

Universidade Federal do ABC
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas
Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Leonardo Beltrão Barszcz

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO POR
ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

SANTO ANDRÉ - SP

2017

Leonardo Beltrão Barszcz

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO POR
ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do ABC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus

Santo André - SP

2017

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC
Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC
com os dados fornecidos pelo (a) autor (a).

Barszcz, Leonardo Beltrão

Avaliação ecotoxicológica de efluente doméstico tratado por alagados
construídos – Santo André, 2017.

103 fls.

Orientador: Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Santo André, 2017.

1.Ecotoxicologia. 2. Alagados Construídos. 3. Efluente Doméstico. 4.
Macrófitas Aquáticas. I. Matheus, Dácio Roberto. II. Programa de Pós-
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2017.III. Título.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

Santo André, 06 de dezembro de 2017.

Assinatura do autor: _____

Roberto
06/12/17

Assinatura do orientador: _____

[Handwritten signature]



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Fundação Universidade Federal do ABC
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Avenida dos Estados, 5001 – Bairro Santa Terezinha – Santo André – SP
CEP 09210-580 · Fone: (11) 4996-0017
pgcta@ufabc.edu.br

FOLHA DE ASSINATURAS

Assinaturas dos membros da Banca Examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Leonardo Beltrão Barszcz, realizada em 29 de setembro de 2017:

Prof.(a) Dr.(a) **Dácio Roberto Matheus** (Universidade Federal do ABC) – Presidente

Prof.(a) Dr.(a) **Mercia Regina Domingues Moretto** (Universidade Federal do ABC) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Clarice Maria Rispoli Botta** (Universidade de São Paulo) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Roseli Frederigi Benassi** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) **Kátia Maria Gomes Machado** (Universidade Católica de Santos) – Membro Suplente

À minha família, em especial aos meus pais, Lincoln e Maria Rita, à minha esposa
Luciane, e aos meus filhos Pedro e Arthur...

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Deus pela vida.

A UFABC, pela oportunidade e pelo apoio financeiro na realização deste curso de Pós-graduação.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, em especial ao Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus, pela orientação, dedicação e ensinamentos neste período de aprendizado.

A Profa. Mércia R. Domingues Moretto, por me apoiar e tranquilizar.

A Profa. Roseli Frederigi Benassi, pelo apoio e auxílio em todas as horas.

A parceria entre UFABC, FUNASA e Sabesp, sem estas, este trabalho não teria sido realizado.

Ao Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia Aquática, do Núcleo de Ecotoxicologia e Ecologia Aplicada do CHREA/EESC-USP - São Carlos, pela ótima recepção e apoio nos ensaios de toxicidade aguda.

A Dra. Clarice Botta, por estar sempre disposta a ajudar.

Ao Filipe Bellato, pelo grande apoio nos ensaios de fitotoxicidade.

Aos meus colegas da Pós-graduação, que de alguma forma, me ajudaram a chegar até aqui.

Aos meus pais, Lincoln e Rita, pelo apoio e incentivo incondicional.

A minha esposa Luciane, pela grande ajuda, incentivo, apoio, e por me aguentar nos momentos mais difíceis.

Ao meu filho Pedro, por me incentivar simplesmente pelo fato de existir.

Ao meu irmão Lincoln, por estar presente em todos os momentos.

A todos, que de alguma forma, contribuíram com esta caminhada.

“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

A água é um bem essencial para a sobrevivência de todos os seres vivos. Atualmente, tem-se observado o despejo de efluentes domésticos e industriais causando a degradação dos recursos hídricos. Estudos de ecotecnologias para tratamento destes efluentes se fazem necessários, em especial em pequenas comunidades, que acabam gerando poluição pontual nos corpos d'água, realidade da grande maioria dos municípios brasileiros. Aliado a outros indicadores de qualidade, ensaios ecotoxicológicos são muito importantes para monitorar a qualidade dos efluentes e dos corpos receptores. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com as macrófitas aquáticas *Eleocharis* sp. (junco); e *Typha* sp. (taboa), na redução da toxicidade de efluentes domésticos. Para isso, foram utilizados ensaios ecotoxicológicos com o microcrustáceo *Daphnia similis*, com a dicotiledônea *Lactuca sativa* (alface), a monocotiledônea *Sorghum vulgare* (sorgo) e com as macrófitas aquáticas *Lemna* sp. (lentilha d'água) e *Azolla* sp. O efluente doméstico se mostrou tóxico à *Daphnia similis* com média de EC₅₀ de 1,3%. Os tratamentos com macrófitas reduziram significativamente a toxicidade do efluente, com médias de EC₅₀ 73% para o tratamento com junco, EC₅₀ 53,17% para o tratamento com taboa, EC₅₀ 78,25% para o tratamento com taboa+junco. O controle (sem macrófitas) também reduziu significativamente a toxicidade, com média de EC₅₀ 63,13%. Nos ensaios de fitotoxicidade, a alface e o sorgo não se mostraram sensíveis ao efluente analisado, embora sejam para outros tipos de efluentes. A macrófita *Lemna* sp. também não foi sensível ao efluente estudado, no entanto observou-se a capacidade de identificar, com esta espécie, o potencial eutrofizante do efluente, já que a mesma se desenvolveu melhor no efluente bruto do que nos efluentes tratados. Com a macrófita *Azolla* sp. foi possível verificar que o efluente bruto possui maior potencial eutrofizante se comparado com os tratamentos com junco, taboa e controle, onde houve remoção de N e P. No entanto, evidenciou-se efeito tóxico para *Azolla* sp. nos efluentes tratados.

Palavras-chave: Ecotoxicologia; Alagados Construídos; Macrófitas Aquáticas; Efluente Doméstico.

ABSTRACT

Water is an essential for the survival of all lives. Currently, it has been observed the dumping of domestic and industrial effluents causing the degradation of water resources. Studies of ecotechnologies to treat these effluents are necessary, especially in small communities, which end up generating diffuse pollution in water bodies, a reality of the great majority of Brazilian municipalities. In addition to other quality indicators, ecotoxicological tests are very important to monitor the quality of effluents and receptor bodies. The research objective was to evaluate the performance of wetland treatment in reducing the toxicity of domestic effluents. This project used constructed wetland with horizontal sub-surface flow cultivated with *Eleocharis* sp. (reed); and *Typha* sp. (typha). For this we used ecotoxicological tests with the microcrustacean *Daphnia similis*, with the dicotyledon *Lactuca sativa* (lettuce), the monocotyledon *Sorghum vulgare* (sorghum) and the aquatic macrophytes *Lemna* sp. (Duckweed) and *Azolla* sp. The domestic effluent was toxic to *Daphnia similis* with a mean EC₅₀ of 1.3%. Macrophyte treatments significantly reduced effluent toxicity with EC₅₀ averages 73% for reed treatment, EC₅₀ 53.17% for typha treatment, and EC₅₀ 78.25% for typha+ reed treatment. The control (without macrophytes) also significantly reduced toxicity, with a mean EC₅₀ of 63.13%. In the phytotoxicity tests, lettuce and sorghum were not sensitive to the analyzed effluent, although they were for other types of effluents. The macrophyte *Lemna* sp. was also not sensitive to these studied effluent. However, it was possible to identify the eutrophic potential of the effluent with this species, since it was better developed in the raw effluent than in treated effluents. With the macrophyte *Azolla* sp. it was possible to verify that the raw effluent has a greater eutrophic potential when compared to the treatments with reed, typha and control, where we observed there was nitrogen and phosphorus removal. However, toxic effect for *Azolla* sp. Treated effluents.

Keywords: Ecotoxicology; Constructed Wetlands; Aquatic Macrophytes; Domestic Effluents.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS.....	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1	SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL.....	16
3.2	TRATAMENTO CONVENCIONAL DE EFLUENTE DOMÉSTICO.....	17
3.3	TRATAMENTOS ALTERNATIVOS DE ESGOTO.....	21
3.4	ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO BRASIL E NO MUNDO.....	23
3.5	AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE EFLUENTES DOMÉSTICOS.....	29
3.5.1	Ensaio de toxicidade aguda utilizando <i>Daphnia similis</i>	33
3.5.2	Ensaio fitotóxicos com plantas terrestres.....	36
3.5.3	Ensaio fitotóxicos utilizando macrófitas aquáticas.....	39
3.6	POTENCIAL DE USO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS POR MUNICÍPIOS PAULISTAS.....	44
4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1	INSTALAÇÃO DA PLANTA PILOTO.....	48
4.2	COLETA DAS AMOSTRAS.....	53
4.3	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DOS EFLUENTES.....	54
4.4	AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA.....	54
4.4.1	Avaliação da toxicidade aguda – método de ensaio utilizando <i>Daphnia similis</i>	55
4.4.2	Efeito fitotóxico.....	56
4.4.2.1	Fitotoxicidade em alface (<i>Lactuca sativa</i>) e sorgo (<i>Sorghum vulgare</i>).....	56
4.4.2.2	Fitotoxicidade em macrófitas.....	57
4.5	MUNICÍPIOS COM POTENCIAL PARA RECEBER ALAGADOS CONSTRUÍDOS.....	60
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	62
5.1.1	pH.....	62
5.1.2	Condutividade elétrica.....	63
5.1.3	Oxigênio dissolvido (OD).....	65
5.2	TOXICIDADE AGUDA – ENSAIOS COM <i>Daphnia similis</i>	66
5.3	FITOTOXICIDADE.....	71
5.3.1	<i>Lactuca sativa</i> (alface).....	71

5.3.2	<i>Sorghum vulgare</i> (sorgo).....	73
5.4	TOXICIDADE EM MACRÓFITAS.....	75
5.4.1	<i>Lemna</i> sp. (lentilha d'água)	75
5.4.2	<i>Azolla</i> sp.....	79
5.5	MUNICÍPIOS COM POTENCIAL PARA RECEBER ALAGADOS CONSTRUÍDOS.....	80
6	CONCLUSÕES	84
	REFERÊNCIAS	85
	ANEXO 1 - ANÁLISE ESTATÍSTICA	98

1 INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para a manutenção da vida na Terra, mas este recurso não tem sido cuidado na mesma proporção de sua importância. A deterioração dos corpos hídricos é um grave problema que está se agravando devido ao aumento da população mundial e a prática de atividades potencialmente poluidoras. O ecossistema aquático é o grande receptor dos poluentes, não só os advindos de efluentes, mas também aqueles que são lançados no ar e no solo (BORRELY, 2001).

A qualidade da água está diretamente relacionada com a qualidade de vida das pessoas. Conforme descrito no Manual de Saneamento Básico da Funasa (BRASIL, 2006a), a água e o esgoto contaminados são responsáveis pela transmissão de uma série de doenças, principalmente doenças gastrointestinais. Dessa forma, investimentos em saneamento básico e, mais especificamente em coleta e tratamento de esgoto, são essenciais para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e o bem-estar das pessoas (LISBOA, et al. 2013).

Para tal, a disseminação de ecotecnologias para tratamento de efluentes é uma alternativa viável, principalmente para pequenas cidades e comunidades mais isoladas, já que o tratamento convencional de esgoto demanda de alto investimento e mão de obra qualificada.

Alagados construídos (do inglês constructed wetlands) vêm sendo utilizados a muito tempo para tratamento de efluentes domésticos e industriais. Os alagados construídos são tanques cultivados com macrófitas que são dimensionados com a finalidade de utilizar os processos naturais para remoção de poluentes (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008). A água, o solo, os microrganismos e os vegetais interagem entre si, formando um ecossistema equilibrado, no qual ocorre a degradação da matéria orgânica, reciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, o melhoramento da qualidade da água (ANJOS, 2003).

Uma das formas de avaliar o desempenho desses alagados construídos para o tratamento de efluentes é através do monitoramento dos principais parâmetros físico-químicos, dentre eles: pH, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), sólidos dissolvidos e concentração de nitrogênio e fósforo. No entanto, somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos

e as que são inertes no ambiente, não sendo suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes, mesmo após o tratamento.

Nesse sentido, segundo Costa (2008), os testes de toxicidade podem ser considerados ótimas ferramentas para avaliar a qualidade das águas. Os testes ecotoxicológicos são realizados com organismos indicadores, que devido às suas características de pequeno limite de tolerância ecológica a determinadas substâncias químicas, apresentam alguma alteração fisiológica, morfológica ou comportamental, quando expostos a determinados contaminantes. O princípio dos ensaios de toxicidade é sempre o mesmo, ou seja, organismos-teste são submetidos a diferentes diluições do efluente líquido por um determinado período tempo e após este período é registrado os efeitos tóxicos em cada uma das diluições.

Com este estudo pretendeu-se avaliar, principalmente, o potencial de alagados construídos para redução da toxicidade de efluentes domésticos. Para isso foram utilizados como bioindicadores o microcrustáceo *Daphnia similis*, sementes de *Lactuca sativa* e *Sorghum vulgare* e as macrófitas aquáticas *Lemna* sp. e *Azolla* sp.

Levando em conta que praticamente não existem trabalhos que demonstrem a relação dos alagados construídos com a toxicidade de efluentes domésticos, entender os mecanismos que ocorrem entre substrato, microbiota, plantas e efluente é extremamente importante para o melhor conhecimento e a disseminação desta ecotecnologia.

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

O objetivo global deste estudo foi avaliar o desempenho de alagados construídos, em escala piloto, com fluxo subsuperficial horizontal, cultivados com macrófitas emergentes na redução de toxicidade de efluentes domésticos. Para tal, foram considerados os seguintes objetivos específicos:

- a) Avaliar a toxicidade do efluente, antes e após o tratamento, utilizando o microcrustáceo bioindicador *Daphnia similis*;
- b) Avaliar a fitotoxicidade do efluente, antes e após o tratamento, utilizando quatro espécies vegetais bioindicadoras: a dicotiledônea *Lactuca sativa* (alface), a monocotiledônea *Sorghum vulgare* (sorgo) e as macrófitas aquáticas *Lemna* sp. (lentilha d'água) e *Azolla* sp;
- c) Identificar e quantificar os municípios do Estado de São Paulo com até 50 mil habitantes que possuem potencial para receber a tecnologia de alagados construídos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

A demanda de água para consumo humano vem aumentando cada vez mais devido ao aumento da população mundial. No entanto, a disponibilidade de água não aumenta nesta mesma proporção, muito pelo contrário, vem diminuindo com o passar do tempo. Diminuição essa, graças ao descaso com a água doce tão escassa, se comparada com o total de água disponível na Terra. Apenas aproximadamente 1% de toda a água do planeta está disponível para consumo humano na forma de rios, lagos e águas subterrâneas (CARMO, 2001).

O consumo humano e a dessedentação de animais podem ser considerados como os usos mais nobres da água. Entretanto, conforme previsto na Lei 9433/97 que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), a água também pode ser utilizada para diluição de despejos. Quando essa utilização não é feita da forma correta ocasiona a poluição dos corpos d'água, tornando essa água imprópria para consumo.

Um das formas de contornar esse grave problema é através de investimentos em saneamento básico. Segundo Sousa et al. (2015), saneamento básico é um conjunto de medidas para a conservação do meio ambiente e prevenção de doenças, ou seja, é um conjunto de intervenções multidimensionais articuladas a fatores sociais, econômicos, políticos e culturais. Incorporando os sistemas de abastecimento de água, a drenagem de águas pluviais, a limpeza urbana, o esgotamento sanitário e outros sistemas.

No Brasil, conforme pesquisa do SNIS (2015), 83,3% da população é atendida com rede de água e 50,3% do esgoto gerado é coletado. No entanto, apenas 42,7% do esgoto coletado recebe algum tipo de tratamento antes da disposição final. Esse fato é preocupante pois reflete a realidade nacional em relação ao esgoto, ou seja, 57,3% de todo o esgoto gerado no país é lançado in natura no solo ou nos corpos hídricos. Observa-se nos dados acima que o Brasil investe mais na distribuição da água do que na coleta e no tratamento do esgoto. Nozaki (2007) cita que este fato ocorre, pois, a universalização do abastecimento da água gera um maior efeito político que a coleta e tratamento de esgoto. Mesmo com a privatização do serviço de

saneamento básico, o cenário não foi alterado. Se for levado em conta que um bem se torna cada vez mais valorizado conforme se torna mais escasso no mercado, chega-se à conclusão que quanto mais escassa a água, maior o seu valor. Desta forma, os investimentos das iniciativas privadas, se dão prioritariamente no avanço nas redes de abastecimento da água, deixando de lado investimento na coleta e tratamento de esgoto (OLIVEIRA, 2005).

A água e o esgoto contaminados são responsáveis pela transmissão de uma série de doenças, principalmente doenças gastrointestinais, sendo estimado que em 2012 ocorreram 842 mil mortes nos países de renda média e média-baixa causadas por água potável contaminada, por instalações inadequadas para a lavagem das mãos e por serviços sanitários inapropriados ou inadequados. Nos países de alta renda 70% das águas residuais e industriais são tratadas; nos países de baixa renda, apenas 8% dessas águas recebem algum tipo de tratamento. Ao nível mundial é provável que mais de 80% das águas residuais sejam lançadas no ambiente sem tratamento (WWAP, 2017).

De acordo com o Instituto Trata Brasil (TRATA BRASIL, 2010), que aferiu que o custo de uma internação por infecção gastrintestinal no Sistema Único de Saúde (SUS), em 2009, foi de cerca de R\$ 350 na média nacional, gerando uma despesa da ordem de R\$161 milhões/ano, apenas para tratamento hospitalar das pessoas infectadas. Esse valor não considera a compra de medicamentos para o tratamento pós-hospitalização ou a despesa com o retorno ao médico. Se for levado em conta o estresse que o paciente e o acompanhante sofre, já que os principais atingidos são crianças, esses dados são ainda mais alarmantes.

3.2 TRATAMENTO CONVENCIONAL DE EFLUENTE DOMÉSTICO

Podem ser considerados esgotos domésticos aqueles que provem de instituições, edificações residenciais e/ou comercial, que contenham banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer mecanismo de utilização da água para fins domésticos. São compostos, basicamente, de água de lavagem, de banho, restos de alimentos, detergentes, urina, fezes e papel. Conforme Samuel (2011), os esgotos

sanitários constituem-se, aproximadamente, de 99,9 % de água de 0,1 % de sólidos. Essa porção de sólidos é responsável pela deterioração da qualidade do corpo hídrico, e por isso o esgoto deve ser tratado.

O sistema de tratamento de esgoto doméstico tem como finalidade remover os poluentes dos esgotos, incluindo impurezas de composições físicas, químicas e biológicas e de organismos patogênicos, mantendo assim, os padrões de qualidade da água conforme a legislação vigente.

A qualidade da água é um conceito relativo e vai depender diretamente de qual forma este recurso será utilizado. Conforme a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), as águas doces são classificadas em cinco diferentes classes dependendo do tipo de uso, sendo elas, classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 (Quadro 1), e para cada um dos usos, existe um padrão de qualidade especificado também na Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) que deve ser seguido (Tabela 1).

Quadro 1 – classificação dos corpos d'água conforme tipo de uso.

Uso da água	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento doméstico	x	x	x	x	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	x				
Recreação de contato primário		x	x		
Proteção das comunidades Aquáticas		x	x		
Irrigação		x	x		
Pesca			x		
Dessedentação de animais				x	
Navegação				x	x
Harmonia paisagística				x	x

Fonte: Resolução CONAMA nº 357, de 17/03/2005.

Tabela 1 – Padrões de Qualidade das Águas Estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Parâmetro	Unidade	Classe de Enquadramento			
		1	2	3	4
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Oxigênio Dissolvido	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	> 2
DBO	mg/L	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
Fósforo total – ambiente lêntico	mg/L	≤ 0,020	≤ 0,030	≤ 0,050	-
Fósforo total – ambiente intermediário	mg/L	≤ 0,025	≤ 0,05	≤ 0,075	-
Fósforo total – ambiente lótico	mg/L	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,15	-
Turbidez	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	≤ 200	≤ 1.000	≤ 2.500	-
Efeito tóxico crônico	-	Ausente	Ausente	Presente	Presente
Efeito tóxico agudo	-	Ausente	Ausente	Ausente	Presente

Além dos parâmetros físicos e químicos (pH, DBO, DQO, turbidez) que são muito utilizados para avaliar a qualidade da água ou do efluente, os indicadores microbiológicos também são amplamente usados na avaliação da qualidade do corpo hídrico. Tradicionalmente recorre-se à identificação dos organismos indicadores de contaminação, partindo do pressuposto de que sua presença indicaria a introdução da matéria de origem fecal (humana ou animal) na água, demonstrando alto risco da presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2006b). Os organismos mais utilizados como indicadores microbiológicos da qualidade da água são os grupos dos coliformes totais, dos coliformes termotolerantes e a bactéria *Escherichia coli* (CHAGAS, 2000; SHIBATA et al., 2004; APHA, 2005; BRASIL, 2006b; VASCONCELLOS et al., 2006).

O tratamento convencional de esgoto se enquadra no conceito de “sistema de tratamento de esgoto centralizado”, no qual são sistemas de esgotamento públicos e coletivos e que possuem estação de tratamento de esgoto como unidade centralizadora. É composto de conjunto de equipamentos e instalações com o objetivo de coletar, transportar, tratar e dar um destino correto para grandes volumes de esgoto (SURIYACHAN et al., 2012).

