiva a 50% dos organismos expostos, são as mais utilizadas em uma avaliação de efeito agudo. A Concentração Inibitória, CI, é utilizada para ensaios de efeito agudo ou crônico (ROMANELLI, 2004). A CENO e CEO representam a Concentração de Efeito Não Observado e a Concentração de Efeito Observado, respectivamente (NIPPER et al., 1998) (Quadro 1). Esses dois parâmetros juntos permitem a determinação de uma faixa de sensibilidade e não de um valor absoluto de concentração do agente tóxico, e são utilizados em ensaios de toxicidade crônica.

Quadro 1 - Definição de alguns termos utilizados em testes de toxicidade.

PARÂMETRO	DEFINIÇÃO	TEMPO DE EXPOSIÇÃO
DL50	Dose letal média: dose de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e condições do teste.	24 a 96 h
CL50	Concentração letal média: concentração de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 a 96 h
CE50	Concentração efetiva média: concentração de amostra que causa um efeito agudo (imobilidade, por exemplo) a 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 ou 48 h
CENO	Concentração de efeito não observado: maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias
CEO	Concentração de efeito observado: menor concentração de agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias

Fonte: Costa et al. (2008).

A toxicidade aguda ocorre devido a um único contato (dose única) ou múltiplos contatos com o agente tóxico, num intervalo de tempo de aproximadamente 24 horas, normalmente avaliam a mortalidade ou a imobilidade dos organismos, influência em reações bioquímicas, metabolismo, entre outros (PIMENTEL et al., 2006; AMARAL; SILVA, 2008).

Assim o teste de toxicidade aguda pode ser definido como ensaios de curta duração que abrangem apenas parte do ciclo de vida do organismo-teste. Normalmente avaliam a mortalidade ou a imobilidade dos organismos, influência em reações bioquímicas, metabolismo, entre outros (ROMANELLI, 2004).

Tem por objetivo caracterizar a relação dose/resposta que conduz ao cálculo da DL50. Este parâmetro, que representa a probabilidade estatística de uma dose causar efeito letal em 50% dos animais de uma população, é útil para identificar a toxicidade relativa da substância. A CL50 (concentração letal média) é utilizada para testes de letalidade no caso de inalação ou para indivíduos no meio aquático (BARROS; DAVINO, 2008).

#### *2.1.3.1. Teste de toxicidade crônica*

O efeito crônico é definido como sendo a resposta a um estímulo que continua por um longo tempo, onde esses períodos podem durar parte ou todo o ciclo de vida dos organismos aquáticos (ZAGATTO et al., 1992).

Geralmente, os efeitos crônicos são subletais e são observados no ambiente quando as concentrações do agente tóxico permitem a sobrevivência dos organismos, mas, no entanto, causam distúrbios em suas funções biológicas, tais como na reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação (GOLDSTEIN, 1988).

Assim, segundo Barros e Davino (2008) os estudos de toxicidade crônica são realizados para se determinar o efeito tóxico após exposição prolongada a doses cumulativas da substância em teste. Estes estudos permitem também observar o potencial carcinogênico da substância, desde que a dose escolhida seja correta, para que não ocorra morte prematura.

Dessa maneira afirmaram Lenihan et al. (1995) que além dos efeitos letais, avaliados em testes agudos, igualmente importantes são os efeitos subletais, como efeito sobre reprodução e comportamento, os quais podem ter efeito sobre a sobrevivência de populações e comunidades. Ainda, segundo os autores Campagna et al. (2008), os efeitos crônicos são importantes para se avaliar o efeito das estruturas da comunidade, em longo prazo. Modificações da estrutura são mais comuns que a letalidade em ambientes impactados com baixas doses, porém constantes.

Em ambiente aquático, observam-se os efeitos crônicos quando os efluentes industriais “tratados” são lançados continuamente nos corpos receptores. Dessa forma, os organismos

se expõem a baixas concentrações de determinados poluentes durante longos períodos de tempo (STEPHAN; MOUNT, 1973), ocasionando efeitos crônicos a níveis subletais e até mesmo letais ao longo do tempo.

De acordo com Brentano (2006) o teste crônico é importante e complementa o teste agudo, pois a ausência de efeito agudo não caracteriza ausência de efeitos dissimulados sobre a biota.

#### 2.1.3.2. *Organismos bioindicadores*

A aplicação de testes ecotoxicológicos demanda a utilização de organismo-teste. Segundo os autores Rand e Petrocelli (1985), existem alguns critérios a serem observados na escolha de um bioindicador. Dentre os muitos, destacam-se a ampla faixa de sensibilidade, abundância e disponibilidade e estar presente no ecossistema estudado, o que pode garantir uma melhor representatividade, bem como a facilidade de cultivo em laboratório e informações disponíveis na literatura a respeito da biologia e ciclo de vida curto.

Ainda, quanto à sensibilidade, segundo Sundfeld (2010), são utilizados organismos sensíveis a uma diversidade de agentes químicos. Esta sensibilidade deve ser relativamente constante, de maneira que possibilite a obtenção de resultados precisos, garantindo a boa reprodutibilidade e reprodutibilidade dos testes.

Os testes ecotoxicológicos já padronizados, apresentam como organismos testes algumas espécies de grupos representantes de ambientes, além de organismos aquáticos como algas, poliquetas, microcrustáceos e peixes.

Além disso, Zagatto e Bertolotti (2006) afirmaram que alguns fatores podem afetar os resultados dos ensaios de toxicidade com organismos aquáticos, dentre eles, os fatores bióticos, que estão relacionados ao estágio de vida, tamanho, idade e estado nutricional dos organismos e, sabendo-se da maior sensibilidade de organismos jovens em relação a substâncias tóxicas, opta-se pela utilização destes.

Outra abordagem importante trata da utilização de mais de uma espécie, e de preferência que estas ocupem níveis tróficos distintos, ou seja, sendo estes os produtores primários, os consumidores primários e os consumidores secundários, pois, dependendo da concentração e da composição do poluente químico, pode ocorrer que estes, além de serem tóxicos para todos os organismos, apresentem toxicidade para apenas uma ou outra espécie (BEHRENS, 1995). Esse procedimento é recomendado devido às diferenças na sensibilidade apresentada por cada espécie diante do agente tóxico. Além disso, não se torna um resultado confiável extrapolar o efeito tóxico da substância sobre organismos de uma espécie para aqueles de outras espécies, fazendo-se necessário sempre que possível avaliar o efeito do poluente para mais de

uma espécie onde, através do resultado obtido com a que for mais sensível, estimar o possível impacto sobre as demais (COSTA et al., 2008).

Várias respostas podem ser obtidas com os testes, e os parâmetros avaliados podem ser, e. g., mortalidade, taxa de natalidade, crescimento, tamanho corporal médio, más formações, interferências no ciclo de vida, genotoxicidade e taxa de alimentação, indicando assim, caso haja toxicidade, que o local de estudo ou substância testada pode estar afetando o organismo utilizado, podendo-se inferir os resultados até o nível de comunidade, caso organismos de táxons diferentes sejam utilizados (SILVA et al., 2015).

No Quadro 2 apresentam-se as espécies de organismos-teste comumente utilizadas nos ensaios de toxicidade de efluentes lançados em águas continentais do Brasil.

Quadro 2 - Espécies de organismos-teste para ensaios ecotoxicológicos utilizados no Brasil.

TIPO DE ENSAIOS	ORGANISMO-TESTE	TIPO DE ORGANISMO	NÍVEL TRÓFICO
Agudo	<i>Daphnia similis</i>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo	<i>Daphnia magna</i>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo e crônico	<i>Pimephales promelas</i>	Peixes	Consumidor secundário
Agudo e crônico	<i>Danio rerio</i>	Peixes	Consumidor secundário
Agudo e crônico	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algas	Produtor
Agudo e crônico	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Algas	Produtor
Crônico	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Microcrustáceo	Consumidor primário
Agudo	<i>Vibrio fischeri</i>	Bactéria	Decompositor

Fonte: Arenzon et al. (2011).

### **Microcrustáceos - *Daphnia magna***

É um microcrustáceo de água doce facilmente encontrado no hemisfério norte e amplamente utilizado em testes de toxicidade aguda e crônica, testes regulatórios, bem como em pesquisa básica ecotoxicológica (BAUDO, 1987; KOIVISTO, 1995; HANAZATO, 1998; USEPA, 2002).

Na cadeia alimentar desempenham o papel de consumidores primários, pois se alimentam por filtração de material orgânico particulado, principalmente de algas unicelulares (KNIE; LOPES, 2004). Em boas condições ambientais, reproduzem-se por partenogênese, originando apenas fêmeas (ALVES; SILVANO, 2006). Entretanto, caso ocorra um estresse ambiental, surgem na cultura machos, que fecundando as fêmeas dão origem a ovos denominados efípios (DOMINGUES; BERTOLETTI, 2006). Possuem de 7 a 8 semanas de vida, um tempo de maturação curto e altas taxas de reprodução, tornando-a ideal para estudos de mudanças fisiológicas resultantes de estresse químico ou ambiental em laboratório (ACHARYA et al., 2010).

Assim, esses organismos são indicados para bioensaios rápidos, pois são sensíveis a uma grande diversidade de poluentes, são facilmente cultiváveis em laboratório, são relativamente pequenos, possuem alta fecundidade e reprodução partenogênica (BASSOI et al., 1990; HANAZATO, 1998).

O teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna* pode ser aplicado para várias amostras ambientais (efluentes líquidos industriais ou domésticos, lixiviados de resíduos sólidos, águas continentais superficiais ou subterrâneas) e de substâncias químicas solúveis ou estáveis nas condições de teste. Consiste na exposição de indivíduos jovens de *Daphnia magna* a várias diluições do agente-teste por um período de 24 ou 48 horas, onde o efeito agudo é determinado através da imobilidade dos organismos. Para representar o resultado utiliza-se a CE50 (concentração efetiva de uma substância que causa a imobilidade de 50% dos organismos expostos a ela).

#### **Bactérias – *Vibrio fischeri***

É uma bactéria gram-negativa, marinha heterótrofa, pertencente à família Vibrionaceae, que contém espécies que desenvolvem interações tanto cooperativas quanto patogênicas em animais hospedeiros. Tem uma distribuição global, principalmente em regiões temperadas e subtropicais, existindo sob as formas de vida: livre, como parte da comunidade de microorganismos do intestino de muitos mamíferos marinhos, ou em simbiose, como um “órgão luminoso” em muitas espécies de lulas e peixes (NEALSON; HASTINGS, 1991).

Quando em condições ambientais adequadas, as bactérias luminescentes produzem luz como subproduto de sua respiração celular. A bioluminescência bacteriana está ligada diretamente à respiração celular e qualquer inibição da atividade celular (toxicidade) resulta em uma diminuição da taxa de respiração e uma diminuição correspondente na taxa de luminescência. Quanto mais tóxica for a amostra, maior será a porcentagem de perda de luz da suspensão de teste de bactérias luminescentes. A bioluminescência bacteriana provou ser uma medida conveniente do metabolismo celular e, conseqüentemente, compreende um sensor confiável para medir a presença de produtos químicos tóxicos em amostras aquáticas e para a determinação da toxicidade de compostos únicos e misturados e de resíduos industriais (SPONZA, 2002).

#### **Peixes**

Fazem parte da comunidade nectônica. Como organismos consumidores, constituem o nível superior da cadeia alimentar.

Por várias razões as espécies de peixes têm atraído o interesse em estudos de avaliação de respostas biológicas e bioquímicas a contaminantes ambientais. Peixes podem ser en-

contrados facilmente e possuem importante papel ecológico em cadeias alimentares aquáticas devido à sua função como carreadores de energia dos baixos aos altos níveis tróficos (CORSI et al., 2003).

Um dos peixes mais utilizados em ensaios ecotoxicológicos no Brasil é o da espécie *Danio rerio* e isso se deve a diversos fatores, tais como: sua elevada capacidade de adaptação a variações de condições ambientais naturais e artificiais, são de fácil criação em laboratório, estão disponíveis comercialmente, suportam grandes variações de pH e dureza da água e são sensíveis a ampla faixa de contaminantes aquáticos (KNIE; LOPES, 2004). Além do fato do seu genoma apresentar alto grau de similaridade com os genomas de humanos e de camundongos, podendo-se avaliar assim os possíveis riscos à saúde humana (BARBAZUK et al., 2000; LIESCHKE; CURRIE, 2000).

### **Algas**

Compondo o fitoplâncton como produtores primários, as algas transformam a matéria inorgânica em matéria orgânica, e são capazes de responder a efeitos tóxicos de várias substâncias. Além disso, por serem produtores primários, as algas situam-se na base da cadeia alimentar e, portanto, qualquer alteração na dinâmica de suas comunidades pode afetar os níveis tróficos superiores do ecossistema. Dessa maneira tornam-se um dos organismos-teste mais recomendados para a avaliação da toxicidade aquática (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004). Ainda, segundo Costa et. al (2008), o seu ciclo de vida relativamente curto possibilita a observação de efeitos tóxicos em várias gerações, uma vez que apresentam grande sensibilidade às alterações ocorridas no meio ambiente.

Nesses testes, o efeito de inibição resultante sobre a população de algas, após um intervalo de tempo pré-estabelecido (geralmente 3 ou 4 dias), é determinado comparando-se o crescimento observado na presença de agente tóxico com o crescimento normal observado em um sistema livre de agente tóxico. A temperatura e a luminosidade devem ser rigorosamente controladas porque podem afetar significativamente o crescimento das algas (SHAW; CHADWICK, 1998).