Uma estação de tratamento de esgoto (ETE) centralizada, segundo Von Sperlin (2005), deve possuir as seguintes fases de tratamento:

a) Tratamento preliminar: responsável pela remoção dos sólidos grosseiros e de areias através de mecanismos físicos, como por exemplo, gradeamento, sedimentação, dentre outros. As principais finalidades da remoção dos sólidos são a proteção dos dispositivos de transporte do esgoto (bombas e tubulações), das unidades de tratamento posteriores e dos corpos receptores.

b) Tratamento primário: destinado à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes, principalmente por mecanismos físicos. O principal componente dos sólidos em suspensão é a matéria orgânica em suspensão. Dessa forma, a remoção através de processos simples como a sedimentação, implica na redução da carga de DBO (25 a 35 %), dirigida ao tratamento secundário, enquanto que a eficiência na remoção de sólidos suspensos fica em torno de 60 a 70 %. A eficiência do tratamento primário na remoção dos sólidos em suspensão e, conseqüentemente, da DBO, pode ser aumentada através a adição de agentes coagulantes.

c) Tratamento secundário: neste processo estão presentes os mecanismos físicos, mas predominam os mecanismos biológicos, sendo o principal objetivo a remoção da matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel ou filtrada) e matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa ou particulada), nos quais os sólidos de sedimentabilidade mais lenta persistem no esgoto. A eficiência de remoção da DBO e dos coliformes são em torno de 60 a 99 %. Uma série de microrganismos participam deste processo: bactérias, protozoários, fungos e outros. A base do processo é o contato efetivo entre os microrganismos e o material orgânico contido no esgoto, sendo estes utilizados pelo microrganismo como alimento, convertendo a matéria orgânica em gás carbônico e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos).

d) Tratamento terciário: tem como objetivo a remoção de poluentes específicos (tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou a remoção complementar de poluentes

não suficientemente removidos no tratamento secundário, como o nitrogênio e o fósforo, microrganismos patogênicos, metais pesados, dentre outros. A cloração para desinfecção, a ozonização para a desinfecção e/ou remoção de substâncias orgânicas complexas, filtração rápida para a remoção de matéria em suspensão, são os processos mais utilizados como tratamento terciário. No entanto, esta última fase de tratamento, é pouco utilizada no Brasil.

Este conceito de sistema centralizado para tratamento de esgoto está disseminado pelo mundo todo, tanto em países desenvolvidos quanto subdesenvolvidos, no entanto por ser um sistema relativamente caro em relação à implementação, operação e manutenção, este tipo de sistema acaba não chegando a pequenas comunidades e comunidades rurais (SABRY, 2010), além do que demandam de grande disponibilidade de energia elétrica para seu funcionamento (LIBRALATO et al., 2012).

3.3 TRATAMENTOS ALTERNATIVOS DE ESGOTO

Contrariamente ao sistema centralizado de tratamento de esgoto, utilizado em grandes centros urbanos, uma alternativa seria o sistema descentralizado, aplicado principalmente para pequenas comunidades e comunidades rurais. Segundo Suriyachan et al. (2012) na gestão descentralizada, o esgoto é coletado, tratado e reutilizado e/ou despejado próximo ao local da geração. E este processo é facilitado pelo fato do gerador do esgoto ser também o responsável pela manutenção do sistema de tratamento.

Não só no Brasil, mas também em vários países da Europa, o tratamento de esgoto descentralizado, tem se mostrando uma boa opção para o tratamento de efluentes domésticos principalmente por ser uma alternativa sustentável. É acessível em locais distantes da rede centralizada, reutiliza os nutrientes presentes no efluente como fertilizantes agrícolas, possibilidade de geração de bioenergia, e também o reaproveitamento da água (ROELEVELD e ZEEMAN, 2006; MOELANTS et al., 2011).

Para ser considerada uma estação de tratamento “descentralizada”, segundo a Resolução CONAMA nº 377 (BRASIL, 2006c) a vazão nominal deve ser menor ou igual a 50 L/s ou ter capacidade para atender até 30 mil habitantes.

Segundo o Manual de Saneamento Básico (BRASIL, 2006a), existem diversas soluções para o tratamento e destinação final dos esgotos domésticos, que podem ser utilizadas de formas individuais e/ou coletivas e, dessa forma, são consideradas, soluções descentralizadas para tratamento de esgoto. Dentre elas podem ser citadas:

a) Privada com Fossa Seca – compreende a casinha e a fossa seca escavada no solo, destinada a receber somente os excretas, ou seja, não dispões de veiculação hídrica. As fezes que ficam no interior da fossa se decompõe ao longo do tempo pelo processo de digestão anaeróbia.

b) Privada com Fossa de Fermentação (tipo Cynamon) – consta essencialmente de câmaras (tanques) contíguas e independentes destinadas a receber os dejetos, igualmente nas privadas de fossas secas. As fezes se decompõe por fermentação e este tipo é apropriado para outros tipos de terrenos desfavoráveis à construção de Privada de Fossa Seca.

c) Tanque Séptico – os tanques sépticos são câmaras fechadas com a finalidade de deter os despejos domésticos, por um período de tempo estabelecido, de modo a permitir a decantação dos sólidos e retenção do material graxo contido nos esgotos transformando-os bioquimicamente, em substâncias e compostos mais simples e estáveis. Supondo-se uma vazão do esgoto de 150 l/dia o tanque séptico poderá ser empregado para tratamento a nível primário de até, um máximo de 500 habitantes. Economicamente o tanque séptico é recomendado para até 100 habitantes. Esse sistema requer que as residências disponham de suprimento de água.

d) Filtro Anaeróbio – o filtro anaeróbio (formado por um leito de brita nº 4 ou nº 5) está contido em um tanque de forma cilíndrica ou retangular, que pode ser com fundo falso para permitir o escoamento ascendente de efluente do tanque séptico ou sem fundo falso, mas totalmente cheio de britas. É um processo de tratamento apropriado para o efluente do tanque séptico, por apresentar resíduos de carga

orgânica relativamente baixa e concentração pequena de sólidos em suspensão. As britas nº 4 ou nº 5, reterão em sua superfície as bactérias anaeróbias (criando um campo de microrganismo), responsáveis pelo processo biológico, reduzindo a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

e) Leitões de Secagem – São unidades de tratamento, geralmente em forma de tanques retangulares, projetados e construídos de modo a receber o lodo dos digestores, ou unidades de oxidação total, onde se processa a redução da unidade com a drenagem e evaporação da água liberada durante o período de secagem.

3.4 ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO BRASIL E NO MUNDO

Dentre as várias opções existentes nos dias de hoje para tratamento de efluentes sanitários de forma descentralizada, tem-se a utilização de alagados construídos ou também conhecidos por *wetlands* construídos (MITSCHI & GOSSELINK, 2000). A tradução do inglês para o português da palavra *wetland* pode ser definida como terras alagadas, ou seja, ecossistemas naturais que permanecem inundados durante um período do ano ou até mesmo o ano todo.

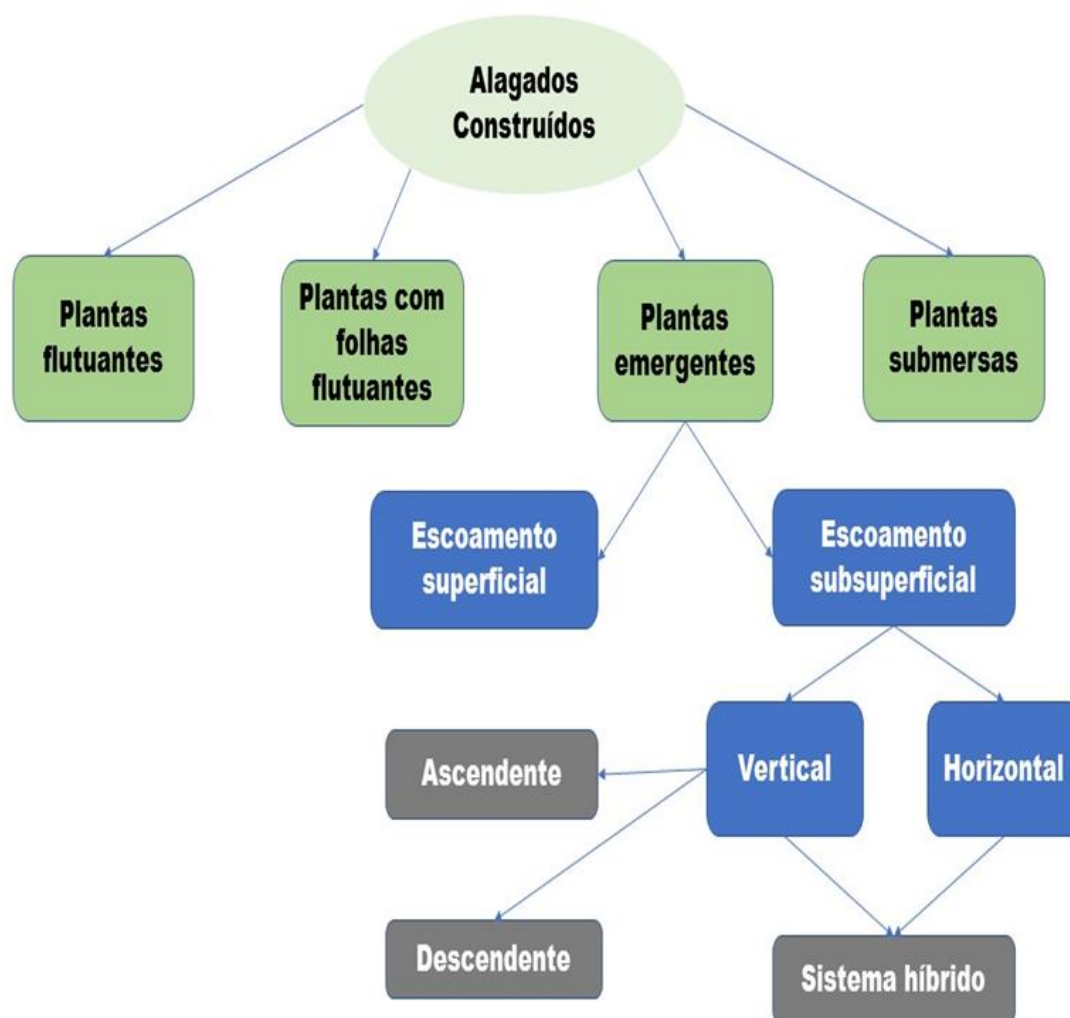
Usados para tratamento de águas residuárias há cerca de quarenta anos, os alagados construídos são dimensionados e construídos com a finalidade de utilizar os processos naturais de remoção de poluentes (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008). Ou seja, a água, o solo, os microrganismos e os vegetais interagem entre si, formando um ecossistema equilibrado, no qual ocorre a degradação da matéria orgânica, reciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, o melhoramento da qualidade da água (ANJOS, 2003).

Esse tipo de tecnologia é geralmente composto por filtro de pedra ou areia plantado com macrófitas e com controle no tempo de detenção hidráulica. Segundo Vicznevski e Silva (2003), a remoção dos poluentes utilizando os alagados construídos se dá por uma variedade de processos físicos, químicos e bioquímicos que são desenvolvidos pelos elementos do meio que constituem o solo, microrganismo e plantas. A filtração e a depuração da matéria orgânica por microrganismos formadores do biofilme aderido ao substrato presente no sistema são

os principais fenômenos responsáveis pela remoção de poluentes nos alagados (OLIJNYK et al., 2007).

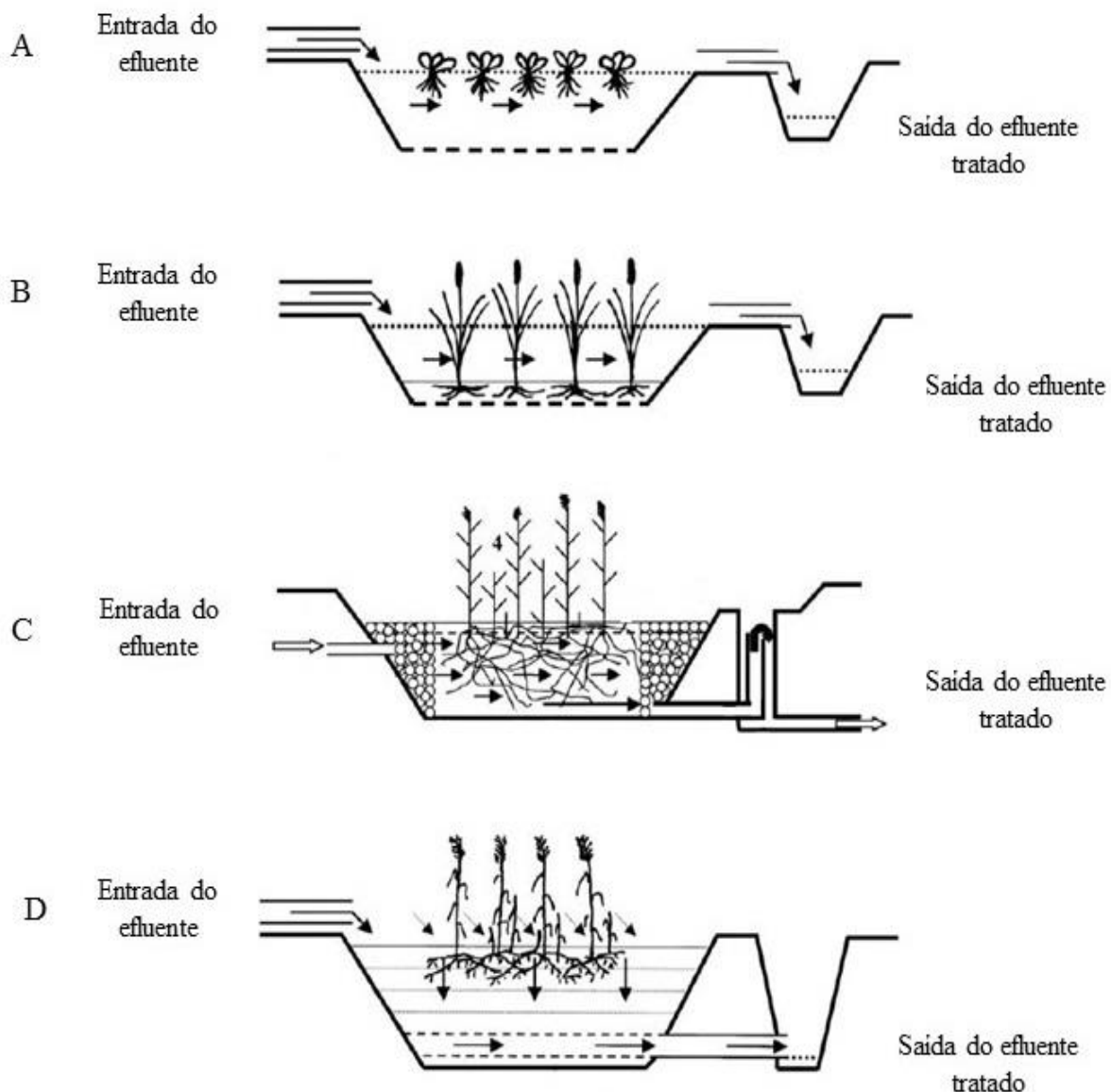
Os alagados construídos podem ser classificados conforme o tipo de crescimento das macrófitas bem como no regime de fluxo do efluente, conforme pode ser visto nas Figuras 1 e 2.

Figura 1: Classificação dos alagados construídos em relação ao tipo de planta utilizada e ao fluxo de escoamento do efluente.



Adaptado de Vymazal, 2001.

Figura 2: Tipos de alagados construídos para tratamento de águas residuais: A) alagado construído de fluxo superficial com plantas flutuantes; B) alagado construído de fluxo superficial com macrófitas emergentes; C) alagado construído com fluxo sub-superficial horizontal; e D) alagado construído com fluxo sub-superficial vertical.



(Adaptado de Vymazal, 2001)

Nos alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal, que foi o foco deste trabalho, o efluente atinge o sistema pela zona de entrada e percorre lentamente em uma trajetória aproximadamente horizontal pelos interstícios do meio suporte até

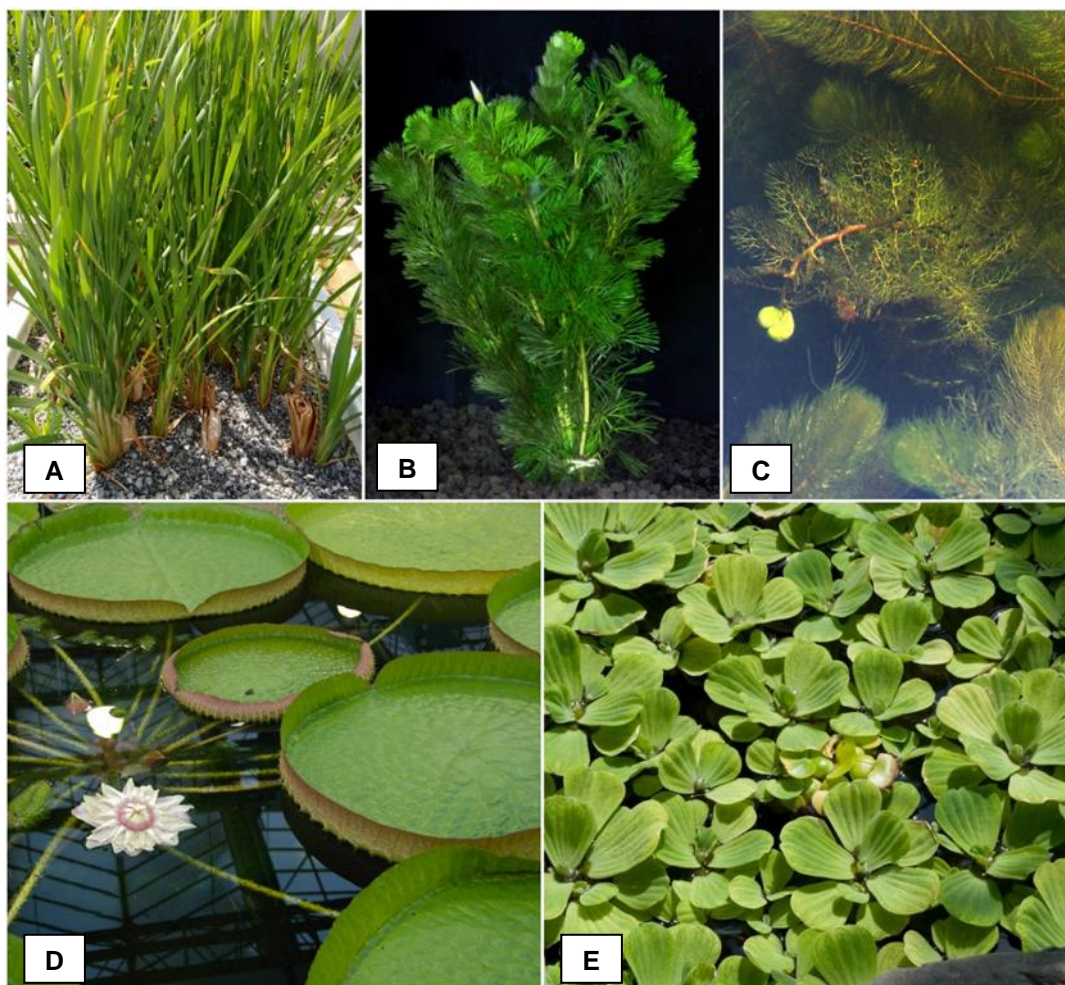
atingir a zona de saída (SANCHEZ, 2017). Segundo Vymazal e Kropfelová (2008), a principal vantagem deste tipo de sistema é a remoção de sólidos e matéria orgânica.

Conforme Ashby (2013), a vegetação que habita os alagados são macrófitas aquáticas, as quais são vegetais vasculares de partes rasas. O metabolismo dos ecossistemas é influenciado por estas plantas, que favorecem a sedimentação de partículas e sólidos suspensos, e dessa forma são reconhecidas como filtros naturais, que constituem substrato para o desenvolvimento de microrganismos que absorvem nutrientes e mineralizam matéria orgânica.

As macrófitas são classificadas de acordo com seu biótopo, ou seja, classificação que reflete o grau de adaptação das macrófitas ao meio aquático. Existem cinco principais tipos biológicos, ou também denominados de grupos ecológicos, segundo Esteves (2011), que são apresentados abaixo e podem ser visualizadas na Figura 3:

- a) Macrófitas emersas ou emergentes: plantas enraizadas no sedimento e com as folhas fora da água. Exemplos: Junco e Taboa.
- b) Macrófitas com folhas flutuantes: plantas com folhas flutuando na superfície da água e conectadas aos rizomas e raízes através de pecíolos longos e flexíveis. Exemplos: Lírio d'água e Vitória-régia;
- c) Macrófitas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente sob a superfície, a exceção das estruturas reprodutivas, que em várias espécies permanecem emersas. Exemplos: Elódea e Cabomba;
- d) Macrófitas submersas livres: placas com rizoides pouco desenvolvidos e que permanecem na subsuperfície da água, geralmente presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas aquáticas, ou a outras estruturas submersas. Em sua maioria, emitem flores emersas. Exemplo: Utriculária;
- e) Macrófitas flutuantes livres: placas que flutuam livremente e suas raízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem a nenhum substrato, ocorrem em locais protegidos do vento ou de pouca correnteza. Exemplos: Aguapé, Salvinia e Alface d'água.

Figura 3 – Macrófitas A) *Typha* sp. (Taboa); B) *Cabomba caroliniana* (Cabomba); C) *Utricularia vulgaris* (Utriculária); D) *Victoria amazônica* (Vitória-régia); E) *Pistia stratiotes* (Alface d'água).



Fontes: A) autor; B) <http://www.thatpetplace.com/208901.jpg>; C) <https://news.s3.amazonaws.com/taxon-images-1000s1000/Lentibulariaceae/utricularia-vulgaris-hadcameron-e.jpg>; D) <https://zoom50.files.wordpress.com/2011/12/victoria-amazonica-pads1.jpg>; E) https://http2.mlstatic.com/alface-dagua-pistia-stratiotes-D_NQ_NP_11434-MLB20044177937_022014-F.jpg

Dentre as várias espécies de macrófitas existentes, as três mundialmente mais utilizadas em alagados construídos são: *Phragmites australis*, *Typha* sp. e *Juncus* sp. De acordo com Cooper et al. (1997), estas espécies de macrófitas emergentes possuem um crescimento muito acelerado; a *Phragmites australis* se destaca por possuir o crescimento extremamente rápido e denso, seguida pela *Typha* sp., no qual o crescimento é rápido e denso, e por fim o *Juncus* sp., com crescimento moderado a rápido, no entanto com crescimento denso.

Segundo Brix (1997), nos alagados construídos as macrófitas são responsáveis por: estabilização da superfície do filtro; promoção de boas condições para o processo físico de filtração; aeração da rizosfera; promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes; retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas; e embelezamento paisagístico.

Existem várias experiências no Brasil e no mundo que demonstram a eficiência dos alagados para remoção de matéria orgânica de efluentes. Calijuri et al. (2009), após um estudo realizado durante 19 meses sobre o comportamento de alagados construídos na remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes, chegaram a eficiência de 70, 80 e 60 % para Sólidos Solúveis Totais (SST), DBO5 e DQO, respectivamente. A remoção de nutrientes se mostrou instável e aparentemente influenciada pela temperatura. A remoção de coliformes também se mostrou instável, mas mostrou potencial neste segmento: $\approx 2 \log_{10}$ de remoção de coliformes totais e 2-4 \log_{10} de remoção de *Escherichia coli*.

Vicznevski e Silva (2003) em uma experiência na qual monitoraram 17 unidades de alagados construídos cultivados com *Eleocharis elegans* (popularmente conhecido como junco manso), sendo 14 em residências, 1 escola, 1 hotel e 1 no aeroporto de Joinville – SC, obtiveram elevada eficiência com a remoção de 99,65% de coliformes totais, 99,68% de coliformes fecais, 98,18% de DBO, 98,50% de DQO, 69,02% de fósforo e 78,21% de nitrogênio.

Guimarães (2013), avaliou um sistema composto por tanque séptico seguido de alagado construído com fluxo horizontal subsuperficial para tratamento dos esgotos domésticos de uma residência unifamiliar. O autor observou ao longo de 17 meses, eficiência satisfatória, removendo, em média, 18,7 e 3,2 g m² dia⁻¹ de DQO e sólidos suspensos, respectivamente, o que corresponde a eficiências de 80%.

Em um outro experimento com alagados construídos cultivados com lírio amarelo e submetidos a cargas de 14,2 kg ha⁻¹ d⁻¹ de potássio e 59 kg ha⁻¹ d⁻¹ de sódio provenientes do esgoto doméstico, Prata et al. (2013) obtiveram uma redução, em média, de 10,5% do potássio e 16,7% do sódio aportados aos sistemas.

O tratamento de diversos tipos de efluente tem sido testado utilizando alagados construídos e tem-se obtido ótimos desempenhos. Recentemente na Grécia, Papaevangelou et al. (2017) utilizaram alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal cultivado com *Phragmites australis*, para avaliar a eficiência deste sistema

na remoção do fungicida Boscalid da água de enxágue produzida pela limpeza dos implementos de pulverização. Os autores obtiveram taxas de remoção variando de 72,4 a 100%, demonstrando a eficiência do sistema de alagados construídos para remoção do fungicida.

Como pode ser observado, os alagados construídos têm sido utilizados para tratamento dos mais diversos tipos efluentes e tem-se verificado desempenho satisfatório para esses sistemas. No entanto, uma condição essencial para a viabilidade da utilização dos alagados construídos é a destinação da biomassa produzida. Poças (2015), afirma que o alto teor de água, metais pesados e nutrientes estão entre os fatores limitantes para seu aproveitamento, além disso, caso não haja uma destinação adequada, o armazenamento da biomassa pode se tornar um problema ambiental, além de trazer custos adicionais para o tratamento.

3.5 AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Em 1969, durante o Comitê of the International Council of Scientific Unions (ICUS), em Estocolmo, o pesquisador francês René Thuhaut criou o termo “Ecotoxicologia”, no qual engloba duas ciências, a Ecologia e a Toxicologia (ZAGATTO, 2008). A ecologia estuda a diversidade de organismos em um determinado ecossistema e como estes organismos interagem com o meio ambiente. E a toxicologia é ciência que estuda os efeitos adversos causados por agentes tóxicos sobre os organismos, enfatizando esses efeitos sobre o homem em um contexto farmacológico (CAIRNS JUNIOR e NIEDERLEHNER, 1995).

Segundo Bard (2008), a ecotoxicologia pode ser definida como a área especializada da toxicologia que tem como foco os efeitos tóxicos causados por substâncias naturais ou sintetizadas, em organismos animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, incluindo comunidades e ecossistemas.

Os testes ecotoxicológicos são realizados com organismos indicadores, que devido às suas características de pequeno limite de tolerância ecológica a determinadas substâncias químicas, apresentam alguma alteração fisiológica, morfológica ou comportamental, quando expostos a determinados poluentes.

Para avaliar a toxicidade de efluentes os métodos utilizados seguem o mesmo princípio: organismos-teste são submetidos a diferentes diluições do efluente líquido por um determinado período de tempo; após o período de exposição, é registrada a porcentagem do efeito tóxico medido em cada uma das diluições. Os resultados dos testes toxicológicos podem ser representados de várias formas, como exemplificado no Quadro 2.

Quadro 2 - Diversas formas disponíveis para expressar os resultados de ensaios toxicológicos.

Sigla	Denominação	Conceito
CL 50	Concentração Letal Mediana	Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos-teste em determinado período de exposição
CE 50	Concentração Efetiva Mediana	Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (ex. imobilidade) a 50% dos organismos teste em determinado período de exposição
CL (I)50	Concentração Letal Inicial Mediana	Concentração nominal do agente tóxico, no início do teste, que causa efeito agudo a 50% dos organismos-teste, em determinado período de exposição
CENO	Concentração de Efeito não Observado	Maior concentração do agente tóxico que não causa efeito deletério, estatisticamente significativo, na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos-teste, em determinado período de exposição
CEO	Concentração de Efeito Observado	Menor concentração do agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos-teste, em determinado período de exposição
UT	Unidades Tóxicas	Unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade em relação direta, portanto quanto maior o valor da UT maior a toxicidade $UT = 100/CENO$
FT	Fator de toxicidade	Menor diluição da amostra na qual não se observa efeito deletério sobre o organismo-teste

Fonte: Dezotti e Silva, 2004.

Os ensaios de toxicidade são classificados de acordo com os efeitos que os organismos-testes apresentam durante o tempo de exposição dos ensaios (ARAGÃO e ARAÚJO, 2008):

- Toxicidade Aguda – ensaios que possuem curta duração e que abrangem período curto do ciclo de vida do organismo-teste. Geralmente é avaliada a qualquer resposta que anteceda a morte: imobilidade, influência em reações bioquímicas, metabolismo, entre outros;
- Toxicidade Crônica – ensaios com longa exposição, que podem abranger todo o ciclo de vida do organismo-teste. Avaliam parâmetros subletais como reprodução, deformidades e o crescimento;
- Toxicidade Crônica de curta duração – períodos de exposição mais curtos em comparação aos tradicionais ensaios crônicos (10 a 30% do ciclo de vida), nos quais abrangem partes sensíveis do ciclo de vida dos organismos-teste, avaliando parâmetros subletais.

É muito difícil que uma única espécie de organismo possa representar os efeitos causados em um ecossistema. Dessa forma, recomenda-se a utilização de ao menos três espécies que representem variados níveis da cadeia trófica, afim de obter resultados mais precisos dos efeitos tóxicos específicos e aumentar a probabilidade de respostas tóxicas a organismos de diferentes sensibilidades (BAUN et al., 1999; DOMINGUES e BERTOLETTI, 2006).

Segundo Costa (2008), os testes de toxicidades são excelentes ferramentas para avaliar a qualidade das águas e a carga poluidora de efluentes, uma vez que somente as análises físico-químicas realizadas tradicionalmente não são capazes de diferenciar entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente, não sendo suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes presentes do efluente.

No Quadro 3 encontra-se uma série de estudos que foram realizados nos últimos anos levando em conta o tipo de tratamn, os organismos-teste utilizados nos ensaios, e o tipo de tratamento dado ao efluente afim de verificar a redução da toxicidade.

Quadro 3 - Trabalhos de avaliação de toxicidade de efluentes, indicando diferentes organismos-teste, tipo de efluentes avaliados, e as formas de tratamento.

	Organismo-teste	Tipo de efluente	Tratamento
Santos (2016)	- <i>Vibrio fischeri</i> - <i>Sorghum vulgare</i> - <i>Lactuca sativa</i>	Efluente do banho de tingimento de indústria têxtil	- Tratamento por fungos basidiomicetos em biorreatores
Tavares (2014)	- <i>Daphnia similis</i> - <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Efluentes das cidades de São João da Boa Vista, Espírito Santo do Pinhal e Águas da Prata	- ETEs convencionais
Oliveira (2014)	- <i>Daphnia similis</i> - <i>Vibrio fischeri</i>	Lixiviado	- Alagados Construídos - Nanofiltração
Mohr e Lobo (2013)	- <i>Daphnia magna</i>	Efluente de um sistema de tratamento de água em pequena propriedade rural	- Reatores anaeróbios - Alagados Construídos - Desinfecção Ultravioleta
Torres (2012)	- <i>Daphnia similis</i> - <i>Allium cepa</i> - <i>Vibrio fischeri</i>	Efluente doméstico	- Aeróbio - Pós tratamento anaeróbio (nitrificado)
Alvim et al. (2011)	- <i>Allium cepa</i>	Efluente têxtil	- Tratamento biológico com lodo ativado
Žaltauskaitė e Vaisiūnaitė (2010)	- <i>Thamnocephalus platyurus</i> - <i>Lactuca sativa</i>	Efluente doméstico	- Tratamento primário - Tratamento biológico
Neto (2009)	- <i>Daphnia similis</i> - <i>Vibrio fischeri</i>	Esgoto da cidade de Jundiaí	- ETE Jundiaí
Hamada (2008)	- <i>Daphnia similis</i> - <i>Vibrio fischeri</i> - <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Esgoto da cidade de Suzano	- ETE Suzano
Martins (2008)	- <i>Vibrio fischeri</i> - <i>Daphnia similis</i> - <i>Ceriodaphnia dubia</i> - <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Efluente de celulose branqueada de eucalipto	- Tratamento biológico aeróbio

No Brasil, segundo Hamada (2008), uma quantificação parcial no início dos anos 1980 indicou que 79% dos efluentes domésticos e 62% dos efluentes industriais apresentavam efeitos tóxicos após os tratamentos para remoção de poluentes convencionais. Ainda, e mais relevante foi o fato de que 43% dos efluentes domésticos e 46% dos efluentes industriais tinham potencial para causar efeitos tóxicos em diferentes corpos d'água.

Vale ressaltar, conforme Resolução CONAMA 430/2011, para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classes 1 e 2, a Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR) deve ser menor ou igual à Concentração de Efeito Não Observado (CENO) de pelo menos dois níveis tróficos; e para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classe 3, a Concentração do Efluente no Corpo Receptor deve ser menor ou igual à concentração que não causa efeito agudo aos organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos. Compete ao órgão ambiental responsável a fiscalização e determinar quais empreendimentos e atividades deverão realizar os ensaios de toxicidade, levando em conta as características dos efluentes gerados e do corpo receptor.

3.5.1 Ensaio de toxicidade aguda utilizando *Daphnia similis*

O microcrustáceo *Daphnia similis* (Figura 4) pertence à ordem Cladocera e ao gênero *Daphnia*. Também conhecida como pulga d'água, é uma espécie filtradora que se alimenta de algas, bactérias e detritos orgânicos. Na cadeia trófica é classificada como consumidora primária. Estes organismos medem em torno de 0,5 mm a 5,0 mm de comprimento, possuem o corpo coberto por uma carapaça bivalve e incolor. Possuem um ciclo de vida que varia de três a cinco semanas.

Figura 4: Organismo-teste *Daphnia similis*.

Fonte: <http://picsr.com/tags/daphniasimilis>)

Estes organismos se reproduzem através de partenogênese que dá origem a populações compostas por fêmeas. A maioria é de água doce e se encaixa na cadeia trófica como alimento para os peixes. A locomoção é realizada para frente através da movimentação das longas antenas (ZAGATTO e BERTOLLETTI, 2006). Apesar da *Daphnia similis* não ser nativa do Brasil, é um dos organismos mais utilizados para testes de toxicidade (HERNANDO et al., 2003; NETO, 2009; SOUZA, 2009; BRAGA, 2012; OLIVEIRA, 2014; TAVARES, 2014).

Os testes de toxicidade aguda utilizando a *Daphnia similis* tem como fundamento a exposição de neonatos (6 – 24 horas) a concentrações diferentes da substância-teste, seguindo as condições estabelecidas na padronização do teste. O efeito de imobilidade ou letalidade é observado na maioria dos métodos, em um período de 24 ou 48 horas de exposição. Com o número de indivíduos imóveis ou mortos obtidos com o teste, é possível determinar, estatisticamente, a CE_{50} , após 24 ou 48 horas. Esse teste é padronizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 12713, 2009).

No trabalho realizado por Jonsson e Maia (2007), no qual foi avaliado a toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento de esgoto doméstico, sendo uma em Franca (esgoto estritamente doméstico) e a outra em Barueri (esgoto

doméstico e industrial), o teste com *Daphnia similis* mostrou maior toxicidade para o material de Barueri possivelmente pela maior concentração de metais pesados, sendo que o efeito se manifestou em menor tempo de exposição. Durante os 14 dias de exposição, os valores de imobilidade dos organismos foram superiores a 90%, enquanto que nos controles a imobilidade variou entre 3,1 e 21,8%, fato que chama atenção, já que o controle foi feito com água de diluição isenta de material teste.

Hamada et al. (2011), utilizando testes com *Daphnia similis*, analisaram cinco amostras de afluentes e efluentes da ETE de Suzano. Dentre as cinco coletas, os afluentes apresentaram toxicidade aguda elevada para *Daphnia similis* somente em uma delas com CE₅₀ de 0,60, mostrando uma toxicidade bem elevada. A média das outras coletas foi de 17,41% para 24 horas de exposição e 15,02% para 48 horas de exposição. Como a toxicidade aguda para *Daphnia similis* foi reduzida praticamente em sua totalidade, a eficiência da ETE para redução de toxidade não foi calculada para estes testes.

Braga (2012) avaliou a qualidade da água do Rio Anhanduí, localizado em Campo Grande – MS, no trecho em que a ETE lança o esgoto tratado. Para esta análise foram utilizados testes de toxicidade aguda para *Daphnia similis* e o principal resultado observado foi a toxicidade detectada no efluente tratado pela ETE, o que representa uma potencial ameaça à qualidade do Rio Anhanduí. O efluente tratado apresentou grau variado de toxicidade, de moderadamente tóxico a tóxico, cuja média de variação da redução de toxicidade entre o efluente bruto e o tratado situou-se em 15,37%.

Tavares (2014) realizou análise ecotoxicológica de efluentes provenientes das estações de tratamento de esgoto dos municípios paulistas de São João da Boa Vista, Espírito Santo do Pinhal e Águas da Prata. O autor verificou que os efluentes analisados não apresentaram grande potencialidade para ocasionar efeitos tóxicos agudos ao microcrustáceo *Daphnia similis*, visto que os valores obtidos se mantiveram próximos à concentração de 100%.

3.5.2 Ensaios fitotóxicos com plantas terrestres

A Fitotoxicidade, basicamente, é a ação tóxica que determinada substância natural ou sintetizada pelo homem provoca nas plantas. A mesma pode ser expressa através do atraso da germinação das sementes, inibição do crescimento ou qualquer outro prejuízo causado à planta. A utilização de vegetais para testes de toxicidade vem ganhando destaque, devido ao baixo custo e a facilidade de operação e aplicação dos ensaios (Wang et al., 2001).

Segundo Wang e Freemark (1995), as plantas são componentes essenciais dos ecossistemas terrestres e aquáticos, e por isso, qualquer efeito tóxico sobre elas pode afetar diretamente a estrutura e o funcionamento de um ecossistema, ocasionando depleção de oxigênio e redução da produtividade primária.

Conforme citado por Ayers e Westcot (1999), a toxicidade nas plantas surge quando certos íons do solo ou da água são absorvidos e acumulados em seus tecidos em concentrações suficientemente altas para provocar danos e reduzir seus rendimentos; a magnitudes destes danos depende da quantidade de íons absorvidos e da sensibilidade da planta.

De acordo com Žaltauskaitė e Čypaitė (2008), a grande variedade de parâmetros para mensurar a toxicidade, como a taxa de germinação, ganho de biomassa, crescimento das raízes e alguns aspectos bioquímicos, além do baixo custo e a possibilidade de serem realizados continuamente, são as principais vantagens da utilização de plantas superiores em ensaios de toxicidade.

Ratsch e Johndro (1984) concluíram pela primeira vez que a inibição do alongamento da raiz é um indicador válido e sensível de toxicidade ambiental. Diversos autores, como por exemplo, Salvatore et al. (2008) e Banks e Schultz (2005) demonstraram desde então que os testes de fitotoxicidade, tal qual a taxa de germinação das sementes e os ensaios alongamento da raiz apresentam muitas vantagens em sua utilização, como resumido no Quadro 4.

Quadro 4 - Principais vantagens dos ensaios de fitotoxicidade usando sementes de plantas vasculares.

Vantagens dos testes de fitotoxicidade envolvendo sementes (taxa de germinação das sementes, alongamento da raiz, etc.)

- Método simples e muito reprodutível
- Aplicável in-situ e in-vitro
- Não requer equipamentos específicos
- Baixo custo de manutenção
- As sementes são auto-suficientes (sem necessidade de nutrientes na água do ensaio)
- Necessidade de pouca quantidade de amostra (por exemplo água, efluente, solo, sedimento)
- Sem sazonalidade
- As sementes podem ser facilmente compradas a granel
- As sementes permanecem viáveis por muito tempo
- Germinação rápida

Adaptado de Priac et al., 2017

A *Lactuca sativa* tem sido um dos organismo-teste mais utilizados nos ensaios de fitotoxicidade (Žaltauskaitė e Čypaitė, 2008), no entanto outras espécies também vêm sendo utilizadas. Alvim et al. (2011) utilizaram *Allium cepa* L. para avaliar a citotoxicidade de efluentes brutos e tratados de duas indústrias têxteis localizadas no sul de Minas Gerais. Klauck et al. (2015) avaliaram a toxicidade de lixiviado de aterro sanitário usando as espécies *Lactuca sativa*, *Eruca sativa* e *Allium cepa*. Também para avaliar lixiviado de aterro sanitário, Žaltauskaitė e Čypaitė (2008) utilizaram *Lactuca sativa* e *Lepidium sativum*, os resultados demonstraram que o lixiviado foi altamente fitotóxico para estas espécies. Silva (2011), utilizou 15 cultivares de feijoeiros comuns (*Phaseolus vulgaris* L.) e 5 cultivares de feijoeiros vigna (*Vigna unguiculata*) para avaliar a fitotoxicidade e o acúmulo de cádmio nestas espécies.

A alface, nome popular da *Lactuca sativa*, ganhou muito espaço nos ensaios de toxicidade e está entre os organismos-testes mais utilizados para avaliar a fitotoxicidade de efluentes domésticos, industriais e do solo (ANDRADE et al., 2010).

A alface é uma planta angiosperma eudicotiledônea vascular e está inserida na família das Asteraceae; é uma espécie herbácea com caule diminuto no qual se prendem as folhas, conforme pode ser observado na Figura 5A.

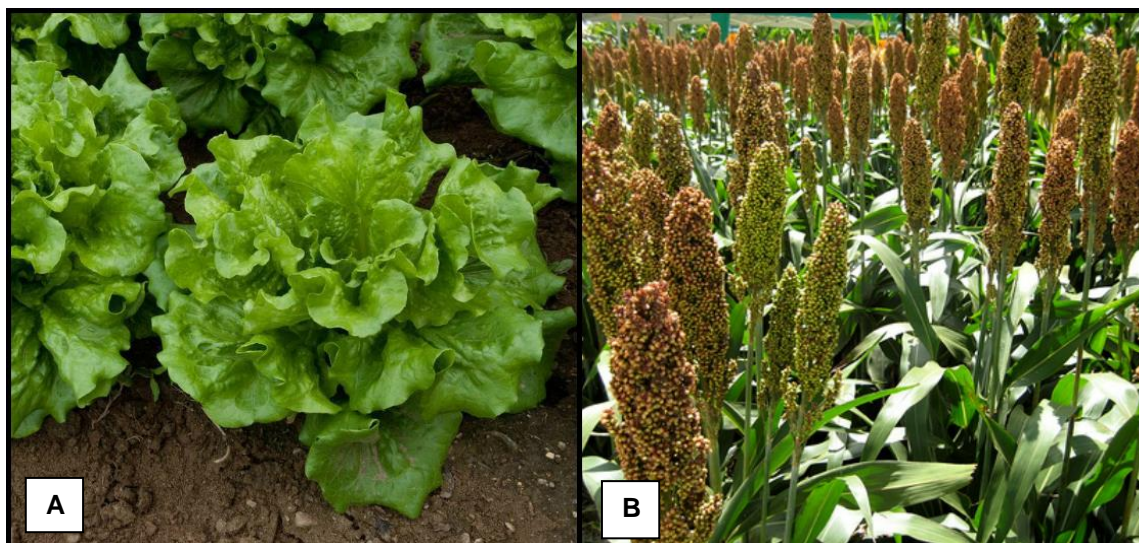
Segundo Cunha (2011), os ensaios utilizando a alface avaliam o efeito tóxico das amostras sobre a germinação e sobre o crescimento da raiz de sementes de alface. Isto significa que o ensaio avalia ao mesmo tempo dois processos (germinação e alongação da raiz), que podem apresentar sensibilidade a diferentes compostos em diferentes níveis.

O emprego de sementes de alface para avaliação de fitotoxicidade de efluentes, solos e sedimentos é recomendado pela National Water Research Institute, localizado no Canadá, pelo fato de possuir crescimento rápido e pouca reserva de energia necessária para a germinação (DUTKA, 1989).