As algas verdes e unicelulares de água doce *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus subspicatus* e *Selenastrum capricornutum* (o gênero desta última foi formalmente modificado para *Pseudokirchneriella subcapitata*) são frequentemente utilizadas em testes de toxicidade porque crescem rapidamente e suas culturas são facilmente preparadas em laboratório (SHAW; CHADWICK, 1998; CLEUVERS; WEYERS, 2003).

As algas, em geral, são mais sensíveis do que espécies animais a uma variedade de contaminantes potenciais. Geis et al. (2000) citam uma revisão feita no banco de dados de to-

xicidade da TSCA (Toxic Substances Control Act), que demonstrou que as algas eram mais sensíveis do que as espécies de invertebrados e peixes em 50% das observações e menos sensíveis em 30%. Porém, uma desvantagem dos testes com algas é a falta de reprodutibilidade entre ensaios consecutivos.

Assim, Rubinger (2009) fez um levantamento bibliográfico dos testes toxicológicos mais usuais na avaliação de efluentes industriais a fim de direcionar e facilitar a aplicação a esse tipo de efluente (Quadro 3).

Quadro 3 - Comparação entre os métodos de ensaio mais usuais na avaliação toxicológica de efluentes industriais.

<b>ORGANISMO TESTE</b>	<b>TIPO</b>	<b>DURAÇÃO DO TESTE</b>	<b>VARIÁVEL DE RESPOSTA</b>	<b>EXPRESSÃO DE RESULTADOS</b>
Algas verdes unicelulares	Agudo	72h	Taxa de crescimento específica média	CENO
	Crônico	96h	Diminuição de fluorescência	CE(50)
	Crônico	96h	Efeito algicida ou algistático	CE(50)
Microcrustáceos - Daphnia sp	Agudo	48h	Mobilidade (capacidade nadatória) em 24h e 48h	CE(50)
	Agudo	48h	Imobilidade de 50% ao termino de 48h	CE(50)
	Crônico	21 dias	Número de prole, mortalidade entre os parentais	CENO, Cex (50, 20, 10%)
	Crônico	7 dias	Número de prole paternogênica, sobrevivência de fêmeas adultas	CENO
Peixes	Agudo	96h	Mortalidade de 100% a menor concentração de efeito	CL(50)
	Crônico	7-10 dias	Aparência e comportamento anormal	CL(50)
	Crônico	14-28 dias	Mortalidade e aparência e comportamento anormal	CENO
	Crônico	10-14 dias	Choque e sobrevivência, aparência e comportamento anormal	CENO
Bactérias	Agudo	15min-2h	Diminuição de bioluminescência	CENO
	Crônico	2-3 dias	Redução do número de colônias, síntese de histamina	CENO, Cex (50, 20, 10%)
	Crônico	30h	Redução do número de colônias, síntese de $\beta$ - galactose	CENO, Cex (50, 20, 10%)

Fonte: Rubinger (2009).

## 2.2. EFLUENTES INDUSTRIAIS

Os tipos de efluente podem ser divididos em quatro grupos principais: domésticos, hospitalares, agropecuários e industriais, que é o foco deste trabalho.

De acordo com a Norma Brasileira - NBR nº 9800/87, denomina-se efluente industri-

al todo e qualquer despejo líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanções do processo industrial, as águas de refrigeração poluídas, as águas pluviais poluídas e o esgotamento doméstico, ou seja, é a água residual de processos produtivos industriais.

A composição desse tipo de efluente é extremamente variável. Suas características físicas, químicas e biológicas dependem da natureza da indústria (tipologia); do tipo de matéria prima processada; das etapas de transformação utilizadas no processo; do porte da indústria e da implantação de sistemas de tratamento de efluentes e programas para a redução de resíduos e ou emissões (por exemplo: aplicação de programas de produção mais limpa, P+L).

Deste modo, o efluente industrial pode apresentar-se como um líquido homogêneo ou como um líquido com sólidos em suspensão; com ou sem coloração; de natureza orgânica ou inorgânica; de temperatura elevada ou baixa; de caráter ácido ou de caráter básico.

Um dos problemas ambientais mais graves é a existência de substâncias poluentes tóxicas e perigosas em efluentes industriais, pois: a maioria desses efluentes é lançado no meio ambiente. O principal obstáculo é a existência simultânea de muitos e diferentes tipos de poluentes, tais como: corantes, metais pesados, fenóis, pesticidas e fármacos.

Resíduos de pesticidas em culturas vegetais, mercúrio em peixes e muitos produtos químicos produzidos industrialmente causam câncer, defeitos congênitos, mutações genéticas ou morte. Descarga de metais e alguns não metais em corpos hídricos têm sérios efeitos ambientais (FÖRSTNER; WITTMANN, 2012).

Os efluentes industriais contêm metais pesados, tais como: chumbo, zinco, cádmio, arsênio e, zinco, os quais são prejudiciais à saúde humana por ingestão direta ou indireta, pelo consumo de peixes e outros animais ou plantas. Assim, esses metais pesados, principalmente arsênio, mercúrio e chumbo são considerados poluentes ambientais que ameaçam a saúde da população humana e do ecossistema natural (CASTRO-GONZÁLEZ; MÉNDEZ-ARMEN- TA, 2008).

O componente tóxico se move pela cadeia alimentar, é absorvido pelas plantas (autótrofos), e então transferido para o consumidor primário para, finalmente, chegar ao topo da cadeia alimentar, os humanos. Porém, as toxinas ou metais pesados à medida que sobem na cadeia alimentar ou no nível trófico tendem a aumentar, isso é chamado de bioampliação (FÖRSTNER; WITTMANN, 2012; GAVRILESCU, 2004).

A poluição térmica, despejo de águas residuárias em temperaturas mais elevadas que as condições ambiente em rios, mares e lagos, é um grande impacto causado pelo efluente industrial, pois altera a temperatura natural do corpo de água receptor (ABEL, 1996). A principal consequência da poluição térmica das águas é diminuição da solubilidade do oxigênio mo-

lecular (O<sub>2</sub>) em água, o que prejudica a respiração de peixes e outros animais aquáticos.

Assim, os organismos aquáticos nativos do corpo hídrico receptor, que estão acostumados a uma certa condição, ao alterá-la pode acarretar baixa produtividade, migração da região ou mesmo morte em massa dos peixes e outras espécies aquáticas (LANGFORD, 1990).

Além disso, a elevação da temperatura da água também aumenta a velocidade das reações de outros poluentes — se já estiverem presentes na água — e afeta o ciclo de reprodução de algumas espécies, diminuindo o tempo de vida delas, bem como acelera o desenvolvimento de bactérias e fungos, que, por sua vez, podem causar doenças em peixes e outras espécies marinhas.

### **2.2.1. Tratamento de Efluente Industrial**

Em estações de tratamento de efluentes (ETE) há diversos processos e etapas para o tratamento de águas residuais.

Para definir o tipo de tratamento a ser dado ao efluente, avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor é fundamental o conhecimento da vazão e da composição do efluente industrial a fim de determinar as cargas de poluição/contaminação (VITERBO JR., 1998).

Assim, o tratamento do efluente será indicado a partir de sua carga orgânica, presença de contaminantes, carga tóxica dos materiais, presença de sólidos e componentes químicos na composição. Normalmente os parâmetros de esgotos sanitários são bem definidos, sofrendo apenas variação de concentração, dependendo dos fatores em que são gerados. Porém, para os efluentes industriais, que sofrem grandes variações em composição e concentração, já que a diversidade de indústrias é enorme, todos os parâmetros devem ser avaliados individualmente. Devido à variação de matérias primas, pode haver grandes variações até mesmo em indústrias do mesmo ramo.

Os parâmetros analisados podem ser físicos, químicos ou bacteriológicos. Um exemplo é a turbidez, decorrente da presença de matéria em suspensão na água, o que diminui sua transparência. A turbidez é um parâmetro utilizado para identificar a interferência que a luz sofre ao passar pelo líquido (GAUTO; ROSA, 2011; RAPOSO et al., 2009).

Outro parâmetro que pode ser analisado é a demanda de oxigênio. De acordo com Gauto e Rosa (2011), os compostos orgânicos – que são substâncias químicas que contêm carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre e/ou fósforo, por exemplo – presentes no efluente podem ser oxidados biologicamente e quimicamente, a fim de obter compostos mais estáveis e, para que isso ocorra, a matéria requer uma demanda de oxigênio. A Demanda Bio-

química de Oxigênio, ou DBO, é a medida de oxigênio necessária para bactérias destruírem a matéria orgânica. Esse parâmetro é importantíssimo na medição de poluição e material orgânico.

Já a Demanda Química de Oxigênio, DQO, é utilizada na avaliação da carga de poluição do efluente em relação à quantidade de oxigênio necessária para sua oxidação total em dióxido de carbono e água. Portanto, quanto menor o valor da DBO e DQO, menor a carga orgânica e capacidade de poluição dos efluentes. O pH é determinado em várias etapas de tratamento e para a utilização da água, uma vez que pode afetar os processos. Um pH ácido abaixo de 7 indica que as águas ou o efluente são corrosivos, podendo danificar tubulações. Um pH básico (acima de 7) indica que são incrustantes, o que também pode danificar aparelhos (GAUTO; ROSA, 2011).

Os Sólidos Totais são os sólidos que permanecem como resíduos após a amostra ser exposta a determinada temperatura. A temperatura pode alterar a concentração de oxigênio dissolvido e interferir na velocidade de degradação dos compostos; acelerando ou retardando o processo de digestão. Já no físico-químico por coagulação-floculação pode interferir na formação de flocos; e além disso, os compostos tóxicos que podem ser cianetos, sulfetos ou até mesmo uma série de metais pesados. Os métodos de tratamento são compostos por operações e processos unitários e sua integração compõe os sistemas de tratamento. Os conceitos de operações unitárias e processos unitários são frequentemente usados de forma intercambiável, porque podem ocorrer simultaneamente na mesma unidade de tratamento. Em geral, as seguintes definições podem ser adotadas (METCALF; EDDY, 2004):

**Processos físicos:**

São métodos de tratamento nos quais as forças físicas são predominantes (ex.: floculação, sedimentação, flotação, filtração).

**Processos biológicos:**

São métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre por meio de atividade biológica (ex.: remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação, desnitrificação).

**Processos químicos:**

Métodos de tratamento nos quais a remoção ou conversão de contaminantes presentes nos efluentes ocorre através da adição de produtos químicos ou de reações químicas. Cabe citar como exemplo a precipitação, desinfecção e adsorção.

Vários mecanismos podem agir separadamente ou simultaneamente na remoção dos poluentes, dependendo do processo que está sendo usado.

O tratamento de águas residuais pode ser classificado em quatro tipos, de acordo com os processos e operações da unidade realizados em cada um deles: pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e, tratamento terciário.

#### *2.2.1.1. Tratamento prévio*

O tratamento prévio ou também conhecido como preliminar é a primeira fase de separação de sólidos. Nesta etapa de tratamento se removem sólidos grosseiros, detritos minerais (areia), materiais flutuantes e carreados e, por vezes, óleos e graxas. Os mecanismos de remoção são de ordem física (TELLES; COSTA, 2007).

Segundo Terán (2004), na maioria das plantas, o tratamento visa a proteção do equipamento de bombeamento e facilitar os processos de tratamento subsequentes. O tratamento preliminar é normalmente constituído de gradeamento, desarenação e medição de vazão e, em alguns casos, há a construção de caixas de óleo e gordura.

#### *2.2.1.2. Tratamento primário*

Nesta etapa ocorre a passagem do efluente por uma unidade de sedimentação (decanador primário), após as unidades de tratamento prévio, colaborando desta forma para melhorar a remoção de sólidos sedimentáveis. Acredita-se que somente com o tratamento prévio e o primário, consiga-se remover cerca de 60 a 70% de sólidos em suspensão (SS), de 20 a 45% da DBO e 30 a 40% de coliformes (TELLES; COSTA, 2007). Assim, o objetivo fundamental dos dispositivos para tratamento primário é diminuir suficientemente a velocidade das águas residuais para que os sólidos possam se sedimentar.

#### *2.2.1.3. Tratamento secundário*

No tratamento secundário, o processo biológico e químico são utilizados para remover a maior parte da matéria orgânica biodegradável dissolvida ou coloidal. Nesta etapa podem ser também removidos os nutrientes: nitrogênio e/ou fósforo (METCALF; EDDY, 2004). Assim, este tratamento deve ser feito quando o efluente ainda contém, após tratamento primário, sólidos orgânicos suspensão. O tratamento secundário depende principalmente de organismos aeróbicos, para a decomposição de sólidos orgânicos até transformação em sólidos inorgânicos ou sólidos orgânicos estáveis (TERÁN, 2004).

#### *2.2.1.4. Tratamento terciário*

O tratamento terciário ou avançado nem sempre esta presente nas ETEs. Geralmente é constituído de unidades de tratamento físico-químico, tendo como objetivo a remoção complementar da matéria orgânica e de compostos não biodegradáveis, nutrientes, poluentes tóxicos, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes, e de patogenias por desinfecção dos esgotos tratados.