Vários trabalhos vêm sendo realizados utilizando os bioensaios com sementes de alface. Dentre alguns exemplos podem ser citados: análises de solo/água contaminada com metais (MONTEIRO et al., 2009); análise de efluentes de indústria de corantes (PALÁCIO et.al, 2009; BELLATO, et al. 2015); análise de efluentes de indústria de azeite (GINOS et al., 2006); análise de solo contaminado por petróleo (BANKS e SCHULTZ, 2005); análise de efluentes doméstico, industrial, de vinícola, hospitalar e lixiviado (CUNHA, 2011); análise de resíduos de agrotóxicos (UTZIG, 2016); análise de água e sedimento de córrego urbano (RODRIGUES, et al. 2013), análise de efluentes domésticos (PRIAC, et al. 2017).

O *Sorghum* sp., conhecido popularmente por Sorgo, também vem sendo utilizado em ensaios de fitotoxicidade, mas em menor frequência se comparado a outras espécies, como por exemplo, a *Lactuca sativa*. O Sorgo é uma espécie vegetal vascular, angiosperma e monocotiledônea, da família das Poaceae, e pode ser observado na Figura 5B.

Figura 5 – A) Alface (*Lactuca sativa*) e B) Sorgo (*Sorghum vulgare*).



Fonte: A) http://www.fazfacil.com.br/wp-content/uploads/2013/01/lettuce_concept.jpg; B) <http://www.steinagronegocios.com.br/index.php/nossos-produtos/sorgo>

Alguns trabalhos vêm sendo realizados utilizando as sementes de Sorgo nos ensaios de fitotoxicidade para avaliar a taxa de germinação e o crescimento radicular, principalmente com efluentes industriais e para pesquisas com agrotóxicos. Bellato et al. (2015) usou o sorgo para avaliar toxicidade de efluente têxtil contendo corante azul, que possui difícil remoção e pode causar danos à saúde da população. Nesta mesma área, Santos (2016) também utilizou as sementes de sorgo para ensaios de fitotoxicidade de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil. Czerniawska-Kusza e Kusza (2011) avaliaram a fitotoxicidade de sedimentos de água de um reservatório contaminado por metais e nutriente através de ensaios com sorgo. Magalhães et al. (2000), desenvolveram um trabalho para entender como diferentes herbicidas podem influenciar a fitotoxicidade na fase inicial de desenvolvimento da cultura de sorgo.

3.5.3 Ensaios fitotóxicos utilizando macrófitas aquáticas

Os organismos aquáticos são representados por uma grande variedade de algas e macrófitas. Elas são importantes para a produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes, controle da qualidade da água, estabilização de sedimentos e fornecimento

de habitat e abrigo para os animais que vivem neste ambiente. Além do que, as algas e as macrófitas aquáticas são fontes de energia primária para uma grande parcela de animais aquáticos, e por isso, mudanças na dinâmica destas plantas podem afetar o ecossistema como um todo. As plantas aquáticas também têm sido usadas com frequência para remover sólidos em suspensão, nutrientes, metais pesados, substâncias orgânicas tóxicas e bactérias provenientes da drenagem acidental de minas e de escoamento de águas agrícolas, de aterros sanitários e de águas pluviais urbanas (LEWIS, 1995). O uso de plantas aquáticas para avaliação da qualidade da água tem sido comum há anos como pode ser verificado em trabalhos como Whitton (1979), Shubert (1984) e Dixit et al. (1992).

A lentilha-d'água (*Lemna minor*) é usada em estudos de qualidade da água para monitoramento de metais pesados e outros poluentes aquáticos, isso porque, assim como outras plantas aquáticas, a lentilha-d'água pode acumular seletivamente grande variedade de elementos químicos. Suas propriedades fisiológicas (tamanho pequeno, crescimento rápido entre pH 5 e 9 e propagação vegetativa), que a torna um organismo com potencial para testes de toxicidade (RADIC et al. 2009). Pertence à família das Lemnaceae, é uma angiosperma aquática vascular, do grupo das monocotiledôneas (MOHAN e HOSETTI, 1999). Esta macrófita possui forma bem pequena com diâmetro de 2 a 4 mm, frondes ovais e raiz única (Figura 6A), geralmente forma densas massas flutuantes na superfície de lagoas e lagos em ecossistemas de água doce (LEWIS, 1995).

Uma grande quantidade de estudos vem sendo desenvolvidos utilizando a lentilha-d'água como organismo-teste para ensaio de fitotoxicidade. Embora para avaliação de efluentes domésticos exista poucos trabalhos, para avaliação de efluentes industriais já existe um bom acervo disponível. Recentemente, Schlüter-Vorberg et al. (2017), desenvolveram uma pesquisa com o objetivo de avaliar diferentes processos de tratamentos de efluentes em relação a sobrevivência, reprodução e crescimento de *Lumbriculus variegatus*, *Daphnia magna* e *Lemna minor*. Radic et al. (2009) utilizaram a lentilha-d'água para avaliar efluentes industriais complexos e concluíram que os testes com *L. minor* devem ser utilizados como monitoramento de efluentes municipais, agrícolas e industriais, devido a sua simplicidade, sensibilidade e custo-efetividade.

Godoy (2014) realizou um estudo utilizando a *L. minor* para avaliar a toxicidade dos fármacos Cloridrato de Propranolol e Losartana Potássica; Gubbins et al. (2011) avaliaram a fitotoxicidade de nanopartículas de prata sobre a lentilha-d'água e verificou que as nanopartículas de prata no ambiente representam um risco potencial para as plantas superiores e, portanto, para o funcionamento dos ecossistemas.

Outra planta que também pode ser utilizada nos ensaios de fitotoxicidade é a *Azolla caroliniana*. É uma macrófita aquática flutuante da família das Azollaceae, pode medir de 1 a 5 cm (BENNICELLI et al., 2004), possui caules delgados e ramificados e cobertos por folhas, as raízes são simples e emergem nos pontos de ramificação do lado ventral do caule (Figura 6B).

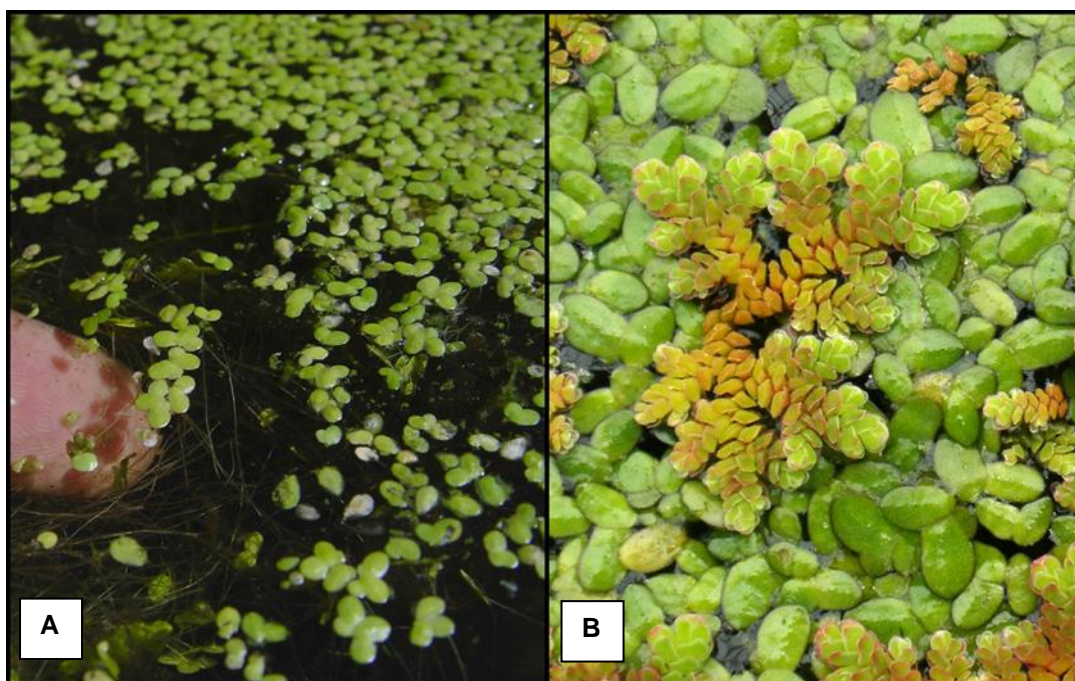
Conforme Lumpkin e Pluckneet (1980), *Azolla caroliniana* tem potencial para ser utilizada em ensaios de fitotoxicidade, pois possui facilidade no manejo, pequeno porte, ciclo de vida curto e por serem cosmopilitas.

Comumente, a *A. caroliniana* é utilizada em pesquisas para biorremediação de locais contaminados com metais pesados (BENNICELLI et al., 2004; TAN et al., 2011; PANDEY, 2012). No entanto, recentemente também começou a ganhar atenção nas pesquisas de ecotoxicidade.

Silva et al. (2012), realizaram um trabalho para avaliar a ecotoxicidade de herbicidas em *A. caroliniana* e concluíram que esta espécie pode ser empregada no monitoramento de herbicidas à base de glifosato e de oxifluorfeno, pela grande sensibilidade deste bioindicador na detecção desses herbicidas.

Ignácio (2014) incorporou os ensaios de fitotoxicidade com *A. caroliniana* e *L. minor* em seu trabalho para avaliar bioindicadores de águas contaminadas com o inseticida fipronil; concluiu então, que ambas espécies são inadequadas como bioindicadoras de contaminação de águas com o fipropil, isto porque este inseticida foi praticamente não tóxico para ambas espécies.

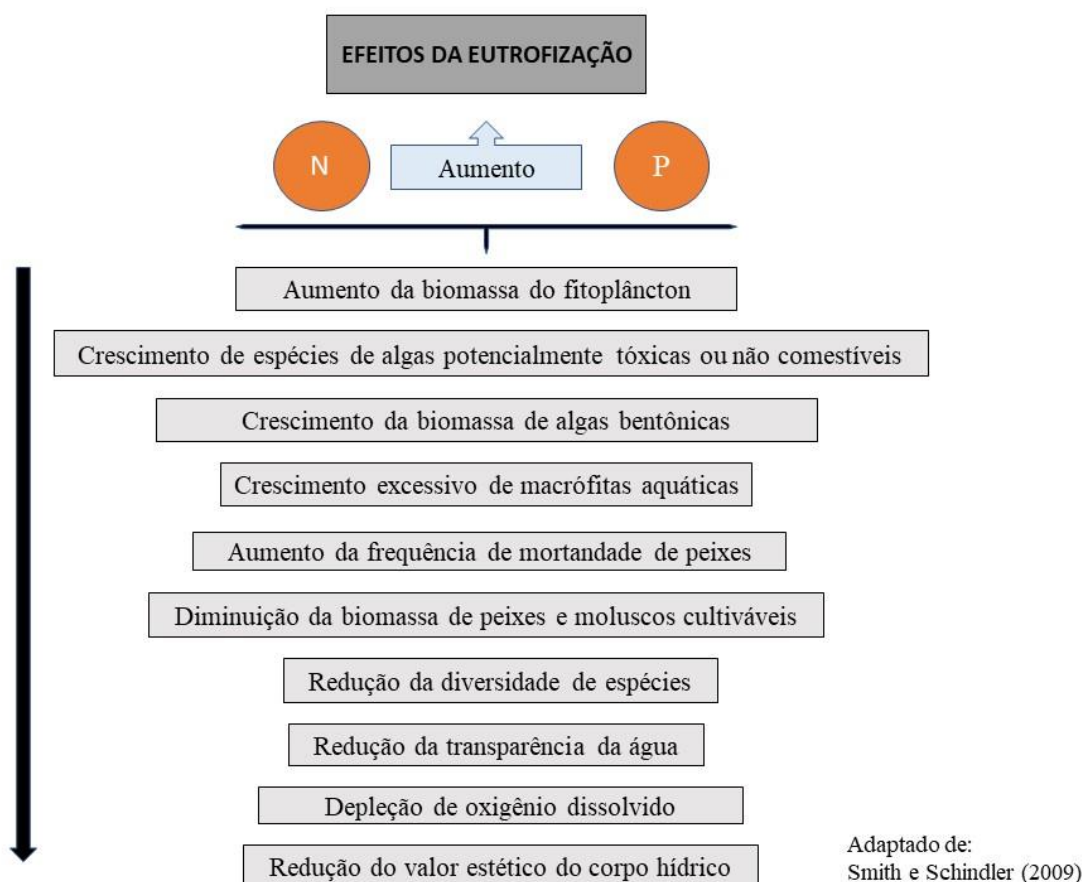
Figura 6 - A) Lentilha-d'água (*Lemna minor*) e B) *Azolla caroliniana*.



Fonte: A) <https://gobotany.newenglandwild.org/species/lemna/minor/> B) http://131.230.176.4/imgs/paraman1/r/Salviniaceae_Azolla_caroliniana_16876.html

Além da utilização como indicadores de toxicidade, as macrófitas aquáticas também são indicadoras de eutrofização dos ambientes aquáticos. A eutrofização pode ser definida como o aumento demasiado de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, nos corpos d'água, que podem ser advindos de drenagem de fertilizantes agrícolas, resíduos de mineração, esgoto sanitário, água pluviais de cidades, dentre outros (SMITH e SCHINDLER, 2009). Os mesmos autores ainda destacam a eutrofização como sendo o maior problema da atualidade em relação à qualidade dos corpos d'água superficiais. A Figura 7 esquematiza o processo simplificado de eutrofização causado pelo aporte de nitrogênio e fósforo em rios, lagos e reservatórios.

Figura 7: Efeitos da eutrofização causados pelo aporte excessivo de nitrogênio e fósforo em rios, lagos e reservatórios.



Segundo Pompêo (2008), no Brasil o esgoto doméstico é o principal responsável pela entrada de nutrientes nos ecossistemas aquáticos agravando o processo de eutrofização e, como consequência, a possibilidade do excessivo crescimento de macrófitas aquáticas.

Alguns países da Europa, atualmente, estão se esforçando para classificar as espécies e criar métodos de avaliação do estado dos lagos baseados no desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Penning et al. (2008) desenvolveram um trabalho para classificar as macrófitas aquáticas de acordo com sua resposta à pressão de eutrofização (sensíveis ou tolerantes) representada pela concentração total de fósforo, e com isso determinar a usabilidade das macrófitas como indicadores das pressões de eutrofização em toda a Europa.

No Brasil, Barreto et al. (2013), realizaram uma revisão bibliográfica para avaliar a situação dos rios brasileiros em relação à eutrofização. Os autores

concluíram que, de Norte a Sul do Brasil, existem diversos casos de rios com altos níveis de trofia, devido principalmente aos lançamentos de esgotos domésticos e às águas drenadas de áreas agrícolas e urbanas, que provocam grande entrada de fósforo em águas naturais.

3.6 POTENCIAL DE USO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS POR MUNICÍPIOS PAULISTAS

A tecnologia de alagados construídos já vem sendo utilizada em alguns municípios brasileiros como é o caso de Novo Hamburgo no Rio Grande do Sul e Araruana no Rio de Janeiro.

A estação de tratamento de esgoto Ponte dos Leites – Araruana (RJ) - funcionava apenas com o sistema tradicional de purificação da água até 2009. A partir de 2009, devido à necessidade de atender a uma população maior, o sistema foi ampliado e a tecnologia de alagados construídos passou a integrar o processo de tratamento de efluentes. A Ponte dos Leites se tornou a maior ETE da América Latina a utilizar este sistema e é referência de inovação no tratamento de efluentes no Brasil. Ao todo, foram construídas cinco lagoas, sendo três com vegetação emergente e duas com vegetação flutuante. Além do tratamento de efluente, o projeto visa a reciclagem dos resíduos gerados através da produção de adubo orgânico.

Em 2013 foi iniciado o projeto de tratamento de esgoto através de macrófitas aquáticas na ETE Novo Mundo, na cidade de Novo Hamburgo – RS. O projeto beneficia cerca de 3 % da população hamburguense. Em pouco mais de um ano e meio de teste, o sistema agrada os responsáveis pelo projeto, pois mesmo operando parcialmente com a tecnologia, a ETE Novo Mundo já apresenta 50% menos em gasto com energia do que o sistema convencional de tratamento de efluente.

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), órgão do Ministério da Saúde, detém a mais antiga e contínua experiência em ações de saneamento no País, atuando a partir de critérios epidemiológicos, socioeconômicos e ambientais, voltados para a promoção e proteção da saúde.

A Funasa possui ações e programas que incentiva e auxilia financeiramente municípios com até 50 mil habitantes a implementarem infraestruturas voltadas ao

saneamento básico e, conseqüentemente, a melhoria da qualidade de vida das pessoas. Algumas ações nas quais existe este incentivo são listadas abaixo e estão disponíveis no site <http://www.funasa.gov.br/site/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/>:

- Sistemas públicos de abastecimento de água;
- Sistemas públicos de esgotamento sanitário;
- Apoio à gestão dos sistemas de saneamento básico;
- Sistemas públicos de manejo de resíduos sólidos.

Na ação “sistemas públicos de esgotamento sanitário” o objetivo principal é propiciar soluções adequadas de esgotamento sanitário, visando a prevenção e o controle de doenças e agravos em municípios com população de até 50 mil habitantes, conforme pode ser observado na Figura 8.

Figura 8: Print obtido no site da Funasa a partir do endereço eletrônico <http://www.funasa.gov.br/site/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/sistemas-publicos-de-egotamento-sanitario/>

Página Inicial » Acesso à Informação » Ações e Programas » Sistemas Públicos de Esgotamento Sanitário

Sistemas Públicos de Esgotamento Sanitário

Nome da Ação: Implantação, Ampliação e Melhoria de Sistemas Públicos de Esgotamento Sanitário em Municípios com população até 50.000 Habitantes, exclusive em Regiões Metropolitanas (RM) ou Regiões Integradas de Desenvolvimento Econômico (RIDE)

Função Programática: 10.512.2068.10GE.0000

Descrição: Objetiva propiciar soluções adequadas de esgotamento sanitário, visando a prevenção e o controle de doenças e agravos. Para isso são realizadas a implantação, a ampliação ou a melhoria de sistemas públicos de esgotamento sanitário em municípios com população até 50.000 habitantes, contemplando projetos e obras que visem garantir a necessária coleta, tratamento e disposição final adequada de efluentes domésticos, podendo o sistema ser composto por redes coletoras, interceptores, estações elevatórias, estações de tratamento, emissários, entre outras intervenções previstas em manual específico da Funasa.

Objetos mais solicitados: Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), rede coletora, elevatória de esgoto, construção de lagoas de estabilização, etc.



Nota: acesso em 11/04/2017.

Dessa forma, considerando que o Estado de São Paulo possui ao todo 645 municípios, deste total, 521 possuem população inferior a 50 mil habitantes (fonte: censo IBGE 2014), é de muita importância realizar um levantamento de quais municípios com população inferior a 50 mil habitantes não possuem nenhuma forma de tratamento de esgoto, afim de qualificar quais deles, juntamente com o apoio da FUNASA, poderiam implementar o tratamento de esgoto através de alagados construídos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4 MATERIAL E MÉTODOS

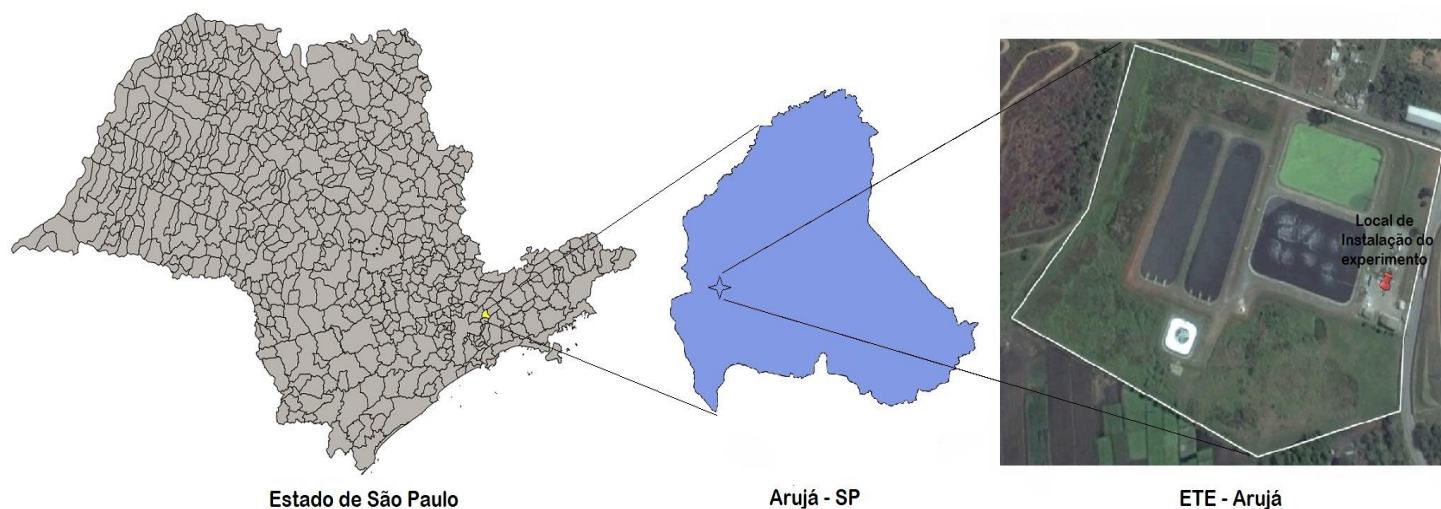
A parceria entre UFABC, Sabesp e FUNASA para a realização do projeto intitulado “Desempenho de sistemas de tratamento de efluente sanitário por leito de macrófitas aquáticas emergentes para remoção de poluentes e reaproveitamento de nutrientes: contribuições para o aprimoramento do uso e disseminação da tecnologia/ SISTREMAE”, foi o que viabilizou o desenvolvimento deste projeto de pesquisa.

4.1 INSTALAÇÃO DA PLANTA PILOTO

A implantação do sistema piloto de tratamento de efluente domésticos com macrófitas aquáticas emergentes (planta piloto) ocorreu nas dependências da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) situada no município de Arujá – SP, localizada sob as coordenadas 23° 23'47,62” S e 46° 21'23,23” W e operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), em janeiro de 2016. A figura 9 apresenta a localização da ETE – Arujá.

A cidade de Arujá fica localizada a aproximadamente 42 km a nordeste da capital paulista e possui 74.905 habitantes (fonte: IBGE 2014). A ETE Arujá opera com vazão de 240 L por segundo e possui as seguintes fases de tratamento: gradeamento, caixa de areia, lagoas aeradas, lagoa de decantação e lagoa de aeração final (Figura 9).

Figura 9: Localização da ETE – Arujá.



Fonte: elaborado pelo autor.

O modelo de alagados construídos escolhido para realizar o experimento foi o de fluxo subsuperficial horizontal.

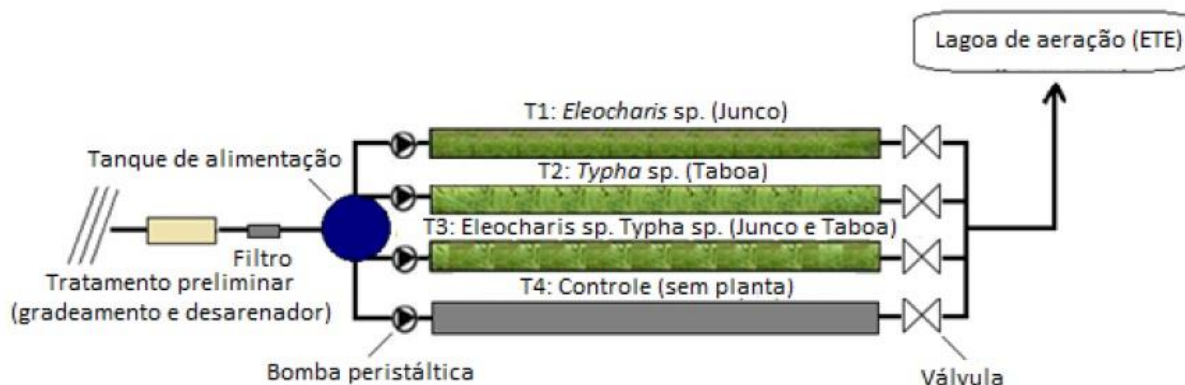
O primeiro passo para a implantação da planta piloto foi a construção da caixa de contenção, norma exigida pela Sabesp com o objetivo de evitar qualquer tipo de contaminação do solo, devido a possíveis vazamentos dos tanques contendo efluente.

Após a caixa de contenção ter sido construída, foi instalado o tanque de alimentação com volume de 500 L, os quatro tanques de tratamento, em PVC, com dimensões: 2,63 x 1,16 x 0,71 m (CxLxP) e volume de 1.568 L, e o painel de bombas peristálticas contendo quatro bombas (marca: Provitec / modelo: AWM 5000).

A metodologia para dimensionamento e vazão do sistema de alagados construídos pode ser verificada no trabalho de Sezerino et al. (2015). A visualização da planta piloto pode ser feita através do diagrama esquemático (figura 10) e da imagem real do sistema (figura 11).

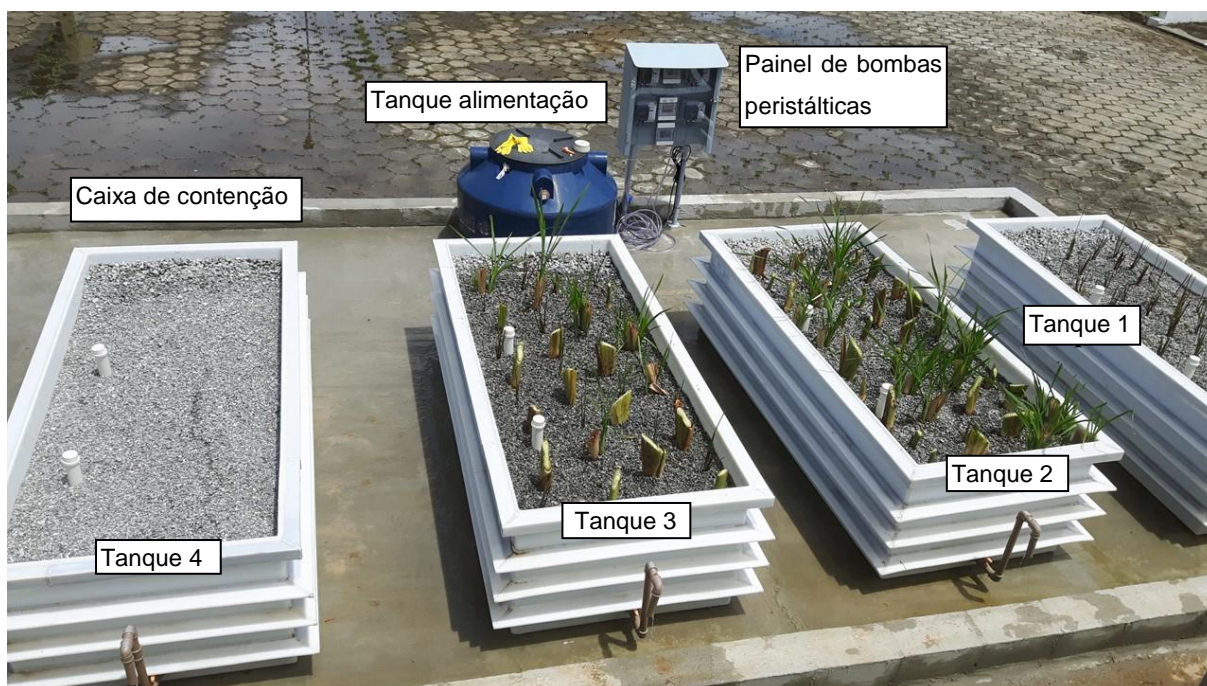
A alimentação do sistema foi realizada com efluente bruto procedente do tratamento preliminar da ETE - Arujá, pois o excesso de partículas grosseiras podem acelerar o entupimento do sistema (VYMAZAL et al., 1998; VYMAZAL, 2002). O efluente bruto era direcionado ao tanque de alimentação através da ação da gravidade. Afim de garantir o funcionamento contínuo do sistema mesmo quando a ETE não estivesse recebendo efluente da rede de esgoto, o volume do tanque alimentação foi de 500 L.

Figura 10: Diagrama esquemático da planta piloto.



Fonte: Sanchez (2017).

Figura 11: Vista frontal da planta piloto constituída de caixa de contenção; um tanque de alimentação de 500 litros; quatro tanques de tratamento, em PVC, com dimensões 2,63 m de comprimento, 1,16 m de largura e 0,71 m de profundidade cada tanque; e painel de bombas contendo 4 bombas peristálticas.



A alimentação dos quatro tanques com o efluente bruto foi realizada através de quatro bombas peristálticas a uma taxa de vazão de entrada de $0,105 \text{ m}^3/\text{dia}$ ou $4,4 \text{ L}$ por hora. As bombas peristálticas foram usadas com o objetivo de minimizar os riscos de entupimento do sistema e controlar o tempo de detenção hidráulica que foi

de 4,8 dias. Reed apud Kletecke (2011) recomenda que tempo de detenção hidráulica varie de 2 a 7 dias para sistemas subsuperficiais e de 5 a 14 dias para os sistemas superficiais.

Cada um dos quatro tanques de PVC recebeu um arranjo diferente. Tanque 1 (figura 12A): colonizado com *Eleocharis sp.* (Junco); tanque 2 (figura 12B): colonizado com *Typha sp.* (Taboa); tanque 3 (figura 12C): colonizado com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*; e Tanque 4 (figura 12D): somente como brita. Foram escolhidas estas espécies, pois elas possuem grande capacidade de acumulação de matéria orgânica e nutrientes, como por exemplo, nitrogênio e fósforo (BRIX, 1997). Como material suporte para as mudas foram utilizadas britas número 1 (granulometria de 9,5 mm a 19 mm) em áreas de entrada, saída e tubulações com o objetivo de evitar entupimentos, e número 0,5 (granulometria de 4,8 mm a 9,5 mm) ao longo de todo volume do tanque (VALENTIM, 2003).

Figura 12: A) Tanque 1: tanque de PVC cultivado com *Eleocharis sp.* (Junco); B) Tanque 2: tanque de PVC cultivado com *Typha sp.* (Taboa); C) Tanque 3: tanque de PVC cultivado com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*; e D) Tanque 4: tanque de PVC contendo somente brita (controle).



Após o efluente ter percorrido os quatro tratamentos diferentes, o mesmo seguiu para a lagoa de aeração da ETE a fim de seguir o curso normal e não comprometer o processo já existente. O efluente recebido pela ETE é basicamente efluente doméstico, no entanto, diariamente, ao menos um caminhão limpa-fossa de efluente do qual a origem não é conhecida, era descarregado no decantador primário, se misturando com o efluente doméstico bruto.

As mudas de *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. foram coletas de áreas alagadas nas dependências da ETE-Arujá. Utilizou-se pá e carriola para extrair e transportar as mudas. Após coleta, as mesmas tiveram as raízes e as folhas lavadas em água corrente e cortadas para que ambas ficassem com aproximadamente 20 cm, conforme figura 13.

Figura 13: Fotografia das macrófitas Junco (A) e Taboa (B) prontas para serem plantadas.



Fonte: autor

Foram plantadas em cada tanque, aproximadamente, 20 mudas por m² a uma profundidade de 10 cm no material suporte, afim das raízes permanecerem em contato com o efluente e minimizar a morte das mudas. Após 36 dias do plantio, as mudas que não conseguiram se estabelecer foram substituídas por novas mudas, com o objetivo de garantir o funcionamento completo do sistema. O percentual de

mortalidade das mudas nos tanques 1, 2 e 3 foram, respectivamente 22,5% (Junco), 65% (Taboa) e 5 e 70% (Junco e Taboa).

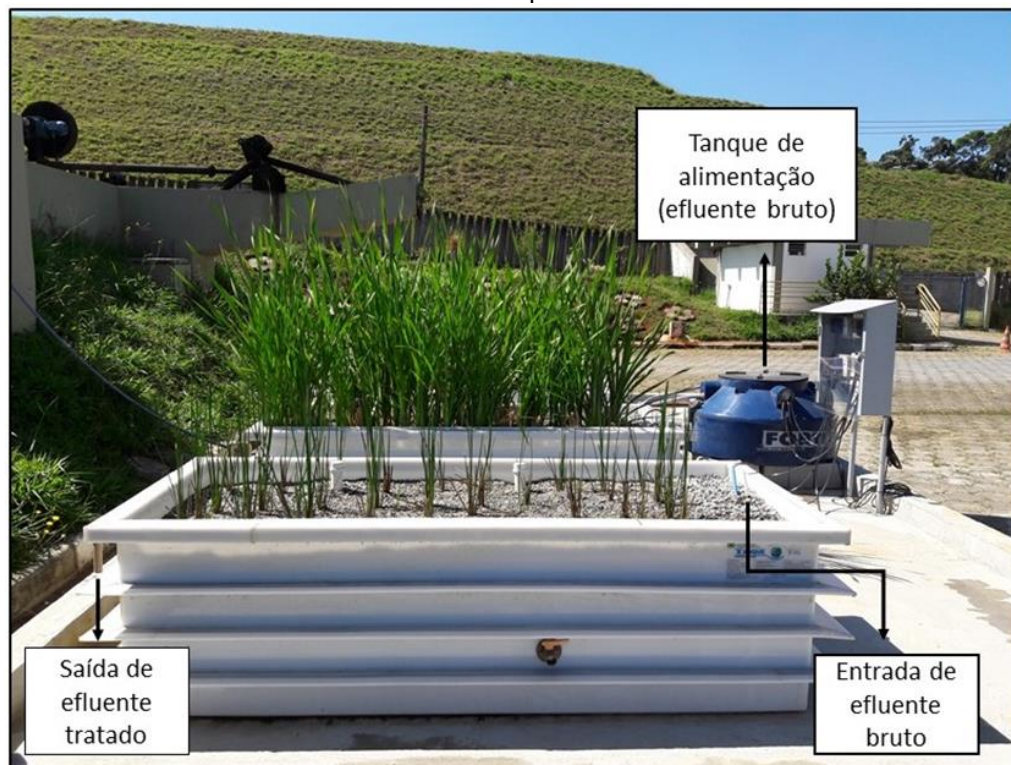
A planta piloto foi montada nos dias 26, 27 e 28 de janeiro de 2016. Considerando o dia 28 de janeiro 2016 sendo o primeiro dia de operação, o sistema permaneceu em regime de batelada por 44 dias, e neste período o esgoto foi substituído semanalmente. Após o período de batelada, o sistema entrou em operação de fluxo contínuo, seguindo os padrões de vazão conforme descrito anteriormente. Considerou-se mais 2 meses em fluxo contínuo para a estabilização do sistema e desenvolvimento das plantas.

4.2 COLETA DAS AMOSTRAS

Foram realizadas dez campanhas de coleta, sendo elas nos dias 18, 20, 24 e 31 de maio e 01, 02, 07, 08, 09 e 10 de junho. Em cada campanha coletou-se 1 litro da amostra do tanque de alimentação (esgoto bruto), dividido em dois frascos plásticos de 500 mL; e uma amostra de 1 L, dividido em dois frascos plásticos de 500 mL da saída de cada um dos tanques de tratamento, ou seja, saída dos tanques 1, 2, 3 e 4, totalizando 50 amostras. Uma representação de onde foram realizadas as coletas pode ser visualizada na Figura 14.

Antes de coletar cada amostra, os frascos foram lavados com a própria amostra. Os frascos foram preenchidos por completo com cada amostra, com objetivo de evitar a presença de ar e possíveis reações indesejadas. Como não seria possível realizar os testes em até 48 horas posteriores à coleta, as amostras foram congeladas e mantidas abaixo de $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ até a data das análises. A coleta e o armazenamento das amostras foram realizados seguindo a norma ABNT NBR 12713 (2009).

Figura 14: Pontos onde as amostras foram coletadas. As amostras de efluente bruto foram coletadas do tanque de alimentação; as amostras de efluentes tratados foram coletadas da saída de cada um dos taques.



4.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DOS EFLUENTES

Os parâmetros físico-químicos foram analisados *in situ* em cada uma das campanhas de coleta. Para cada tanque foram medidos o pH, a condutividade elétrica (CE) e o oxigênio dissolvido (OD). Para tal, foram utilizadas duas sondas, sendo elas, a sonda multiparamétrica para pH e CE (Marca Hanna, Modelo HI 9829) e a sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177) para OD.

4.4 AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

A avaliação ecotoxicológica foi dividida em duas etapas: avaliação da toxicidade aguda utilizando o método de ensaio com *Daphnia similis*; e avaliação da fitotoxicidade das plantas terrestres, utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*) e

sorgo (*Sorghum vulgare*), e fitotoxicidade de macrófitas utilizando, *Lemna* sp. (lentilha d'água) e *Azolla* sp.

4.4.1 Avaliação da toxicidade aguda – método de ensaio utilizando *Daphnia similis*

Os testes com *Daphnia similis* foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia Aquática, do Núcleo de Ecotoxicologia e Ecologia Aplicada do CHREA/EESC-USP – São Carlos – SP.

As culturas de *Daphnia similis* foram mantidas em cristalizadores de vidro de 2 L contendo água de poço reconstituída, filtrada, com o pH ajustado entre 7,0 e 7,6 e dureza de 40 a 48 mgCaCO₃/L, conforme indicado pela Norma NBR 12648 (ABNT, 2009). A água das culturas foi trocada três vezes por semana, em dias alternados. Os cristalizadores com as culturas foram conservados em temperatura de 23 ± 2°C, fotoperíodo de 16 horas e 1000 lux de intensidade luminosa e oito horas de escuro.

Foi oferecido alimento constituído por células da alga *Pseudokirneriela subcapitata* na concentração de 1 x 10⁵ células por organismo de *Daphnia similis*. Também foi ministrado um alimento composto por fermento biológico seco (Fleischmann®) e ração para peixe (Vitormônio®). Este alimento composto foi preparado misturando 0,25 g de fermento biológico diluído em 50 mL de água destilada e 50 mL da mistura de ração para peixe fermentada. Foi fornecido aos organismos 1 mL/L deste composto juntamente com suspensão de algas em cada manutenção do cultivo.

Para os ensaios de toxicidade aguda foram utilizados neonatos de *Daphnia similis* com idade entre 6 e 24 horas, obtidos por partenogênese a partir de fêmeas com idade entre 7 a 28 dias de vida. Seguiram-se as recomendações da norma ABNT (2009) para a realização dos testes de toxicidade aguda, com duração de 48 horas. As amostras de efluente bruto (tanque de alimentação) foram diluídas utilizando a água do cultivo nas concentrações 100%, 50%, 25% e 10% (primeiro momento), 20%, 10%, 5% e 2,5% (segundo momento) e 10%, 5%, 1%, 0,5% e 0,1% (terceiro momento). Para as amostras dos efluentes tratados com macrófitas (tanques 1, 2 e 3) e controle (tanque 4) também foi utilizada a água de cultivo para diluir as amostras nas proporções de 100, 50, 25 e 12,5%. Para cada amostra (brutas e diluídas) e o

controle (água de cultivo), foram utilizadas quatro réplicas em copos descartáveis de 50 mL contendo 10 mL da amostra com cinco organismos em cada réplica. Os testes foram mantidos em um fotoperíodo de 16 horas e intensidade luminosa de 1000 lux e oito horas de escuro e temperatura de $23 \pm 2^\circ\text{C}$. Ao final de cada teste, contabilizou-se o número de indivíduos imóveis na diversas concentrações de amostra e calculou-se o valor da CE_{50} utilizando o programa estatístico Trimmed Spearman Karber (Hamilton et al., 1977).

Para cada amostra foram medidos os parâmetros físico-químicos Oxigênio Dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$) e pH, no início e ao final de cada teste, para excluir qualquer possibilidade de morte dos neonatos causadas por estas variáveis.

4.4.2 Efeito fitotóxico

4.4.2.1 Fitotoxicidade em alface (*Lactuca sativa*) e sorgo (*Sorghum vulgare*)

Os testes ocorreram em condições estáticas tendo como base as metodologias descritas por Tam e Tiquia (1994) e Andrade (2009), com as devidas adaptações.

Foram colocadas 20 sementes de cada espécie vegetal sobre papel de filtro Whatman nº 1 em placas de Petri com 2 mL para alface e 3 mL para sorgo de cada diluição da amostra. As diluições foram realizadas conforme uma série geométrica (100; 50; 25; 12,5 e 6,25%). Água destilada foi utilizada como controle negativo. As placas foram incubadas no escuro, envoltas em papel de alumínio, com temperatura controlada de $25 \pm 2^\circ\text{C}$. O tempo total de duração do teste foi de 120 h. Os ensaios, com ambas espécies, foram realizados em triplicata para garantir a confiabilidade dos resultados.

O número de sementes que germinaram após o período de incubação foi contado e o comprimento das raízes (do ponto de transição entre o hipocótilo e a raiz, até a extremidade da raiz) foi medido com auxílio de régua graduada.

O índice de germinação (IG) foi calculado combinando o percentual de germinação de sementes e a medida de crescimento das raízes, de acordo com as seguintes equações:

Germinação Relativa (GR (%)):

$$GR = \left(\frac{\text{número de sementes que germinaram na amostra de efluente}}{\text{número de sementes que germinaram no controle}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Crescimento Relativo das Raízes (CRR (%)):

$$CRR = \left(\frac{\text{média do crescimento das raízes na amostra de efluente}}{\text{média do crescimento das raízes no controle}} \right) \times 100 \quad (2)$$

Índice de Germinação (IG (%)):

$$IG = \frac{GR \times CRR}{100} \quad (3)$$

Os cálculos e os gráficos apresentados foram feitos através do Software Microsoft Excel e dados obtidos foram analisados por meio do programa estatístico MiniTab versão Release 14. As médias de índice de germinação foram comparadas pelo teste de Tukey protegida por análise de variância (ANOVA) ($\alpha \leq 0,05$).

4.4.2.2 Fitotoxicidade em macrófitas

Neste caso, seguiu-se a metodologia descrita por Ignácio (2014) e por Silva (2012) seguindo a norma nº 221 da OECD (2002). As plantas foram coletadas em corpos d'água não poluídos no município de Conchas – SP. A aclimatação foi realizada em béqueres de 1,0 L contendo 0,5 L meio de cultivo Hoagland (OECD,

2002) e 0,5 L de água destilada, em estufa climatizada com temperatura de 25 ± 2 °C e com 1000 lux de incidência de luz durante um período de 8 semanas.

Para os ensaios, as plantas foram desinfetadas com solução de hipoclorito de sódio 3% e água destilada. Posteriormente, quatro colônias com três frondes (*Lemna* sp.) em cada colônia e cinco plantas completas (*Azolla* sp.) foram transferidas para recipientes de 100 mL com 50,0 mL de solução Hoagland (a solução de Hoagland é um meio nutritivo que fornece todos os nutrientes necessários para o crescimento das plantas. A composição desta solução pode ser visualizada na Tabela 2). As macrófitas permaneceram em ambiente climatizado por mais 24 horas e, em seguida, adicionaram-se 50,0 mL de solução Hoagland com os efluentes sanitários em diferentes concentrações conforme a distribuição geométrica (6,25%, 12,5%, 25%, 50% e 100%). Não foram realizadas réplicas dos ensaios de ambas espécies, devido à falta de espaço na estufa.

Os testes tiveram duração de 7 dias com avaliação do efeito no 1º, 3º, 5º e 7º dia na qual observou-se o crescimento de novas frondes (*Lemna* sp.) e ao final dos testes, o peso úmido de ambas as espécies.

Tabela 2: Composição da solução de Hoagland, extraído a norma nº 221 da OECD (2002).