Assim, pode ser definido como o nível de tratamento necessário, além do tratamento secundário convencional, para a remoção de constituintes que merecem atenção especial. Além dos processos de remoção de nutrientes, outros processos ou operações unitárias geralmente usado em tratamentos avançados são a coagulação química, floculação e sedimentação seguido de filtração e carvão ativado. Para a remoção de íons específicos e para a redução de sólidos dissolvidos, são utilizados métodos menos comuns, como troca iônica ou osmose reversa. Também se emprega tratamento avançado para várias possibilidades de reutilização de águas residuais para as quais é necessário obter efluentes de alta qualidade, como o caso de água usada para refrigeração industrial ou para recarga de águas subterrâneas (TERÁN, 2004).

## **2.2.2. Caracterização dos Efluentes Industriais**

### *2.2.2.1. Efluente de indústria metalomecânica (Siderurgia, Metalurgia, Galvanoplastia)*

Os efluentes provenientes das indústrias metalomecânicas possuem fluidos de corte e óleos hidráulicos os quais são fontes primárias de contaminantes. Entre os contaminantes destes efluentes se incluem metais, tais como boro, cromo, ferro e zinco, além de uma variedade de outros compostos, incluindo ácido sulfúrico, ácido clorídrico, hidróxido de potássio, óleos, refrigerantes sintéticos e surfactantes, inibidores de corrosão e biocidas, entre outros (SONG et al., 1998).

Segundo o Instituto Estadual do Ambiente (INEA, 2013) do estado do Rio de Janeiro o principal agente poluidor característico de atividades de galvanoplastia é o descarte das águas das lavagens das peças, feito entre os banhos. No processo produtivo, destacam-se as áreas de lavagem resultantes dos banhos metálicos onde observa-se potenciais agentes poluidores, como: Metais tóxicos utilizados para revestimento (cromo hexavalente, níquel, zinco, cádmio, cobre, prata etc.); Íons provenientes dos banhos para clarificação de metais (cianeto); Águas de lavagem da decapagem (ácida e alcalina); Banhos contendo solventes orgânicos; Águas de lavagem do desengraxe (hexano, tetracloreto de carbono, tricloroetileno, benzol etc.).

### *2.2.2.2. Efluente de indústria alimentícia (Frigoríficos, Abatedouros, Laticínios, Cerealistas, Bebidas, Fecularias, Alimentos)*

Os efluentes de indústria frigorífica contêm em sua composição lipídios, proteínas, sangue e outros materiais orgânicos que causam danos ao meio ambiente quando lançados em corpos d'água sem tratamento adequado. A grande quantidade desses compostos orgânicos no efluente, principalmente gorduras e proteínas, propiciam o desenvolvimento de organismos

microbianos nocivos no meio ambiente (MASSÉ; MASSÉ, 2005). Além da matéria orgânica, esses efluentes contêm resíduos dos produtos químicos utilizados nos procedimentos de limpeza e sanitização das instalações, os quais também contribuem para acentuar o potencial de contaminação desses rejeitos (CETESB, 2008).

O efluente dos abatedouros possui vazão elevada e considerável carga de sólidos em suspensão, nitrogênio orgânico, além de uma DBO de 4200 mg L<sup>-1</sup> em média (AGUILAR et al., 2002) dependendo do tratamento do efluente ou do reaproveitamento dado. Além disso, devido à sua constituição, esses despejos são altamente putrescíveis, iniciando sua decomposição em poucas horas e formando gases, que tornam difícil a respiração nos arredores desses estabelecimentos (PACHECO; WOLFF, 2004).

Dentre os procedimentos da indústria de laticínios, a sanitização, que inclui operações de lavagens de silos, tubulações, tanques, pasteurizadores e equipamentos, demanda grande volume de água (BRIÃO; TAVARES, 2007). Posteriormente, essa água utilizada vem a se tornar efluente, fazendo com que a indústria descarte substanciais volumes de efluentes com alta carga orgânica (BASKARAN et al., 2003; VOURCH et al., 2008).

#### 2.2.2.3. *Efluente de indústria de papel e celulose*

As águas residuárias provenientes do processo produtivo de papel e celulose apresentam elevadas concentrações de DQO, DBO, sólidos suspensos, lignina, toxicidade, cor, compostos clorados, ácidos graxos e resinas ácidas (POKHREL; VIRARAGHAVAN, 2004). Alguns desses componentes, como a lignina e as resinas ácidas, tem origem natural na madeira, outros são formados nas etapas de fabricação do papel, como é o caso dos fenóis, dioxinas, furanos e ligninas cloradas (ALI; SREEKRISHNAN, 2001). Grande parte da carga poluente presente no efluente é proveniente da etapa de polpação e branqueamento, ou seja, do processamento da polpa celulósica. Compostos organoclorados (AOX), fenólicos e dioxinas são os agentes responsáveis pela toxicidade e redução da biodegradabilidade das águas residuárias (SAVANT et al., 2006; BAJPAI, 2013).

Ainda, segundo Peralta-Zamora et al. (1996) outro grande problema proveniente da fabricação do papel e da celulose, é a formação do licor negro, efluente de alta carga orgânica composto da mistura de ácidos carboxílicos alifáticos e ligninas. A fração inorgânica do licor negro é formada por resíduos químicos de reagentes não convertidos na etapa da polpação. Esta espécie de efluente é considerada problemática na indústria, em função de sua composição química pode interferir de forma negativa no controle das estações de tratamento dotadas de processos biológicos (CARREIRO, 2009).

#### 2.2.2.4. *Efluente de indústria de couros, peles e produtos similares*

As águas residuais proveniente da indústria de couro contem amônio, sulfetos, surfactantes, ácidos, corantes, óleos sulfonados e substâncias orgânicas incluindo taninos naturais ou sintéticos, dependendo da natureza dos processos adotados no curtimento do couro (SCH-RANK et al., 2005; KURT et al., 2007). Além disso, pode conter também os seguintes elementos: alumínio, chumbo, cianeto, clorofórmio, cobre, cromo trivalente, diclorobenzeno, diclorometano, éter, etilbenzeno, fenol, fósforo, manganês, naftaleno, níquel, nitrogênio amoniacal, pentaclorofenos, sulfatos, titânio, tolueno, triclorofenol, zinco, zircônio (ARCHETI, 2001; PACHECO, 2005). Logo, o tratamento deste tipo de efluente é muito complexo, devido principalmente à variedade de produtos químicos adicionados em diferentes níveis de concentração.

Estas substâncias químicas são aplicadas para transformar a pele do animal em produtos com grande capacidade de tingimento além da resistência mecânica e hidrotérmica. Como grande parte desses compostos orgânicos resiste aos tratamentos químicos convencionais e biológicos, o despejo desses efluentes em águas naturais provoca aumento da poluição ambiental e riscos à saúde (DANTAS et al., 2003; SCHRANK, et al., 2004; SCHRANK et al., 2005; KURT et al., 2007).

Um dos principais contaminantes do efluente de curtume é o cromo. O cromo ocorre em dois estados de oxidação na natureza, Cr (III) e Cr (VI). O cromo hexavalente é tóxico e cancerígeno. Por outro lado, o Cr (III) é facilmente precipitado ou adsorvido em uma variedade de substratos orgânicos e inorgânicos para pH neutro ou alcalino (SCHRANK et al., 2002).

Além disso, segundo Rodrigues et al. (2008), o processo de curtimento do couro requer diversos processos mecânicos e químicos de tratamento que, em condições de baixa eficiência, resultam em grande quantidade de efluentes – 30 a 35 litros por quilograma de material cru processado – com altas concentrações de matéria orgânica e inúmeros produtos químicos tóxicos, como o Cromo e Sulfato, que podem resultar em irritações na pele, olhos, e trato respiratório, além de cânceres, problemas neurológicos e mutagênicos.

#### 2.2.2.5. *Efluente de indústria química (Agroquímica, Petroquímica, Produtos químicos não especificados ou não classificados)*

Os processos de refino e o beneficiamento do petróleo, com resíduos desde o óleo cru ao lubrificante, tem levado a problemas ambientais, principalmente ao lançamento nos ecossistemas aquáticos, causando alta toxicidade aos organismos. Os efluentes de refinarias consistem em compostos do óleo cru, metais Zn, Cr, Va, Ni, Pb, Cu e derivados de metais e alguns constituintes não-metálicos, com a presença de fenóis. Além disso, apresentam com-

postos tóxicos, carcinogênicos e mutagênicos, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, substâncias tensoativas, sulfuretos e outros compostos químicos. E com isso, podem causar alta toxicidade nos organismos aquáticos, caso não seja reduzida a carga orgânica e a carga oleosa (GUPTA; AHMAD, 2012; KAUR et al., 2010).

Os autores Diya'uddin et al. (2011) e Rasheed et al. (2011) afirmaram que a composição do efluente gerado durante as atividades de exploração, perfuração e produção de petróleo é muito complexa, contendo alto teor de sais dissolvidos, óleo disperso, metais dissolvidos, hidrocarbonetos, ácidos orgânicos, fenóis, entre outros.

Outro efluente que pode ser mencionado de indústria química seriam as águas residuais de plantas de fabricação de tintas apresentam elevada coloração, turbidez, odor forte, e contém cargas elevadas de substâncias químicas orgânicas e tóxicas, tais como agentes tensoativos, bactericidas, óleos, solventes, e agentes conservantes (VERMA et al., 2012).

#### 2.2.2.6. *Efluente de indústria têxtil (Beneficiamento de fibras naturais e sintéticas, confecção e tinturaria)*

A indústria têxtil utiliza em seu processo produtivo grande quantidade de água, insu- mo que representa 90% do consumo geral da indústria por tonelada de tecido produzido (VON SPERLING, 2007). Em detrimento disso, elevados volumes de efluentes são gerados contendo contaminantes complexos, quimicamente resistentes e altamente persistentes aos processos de biodegradação (LEDAKOWICZ et al. 2001; KARCI, 2014).

Os efluentes têxteis têm composição variada e complexa, geralmente são tóxicos e não biodegradáveis. A não biodegradabilidade se deve pela concentração de substâncias orgânicas e a alta concentração de corantes, surfactantes e aditivos (RUBINGER, 2009).

Em relação a esse segmento, o problema principal encontra-se no setor de tingimen- to. As fibras têxteis requerem corantes com características próprias e bem definidas, os quais devem apresentar alta afinidade, uniformidade na coloração, resistência ao desbotamento e ainda devem apresentar-se economicamente viáveis (WESENBERG et al., 2003). Os corantes reativos possuem ampla utilização, principalmente os da família dos azocorantes (ROBIN- SON et al., 2001). Tais corantes são reconhecidamente recalcitrantes e geram aminas aromáti- cas por meio da clivagem redutiva das ligações azo por bactérias, conforme discutido por Chagas e Durrant (2001). Além disso, Pinheiro et al. (2004) afirmam que são substâncias com caráter carcinogênico e mutagênico.

#### 2.2.2.7. *Efluente de indústria farmacêutica*

Neste efluente, dentre os poluentes encontrados tem-se: hormônios e anti-inflamató- rios, vitaminas, aminoácidos, óleos e graxas, sais orgânicos e inorgânicos de sódio, fosfatos,

essências, pigmentos, corante sintético e natural, surfactantes diversos, biocidas diversos (GIORDANO; SURERUS, 2015).

Dependendo dos medicamentos produzidos e dos processos de fabricação, os efluentes gerados podem ser recalcitrantes (BALCIOGLU; OTKER, 2003). Os efluentes gerados são provenientes da limpeza do maquinário, sendo essa a principal etapa responsável pela presença dos fármacos nos efluentes brutos além de outros compostos inorgânicos e orgânicos, que incluem reagentes diversos, solventes, catalisadores e intermediários de síntese (BALCIOGLU; OTKER, 2003; AKINTONWA et al., 2009; CHEN et al., 2011).

Os hormônios apresentam potencial de interferência nos sistemas endócrinos dos seres humanos e de alguns animais, por isso são conhecidos como compostos de desregulação endócrina (CDE) (KIM et al., 2015). Essas substâncias podem desregular os organismos das seguintes formas: imitando ou causando efeito contrário ao dos hormônios endógenos; interrompendo a síntese e o metabolismo, ou interrompendo a síntese dos receptores específicos dos hormônios endógenos (SCHELL; GALLO, 2010).



### 3. METODOLOGIA

Para realizar a análise e comparação das legislações estaduais quanto à exigência de ensaios ecotoxicológicos para padrões de lançamento de efluentes industriais, o presente trabalho foi dividido em quatro etapas.

Inicialmente, por meio da revisão, foram pesquisados os ensaios ecotoxicológicos mais utilizados para controle de lançamento de efluentes industriais em corpos hídricos, considerando as fases de tratamento de efluentes, bem como o tipo de indústria envolvida.

A partir do conhecimento do estado da arte para análises toxicológicas de efluentes, foi realizado o levantamento das normas ambientais de diferentes estados da federação que definem critérios e tipos de testes ecotoxicológicos para o lançamento de efluentes industriais.

Quanto à avaliação da eficiência dos testes de ecotoxicidade definidos nas normas regulamentares, pesquisou-se estudos realizados com efluentes industriais e ensaios ecotoxicológicos. A pesquisa procurou abranger, selecionar e analisar a maior quantidade possível de estudos que tiveram por objeto efluentes industriais com testes de toxicidade aguda e crônica.

Por fim, a partir da análise integrada dos resultados de eficácia apresentados na literatura científica consultada, correlacionados com as exigências regulamentares das diversas legislações estaduais identificadas, pode-se avaliar a possibilidade de aprimoramento da norma catarinense (Portaria FATMA nº 017/2002), para fins de melhorar o controle da poluição hídrica de origem industrial em Santa Catarina.



## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. CRITÉRIOS E TIPOS DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS EXIGIDOS EM NORMAS ESTADUAIS

Como visto anteriormente, a Resolução CONAMA nº 430/2011 foi publicada a fim de auxiliar a maioria dos estados que não apresentaram nenhuma proposta de monitoramento de toxicidade de efluentes, pois apenas alguns estabeleceram seus próprios critérios de toxicidade.

Assim, os estados cujos órgãos ambientais não possuem uma legislação específica para toxicidade, devem seguir as orientações da Resolução CONAMA nº 430/2011, a qual exige que seja feito ensaio de toxicidade aguda e crônica para, pelo menos, dois organismos-teste, não especificando os organismos que devem ser utilizados nos ensaios.

De acordo com pesquisa realizada, dentre os estados brasileiros, aqueles que possuem diretrizes normativas vigentes contendo aspectos relacionados a testes toxicológicos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos são: São Paulo, Santa Catarina, Paraná, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, conforme Quadro 4 a seguir.

Quadro 4 - Legislações estaduais relacionadas a testes toxicológicas para lançamento de efluente industrial.

ESTADO	LEGISLAÇÃO	DISPOSITIVO LEGAL
São Paulo	SMA 03/2000	Resolução
Santa Catarina	Fatma 017/2002	Portaria
Paraná	Cema 081/2010	Resolução
Rio de Janeiro	CONEMA nº 86/2018	Resolução
Minas Gerais	COPAM/CERH-MG 1/2008	Deliberação Normativa Conjunta
Rio Grande do Sul	FEPAM 66/2017	Portaria

Fonte: a autora.

#### 4.1.1. São Paulo – Resolução SMA nº 3/2000

No estado de São Paulo, o monitoramento ambiental fica a cargo da Companhia Ambiental do estado de São Paulo - CETESB. Nesta instituição o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos foi implantado em meados dos anos 90. A Resolução SMA nº 3/2000 impulsionou o aperfeiçoamento deste controle e os ensaios de toxicidade passaram a ser realizados também em casos de mortalidade de peixes em acidentes ambientais.

A referida Resolução determina que os efluentes lançados não causem ou possuam potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com as normas que fixam a toxicidade permissível. Entretanto, fixa que os organismos utiliza-

dos nos testes de toxicidade, assim como os métodos de ensaio, serão definidos pela CETESB.

Assim, em decorrência da Resolução SMA nº 03/2000 (SÃO PAULO, 2000) a CETESB publicou o Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes de São Paulo (BERTOLETTI, 2013) contendo as informações necessárias para a consecução do controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo.

De acordo com o Manual, para atendimento ao estabelecido na Resolução SMA nº 03/2000 é recomendada a realização simultânea dos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, ambos para efluentes despejados em corpos de água doce. Para efluentes lançados em ambientes marinhos ou estuarinos, a CETESB recomenda a execução simultânea dos ensaios de ecotoxicidade aguda com misidáceos ou *Vibrio fisheri* e do ensaio de ecotoxicidade crônica com ouriço-do-mar.

Ainda, o Manual estabelece que o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos está diretamente relacionado com a capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor, isto é, com o balanço de massa de vazões (do rio e do efluente) e deve ser exercido nos corpos de água doce pertencentes às classes 1, 2 e 3, e nas águas marinhas ou salobras de classes 1 e 2, da Resolução CONAMA nº 357, as quais contemplam a proteção das comunidades aquáticas. Assim, todos os efluentes líquidos estão sujeitos ao controle ecotoxicológico, exceto aqueles lançados em águas doces de classe 4 e em águas salinas salobras de classe 3.

#### **4.1.2. Santa Catarina – Portaria FATMA nº 017/2002**

No estado de Santa Catarina a Portaria nº 017/2002 estabelece o limite máximo de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens e resolve que as substâncias existentes em um efluente não poderão causar ou possuir potencial causador de efeitos tóxicos capazes de provocar alterações no comportamento e fisiologia dos organismos aquáticos presentes no corpo receptor, bem como descreve a necessidade de utilização de testes ecotoxicológicos padronizados para expressar a toxicidade de um efluente, além de listar uma série de limites máximos de toxicidade aguda de efluentes de diferentes categorias industriais para dois tipos distintos de métodos de ensaio ecotoxicológicos: toxicidade aguda para *Daphnia magna* e toxicidade aguda para *Vibrio fischeri*.

#### **4.1.3. Paraná – Resolução CEMA nº 81/2010**

No estado do Paraná, em 2010, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) estabeleceu a Resolução CEMA nº 81/2010 que dispõe sobre critérios e padrões de ecotoxicida-

de para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no estado do Paraná. Essa Resolução estabelece os tipos de organismos-teste apropriados para a realização do teste de ecotoxicidade para cada tipo de efluente industrial, ou seja, considera a sensibilidade de espécie de organismos-teste frente a determinados agentes potencialmente tóxicos presente nos efluentes industriais de fontes distintas.

Para efluentes com despejo em corpos hídricos de água doce os organismos definidos para testes de toxicidade aguda são *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*. Para testes crônicos os organismos podem ser *Ceriodaphnia dubia* ou *Scenedesmus subspicatus*, dependendo da origem do efluente. No caso de efluentes com despejo em corpos hídricos de água salobras, salinas e salobras os organismos para testes agudos são: *Vibrio fischeri* ou Misidáceos (*Misidopsis juniae*/*M. Gracile*) e para testes crônicos *Litochinus variegatus* ou *Echinometra lacunter* e *Skeletonema costatum*, depende do efluente.

#### **4.1.4. Rio de Janeiro – Resolução CONEMA nº 86/2018**

No estado do Rio de Janeiro, quanto à toxicidade em efluentes líquidos industriais, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONEMA) expediu a Resolução CONEMA nº 86, aprovada em 2018. Essa Resolução, segundo seu enunciado, aprova a NOP-INEA-08-REV00 – Critérios e Padrões para Controle da Ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos.

Essa Norma Operacional (NOP) estabelece novos critérios e padrões de ecotoxicidade no lançamento de efluentes líquidos em corpos de água receptores superficiais no estado do estado do Rio de Janeiro, utilizando ensaios ecotoxicológicos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento Ambiental, revogando a Norma Técnica FEEMA 213.R-4/1990 - Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais.

Em seu texto estabelece apenas padrão de lançamento para a toxicidade aguda. Assim, de acordo com a Norma os organismos-teste recomendados para controle da ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos são: peixes *Danio Rerio* e *Pimephales promenales*, crustáceos *Daphnia spp* e bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.

Essa Norma estabeleceu metas progressivas de redução da ecotoxicidade aguda com melhoria da qualidade do efluente. Assim, quanto aos organismos-teste, a partir do segundo ano da publicação da Norma (dezembro/2020), os ensaios ecotoxicológicos deverão ser realizados com os organismos aquáticos pertencentes a, pelo menos, dois diferentes níveis tróficos (dentre os organismos acima especificados).

Além disso, a Norma prevê que o empreendedor poderá solicitar a substituição dos organismos-teste desde que a amostragem e os ensaios de toxicidade sejam executados por la-

boratório credenciado utilizando métodos ABNT ou, na ausência destes, de métodos normalizados internacionais. Em caso de procedimento não normalizado, deverá ser apresentada a validação do método ao órgão ambiental.

#### **4.1.5. Minas Gerais – Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008**

No estado de Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM – e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH – publicaram a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008, a qual 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. Além disso, descreve o emprego de métodos biológicos para a avaliação de toxicidade de efluentes e que devem ser utilizados ensaios ecotoxicológicos já padronizados e indicados pelo órgão ambiental competente para assegurar o correto lançamento de efluentes nas coleções hídricas do estado. Entretanto, o órgão ambiental competente do estado não fixou até o presente momento critérios de toxicidade, cabendo, portanto, a adoção dos critérios previstos na regulamentação federal (Resolução CONAMA nº 430/2011). Quanto às condições de qualidade dos cursos hídricos, quando classificados como Classe 1, 2 ou 3 as amostras de água e sedimento não deverão apresentar toxicidade aguda e crônica aos organismos, de acordo com critérios a serem estabelecidos pelo COPAM e CERH. Assim, apesar de existirem diretrizes específicas relacionadas à ecotoxicidade dos efluentes, não foram estabelecidos em nível estadual critérios ecotoxicológicos para o seu lançamento.

#### **4.1.6. Rio Grande do Sul – Resolução CONSEMA nº 129/2006**

No estado do Rio Grande do Sul, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) do estado do Rio Grande do Sul havia publicado no final de 2006 a Resolução nº 129, a qual fixava critérios e padrões de emissão relativos à toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais. A Resolução previa a realização de ensaios ecotoxicológicos em nível agudo, crônico e genotóxico, considerando prazos diferenciados de acordo com a vazão do efluente para que fossem atingidos os padrões estipulados para cada nível toxicológico. Entretanto, em 2016 essa Resolução foi revogada pela Resolução CONSEMA nº 334/2016.

Em 2017 foi publicada a Portaria FEPAM nº 66 a qual estabelece a frequência de monitoramento de toxicidade para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no território do Rio Grande do Sul, sendo essa frequência de monitoramento baseada na vazão de efluente lançado nos corpos hídricos pelas empresas. Além de exigir que a análise de ecotoxicidade seja realizada em no mínimo dois níveis tróficos seguindo os crité-

rios do § 3º, artigo 18 da Resolução CONAMA nº 430/2011, o qual estabelece que seja realizado teste de ecotoxicidade para medir os efeitos tóxicos agudo e crônico para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classes 1 e 2, e águas salinas e salobras Classe 1 e teste de ecotoxicidade para medir o efeito tóxico agudo para efluentes líquidos lançados em corpos receptores de água doce classe 3 ou superior.

Assim, de acordo com pesquisa realizada, observa-se no Quadro 5 as exigências legais vigentes atualmente no Brasil com testes toxicológicos e organismos exigidos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. Essas legislações serão discutidas especificamente à luz dos trabalhos científicos na próxima seção (4.2).

Quadro 5 - Espécies e testes definidos nas regulamentações brasileiras para lançamento em corpos hídricos de água doce.

Instrumentos Legais	Organismos	
	Teste agudo	Teste crônico
Federal CONAMA 430/2011	2 espécies de diferentes níveis tróficos	2 espécies de diferentes níveis tróficos
São Paulo SMA 03/2000	NA <sup>1</sup>	NA <sup>2</sup>
Santa Catarina Fatma 017/2002	<i>Daphnia magna</i> <i>Vibrio fischeri</i>	NA
Paraná Cema 081/2010	<i>Daphnia magna</i> <i>Vibrio fischeri</i>	<i>Ceriodaphnia dubia</i> ou <i>Scenedesmus subspicatus</i>
Rio de Janeiro Resolução CONEMA 86/2018	<i>Danio rerio</i> , <i>Pimephales promelas</i> , <i>Daphnia</i> spp, <i>Vibrio fischeri</i> <sup>3</sup>	NA
Minas Gerais COPAM/CERH-MG 1/2008 <sup>4</sup>	NA	NA
Rio Grande do Sul FEPAM 66/2017	2 espécies de diferentes níveis tróficos	2 espécies de diferentes níveis tróficos <sup>5</sup>

Fonte: a autora.

- 1 De acordo com o Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes de São Paulo, a CETESB recomenda a realização do ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis*.
- 2 De acordo com o Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes de São Paulo, a CETESB recomenda a realização do ensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*.
- 3 A partir do segundo ano da publicação da Norma (dezembro/2020), os ensaios ecotoxicológicos deverão ser realizados com os organismos aquáticos pertencentes a, pelo menos, dois diferentes níveis tróficos.
- 4 Apesar da existência da Deliberação Normativa não foram estabelecidos critérios ecotoxicológicos em nível estadual, assim adota-se os critérios da Resolução Federal.
- 5 No caso de lançamento em corpos receptores de água doce, o teste de toxicidade crônica aplica-se somente para Classes 1 e 2, já para Classe 3 ou superior não se aplica.

## 4.2. REVISÃO SOBRE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS E AS CORRELAÇÕES COM AS LEGISLAÇÕES ESTADUAIS

Quanto à importância da realização dos testes ecotoxicológicos, após analisar efluentes tratados de diversas matrizes industriais, Almeida (2013) constatou que muitos desses efluentes apresentavam parâmetros físico-químicos dentro dos limites permitidos para a legislação de lançamento do Rio de Janeiro, porém, quando realizados os testes ecotoxicológicos, foram observados danos aos organismos-teste.

Nos estados brasileiros mais industrializados como São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, têm sido realizados vários estudos visando a caracterização da toxicidade e genotoxicidade de efluentes industriais e corpos d'água superficiais (SANCHEZ et al., 1999; ZAGATTO et al., 2006), tendo-se verificado sério comprometimento de alguns corpos d'água que recebem lançamento de efluentes industriais.

A bioavaliação pode ser usada como uma ferramenta para detectar a presença de produtos químicos perigosos no ambiente, avaliando os efeitos de misturas com os efeitos combinados que podem ser expressos como sinergismo, aditividade e antagonismo, demonstrando a biodisponibilidade de contaminantes para diferentes espécies (LOUREIRO et al., 2006; LYU-BENOVA, 2011).

Nesta etapa pesquisou-se estudos existentes no que diz respeito à análise de efluentes industriais e testes ecotoxicológicos; analisando os resultados encontrados nesses estudos, e discutindo quanto a eficiência dos parâmetros: tipo de testes (agudo e crônico) e organismos bioindicadores definidos na legislação.