Stock solution No.	Substance	Concentration in stock solution (g/•L)*	Concentration in prepared medium (mg/•L)*	Prepared medium	
				Element	Concentration (mg/•L)*
A1	NaNO ₃	26	510	Na;N	190;84
	MgCl ₂ .6H ₂ O	12	240	Mg	58.08
	CaCl ₂ .2H ₂ O	4.4	90	Ca	24.04
A2	MgSO ₄ .7H ₂ O	15	290	S	38.22
A3	K ₂ HPO ₄ .3H ₂ O	1.4	30	K;P	9.4;3.7
B	H ₃ BO ₃	0.19	3.7	B	0.65
	MnCl ₂ .4H ₂ O	0.42	8.3	Mn	2.3
	FeCl ₃ .6H ₂ O	0.16	3.2	Fe	0.66
	Na ₂ EDTA.2H ₂ O	0.30	6.0	-	-
	ZnCl ₂	3.3 mg/L	66 µg/L	Zn	31 µg/L
	CoCl ₂ .6H ₂ O	1.4 mg/L	29 µg/L	Co	7.1 µg/L
	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	7.3 mg/L	145 µg/L	Mo	58 µg/L
	CuCl ₂ .2H ₂ O	0.012 mg/L	0.24 µg/L	Cu	0.080 µg/L
C	NaHCO ₃	15	300	Na;C	220; 43

Com isso, calculou-se o percentual de biomassa e percentual de inibição de área (OECD, 2002) seguindo as seguintes fórmulas:

Percentual de biomassa (%I_b):

$$\%I_b = \frac{(bc-bt)}{bc} \times 100 \quad (4)$$

Onde:

$bc = \ln(\text{biomassa final}) - \ln(\text{biomassa inicial})$ do controle

$bt = \ln(\text{biomassa final}) - \ln(\text{biomassa inicial})$ do tratamento

Percentual de inibição de área (%I_a):

Para a determinação do percentual de inibição de área, foi calculada a área abaixo da curva pela seguinte fórmula:

$$A = \frac{\ln N_1 - \ln N_0}{2} t_1 + \frac{\ln N_1 + \ln N_2 - 2 \ln N_0}{2} (t_2 - t_1) + \dots + \frac{\ln N_{n-1} + \ln N_n - 2 \ln N_0}{2} (t_n - t_{n-1}) \quad (5)$$

Onde:

$N_0 =$ número de frondes observados no início do teste (t_0);

$N_1 =$ número de frondes na primeira observação (t_1);

$N_2 =$ número de frondes na segunda observação (t_2);

$N_n =$ número de frondes na enésima observação (t_n);

$t_1 =$ tempo da primeira observação;

$t_2 =$ tempo da segunda observação;

$t_n =$ tempo da enésima observação.

Com a Área Abaixo da Curva (A) calculada, foi possível estimar o percentual de inibição desta (I_a), conforme:

$$\% I_a = \frac{(Ac - At)}{Ac} \times 100 \quad (6)$$

Onde:

A_C = Valor médio de área abaixo da curva do controle;

A_T = valor médio de área abaixo da curva do tratado;

Com os valores obtidos, foi feita a linearização dos dados em função das concentrações através do cálculo da raiz de %lb e do log do %la, como proposto na norma OECD (2002).

Os dados obtidos também foram analisados por meio do programa estatístico MiniTab versão Release 14. As médias de percentual de biomassa e da área abaixo da curva foram comparadas pelo teste de Tukey protegida por análise de variância (ANOVA) ($\alpha \leq 0,05$).

4.5 MUNICÍPIOS COM POTENCIAL PARA RECEBER ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Para realização do levantamento dos municípios paulistas com população inferior a 50 mil habitantes, que possuem coleta de esgoto, mas não possuem o tratamento do mesmo, foi utilizado o relatório “Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2015” (CETESB, 2016) e os dados de população dos municípios paulistas (IBGE, 2014). Neste relatório está disponível a situação de cada município em relação à coleta e tratamento de esgoto, à concessão que atua no município, a eficiência do sistema de tratamento (quando estiver disponível), a carga poluidora em Kg DBO/dia, e o corpo receptor do efluente.

Utilizando a ferramenta do Excel de ordenação de dados foi possível restringir somente aqueles municípios com população menor que 50 mil habitantes, que coletam esgoto, mas que não realizam o tratamento do mesmo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

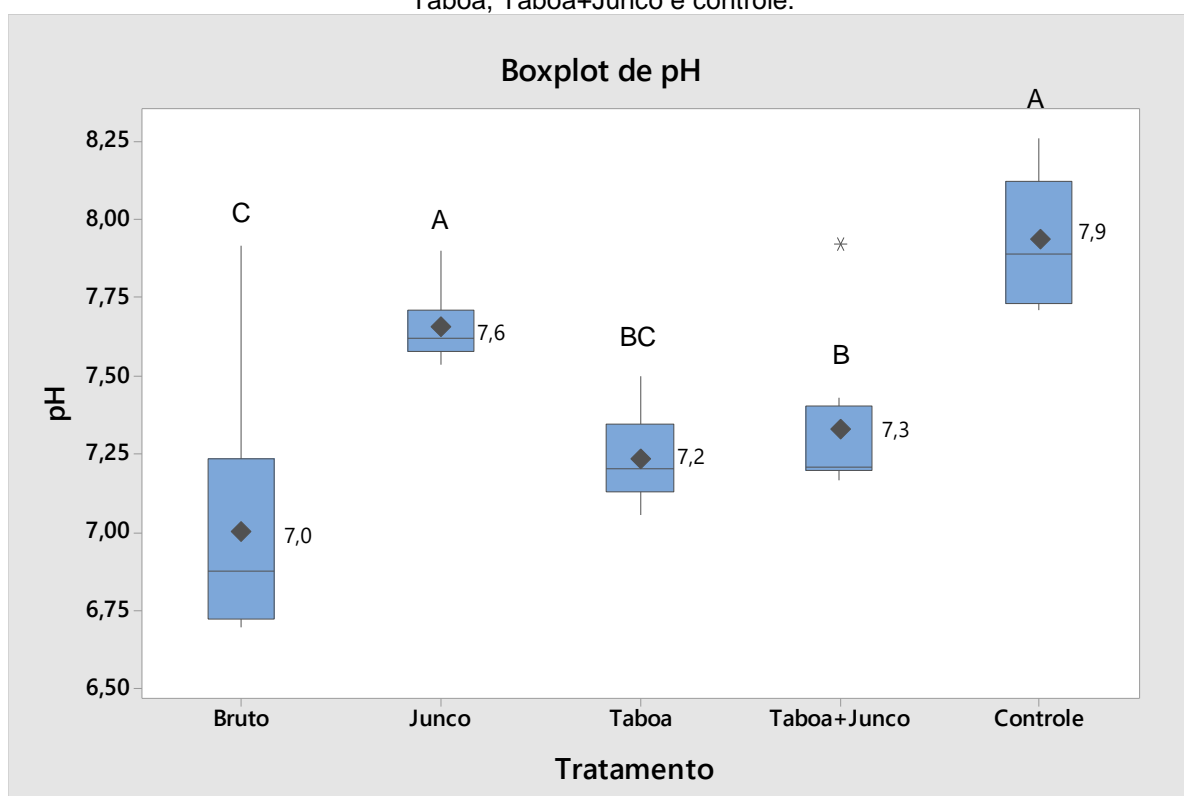
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

5.1.1 pH

Os valores das médias, medianas, 1º e 3º quartil, bem como valores máximos e mínimos de pH obtidos nos diferentes tratamentos podem ser observados na Figura 15.

Figura 15: Boxsplot da variação do valor de pH do efluente bruto e dos tratamentos com Junco, Taboa, Taboa+Junco e controle.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Os valores das médias do pH do efluente bruto e dos quatro tratamentos (junco, taboa, taboa+junco e controle) mostraram-se adequados a faixa de pH ideal em relação às exigências biológicas do organismos-teste *Daphnia similis* (DOMINGUES e BERTOLETTI, 2006). Se for levado em conta ainda os padrões de lançamento fixados pela CONAMA 430/2011, que define como padrão o pH entre 5 e

9 para lançamento em corpos d'água de classe 2, os três tratamentos, inclusive o controle, satisfazem essa exigência.

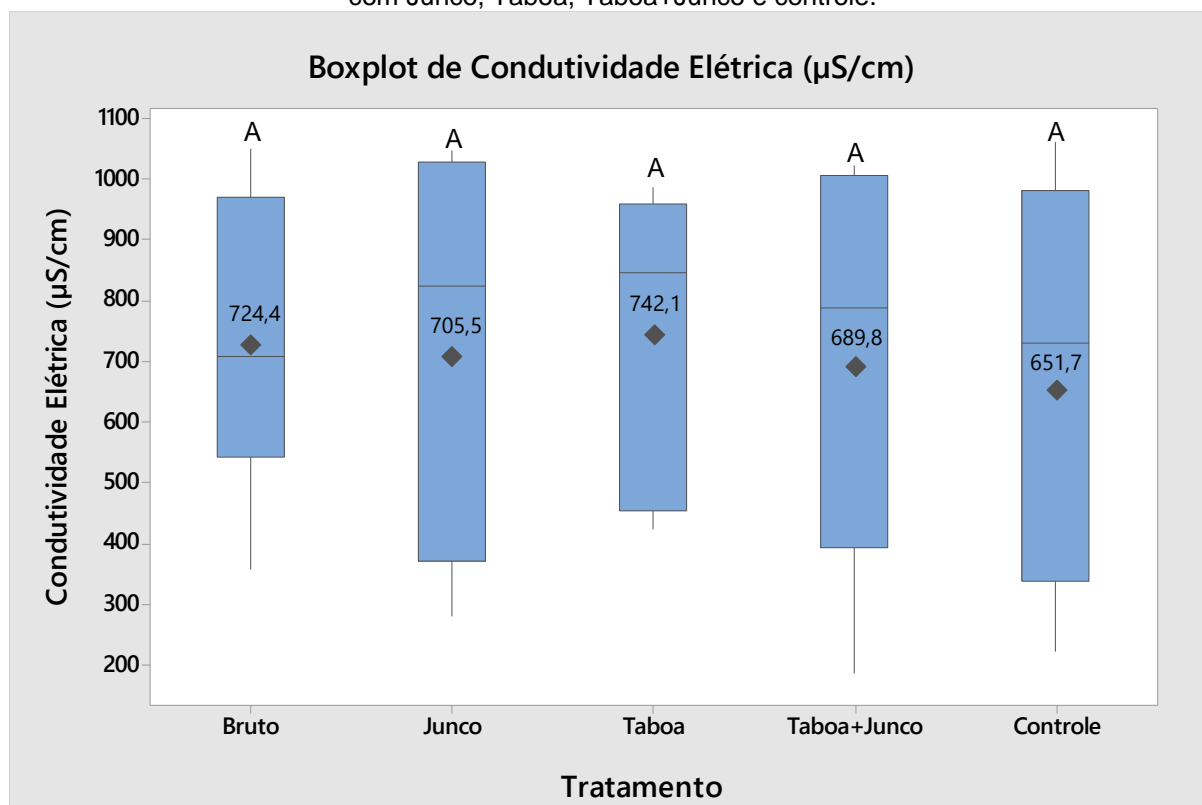
Os tanques com junco e controle foram os que tiveram as maiores médias do pH que foram, respectivamente, 7,6 e 7,9, não diferindo estatisticamente entre si, mas diferindo dos demais. Os tratamentos taboa+junco e taboa apresentaram média de pH de 7,3 e 7,2, respectivamente, diferindo dos demais, exceto taboa que também não diferiu do menor pH observado no esgoto bruto não tratado.

O trabalho desenvolvido por Sanchez (2017) utilizou o mesmo sistema de alagados construídos do presente trabalho e avaliou o desempenho dos mesmos em relação ao tratamento secundário do efluente advindo da ETE – Arujá, em cerca de 25 campanhas de coleta. Ela relata que a variação do pH pode estar relacionada com uma maior ocorrência do processo de desnitrificação, por exemplo, que tende a aumentar a alcalinidade do efluente por consumir íons H^+ .

5.1.2 Condutividade elétrica

Segundo Ribeiro et al. (2005), a condutividade elétrica pode ser definida como a capacidade de uma solução conduzir corrente elétrica e se dá em função da quantidade de íons presentes na solução. A Figura 16 demonstra as médias da condutividade elétrica para o efluente bruto e para os tratamentos com junco, taboa, taboa+junco e controle.

Figura 16: Boxplot da variação do valor da condutividade elétrica do efluente bruto e dos tratamentos com Junco, Taboa, Taboa+Junco e controle.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

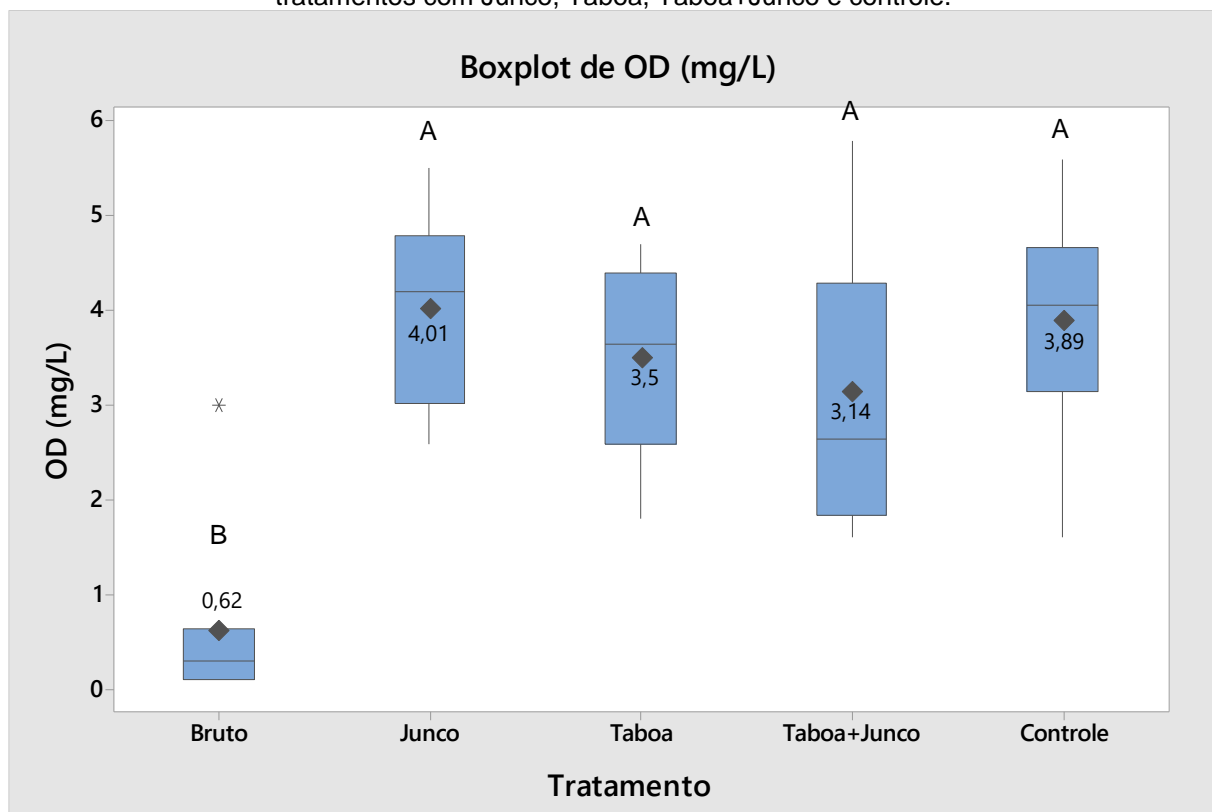
As médias da condutividade elétrica variaram de 651,7 ($\mu\text{S/cm}$) no tanque controle até 742,1 ($\mu\text{S/cm}$) no tanque com taboa. A média do esgoto bruto foi 724,40 ($\mu\text{S/cm}$) que não apresentou diferença significativa ($P=0,969$) em relação aos tratamentos. Os dados obtidos por Sanchez (2017), que comparou o efluente bruto com os quatro tratamentos, não mostraram alteração da condutividade elétrica e corroboram com o presente trabalho. Considerando que há correlação direta entre condutividade e sólidos dissolvidos (METCALF & EDDY, 1991), os dados sugerem que o sistema não removeu significativamente os sólidos dissolvidos.

Diferentemente dos resultados do pH que apresentaram diferenças estatísticas significativas em relação ao efluente bruto e os efluentes tratados, os resultados de condutividade elétrica não seguiram o mesmo padrão.

5.1.3 Oxigênio dissolvido (OD)

As médias do oxigênio dissolvido do efluente bruto e dos tratamentos com junco, taboa, taboa+junco e controle podem ser verificadas na Figura 17.

Figura 16: Boxsplot da variação das concentrações de oxigênio dissolvido do efluente bruto e dos tratamentos com Junco, Taboa, Taboa+Junco e controle.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$.

De acordo com a figura 16 o OD do efluente bruto variou de 0,1 a 0,7 (mg/L), a média foi elevada a 0,62 (mg/L), devido a uma das coletas ter sido realizada depois de ter chovido a noite toda, diluindo o esgoto e aumentando os níveis de OD do efluente bruto. Os tratamentos com macrófitas e o controle tiveram um aumento significativo da média da concentração de OD, variando de 3,14 (taboa+junco) até 4,01 (junco) mg/L, diferindo significativamente do OD do efluente bruto.

Concentrações de OD inferiores a 1 mg/L podem comprometer a interpretação dos resultados dos testes de toxicidade aguda em *Daphnia similis* (ABNT, 2009). No

entanto, anteriormente a todos os ensaios utilizando *Daphnia similis* o OD foi medido e em nenhum deles o valor foi inferior a 1 mg/L.

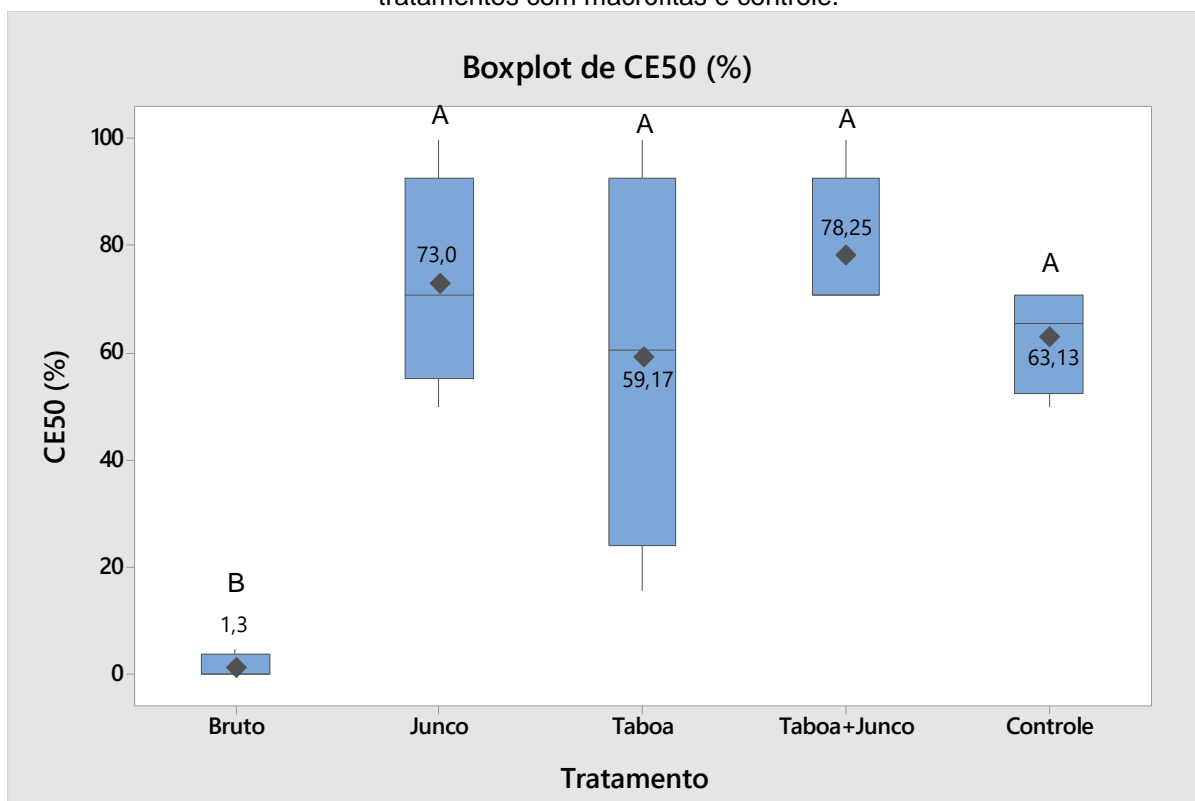
O transporte de oxigênio para o interior do leito ocorre por difusão atmosférica e por libertação na rizosfera, pelas raízes das plantas (MAVIOSO, 2010). Os resultados sugerem que o oxigênio incorporado ao sistema não tenha sido consumido pelos microorganismos aeróbios presentes nos tratamentos e no controle, propiciando maior OD, o que concorda com Sanchez (2017) que também observou tal comportamento, inclusive com redução de DBO nos tratamentos com macrófitas e no controle, o que vai de encontro ao trabalho de Vymazal (2010), que também observou tal redução para diversos tipos de efluentes.

Assim como observado nos resultados de pH, os resultados de OD obtidos nos tratamentos e no controle também diferiram significativamente dos resultados do efluente bruto. E tanto os resultados de pH e de OD tiveram padrão diferente dos resultados de condutividade elétrica, que não apresentaram diferenças significativas entre efluente bruto e efluentes tratados.

5.2 TOXICIDADE AGUDA – ENSAIOS COM *Daphnia similis*

Conforme pode ser observado na Figura 18, a média da toxicidade do efluente bruto representada em termos de CE_{50} foi de 1,33%, sendo estatisticamente diferente dos outros quatro tratamentos ($P < 0,1$ – Anexo 1). As médias da CE_{50} dos três tratamentos com macrófitas variaram de 59,17% a 78,25%, mas não diferiram significativamente do respectivo controle só com brita que obteve média de CE_{50} 63,13% ($P > 0,1$ – Anexo 1).

Figura 18: Média das toxicidades expressas em CE_{50} do efluente bruto e após passar pelos tratamentos com macrófitas e controle.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

A toxicidade elevada do efluente bruto era esperada, principalmente por não se ter conhecimento da origem do efluente trazido pelo caminhão limpa-fossa e também por estudos anteriores realizados com efluentes sanitários de estações de tratamento de esgoto terem encontrado toxicidade variando de CE_{50} 0,60 % a CE_{50} 83,84 % (HAMADA et al., 2011) e de CE_{50} 0,40 % a CE_{50} 17,99% (BORRELY, 2001).

Pouco se tem estudado e, conseqüentemente, se sabe sobre a relação dos alagados construídos com a redução da toxicidade do efluente. Fica claro, neste estudo, que os alagados construídos foram eficientes na redução da toxicidade (eficiência de redução variou de 97,7% no tanque com taboa a 98,3% no tanque com taboa+junco), no entanto, é possível deduzir que essa redução não está relacionada com as macrófitas ou com microbiota específica associada à estas, já que no tanque controle (somente brita) a eficiência de redução da toxicidade foi de 97,7%.

Como pode ser observado no trabalho de Sanchez (2017), o sistema de alagados construídos obteve uma redução significativa de DBO e DQO nos três

tratamentos com macrófitas e no controle. Essa redução de DBO e DQO pode estar diretamente relacionada com a redução da toxicidade, já que compostos orgânicos e metais podem conferir toxicidade ao efluente (Costa et al. 2008).

A degradação de moléculas complexas por microrganismos em CO₂, H₂O e sais inorgânicos é denominada biodegradação. Comumente, os produtos gerados pela biodegradação são moléculas simples e não tóxicas que tendem a ocorrer na natureza (MANAHAN, 1992). No entanto, conforme este autor, a biodegradação pode gerar compostos mais complexos ou perigosos que aqueles existentes antes da biodegradação, como por exemplo, formas metiladas, voláteis, solúveis e tóxicas do mercúrio e arsênio.

De acordo com Buratini (2008), a biodegradação de um composto orgânico não é decorrente da atividade de um único e específico organismo, e sim da participação de uma cadeia de microrganismos, que geralmente atua sinergicamente, utilizando diferentes vias metabólicas e processos enzimáticos. Neste caso, há evidências que a biodegradação agiu de forma benéfica no sistema de alagados construídos, reduzindo significativamente a toxicidade do efluente bruto após passar pelos tratamentos.

Após busca exaustiva de trabalhos que avaliassem a ecotoxicidade de alagados construídos alimentados com efluente doméstico, constatou-se que este é um tema que ainda precisa ser muito desenvolvido.

Mohr et al. (2015) avaliaram a toxicidade de efluentes provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-UNISC) e de um sistema de captação e tratamento de água em uma propriedade rural localizada na cidade de Vera Cruz – RS. Os processos para tratamento de esgoto foram: tratamento primário (dois reatores UASB); tratamento secundário/terciário sistema do tipo alagados construídos com regime de fluxo horizontal, sendo quatro leitos, com a macrófita *Hymenachne grumosa*. Não há informações do trabalho sobre o material utilizado como substrato para fixação das macrófitas. Foi utilizado o microcrustáceo *Daphnia magna* para os ensaios de toxicidade aguda. Os autores sugerem a utilização da macrófita *Hymenachne grumosa* já que houve a completa detoxificação dos efluentes. No entanto, como os autores não fizeram o controle dos alagados construídos utilizando somente o substrato sem as macrófitas, não há como afirmar que foram as macrófitas

responsáveis pela detoxificação e não a microbiota associada ao substrato, conforme verificado pelo presente trabalho.

Oliveira (2014) avaliou o desempenho de um alagado construído operado no modo subsuperficial, vazão de 8,27 m³/ dia, tempo de detenção hidráulica de 8 dias e colonizado com taboa (*Typha angustifolia*) para detoxificação do lixiviado advindo do Aterro Sanitário Metropolitano de Gramacho. Utilizando nos ensaios de toxicidade a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* e o microcrustáceo *Daphnia similis*, a autora observou uma redução da toxicidade aguda para ambos organismos-testes, sendo a *Daphnia similis* o organismo mais sensível. A comparação do trabalho da Oliveira (2014) com o presente trabalho é dificultosa, já que há muito parâmetros diferentes, como por exemplo, o efluente estudado, o tempo de detenção hidráulica, a vazão do efluente, mas fica claro que os alagados construídos possuem um grande potencial na redução da toxicidade, sendo necessários estudos para compreender as relações entre planta, substrato e microbiota, afim de potencializar o uso desta tecnologia na detoxificação de diferentes efluentes. Naquele trabalho também não houve controle sem macrófita, impedindo afirmar que as plantas foram responsáveis pela detoxificação do efluente.

Colletta (2008) realizou um trabalho para avaliar a eficiência de detoxificação da estação convencional de tratamento de esgotos da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), município de Santa Cruz do Sul – RS, sendo que a planta de tratamento de esgoto da UNISC era composta por reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e biofiltro aerado. Além disso, também avaliou-se tratamento do esgoto com processos oxidativos avançados (radiação ultravioleta, ozônio, dióxido de titânio e seus conjugados). Apenas em três coletas o autor verificou redução da toxicidade (37%, 37% e 33%), nos demais meses não houve redução, e sim um aumento na toxicidade do efluente tratado em relação ao bruto. Estes resultados sugerem que os alagados construídos podem ser mais eficientes na remoção de toxicidade (já que o presente trabalho encontrou eficiência superiores a 97%) que tecnologias mais complexas e que demandam de um custo para instalação/operação muito mais elevado.

Para garantir a confiabilidade dos resultados de toxicidade aguda deste trabalho, alguns parâmetros físico-químicos foram monitorados no início e ao final dos ensaios, como pode ser observado na Tabela 3.

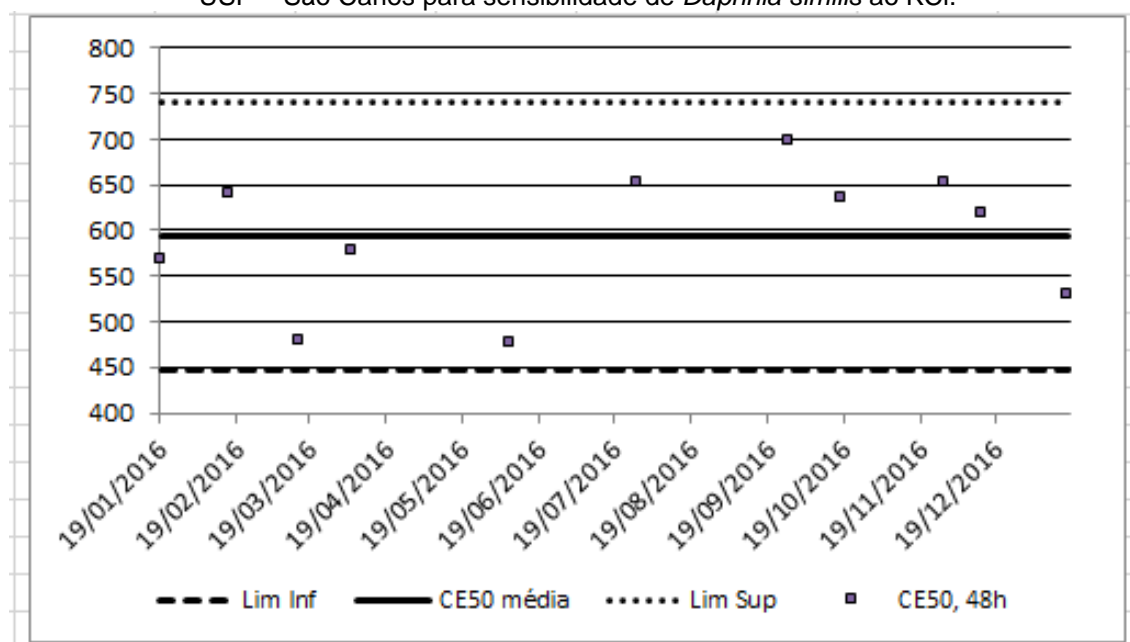
Tabela 3: Média e desvio médio do pH (inicial e final), do oxigênio dissolvido (inicial e final) e da condutividade elétrica (inicial) das amostras utilizadas nos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*.

Tratamento	pH		OD (mg/L)		Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial
Esgoto Bruto	7,74	7,95	5,99	7,70	570,30
	0,125	0,072	0,936	0,409	253,96
Junco	8,21	8,15	7,02	8,07	536,6
	0,163	0,077	0,986	0,240	204,88
Taboa	7,93	8,21	6,93	8,03	565,7
	0,168	0,089	1,462	0,225	198,69
Taboa+Junco	7,99	8,22	6,92	7,93	577,9
	0,158	0,1	1,322	0,337	222,12
Controle	8,26	8,16	6,70	7,99	522,4
	0,171	0,119	1,474	0,277	216,92

Nenhum dos parâmetros ficaram fora dos padrões aceitáveis para os testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*. O oxigênio dissolvido que é um fator limitante para a manutenção de *Daphnia similis*, ficou acima de 5,0 mg/L em todas as amostras de efluente bruto e tratado e respectivas diluições.

O Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia Aquática, do Núcleo de Ecotoxicologia e Ecologia Aplicada do CHREA/EESC-USP – São Carlos – SP, emitiu a carta controle dos testes de sensibilidade dos organismos de *Daphnia similis* com KCl do período em que os testes foram realizados. Nenhum dos testes ficou fora da faixa aceitável (Figura 19), mostrando que o sistema-teste (preparo das soluções, água de diluição, cálculos, e saúde dos organismos) estavam de acordo com o esperado e que os resultados são válidos.

Figura 19 – Carta Controle elaborada pelo Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia Aquática da USP – São Carlos para sensibilidade de *Daphnia similis* ao KCl.



5.3 FITOTOXICIDADE

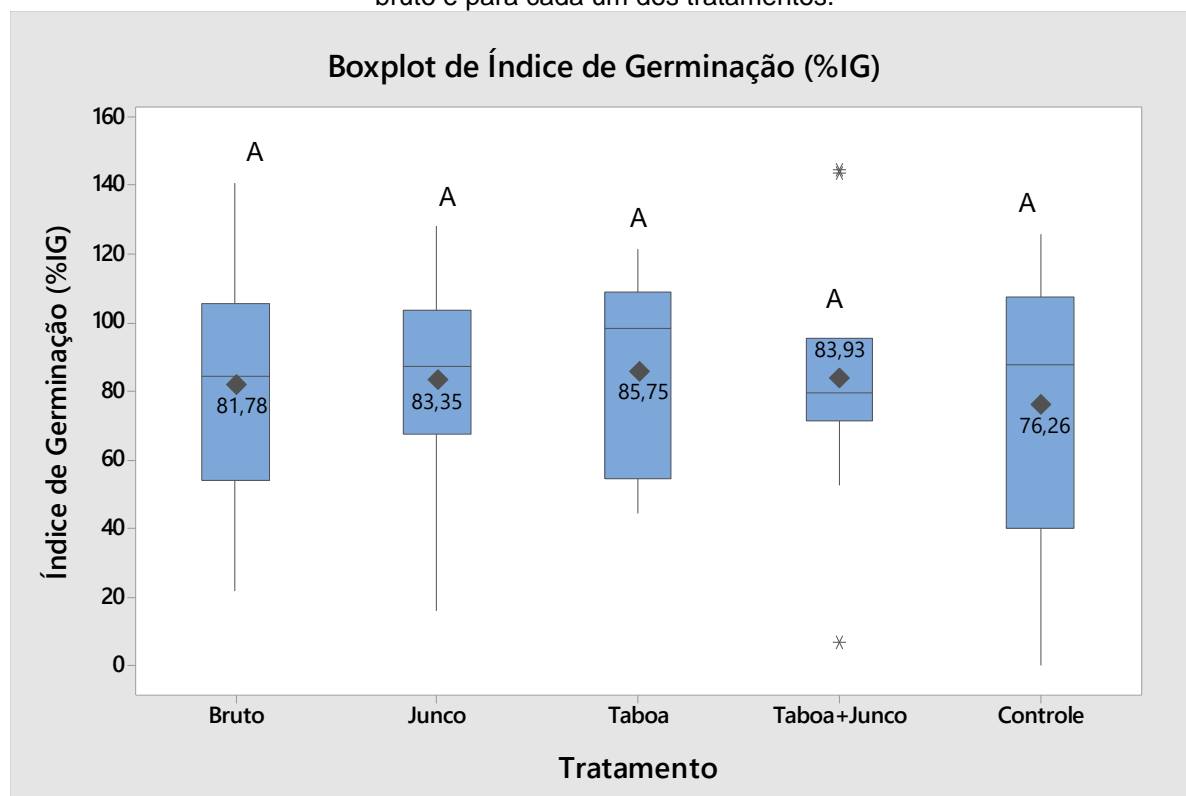
Foram selecionados 10 dias do período de coletas com base nos resultados de estudos de parâmetros físico-químicos obtidos por outros membros da equipe de pesquisa com o intuito de garantir a amostragem após a estabilização.

Nos primeiros dias analisados observou-se que as variações nos índices de germinação eram significativas apenas na maior concentração (100%), por isso nas análises em sequência realizou-se o teste apenas com esta concentração. Este ajuste fez com que não fosse possível determinar o IG_{50} , contudo, as informações obtidas foram suficientes para a realização da análise de variância (ANOVA), obtendo os seguintes resultados para cada tipo de semente estudada.

5.3.1 *Lactuca sativa* (alface)

Os resultados obtidos nos ensaios de fitotoxicidade utilizando sementes de *Lactuca sativa* são apresentados na Figura 20.

Figura 20: Boxplot dos Índices de Germinação das sementes de *Lactuca sativa* (%IG) para o efluente bruto e para cada um dos tratamentos.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

A análise da variância dos índices de germinação (%IG) indicou que há igualdade na toxicidade dos efluentes tratados por macrófitas e controle ($P = 0,949$), e no efluente bruto. Isto demonstra que o efluente bruto e os efluentes tratados não foram tóxicos para *Lactuca sativa*.

Estes resultados vão de encontro aos resultados obtidos por Cunha (2011), que realizou uma avaliação ecotoxicológica de diversos tipos de efluente, inclusive efluente doméstico. O autor verificou que o efluente doméstico bruto não apresentou toxicidade frente aos ensaios com *Lactuca sativa*, diferentemente do lixiviado de aterro sanitário que apresentou elevada toxicidade e dos efluentes hospitalares e de vinícola que apresentaram toxicidade moderada.

Rodrigues, et al. (2013) analisaram a fitotoxicidade da água e do sedimento de um córrego urbano localizado no município de Alfenas – MG, utilizando *Lactuca sativa*. Este córrego recebe lançamento de grande quantidade de esgoto doméstico, efluente tratado de duas indústrias têxteis e efluente bruto de um abatedouro. Os

autores concluíram que tanto a água quanto o sedimento apresentaram fitotoxicidade sobre *Lactuca sativa* e que as grandes concentrações de metais bem como a salinidade pode ter contribuído para este efeito.

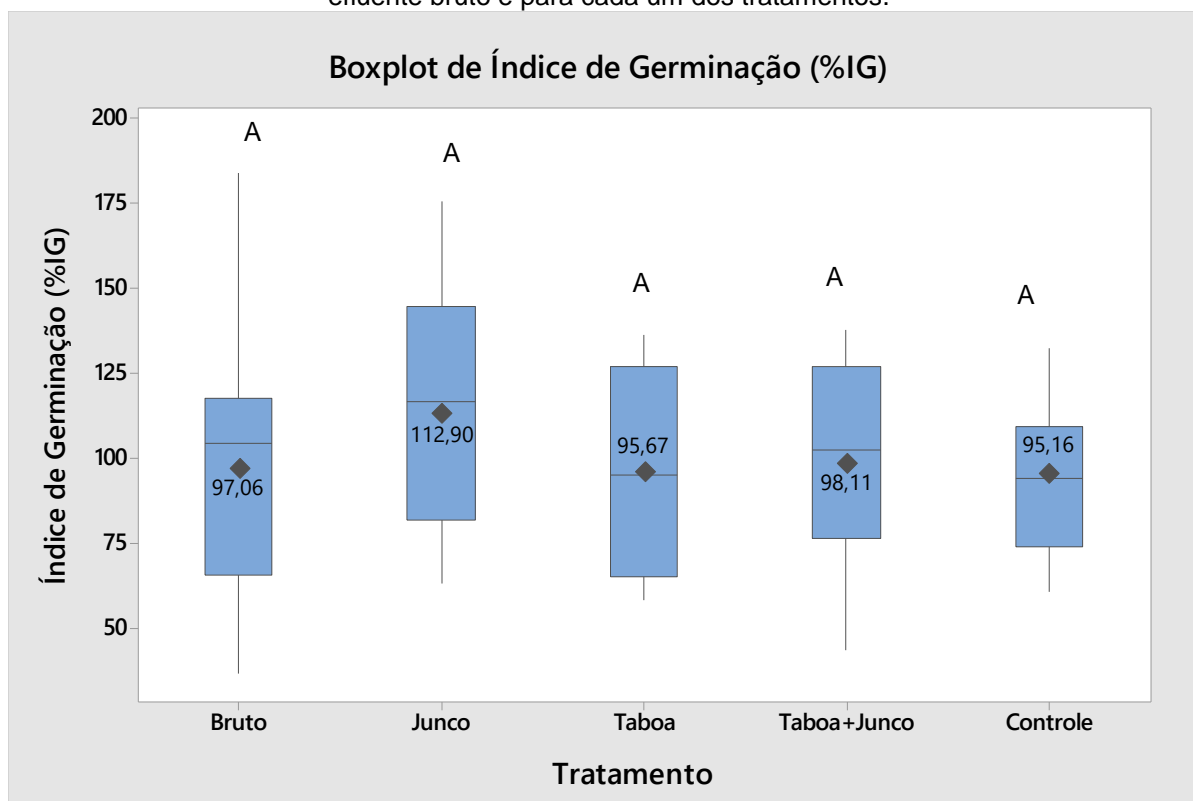
Os ensaios com sementes de alface são bastante difundidos quando se trata de fitotoxicidade justamente por conta de sua sensibilidade. Almeida e Corso (2014) e Diniz (2015) identificaram que esta semente é sensível a corantes.

Para estes ensaios não foram realizados os controles positivos com substância comprovadamente tóxica à *Lactuca sativa*. No entanto, Bellato et al. (2015), realizaram uma avaliação de fitotoxicidade de efluente têxtil concomitantemente ao presente trabalho utilizando sementes do mesmo lote. Eles verificaram que a *Lactuca sativa* foi sensível a diferentes tipos de efluentes têxteis. Dessa forma é possível inferir, que apesar de ser sensível a efluentes têxteis, a *Lactuca sativa* não é sensível ao efluente doméstico (CUNHA, 2011), mesmo este sendo tóxico a outros organismos como *Daphnia similis*, como visto anteriormente neste trabalho.

5.3.2 *Sorghum vulgare* (sorgo)

Os resultados obtidos nos ensaios de fitotoxicidade utilizando sementes de *Sorghum vulgare* são apresentados na Figura 21.

Figura 21: Boxplot dos Índices de Germinação das sementes de *Sorghum vulgare* (%IG) para o efluente bruto e para cada um dos tratamentos.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Assim como registrado para *Lactuca sativa*, o Índice de Germinação do efluente bruto não apresentou diferença estatística significativa em relação aos tratamentos com macrófitas e o controle ($P = 0,987$). Da mesma forma que observado em *Lactuca sativa*, o efluente doméstico advindo da ETE – Arujá não foi tóxico para *Sorghum vulgare*.

Não existem trabalhos que utilizam as sementes de sorgo como indicadores de toxicidade de efluentes domésticos, contudo esta semente é utilizada para análises de efluentes têxteis. Watharkar et al. (2015) identificaram por meio de testes de toxicidade, que esta semente apresenta sensibilidade a efluentes têxteis tratados em um fitorreator com consórcio de plantas e bactérias. Bellato et al. (2015) testou essas sementes em efluentes têxteis tratados por fungos basidiomicetos e também identificou sensibilidade. Entretanto, Fonseca (2012) em seus estudos sobre aplicação de borra de café em compostagem revelou que não houve efeito sobre a germinação do sorgo, diferente de outras espécies por ele estudadas. Diante disso o estudo com

sensibilidade para esta semente deve ser aprimorado para identificar os principais casos em que esta deve ser aplicada.

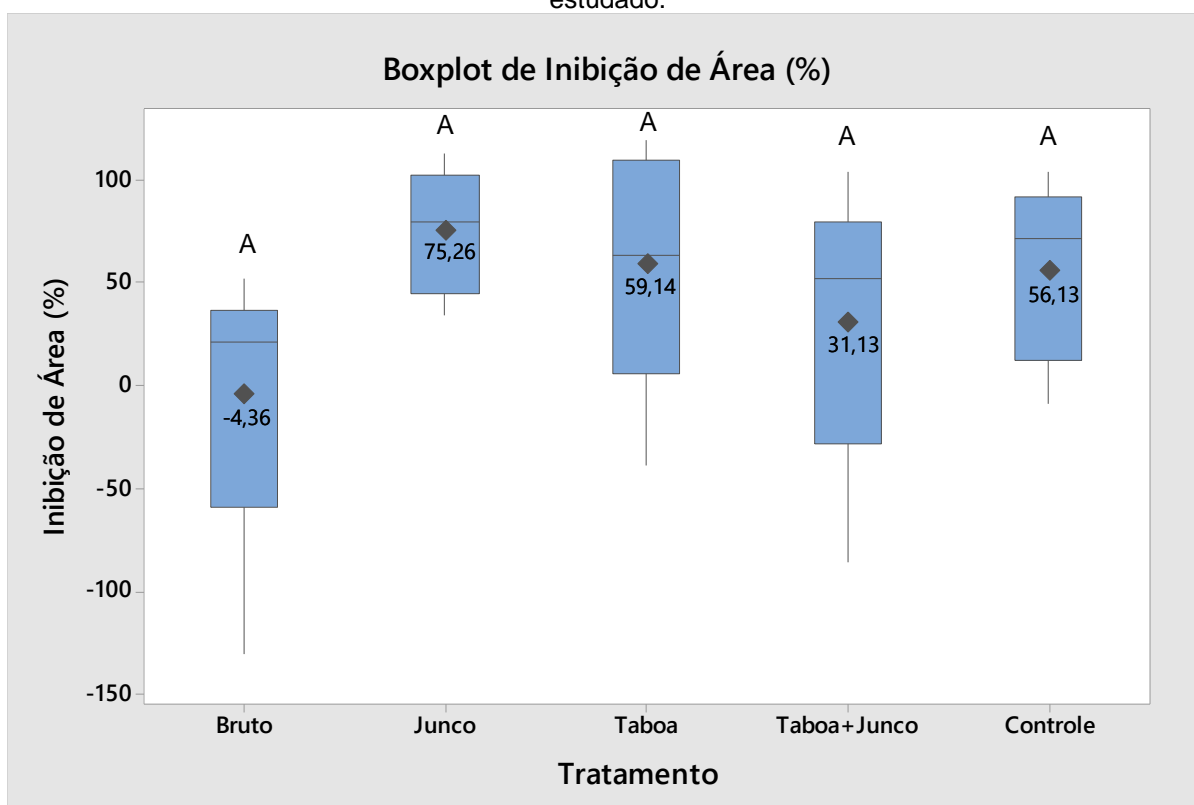
Comparando as duas sementes observou-se que o índice de germinação obtido difere entre elas ($P = 0,016$). Além disso, pela diferença entre médias foi possível perceber que o sorgo (99,78) possui um índice de germinação maior que alface (82,21), ou seja, é uma semente menos sensível a variações no efluente. Estes resultados são semelhantes aos que foram obtidos em ensaios de toxicidade de efluentes têxteis por Bellato et al. (2015), evidenciando que *Lactuca sativa* é mais indicada para analisar a toxicidade destes tipos de efluente.