Freiberger (2017) analisou a toxicidade aguda e crônica de um efluente bruto e tratado de indústria alimentícia utilizando o microcrustáceo de água doce *Daphnia magna*. Quanto ao efluente tratado, das 5 amostras, o estudo indicou potencial tóxico agudo para duas amostras. Posteriormente, o teste crônico foi realizado com amostra de efluente tratado que apresentou maior toxicidade aguda (T1) e uma das amostras que não apresentou toxicidade aguda (T4). A amostra T1 apresentou efeito significativo no comportamento do organismo teste (parâmetro posturas) já a amostra T4 apresentou efeito significativo em todos os parâmetros (crescimento, longevidade, reprodução e posturas); indicando que a amostra quando submetida a teste de curta exposição, não tem comportamento tóxico, mas em longa duração sim. Demonstrando que pode ocorrer de uma mesma amostra não apresentar toxicidade aguda, porém apresentar toxicidade crônica. Assim, conforme observa-se no Quadro 5, dependendo do estado no qual a empresa estiver instalada, caso a legislação de lançamento de efluente estabelecer somente análises de toxicidade aguda, como é o caso dos estados de Santa Catarina e Rio

de Janeiro, dependendo da amostra coletada, o efluente atenderia aos padrões de lançamento. Entretanto, caso a empresa seja instalada em um estado no qual a legislação exija tanto a análise da toxicidade aguda quanto a crônica, o efluente neste caso não estaria apto a ser lançado, dependendo do nível de restrição para toxicidade crônica.

Da mesma forma, observou-se nos resultados encontrados por Maria et al. (2014) em seu estudo que analisou a toxicidade aguda e crônica empregando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* respectivamente do efluente de branqueamento de pasta celulósica de uma fábrica de papel e celulose em sua pré e pós-degradação biológica. Quanto aos ensaios realizados em amostras do efluente pós-degradação biológica, os resultados demonstraram que o tratamento utilizado para o efluente removeu de forma eficiente a toxicidade aguda no caso de utilização do organismo *Daphnia similis*, porém o mesmo não aconteceu com a toxicidade crônica.

No caso do estudo realizado por Terra e Feiden (2008) raramente foi detectada ecotoxicidade aguda, enquanto que a toxicidade crônica foi frequente. Nesse estudo monitorou-se o rio Caí através de ensaios crônicos com *Daphnia magna* considerando as alterações na sobrevivência e na reprodução destes cladóceros quando expostos a amostras de água de um trecho situado no terço inferior do rio. Foram expostos 1.080 microcrustáceos a situações de estresse ambiental do início da vida até a senilidade, visando obter informações do impacto das amostras sobre a espécie. Os cladóceros foram observados diariamente durante 30 dias, para mortalidade (falta total de movimento) e reprodução. Raramente foi detectada ecotoxicidade aguda (sobrevivência), enquanto que a toxicidade crônica (reprodução) foi frequente. Assim, demonstrou-se que a reprodução se mostra muito sensível às agressões ambientais por vezes não detectadas de forma aguda, tornando-se um parâmetro fundamental de análise, o que também foi constatado por Nikunen (1985).

O estudo realizado por Zunino (2006), que teve como objetivo avaliar a toxicidade crônica do efluente tratado de uma indústria de papel e celulose, particularmente com relação à possível alteração dos níveis de hormônios sexuais e outros esteroides plasmáticos, em tilápias adultas; concluiu que o efluente analisado possui potencial para causar desregulação endócrina nos peixes que foram estudados. Ainda, segundo o autor, este tipo de efeito presente no efluente testado, interfere de forma silenciosa, podendo gerar populações com predominância de um sexo, não acarretando morte, porém comprometendo a reprodução, podendo inclusive reduzir ou dizimar a população de uma espécie, além disso, testes que utilizam efeitos agudos ou a letalidade como parâmetros, não seriam apropriados visto que não revelariam o efeito a longo prazo.

Os efluentes industriais “tratados” são lançados continuamente em corpos hídricos, expondo os organismos a baixas concentrações de poluentes durante longos períodos de tempo. Essa exposição prolongada a poluentes poderá ocasionar efeitos crônicos a níveis subletais, por exemplo, efeitos sobre reprodução e comportamento dos organismos, os quais podem afetar a sobrevivência de populações e comunidades. Além disso, os efeitos crônicos são mais comuns que a letalidade de organismos em ambientes impactados com baixas doses, porém constantes.

Assim, os estudos acima nos fazem refletir quanto a complexidade que é lançar efluentes industriais, mesmo quando tratados, em corpos hídricos e na importância de realizar testes de toxicidade crônica, visto que essa análise determina o efeito tóxico após exposição prolongada a doses cumulativas do efluente em análise, e que muitas das vezes pode ocorrer de uma análise de efluente não apresentar efeitos agudos, porém apresentar efeitos crônicos. Apesar disso, conforme observa-se no Quadro 5, existem estados que regulamentaram os padrões de lançamento exigindo apenas a análise da toxicidade aguda.

Dessa maneira, a fim de obter uma determinação mais segura da qualidade ambiental, observa-se a importância da complementação da análise da toxicidade aguda na valoração da toxicidade de efluentes pela análise da toxicidade crônica, pois a ausência de efeito agudo não caracteriza ausência de efeitos dissimulados sobre a biota.

Outra discussão importante se observou analisando resultados encontrados para ensaios ecotoxicológicos utilizando diferentes organismos ao analisar um mesmo efluente, isso porque as espécies apresentam sensibilidade diferente aos compostos. A sensibilidade de cada espécie depende dos compostos químicos específicos em uma amostra específica; logo, várias espécies de teste apresentarão várias respostas, resultando em diferentes valores de toxicidade.

No estudo de Arenzon (2017) em que uma amostra de um efluente da indústria de alimentos foi analisada, realizou-se testes ecotoxicológicos com organismos de quatro diferentes níveis tróficos divididos em nove espécies: bactérias (*Vibrio fischeri*), algas (*Desmodesmus subspicatus* e *Pseudokirchneriella subcapitata*), microcrustáceos (*Daphnia similis* e *D. magna*) e peixes (*Pimephales promelas* de 7 dias de idade, juvenil de *Danio rerio*, larvas de *D. rerio* com  $10 \pm 2$  dias e embriões de *D. rerio*). O autor utilizou todos os possíveis organismos-teste usados no Brasil para avaliação aguda de efluentes de água doce. Dentre os nove ensaios de toxicidade aguda realizados, quatro deles não conseguiram detectar toxicidade, não foram sensíveis à amostra. Estes quatro resultados negativos incluíram organismos de três níveis tróficos diferentes, sendo eles: a bactéria *V. fischeri*, os embriões de *D. rerio* e os microcrustáceos *D. similis* e *D. magna*. Logo, segundo o autor isso significa que, dependendo do

método escolhido, a amostra pode ser considerada não tóxica ou reportar um resultado negativo “potencialmente falso”. Por exemplo, no estado de Santa Catarina, no qual a Portaria 017/2002 determina apenas o ensaio de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna*, como visto no estudo mencionado esses organismos, diferentemente de outros, não apresentaram sensibilidade para uma amostra de efluente de indústria alimentícia; ou, então, no caso do Rio de Janeiro, caso o monitoramento fosse realizado com *D. rerio*.

Em estudo realizado por Sá Júnior et al. (2016) avaliou-se a toxicidade do efluente de uma indústria de papelão utilizando ensaios agudos com *Danio rerio* e *Allium cepa*. Os ensaios com *A. Cepa* apresentaram toxicidade tanto no efluente tratado, quanto sem tratamento. Por outro lado, o efluente não foi tóxico para *D. rerio* em ambas as situações. Assim, analisando os critérios das legislações estaduais, conforme Quadro 5, caso esse efluente fosse analisado segundo critérios estabelecidos pela legislação do estado do Rio de Janeiro, Resolução CONEMA nº 86/2018, utilizando o organismo *D. rerio* esse efluente estaria atendendo aos padrões de lançamento no estado do Rio de Janeiro. Porém, conforme demonstrado, esse mesmo efluente apresentou toxicidade para *Allium cepa*. Assim, caso esse efluente fosse analisado seguindo os critérios normativos do estado de Minas Gerais, que apesar da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008 adota os critérios previstos na regulamentação federal Resolução CONAMA nº 430/2011 a qual exige que seja feito ensaio de toxicidade aguda e crônica para pelo menos dois organismos-teste, não especificando os organismos que devem ser utilizados nos ensaios, utilizando *A. Cepa* esse efluente já apresentaria resultado positivo para toxicidade aguda.

De qualquer forma, os autores Sá Júnior et al. (2016) alertam que diversos estudos têm demonstrado a ecotoxicidade de efluentes de indústrias de celulose e papel (ALI; SREEKRISHNAN, 2001) cujos efeitos têm sido demonstrado em diferentes organismos teste como microalgas (OANH; BENGTSSON, 1995; SPONZA, 2003), dafnídeos (ONIKURA et al., 2008), ouriços (CHERR et al., 1987; KINAE et al., 1981) e peixes (BELKNAP et al., 2006). Além disso, outros estudos, como dos autores Costigan et al. (2012), relataram que mesmo após passar por tratamento, esses efluentes reduzem a fecundidade das populações de peixes em corpos d'água. Estudos realizados apontaram que 90% dos peixes que estão sujeitos a exposição a esses efluentes demonstraram mudanças no tamanho das gonadas e no tamanho do fígado, além de problemas reprodutivos, desenvolvimento de características sexuais secundárias e atraso ou menor frequência de eventos reprodutivos, além de mudanças moleculares, fisiológicas e bioquímicas. Demonstrando a importância de estabelecer critérios de lançamento baseados em estudos científicos e adotando critérios específicos por efluente, respei-

tando a toxicidade de cada tipo de efluente industrial.

Ainda quanto a importância de atentar a diferença na sensibilidade dos organismos testes no momento de defini-los como parâmetros para lançamento, cita-se o estudo de Hartmann (2004) que avaliou a toxicidade de um efluente industrial de origem petroquímica. No estudo, o efluente utilizado foi coletado na saída da estação de tratamento. Foram realizados ensaios de toxicidade crônica com espécies de três níveis tróficos diferentes (*Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pimephales promelas*), e também, análises físico-químicas, sendo elas: cianeto, DBO5, DQO, fenol, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, óleos e graxas minerais, óleos e graxas totais, óleos e graxas vegetal/animal, oxigênio dissolvido, pH, sólidos suspensos totais, sulfeto, surfactantes e metais (mercúrio, cádmio, cobre, cromo, manganês, chumbo, zinco e níquel). De acordo com os resultados encontrados, a maioria dos parâmetros (85,7%) estava de acordo com a legislação vigente, exceto o fósforo total, o nitrogênio total e o nitrogênio amoniacal. No entanto, todas as amostras apresentaram toxicidade para pelo menos um dos organismos utilizados nos ensaios. Apesar de um maior número de amostras ter apresentado toxicidade para *S. capricornutum*, o efluente foi tóxico para *P. promelas* em concentrações mais baixas, se comparado com os outros dois organismos, demonstrando a diferença na sensibilidade dos organismos teste. Neste estudo, também ficou demonstrada a importância de complementar os padrões de lançamento físico-químicos com toxicológicos, isso porque muitas das vezes ocorre do efluente estar dentro dos padrões de lançamento físico-químicos, porém apresentar toxicidade.

Já Soupilas et al. (2008) analisaram efluentes de estações de tratamento de águas residuais provenientes de indústrias de alimentos, de revestimento, de metais, químicas, de papel, indústrias de tingimento e destilarias. Suas propriedades tóxicas foram avaliadas usando três espécies de teste: *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Tetrahymena thermophilla*. Os resultados dos bioensaios mostraram uma alta variação das propriedades tóxicas das amostras para as espécies de teste: efeitos de alta toxicidade foram observados em amostras coletadas nas indústrias de revestimento de metal, instalações químicas e de tingimento enquanto amostras coletadas em destilarias apresentaram as menores propriedades de toxicidade. *Daphnia magna* exibiu a maior sensibilidade, enquanto *Tetrahymena thermophilla* apareceu como a espécie mais tolerante.

Em estudo realizado por Castro et al. (2019) bioensaios com espécies aquáticas foram empregados para avaliar a toxicidade de efluentes de uma indústria têxtil em amostras coletadas antes e após o tratamento. Os efeitos tóxicos foram investigados usando quatro organismos, a bactéria *Vibrio fischeri*, a microalga *Raphidocelis subcapitata*, o cladócea *Daphnia*

*magna* e a macrófita *Lemna minor*, para representar diferentes níveis tróficos. Os dados ecotoxicológicos confirmaram que o efluente têxtil bruto era muito tóxico, sendo *V. fischeri* o organismo mais sensível. Enquanto a toxicidade do efluente coletado após o tratamento realizado pela empresa têxtil foi claramente reduzida, mas apresentando toxicidade crônica (subletal) para *D. magna*. Demonstrando novamente a importância na escolha dos organismos utilizados como referências aos padrões ecotoxicológicos estabelecidos para lançamento de efluentes.

A toxicidade aguda do efluente de uma indústria têxtil no estado de Santa Catarina para o microcrustáceo *D. magna*, para o peixe *Poecilia reticulata* e para a bactéria *Vibrio fischeri* foi avaliada por Baptista et al. (2002). De acordo com os autores, a bactéria foi o organismo mais sensível à toxicidade dentre os organismos testados. Para os outros dois organismos o efluente tratado não foi considerado tóxico. Com isso, os autores concluíram que para uma boa avaliação da toxicidade de um efluente é preciso testar organismos de vários níveis tróficos. Veja que, se novamente esse mesmo efluente tratado fosse testado em um estado que exige que seja feito ensaio de toxicidade para pelo menos dois organismos-teste, não especificando os organismos que devem ser utilizados nos ensaios, por exemplo Minas Gerais, no caso de testar *D. magna* e *Poecilia reticulata* esse efluente apresentaria resultado negativo para toxicidade aguda.

Almeida (2013) em seu estudo também demonstrou que não é suficiente o uso de somente dois organismos da cadeia trófica para avaliar o efluente, isso porque a autora avaliou efluentes industriais de variadas matrizes quanto a sua caracterização ecotoxicológica, utilizando em seus testes três organismos de diferentes níveis tróficos (peixe, microcrustáceo, bactéria), que responderam de forma diferente a cada um dos efluentes analisados, com variações de resposta.

Em estudo realizado por Maselli et al. (2013), efluentes brutos e tratados de uma indústria farmacêutica veterinária, que formulam medicamentos, foram analisados avaliando a toxicidade aguda para *Daphnia similis* e crônica para *Ceriodaphnia dubia*. Os resultados demonstraram elevada toxicidade aguda para *D. similis* e crônica para *C. dubia*. Os testes de toxicidade indicaram que todas as amostras investigadas eram extremamente tóxicas para os organismos, mas em cada amostra as respostas de bactérias e daphnids foram bastante diferentes. Efeitos agudos e crônicos nos daphnideos foram observados ao testar a primeira amostra de águas residuais, mas nenhuma influência nas bactérias foi determinada. A segunda amostra foi extremamente tóxica para ambos os organismos. A terceira amostra foi tóxica apenas para bactérias, enquanto não foi encontrada influência na sobrevivência e reprodução dos daphnídeos. A razão para a toxicidade diferente das amostras está em suas composições. A compara-

ção entre análises químicas e dados de toxicidade mostrou que, para os daphnídeos, a principal causa de efeitos tóxicos era o zinco.

Ao estudar a sensibilidade relativa das cepas bacterianas *E. coli* e *B. subtilis* em relação aos efluentes de curtume tratados e não tratados Boujelben et al. (2019) demonstraram que a *E. coli* parece ser mais sensível que *B. subtilis* a esse tipo de efluente. Isso porque a diferença de sensibilidade foi mais evidente para o efluente final a pH = 6, onde *B. subtilis* foi levemente inibida (25%), enquanto a inibição foi mais perceptível para *E. coli*, superior a 44%, nas mesmas condições.

Tigini et al. (2011) analisaram a toxicidade crônica de quatro efluentes de indústrias têxteis e curtumes por meio de uma bateria de sete bioensaios, utilizando organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos. As sete espécies apresentaram sensibilidade diferente as quatro águas residuais. Sendo a alga *P. subcapitata* considerado o organismo mais sensível aos efluentes testados.

Assim como no estudo de Sá Júnior et al. (2016), mencionado anteriormente, no qual ensaios agudos em efluente de uma indústria de papelão demonstraram para *Allium cepa* toxicidade tanto no efluente tratado, quanto sem tratamento e para *Danio rerio* o efluente não foi tóxico em ambas as situações.

Dessa maneira, tamanha importância deve ser dada a discussão em relação aos organismos escolhidos para os testes ecotoxicológicos estabelecidos nas legislações. Isso porque, as espécies podem apresentar sensibilidade diferente aos compostos. A sensibilidade de cada espécie depende dos compostos químicos específicos em uma amostra específica; logo, várias espécies de teste apresentarão várias respostas, resultando em diferentes valores de toxicidade. Sendo assim, a seleção de organismo indicador apropriado é crucial para a estimativa do efeito ambiental de um efluente específico; por isso recomenda-se a incorporação de uma combinação de vários bioensaios, uma bateria de bioensaios (TSIRIDIS et al., 2006; MICHAELIDOU et al., 2000). Ou seja, regulamentar que o padrão de lançamento seja realizar a avaliação da toxicidade aguda e crônica de um efluente com diferentes níveis tróficos, ou então, caso não sejam definidos organismos de diferentes níveis tróficos, sejam escolhidos organismos de acordo com a sensibilidade a composição do efluente.

Assim, estados que definem os organismos que devem ser utilizados para realizar os testes ecotoxicológicos; como Santa Catarina, Paraná e Rio de Janeiro, dependendo da origem da definição para haver estabelecido esse parâmetro, pode ser que um resultado negativo tóxico encontrado para um efluente testado não seja verídico, isso porque pode acontecer do organismo definido em legislação não ser sensível aquele efluente testado. A mesma preocupação

ocorre para os estados que a legislação deixa a critério do empreendedor qual organismo bio-indicador utilizar nos testes ecotoxicológicos.

#### 4.3. NECESSIDADE DE APERFEIÇOAMENTO DA PORTARIA FATMA Nº 017/2002

Diante do estudo realizado, sugere-se dois tópicos de revisão para aprimoramento da legislação catarinense, a Portaria FATMA nº 017/2002:

- I) quanto ao tipo de teste exigido;
- II) quanto aos organismos estabelecidos para a realização dos ensaios.

I) quanto ao tipo de teste exigido:

A Portaria FATMA nº 017/2002, conforme seu enunciado, estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens, ou seja, estabelece critérios apenas para a análise da toxicidade aguda dos efluentes a serem lançados em corpos hídricos.

Entretanto, ocorre que os ensaios de toxicidade são classificados segundo os variados efeitos que os organismos venham apresentar durante o tempo de exposição dos ensaios, e no caso da toxicidade aguda são ensaios de curta duração que abrangem apenas parte do ciclo de vida do organismo-teste; normalmente avaliam a mortalidade ou a imobilidade dos organismos, influência em reações bioquímicas, metabolismo, entre outros.

De acordo com diversos estudos mencionados neste trabalho, comprovou-se que pode ocorrer de uma mesma amostra não apresentar toxicidade aguda, porém apresentar toxicidade crônica, isso porque no ambiente aquático muitas vezes os organismos estão expostos a agentes químicos em níveis não letais podendo não levar à morte do organismo, mas causando distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais a longo prazo. Dessa maneira, ao testar a toxicidade aguda, e verificar a sua ausência não garante que não existam efeitos crônicos, mutagênicos ou carcinogênicos que possam ser causados nos organismos presentes no corpo hídrico no qual o efluente é lançado.

Assim, é de suma importância realizar análises de toxicidade crônica em um efluente a ser lançado, visto que esses testes realizam ensaios com exposição prolongada, que podem abranger todo o ciclo de vida dos organismos-teste; avaliando parâmetros subletais como reprodução, crescimento e deformidades.

Dessa maneira, considerando que testar apenas a toxicidade aguda não garante um controle ambiental adequado, isso porque ao realizar apenas ensaios de curta duração a fim de avaliar mortalidade ou imobilidade dos organismos pode mascarar efeitos de longa duração que um dado efluente pode causar aos organismos do corpo hídrico; sugere-se como primeiro

ponto de aperfeiçoamento da Portaria de SC a exigência não só de testes de toxicidade aguda, como também de toxicidade crônica.

II) quanto aos organismos estabelecidos para a realização dos ensaios:

Ao listar os limites máximos de toxicidade aguda de efluentes, a Portaria estabelece os parâmetros de lançamento dividindo os efluentes de acordo com sua origem em Metal mecânica, Alimentícia, Esgotos domésticos e/ou hospitalares, Resíduos urbanos, Papel e Celulose, Couros, peles e produtos similares, Química, Têxtil e Farmacêutica; e define os mesmos organismos para toxicidade aguda, *Daphnia magna* e *Vibrio fisheri*.

Porém, conforme visto em diversos estudos, os efluentes possuem suas especificidades, e de acordo com a composição química de cada um os organismos respondem de forma diferente aos testes de toxicidade por apresentarem diferentes sensibilidades.

Assim, visto que a seleção de organismos indicadores apropriados é crucial para a estimativa do efeito ambiental de um efluente específico, outra sugestão de melhoria para a Portaria é quanto a escolha dos organismos a serem utilizados nos ensaios.

A Portaria de Santa Catarina já dividiu os efluentes de acordo com sua origem, então sugere-se que os organismos sejam estabelecidos por tipo de efluente, de acordo com a sensibilidade de cada espécie para os compostos químicos específicos de cada efluente, ou seja, atentando na relação sensibilidade x efluente.

## 5. CONCLUSÕES

Embora a avaliação ecotoxicológica seja uma ferramenta de grande importância, são poucas as exigências da legislação brasileira com relação a ecotoxicidade para o controle no lançamento de efluentes industriais. A Resolução CONAMA nº 430/2011 foi publicada a fim de auxiliar a maioria dos estados que não apresentaram nenhuma proposta de monitoramento de toxicidade de efluentes, pois apenas alguns estados estabeleceram seus próprios critérios de toxicidade. Conforme visto nesse trabalho, somente os estados de São Paulo, Santa Catarina, Paraná, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Rio Grande do Sul.

Entretanto, dentre os 6 estados listados acima, estados como Minas Gerais e Rio Grande do Sul editaram regulamentações que seguem igualmente o que estabelece a CONAMA nº 430/2011, ou seja, exigindo ensaio de toxicidade aguda e crônica para, pelo menos, dois organismos-teste de diferentes níveis tróficos, não especificando os organismos que devem ser utilizados nos ensaios.

Já os estados de Santa Catarina e do Rio de Janeiro não estabeleceram em sua regulamentação a exigência de testes de toxicidade crônica para o lançamento de efluentes industriais, o que é um problema, visto que pode ocorrer de um efluente não apresentar toxicidade aguda para os organismos testados, porém apresentar toxicidade crônica. Nesse tipo de teste, diferentemente dos ensaios de toxicidade aguda que avaliam a capacidade do efluente de causar efeitos danosos (em geral morte ou imobilidade), são avaliados os efeitos mais sutis, como alteração sobre a reprodução e o crescimento; possibilitando o estabelecimento de medidas precoces para a recuperação ambiental, proporcionando a recuperação da qualidade do ecossistema com menor esforço e com menor custo econômico e social.

Constatou-se também que é de suma importância a escolha de quais espécies estabelecer como padrão para a regulamentação de testes ecotoxicológicos para o lançamento de efluentes industriais, visto que ao escolher organismos testes que não apresentam sensibilidade ao efluente analisado, a amostra pode ser considerada não tóxica ou reportar a um resultado negativo “potencialmente falso”. Isso se deve ao fato da sensibilidade de cada espécie depender dos compostos químicos específicos em uma amostra específica; logo, várias espécies de teste apresentarão várias respostas, resultando em diferentes valores de toxicidade. Assim, considerando o potencial de poluição de alguns efluentes industriais, ao regulamentar os padrões ecotoxicológicos para o lançamento desses efluentes, selecionando a maior quantidade possível de organismos bioindicadores que representem diferentes níveis tróficos, o resultado final encontrado para definir se um efluente é tóxico ou não para o lançamento será mais fidedigno. Alguns estudos analisados sugeriram estabelecer pelo menos organismos de 3 níveis

tróficos diferentes.

Dessa maneira, conclui-se que é preocupante o fato de que efluentes industriais estejam sendo lançados em corpos hídricos após atender apenas aos parâmetros ecotoxicológicos das legislações vigentes, visto o risco potencial para ecossistemas naturais. Assim, sugere-se que essas regulamentações sejam revisadas; e que os novos parâmetros estabelecidos sejam baseados em estudos científicos, respeitando a complexidade de cada efluente.

Para fins de aprimoramento da normativa catarinense, Portaria FATMA nº 017/2002, pode-se incorporar a exigência de realização de testes de toxicidade crônica para o lançamento de efluentes, além do estabelecimento dos organismos de acordo com a sensibilidade de cada espécie para os compostos químicos específicos de cada efluente.

A legislação catarinense, com tais aprimoramentos, pode servir de paradigma para uma futura norma geral federal (Resolução do CONAMA) com definição uniforme dos ensaios ecotoxicológicos a serem aplicados em todo o território nacional, sem prejuízo dos Estados suplementarem-na devido às particularidades locais.

## REFERÊNCIAS

- ABEL, P. D. Water pollution biology. 2 ed., Taylor & Francis, London, UK. 1996.
- ACHARYA, K.; SCHULMAN, C.; YOUNG, M. H.; Physiological response of *Daphnia magna* to linear anionic polyacrylamide: Ecological implications for receiving waters. *Water, Air, & Soil Pollution*, v.212, p. 309-317, oct. 2010.
- ADAMS, W. J.; ROWLAND, C. D. Aquatic toxicology test methods. In: D.J. HOFFMAN, B. RATTNER, G.A. BURTON, & J. CAIRNS (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton: CRC. 1290 p. 2003.
- AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. Nutrient removal and sludge production in the coagulation flocculation process. *Water Research*, v.36, p.2910-2919. 2002.
- AKINTONWA, A.; AWODELE, O.; OLOFINNADE, A. T.; ANYAKORA, C.; AFOLAYAN, G. O.; COKER, H. A. B. Assessment of the mutagenicity of some pharmaceutical effluents. *American Journal of Pharmacology and Toxicology*, v.4, p.144-150, 2009.
- ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review. *Adv. Environ. Res.*, 5(2): 175–196. 2001.
- ALMEIDA, I. S. Avaliação de toxicidade aguda de afluentes industriais utilizando organismos de três níveis tróficos. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 2013.
- ALVES, A. C. B.; SILVANO, J. Avaliação da sensibilidade de *Daphnia magna* Straus, 1820 (Cladóceras, Crustácea) ao Dicromato de Potássio. *Revista. Inst. Adolfo Lutz.*, São Paulo, v.65, n.1, 2006.
- AMARAL, E. A.; SILVA, R. M. G. Avaliação da Toxicidade Aguda de Angico (*Anadenanthera falcata*), pausanto (*Kilmeyera coreacea*), aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) e cipó-de-são-jão (*Pyrostegia venusta*), por meio do bioensaio com *Artemia salina*. *Perquirere*. Edição 5, Ano 5, jun 2008.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. Em: P.A. Zagatto & E. Bertoletti (Eds.), *Ecotoxicologia Aquática. Princípios e Aplicações*. São Carlos: Rima. 464 p. 2006.
- ARENZON, A. Brazilian effluent legislation: A major concern to aquatic systems monitoring. *SETAC Globe March–April*. Volume 18. Issue 3. 2017.
- ARENZON, A.; NETO, P. J. T.; GERBER, W. Manual sobre toxicidade em efluentes industriais, Porto Alegre: CEP SENAI de Artes Gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2011.
- ARCHETI, E. A. M. E. Gestão Ambiental e Oportunidades de Minimização de Resíduos Industriais em Curtumes na Cidade de Franca – SP. São Carlos, SP: UFSCAR. Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Pós-Graduação em Engenharia Urbana. 2001.
- AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia. São Carlos: Rima. 4-5. 2003.

BAJPAI, P. Bleach Plant Effluents from de Pulp and Paper. Springer Cham Heidelberg New York. 2013.

BALCIOGLU, I. A.; OTKER, M. Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes. *Chemosphere*, v.50, p.85-95, 2003.

BAPTISTA, I. E.; SOARES, C. H. L.; MATIAS, W. G.; LOPES, E. B. Avaliação da toxicidade aguda de efluentes de uma indústria têxtil utilizando *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* e *Vibrio fischeri* como bioindicadores. In: ESPINDOLA, E. L. G. et al. *Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI*. São Carlos. Rima, 2002.

BARBAZUK, W. B.; KORF, I.; KADAVI, C.; HEYEN, J.; TATE, S.; WUN, E.; BEDELL, J. A.; MCPHERSON, J. D.; JOHNSON, S. L. The syntenic relationship of the zebrafish and human genomes. *Genome Research*. v.10, p. 1351-1358. 2000.

BARROS, S. B. M.; DAVINO, S. C. Avaliação da Toxicidade. In: S. Oga. *Fundamentos da Toxicologia*. 3.ed. São Paulo: Atheneu. P.59-70. 2008.

BASKARAN, K.; PALMOWSKI, L. M.; WATSON, B. M. Wastewater reuse and treatment options for the dairy industry. *Water Science & Technology: Water Supply*, London, v. 3, n. 3, p. 85-91, 2003.

BASSOI, L. J.; NIETO, R.; TREMAROLI, D. 1990 Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo, CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). 7p. 1990.

BAUDO, R. Ecotoxicological testing with *Daphnia*. In R. H. Peters & R. de Bernardi (eds), *Daphnia*. Mem. Ist. ital. Idrobiol. 45: 461–482. 1987.

BEHRENS, A. Avaliação da toxicidade aguda (FD) em efluentes industriais – galvanoplastia. Monografia (Bacharelado em Biologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 1995.

BELKNAP, A. M.; SOLOMON, K. R.; MACLATCHY, D. L.; DUBÉ, M. G.; HEWITT, L. M. Identification of compounds associated with testosterone depressions in fish exposed to bleached kraft pulp and paper mill chemical recovery condensates. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25(9): 23222333. 2006.

BERTOLETTI, E. Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo. 2ª Edição. São Paulo: CETESB, Série Manuais. 2013.

BOUJELBEN, R.; ELLOUZE, M.; SAYADI, S. Detoxification Assays of Tunisian Tannery Wastewater under Nonsterile Conditions Using the Filamentous Fungus *Aspergillus niger*. *BioMed Research International*. Article ID 9020178. 2019.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L. de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução a Engenharia Ambiental*, Prentice Hall, São Paulo, 318 p, 2005.

BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Effluent generation by the dairy industry: preventive attitudes and opportunities. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 487-497, 2007.

BRENTANO, D. M. Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecol. Bras.*, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.

CAMPAGNA, A. F.; FRACÁCIO, R.; RODRIGUES, B. K.; ELER, M. N.; VERANI, N.F.; ESPÍNDOLA, E.L. Analyses of the sediment toxicity on Monjolinho river, São Carlos, São Paulo State, Brazil, using survey, growth and gill morphology of two fish species (*Danio rerio* and *Poecilia reticulata*). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.51, p.193-201, 2008.

CARREIRO, M. R. M. Análise Energética e ambiental do processamento do licor negro gerado em fábricas de celulose e papel. 141f. Dissertação de Mestrado. Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais. 2009.

CASTRO, A. M.; NOGUEIRA, V.; LOPES, I.; ROCHA-SANTOS, T.; PEREIRA, R. Evaluation of the Potential Toxicity of Effluents from the Textile Industry before and after Treatment. *Applied Sciences*. 9. 3804. 10.3390/app9183804. 2019.

CASTRO-GONZÁLEZ, M.; MÉNDEZ-ARMENTA, M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental toxicology and pharmacology*, 26(3), 263-271. 2008.

CÉSAR, A.; SILVA, S. R.; SANTOS, A. R. Testes de toxicidade aquática no controle de poluição. Laboratório de ecotoxicologia da Universidade de Santa Cecília. 4. Ed. Santos: 1997.

CETESB – Cia. de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Caracterização, Reaproveitamento e Tratamento de Resíduos de Frigoríficos, Abatedouros e Graxarias. São Paulo. 2008.

CHAGAS, E.; DURRANT, L. R. Decolorization of azo dyes by *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus sajor – caju*. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 29, p. 473-477, 2001.

CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, M. F. M. O estudo da toxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos: Inter Tox, 2003.

CHEN, Z.; WANG, H.; REN, N.; WANG, A.; SHI, Y.; LI, X. Performance and model of a full-scale up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) to treat the pharmaceutical wastewater containing 6-APA and amoxicillin. *Journal of Hazardous Materials*, v.185, p.905-913, 2011.

CHERR, G. N.; SHENKER, J. M.; LUNDMARK, C.; TURNER, K.O. Toxic effects of selected bleached kraft mill effluent constituents on the sea urchin sperm cell. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6(7): 561–569. 1987.

CLEUVERS, M.; WEYERS, A. Algal growth inhibition test: does shading of coloured substances really matter? *Water Research* 37, 2718. 2003.

CORSI, I.; MARIOTTINI, M.; SENSINI, C.; LANCINI, L.; FOCARDI, S. Fish as bioindicators of brackish ecosystem health: integrating biomarker responses and target pollutant concentrations. *Oceanol. Acta*, 26(1): 129–138. 2003.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.; ESPINDOLA E. L. G. A toxicidade em ambientes

aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v. 31, n. 7, São Paulo, 2008.

CONAMA. Resolução CONAMA 20/1986, de 18 de Junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. *Diário Oficial da União*, 30 de julho de 1986, p. 11356-11361.

CONAMA. Resolução CONAMA 357/2005, de 17 de Março de 2005. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, Ministério do Meio ambiente, 2005.

CONAMA. Resolução CONAMA 430/2011, de 13 de Maio de 2011. Dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2011.

COSTIGAN, S. L.; WERNER, J.; OUELLET, J. D.; HILL, L. G.; LAW, R. D. Expression profiling and gene ontology analysis in fathead minnow (*Pimephales promelas*) liver following exposure to pulp and paper mill effluents. *Aquatic Toxicology* 122 – 123, 44 – 55, 2012.

DANTAS, T. L. P., JOSÉ, H. J., MUNIZ, R. F. P. Fenton e Photo-Fenton oxidation of tannery wastewater. *Acta Scientiarum Technology* v. 25 n. 1, p. 91-95, 2003.

DIYA'UDDEN, B. H.; DAUD, W. M. A. W.; AZIZ, A. R. A.; Process Safety and Environmental Protection, 89 (2), 95. 2011.

DOMINGUES, D. F.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. In: Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa, 2006.

DORNFELD, C. B. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

FESB-CETESB. Estudos efetuados na represa de Americana e no trecho do Rio Atibaia, a montante do reservatório. Relatório técnico, São Paulo. 66p. 1971.

FREIBERGER, V. L. Avaliação da toxicidade de efluente de indústria alimentícia com o uso do microcrustáceo *Daphnia magna* e semente de alface *Lactuca sativa*. Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Erechim, RS, 2017.

FONSECA, João José Saraiva da. Metodologia da pesquisa científica. Ceará: Universidade Estadual do Ceará, 2002.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. Metal pollution in the aquatic environment: Springer Science & Business Media. 2012.

GAUTO, M. A.; ROSA, G. R. Processos e operações unitárias da indústria química. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2011.

GEIS, S. W., FLEMING, K. L., KORTHALS, E. T., SEARLE, G., REYNOLDS, L., KARNER, D. A. Modifications to the algal growth inhibition teste for use as a regulatory assay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 19, n. 1, p. 36-41, 2000.

GIORDANO, G.; SURERUS, V. Efluentes Industriais – Estudo de Tratabilidade. Rio de Janeiro: Publit. v.1, p. 196, 2015.

GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. In: *Revista Ambiente*, v. 2, n. 2, p. 33-38, 1988.

GAVRILESCU, M. Removal of heavy metals from the environment by biosorption. *Engineering in Life Sciences*, 4(3), 219-232. 2004.

GUARATINI, T.; CARDOZO, K. H. M.; PAVANELLI, D. D.; COLEPICCOLO, P.; PINTO, E. Ecotoxicologia. In: OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. *Fundamentos de Toxicologia*. 3 ed. São Paulo: Atheneu Editora, 2008.

GUPTA, A. K.; AHMAD, M. Assessment of cytotoxic and genotoxic potential of refinery waste effluent using plant, animal and bacterial systems. *Journal of Hazardous Materials* 201 – 202, 92 – 99, 2012.

HANAZATO, T. Growth analysis of *Daphnia* early juvenile stages as an alternative method to test the chronic effect of chemicals. *Chemosphere*, v. 36, p. 1903- 1909, 1998.

HARTMANN, C. C. Avaliação de um efluente industrial através de ensaios ecotoxicológicos e análises físicas e químicas. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Galvanoplastia: orientações para o controle ambiental. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro: INEA, 2013.

KARCI, A. Degradation of chlorophenols and alkylphenoethoxylates, two representative textile chemicals, in water by advanced oxidation processes: The state of the art on transformation products and toxicity. *Chemosphere*, v. 99, p. 1-18, 2014.

KAUR, A.; VATS, S.; REKHI, S.; BHARDWAJ, A.; GOEL, J.; TANWAR, R. S.; GAUR, K. K.; Physico-chemical analysis of the industrial effluents and their impact on the soil microflora. *Procedia Environmental Sciences* 2, 595 – 599, 2010.

KIM, Sunmi et al. Association between several persistent organic pollutants and thyroid hormone levels in cord blood serum and bloodspot of the newborn infants of Korea. *PloS ONE*, v. 10, n. 5, p. e0125213, 2015.

KINAE, N., HASHIZUME, T., MAKITA, T., TOMITA, I., & KIMURA, I. Kraft pulp mill effluent and sediment can retard development and lyse sea urchin eggs. *B. Environ. Contam. Tox.*, 27(1): 616–623. 1981.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FATMA/GTZ, p. 289, 2004.

KOIVISTO, S. Is *Daphnia magna* an ecologically representative zooplankton species in toxicity tests? *Environ. Pollut.*, v. 90, p. 263267, 1995.

KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by electro-Fenton process. *Journal of Hazard Materials* v. 143, p. 33-40, 2007.

LANGFORD, T. *Ecological effects of thermal discharges*: Springer Science & Business Media. 1990.

LEDAKOWICZ, S.; SOLECKA, M.; ZYLLA, R. Biodegradation, decolourization and detoxification of textile wastewater enhanced by advanced oxidation processes. *Journal of Biotechnology*, v. 89, p. 175-184, 2001.

LENIHAN, H. S.; KIEST, K. A.; CONLAN, K. E.; SLATTERY, P. N.; KONAR, B. H.; OLIVER, J. S. Patterns of survival and behavior in antarctic benthic invertebrates exposed to contaminated sediments field and laboratory bioassays. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.192, p.233-255, 1995.

LIESCHKE, G. J.; CURRIE, P. D. Animal models of human disease: zebrafish swim into view. *Nature Reviews Genetics*. v. 8, 353-367. 2000.

LOUREIRO, S.; SANTOS, C.; PINTO, G.; COSTA, A.; MONTEIRO, M.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. M. Toxicity assessment of two soils from Jales mine (Portugal) using plants: Growth and biochemical parameters. *Arch Environ Contam Toxicol*. 50:182-90. 2006.

LYUBENOVA, M. Short Course of Functional Biocoenology of New Generation Global Models. *Comptes rendus de l'Academie Bulgare des Sciences. Biologie, Ecologie*, 64: 1589-1601. 2011.

MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. F. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MARIA, M. A.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. Avaliação da toxicidade de efluentes de branqueamento de pasta celulósica pré e pós-degradação biológica. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 417-422, Dec. 2014.

MASELLI, B. S.; LUNA, L. A. V.; PALMEIRA, J. O.; BARBOSA, S.; BEIJO, L. A.; UMBUZEIRO, G. A.; KUMMROW, F. Ecotoxicidade de efluentes brutos e tratados gerados por uma fábrica de medicamentos veterinários. *Ambi-Agua, Taubaté*, v. 8, n. 2, p. 168-179, 2013.

MASSÉ, L., MASSÉ, D.I. Effect of Soluble Organic, Particulate Organic, and Hydraulic shock Loads on Anaerobic Sequencing Batch Reactors Treating Slaughterhouse Wastewater at 20°C. *Process Biochemistry*. Vol.40, p.1225 a 1232, 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2004.

MICHAELIDOU, S. C.; NICOLAOU, A. S.; NEOFYTOU, E.; CHRISTODOULOU, M. The use of a battery of Microbiotests as a tool for integrated pollution control: Evaluation and Perspectives, in: *Cyprus: New Microbiotests for Routine Toxicity Screening and Biomonitoring*, G. Persoone, C. Janssen and W. Coen, eds., Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 39-47. 2000.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01, de 05 de

maio de 2008. 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. Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

NEALSON K. H.; HASTINGS J. W. The luminous bacteria. In: Balows A, Truper HG, Dworkin M, Harder W, Schleifer K-H (eds) *The prokaryotes, a handbook on the biology of bacteria: ecophysiology, isolation, identification, applications*, 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg New York, pp 1332–1345. 1991.

NIKUNEN, E. Toxic impact of effluents from petrochemical industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, New York, v. 9, p. 84-91, 1985.

NIPPER, M. G.; ROPER D. S.; WILLIAMS, E. K.; MARTINS, M. L.; VAN DAN, L.; MILLS, G. N. Sediment toxicity and benthic communities in mildly contaminated mudflats. *Environ. Toxic. And Chem.* V.17(3), p. 502-510, 1998.

NOVELLI, A. Estudo limnológico e ecotoxicológico da água e sedimento do Rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência do cádmio e cobre. 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

OANH, N. T. K.; BENGTSSON, B.-E. Toxicity to Microtox, micro-algae and duckweed of effluents from the Bai Bang paper company (BAPACO), a Vietnamese bleached kraft pulp and paper mill. *Environ. Pollut.*, 90(3): 391–399. 1995.

ONIKURA, N.; KISHI, K.; NAKAMURA, A.; TAKEUCHI, S. A screening method for toxicity identification evaluation on an industrial effluent using Chelex-100 resin and chelators for specific metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 27(2): 266–271. 2008.

PACHECO, J. A. S.; WOLFF, D. B. Tratamento dos efluentes de um frigorífico por sistema australiano de lagoas de estabilização. *Disc. Scientia. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas*, v.5, p.67-85, 2004.

PACHECO, J. W. F. Curtumes: série P+L. São Paulo: CETESB, 2005.

PARANÁ (Estado). Resolução CEMA nº 081/2010, do Estado do Paraná. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.

PAWLOWSKY, U. Tratabilidade de Efluentes de Fabricação de Herbicidas. Tese para Concurso Público de Professor Titular de Engenharia Ambiental – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 318f. 1994.

PERALTA-ZAMORA, P.; ESPOSITO, E.; REYES, J.; DURAN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose. Tratamento biológico e fotocatalítico. *Revista Química Nova*. Volume 20. n. 2. UNICAMP. Campinas. 1996.

PEREIRA, R.; ANTUNES, S. C.; GONÇALVES, A. M. M.; MARQUES, S. M.; GONÇALVES, S.; FERREIRA, F.; FREITAS, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. P.; DINIZ, M. S.; CASTRO, L.; PERES, I.; DUARTE, A. C. The effectiveness of a biological treatment with *Rhizopus oryzae* and of a photo-Fenton oxidation in the mitigation of toxicity of a bleached kraft

pulp mill effluent. 2009.

PIMENTEL, L. C. F.; CHAVES, C. R.; FREIRE, L. A.; AFONSO, J. C. O inacreditável emprego de produtos químicos perigosos no passado. *Química Nova*, v.29, n.5, p.1138-1149, 2006.

PINHEIRO, H. M.; TOURAD, E.; THOMAS, O. Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters. *Dyes and Pigments*, v. 61, p. 121-139, 2004.

PIRES, E. C.; CHAPARRO, T. R. Toxicity evaluation as a tool to assess the performance of an anaerobic immobilized biomass reactor. *Dyna rev.fac.nac.minas*, Medellín, v.77, n.164, p.284-391, Oct./Dec. 2010.

POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. *Science of the Total Environment*, 333, pp. 37-58. 2004.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications*. Washington: Hemisphere Publishing, 1985.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. Introduction to aquatic toxicology. In RAND, GM. (Ed.). *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Washington, DC: Taylor & Francis Publishers. p. 3-67. 1995.

RAPOSO, A. A.; BARROS, L. F. P.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. M. O parâmetro de turbidez das águas como indicador de impactos humanos na dinâmica fluvial da bacia do rio maracujá- Quadrilátero Ferrífero/MG. In: XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Anais. Viçosa: UFV, 2009.

RASHEED, Q. J.; PADIAN, K.; MUTHUKUMAR, K.; *Ultrasonics Sonochemistry*, 18 (5), 1138. 2011.

RIBO, J. M. Interlaboratory Comparison studies of the Luminescent Bacteria Toxicity Bioassay. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 12, 283. 1997.

Resolução CONEMA nº 86/2018. Aprova a NOP-INEA-08-REV00 – Critérios e Padrões para Controle da Ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos. Rio de Janeiro, 2018.

RIO DE JANEIRO (Estado). Norma Técnica FEEMA 213.R-4. Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais, do Instituto Estadual do Ambiente - INEA, de 4 de setembro de 1990. Rio de Janeiro, 1990.

RIO DE JANEIRO (Estado). Resolução CONEMA nº 86/2018. Aprova a NOP-INEA-08-REV00 – Critérios e Padrões para Controle da Ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos. Rio de Janeiro, 2018.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). Resolução CONSEMA nº 129/2006. 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, 2006.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). Portaria FEPAM nº 66/2017. Dispõe sobre o estabelecimento da frequência de monitoramento de toxicidade para fontes de emissão que lancem seus

efluentes em águas superficiais no território do Estado do Rio Grande do Sul, e dá outras providências. Porto Alegre, 2017.

ROBINSON, T.; McMULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAN, P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, v. 77, n. 3, p. 247-255, 2001.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Ecotoxicological analysis of the water and sediment from middle and low Tietê River Cascade Reservoirs (State of São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, v. 15, n. 3, p. 81-93, 2003.

RODRIGUES, M. A. S.; AMADO, F. D. R.; XAVIER, J. L. N.; STREIT, K. F.; BERNARDES, A.M.; FERREIRA, J. Z. Application of photoelectrochemical/electrodialysis treatment for the recovery and reuse of water from tannery effluents. *Journal of Cleaner Production* 16, 605 – 611. 2008.

ROMANELLI, M. F. Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos à irradiação com feixes de elétrons. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, 2004.

RUBINGER, C. F. Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais. 2009. 90 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós - Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

SÁ JÚNIOR, E. F; MELO, O. T.; SANTOS, R. L., Avaliação ecotoxicológica de um efluente industrial de reciclagem de papelão utilizando *Danio rerio* e *Allium cepa*. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia (UFAMA. Impresso)*, v. 26, p. 01-07-07, 2016.

SANCHEZ-GALAN, S.; LINDE, A. R.; IZQUIERDO, J. I.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Brown trout and European minnow as target species for genotoxicity test: differential sensitivity to heavy metals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* v. 43. 1999.

SANTA CATARINA (Estado). Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina Portaria n. 017/02: Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens. Santa Catarina, 2002.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA n. 3, de 22 de fevereiro de 2000. Dispõe sobre as relações que fixam a toxicidade permissível no controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo. São Paulo, 2000.

SAVANT, D. V.; ABDUL-RAHMAN, R. L.; RANADE, D. R. Anaerobic degradation of adsorbable organic halides (AOX) from pulp and paper industry. *Bioresource Technology*, v.97, p.1092-1104, 2006.

SCHELL, L. M.; GALLO, M. V. Relationships of putative endocrine disruptors to human sexual maturation and thyroid activity in youth. *Physiology & behavior*, v. 99, n. 2, p. 246-253, 2010.

SCHRANK, S. G.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M. Simultaneous photocatalytic Cr (VI)

reduction and dye oxidation in a TiO<sub>2</sub> slurry reactor. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, v. 147, p. 71-76. 2002.

SCHRANK, S. G.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M.; SCHRÖDER, H. Fr. Elucidation of the behavior of tannery wastewater under advanced oxidation conditions. *Chemosphere* v. 56, p. 411-423, 2004.

SCHRANK, S. G.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M.; SCHRÖDER, H. Fr. Applicability of Fenton and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV reactions in the treatment of tannery wastewaters. *Chemosphere* v. 60, p. 644-655, 2005.

SHAW, I. C.; CHADWICK, J. *Principles of Environmental Toxicology*, Taylor & Francis: Philadelphia, 1998.

SILVA, D. C. V. R. da; POMPEO, M.; PAIVA, T. C. B. de. A Ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. In: *Ecologia de reservatórios e interfaces*, p. 460, São Paulo: Instituto de Biociências, 2015.

SONG, Y. C.; KIM, I. S.; KOH, S. C. Demulsification of oily wastewater through a synergistic effect of ozone and salt. *Water Science Technology*, v. 38. 1998.

SOUPILAS, A.; PAPADIMITRIOUB, C. A.; SAMARASB, P.; GUDULASB, K.; PETRIDIS, D. Monitoring of industrial effluent ecotoxicity in the greater Thessaloniki area. *Desalination* 224. 261–270. 2008.

SPONZA, D. T. Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey. *Ecotox. Environ. Safe.*, 54(1): 74–86. 2003.

SPONZA, D. T. Incorporation of toxicity test into the Turkish discharge monitoring system. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43. 2002.

STEPHAN, C. E.; MOUNT, D. J. Use of toxicity tests with fish in water pollution control. pp. 164-177. In: *Biological Methods for the Assessment of Water quality*, v. 528. ASTM STP. American Society for testing and Materials, Philadelphia. 1973.

SUNDFELD-PENIDO, J. Estudos limnológicos e ecotoxicológicos com amostras de água e sedimento do Ribeirão Limeira – Piquete/Lorena-SP. 2010. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Lorena, 2010.

TELLES, D. A; COSTA, R. H. P. G. *Reuso da água: conceitos, teorias e práticas*. 1.ed. São Paulo: Blucher, 2007.

TERÁN, F. C. Tratamiento de Aguas Residuales. Capacitación para la EPSA Boliviana n. 17. Asociación Nacional de Empresas de Servicio de Agua Potable y Alcantarillado. La Paz, Bolivia. 2004.

TERRA, N. R.; FEIDEN, I. R. Avaliação de amostras de água do rio Cai entre os anos de 1996 e 1997 através de ensaios crônicos com *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera). *Fepam em Revista*, Porto Alegre, v.2, n.1, p.18-25, jan./dez. 2008.

TIGINI, V.; GIANANTI, P.; MANGIAVILLANO, A.; PANNOCCHIA, A.; VARESE, G. C. Evaluation of toxicity, genotoxicity and environmental risk of simulated textile and tannery

wastewaters with a battery of biotests. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 866-873. 2011.

TRUHAUT, R. *Ecotoxicology: Objectives, principles and perspectives*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 1, N° 2, 1977.

TSIRIDIS, V.; PETALA, M.; SAMARAS, P.; HADJISPYROU, S.; SAKELLAROPOULOS, G.; KUNGOLOS, A. Interactive toxic effects of heavy metals and humic acids on *Vibrio fischeri*. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 63(1), 158–167. 2006.

USEPA. United States Environmental Protection Agency 2002 Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. Technical Report. 3rd ed. U.S. EPA-821-R-02-014. 2002.

VARGAS, G. L. P. Avaliação ecotoxicológica da Represa da Pampulha (MG) e seus principais tributários. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

VERMA, A. K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *J. Environ. Manag.* 93: 154-168, 2012.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Química Nova*, São Paulo, v. 27, p. 139-145, 2004.

VITERBO JR., ENIO. *Sistema Integrado de Gestão Ambiental*. 2. ed. São Paulo: Aquariana, 1998.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: VON SPERLING, M (Org.). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, v. 1. 3. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007.

VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, Amsterdam, v. 219, n. 1-3, p. 190-202, 2008.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.; GOLDSTEIN, E.G.; SOUZA, H. B. de. Avaliação de toxicidade em sistema de tratamento biológico de afluentes líquidos. In: *Revista DAE*. São Paulo, v. 52, n. 166. P. 01 - 06. 1992.

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

ZUNINO, P. A. A. Avaliação da desregulação endócrina em peixes expostos a efluentes de indústria de papel e celulose. (Dissertação de Mestrado em Biotecnologia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

WALKER, C. H.; SIBLY, R. M.; HOPKIN, S. P.; PEAKALL, D. B. *Principles of ecotoxicology*. 3. ed. New York: CRC Press, 2006.

WESENBERG, D.; KYRIAKIDES, I.; AGATHOS, S. N. White rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluents. *Biotechnol. Adv.* n. 22, p.161-187. 2003.