5.4 TOXICIDADE EM MACRÓFITAS

5.4.1 *Lemna* sp. (lentilha d'água)

A média do percentual de inibição de área e do percentual de biomassa para cada tanque foi calculada e está apresentada nas Figuras 22 e 23 a seguir.

Figura 22: Média do percentual de inibição de área (%I_a) obtido para cada tanque no período estudado.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Nota-se que os percentuais de área obtidos diferem apenas entre os efluentes bruto (-54,56 – 45,82) e tratado com junco (51,29 – 99,23), contudo, a análise de variância indica que o %la é igual em todos os tratamentos ($P = 0,425$) inclusive entre o efluente bruto e o tratado com junco ($P = 0,221$), indicando que não houve diferença entre os tratamentos.

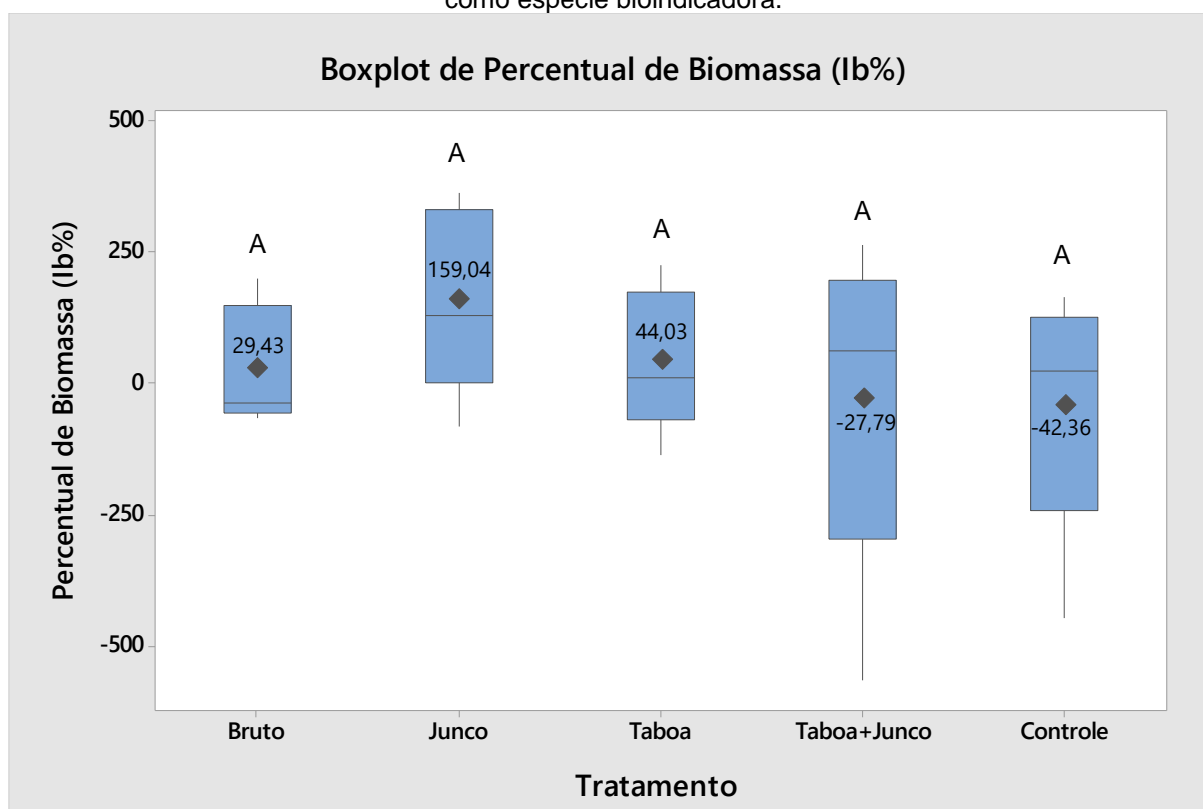
O valor obtido de %la para o efluente bruto, por estar negativo, indica que o efluente invés de ser tóxico foi mais nutritivo que o próprio meio de cultivo, evidenciando o seu potencial eutrofizante. A diferença entre o efluente bruto e os efluentes dos três tratamentos com macrófitas e o controle, por mais que não seja significativa estatisticamente, indica que é possível que tenha ocorrido uma diminuição na disponibilidade de nutrientes, fazendo com que as plantas crescessem menos que nas amostras do controle (apenas meio de cultivo), ou seja, indicando a possibilidade de o tratamento ter tido efeito na diminuição do potencial eutrofizante do esgoto.

Conforme verificado por Sanchez (2017), utilizando o mesmo sistema de alagados construídos do presente trabalho, houve diferença estatística significativa da concentração de fósforo total do efluente bruto para os efluentes dos tratamentos, sendo a concentração maior no efluente bruto (valor médio de 7,8 mg/L) do que nos tratamentos com junco (valor médio de 3,9 mg/L), taboa (valor médio de 3,6 mg/L), taboa+junco (valor médio de 3,7 mg/L) e o controle (valor médio de 4,2 mg/L). Estes resultados corroboram a hipótese de que, mesmo não havendo diferenças estatísticas significativas, o menor crescimento da *Lemna sp.* nos efluentes tratados indica que realmente houve uma diminuição de nutrientes em relação ao efluente bruto.

Analisando os resultados, pode-se inferir que o potencial eutrofizante do efluente bruto tenha sido anulado pela toxicidade presente neste mesmo efluente, ou seja, a toxicidade fez com que as plantas não se desenvolvessem da mesma forma que se desenvolveriam se o efluente possuísse apenas grande aporte de nutrientes. Esse detalhe pode explicar o fato de não ter sido observado diferenças significativas entre o efluente bruto e os tratamentos, uma vez que nos tratamentos houve redução significativa de nutrientes, mas indica também que houve redução da toxicidade dos quatro tratamentos diferentes (junco, taboa, taboa+junco e controle).

Estes resultados corroboram os resultados do trabalho realizado por Penning, et al. (2008) em lagos da Europa, em que classificaram diversas espécies de macrófitas, como sensíveis ou tolerantes à pressão de eutrofização, baseada em um gradiente de fósforo. Duas espécies de *Lemna* (*Lemna minor* e *Lemna trisulca*) foram classificadas como tolerantes à pressão de eutrofização, ou seja, ecossistemas com grande aporte de fósforo não alteram negativamente o desenvolvimento destas espécies.

Figura 23: Média de percentual de biomassa (%lb) para cada tanque estudado utilizando *Lemna sp.* como espécie bioindicadora.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Assim como o que foi obtido nos ensaios de percentual de área, o percentual de biomassa indica que não há diferença estatística entre os tratamentos nem mesmo quando comparado ao efluente bruto ($P = 0,863$).

Por outro lado, Rocha et al. (2012) obtiveram resultados que sugerem o uso das macrófitas aquáticas como parâmetro para o monitoramento da qualidade da

água. Além disso, esta espécie é amplamente utilizada para testar a ecotoxicidade de herbicidas e pesticidas, identificando que esta possui sensibilidade a um grupo específico de compostos que não estão presentes no efluente estudado. A Quadro 5 a seguir identifica herbicidas e pesticidas em que uma variedade desta espécie apresentou-se sensível.

Quadro 5: Estudos de toxicidade utilizando *Lemna sp.*

Composto estudado	Autor
50% atrazina, 35% isoproturon, 15% alachlor	(SILVA et al., 2012)
Diuron	(FRANÇA, 2008)
Lindano	(IANNACONE et al., 2000)
Clorpirifos	(IANNACONE et al., 2000)
Carbofurano	(IANNACONE et al., 2011)

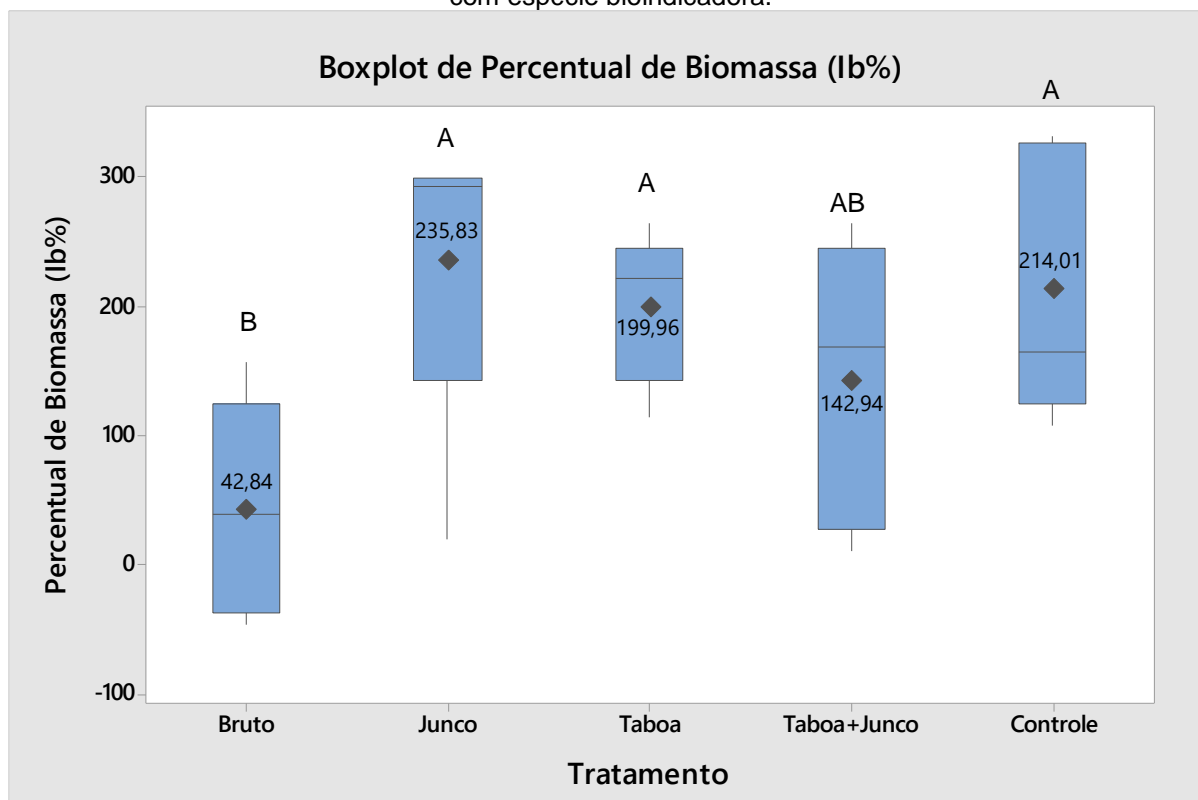
Além do supracitado, a macrófita aquática lentilha d'água (*L. minor*) apresentou grande aplicabilidade em estudos de biomonitoramento e avaliação ecotoxicológica do efluente de vinhaça em ambientes aquáticos, devido à alta sensibilidade destes bioindicadores ao referido efluente (SILVA et al., 2015).

Por conta da característica do efluente doméstico, observou-se que esta espécie não foi sensível, ou seja, o efluente não possui componentes tóxicos nos dias estudados capazes de interferir no crescimento de frondes ou ganho de biomassa. Contudo, observou-se que há uma tendência a identificação de um potencial eutrofizante uma vez que os valores obtidos no efluente bruto são menores que nos efluentes tratados, e este potencial eutrofizante pode subestimar o efeito tóxico dos efluentes. Dessa forma, são necessários mais estudos que possam elucidar a relação de potencial tóxico e potencial eutrofizante, afim de otimizar a utilização da espécie estudada nos ensaios de fitotoxicidade.

5.4.2 *Azolla* sp.

No caso desta variedade de macrófita, o percentual de biomassa foi o único parâmetro utilizado uma vez que não é possível realizar a medição do número de frondes. Os resultados podem ser observados na Figura 24.

Figura 24: Média de percentual de biomassa (%lb) para cada tanque estudado utilizando *Azolla* sp. com espécie bioindicadora.



Nota: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Diferentemente do observado com a macrófita lentilha d'água, para a macrófita *Azolla* sp. foi observado diferença estatística entre o percentual de biomassa das amostras do efluente tratado com junco ($P = 0,075$), taboa ($P = 0,021$) e o controle ($P = 0,021$), em relação ao efluente bruto. E pela diferença de médias, notou-se que o efluente bruto possui um maior potencial tóxico em relação aos tratamentos com junco, taboa e o controle. Ainda assim, da mesma forma que observado em *Lemna* sp., acredita-se que o potencial eutrofizante também tenha subestimado o efeito tóxico nas plantas de *Azolla* sp.

A utilização de *Azolla* sp. na remoção de nutrientes ou mesmo de herbicidas ainda é bastante contraditória. Chaux et al. (2013) registraram que esta planta desempenha um papel importante na remoção de fósforo e nitrogênio, nutrientes essenciais para o desenvolvimento do processo de eutrofização, apresentando-se eficiente na remoção destes compostos além de DBO, DQO de efluentes de piscicultura. Já Toledo e Penha (2011) observaram que estas plantas possuem um baixo potencial para melhorar a qualidade dos efluentes de piscicultura. Guimarães et al. (2011) identificaram que esta planta possui um potencial para remoção de herbicidas, porém, limitado a baixas concentrações, enquanto Silva et al. (2012) observaram que os herbicidas glyphosate e oxyfluorfen foram tóxicos a esta espécie, enquanto clomazone e 2,4-D foram praticamente não tóxicos.

Ignácio (2014) avaliou a fitotoxicidade do inseticida fipronil utilizando as macrófitas *Lemna minor* e *Azolla caroliniana* e concluiu que estas macrófitas são inadequadas como bioindicadores para o monitoramento do risco ambiental de contaminações de água com o fipropil.

A utilização de *Azolla* sp. ainda é pouco disseminada para avaliação de fitotoxicidade de compostos e efluentes. Não foi encontrado nenhum trabalho que tenha utilizado esta espécie para verificar a fitotoxicidade de efluentes domésticos, e por isso a comparação se torna mais dificultada. A *Azolla* sp. demonstra ser uma espécie sensível a um grupo específico de compostos, dentre eles os presentes nos efluentes domésticos da ETE Arujá.

5.5 MUNICÍPIOS COM POTENCIAL PARA RECEBER ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Conforme pode ser observado na Tabela 4, o Estado de São Paulo possui 46 municípios com população inferior a 50 mil habitantes que possuem coleta de esgoto, no entanto não possuem mecanismos de tratamento do esgoto.

Tabela 4: Municípios do Estado de São Paulo com população inferior a 50 mil habitantes que coletam esgoto, mas não tratam.

Município	População Urbana	Coleta %	Tratamento %	Potencial (Kg DBO/dia)
1 - Águas de São Pedro	3.139	92	0	170
2 - Agudos	34.903	96	0	1.885
3 - Alumínio	15.150	89	0	818
4 - Américo Brasiliense	37.913	95	0	2.047
5 - Aparecida	35.691	79	0	1.927
6 - Araçariguama	13.285	64	0	717
7 - Areias	2.586	90	0	140
8 - Ariranha	8.785	100	0	474
9 - Artur Nogueira	45.429	98	0	2.453
10 - Barra do Chapéu	1.647	43	0	89
11 - Bom Jesus dos Perdões	20.317	85	0	1.097
12 - Borebi	2.197	100	0	119
13 - Caconde	12.933	100	0	698
14 - Cordeirópolis	20.866	100	0	1.127
15 - Descalvado	29.421	100	0	1.589
16 - Estiva Gerbi	8.672	100	0	468
17 - Gavião Peixoto	3.792	100	0	205
18 - Ipiquá	3.030	100	0	164
19 - Itapuí	12.734	87	0	688
20 - Itararé	46.275	94	0	2.499
21 - Jardinópolis	40.110	100	0	2.166
22 - Mairinque	36.942	75	0	1.995
23 - Monte Alegre do Sul	4.423	92	0	239
24 - Morro Agudo	30.308	100	0	1.637
25 - Paraibuna	5.463	86	0	295
26 - Pedra Bela	1.506	84	0	81
27 - Piquete	13.227	76	0	714
28 - Pontal	45.119	100	0	2.436
29 - Presidente Venceslau	37.702	98	0	2.036
30 - Queluz	10.327	100	0	558
31 - Rafard	7.938	100	0	429
32 - Reginópolis	5.145	100	0	278
33 - Ribeira	1.254	42	0	68
34 - Ribeirão Bonito	11.935	96	0	644
35 - Rio das Pedras	31.932	99	0	1.724
36 - Santa Cruz das Palmeiras	31.731	100	0	1.713
37 - Santa Isabel	43.097	82	0	2.327
38 - Santo Antônio de Posse	20.412	98	0	1.102

39 - São Joaquim da Barra	49.212	100	0	2.657
40 - São José do Barreiro	2.934	50	0	158
41 - São Sebastião da Gramma	8.138	100	0	439
42 - São Simão	13.609	99	0	735
43 - Sarapuí	7.242	57	0	391
44 - Serrana	42.331	100	0	2.286
45 - Tejupá	3.082	100	0	166
46 - Tuiuti	3.273	70	0	177

Apesar do estado de São Paulo ser um dos estados mais desenvolvidos do Brasil, essa lista demonstra que ainda existe várias cidades que não tratam o esgoto. Se forem considerados os municípios acima de 50 mil habitantes este número é ainda pior.

Conforme já foi relatado neste trabalho, existem algumas experiências de cidades que implantaram os alagados construídos para tratamentos dos seus efluentes, como é o caso das cidades de Araruana – RJ e Novo Hamburgo – RS. Essas experiências precisam ser divulgadas e apoiadas para que mais cidades possam também se beneficiar desta tecnologia.

Seria de extrema importância realizar um trabalho pontual com cada uma destas cidades citadas na Tabela 4, e apresentar aos seus gestores a aplicabilidade dos alagados construídos, bem como a importância do tratamento de esgoto não só para a proteção dos ecossistemas aquáticos, mas também para dar mais qualidade de vida às pessoas.

Como a FUNASA mantém programas de apoio financeiro à municípios com até 50 mil habitantes, afim de melhorar as condições de saneamento básico, a troca de informações entre universidade, município e FUNASA, pode viabilizar a implantação dos alagados construídos nos municípios que estejam engajados e interessados em melhorar a sua saúde ambiental.

6 CONCLUSÕES

6 CONCLUSÕES

Através dos dados obtidos neste trabalho, foi possível concluir conforme abaixo:

- a) Os alagados construídos se mostraram eficientes na redução da toxicidade de efluentes domésticos, no entanto não foi possível verificar a participação efetiva das macrófitas nesta redução, já que o tratamento controle (somente com brita) foi tão eficiente quanto os tratamentos com as macrófitas. Fica claro que, provavelmente a microbiota associada ao substrato esteja envolvida nos mecanismos de detoxificação, se fazendo necessários mais estudos que investiguem a fundo essa relação.
- b) O microcrustáceo *Daphnia similis* se mostrou um bom indicador de toxicidade de efluentes domésticos, com média de EC_{50} 1,3% para o efluente bruto, e médias de CE_{50} 73%, EC_{50} 59,17%, EC_{50} 78,25% e EC_{50} 63,13%, para os tratamentos com junco, taboa, taboa+junco e controle, respectivamente.
- c) Não foi observado efeito tóxico do efluente doméstico e dos efluentes tratados nos ensaios realizados com sementes de alface e sorgo, demonstrando que estas espécies não foram sensíveis aos efluentes estudados.
- d) Nos ensaios de fitotoxicidade utilizando as macrófitas *Lemna* sp. e *Azolla* sp., apenas a segunda se mostrou sensível ao efluente estudado. Apesar da *Azolla* sp. ser pouco utilizada em testes de fitotoxicidade, este trabalho verificou que a mesma pode ser mais aproveitada nas avaliações de ecotoxicidade de efluentes domésticos.
- e) Apesar de ser um dos estados mais desenvolvidos do país, o estado de São Paulo possui 46 municípios com população inferior a 50 mil habitantes, que não possuem nenhuma forma de tratamento de esgoto. Isto demonstra a necessidade de uma melhor interlocução entre universidades e gestores públicos, afim de levar novas tecnologias, como por exemplo os alagados construídos, que possam melhorar a qualidade de vida das pessoas e que contribuam com a conservação do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) – ABNT NBR 12713. *Ecotoxicologia Aquática -Toxicidade Aguda – Metodo de Ensaio com Daphnia SP.* (Crustacea, Cladocera). 2009.
- ALMEIDA, E. J. R.; CORSO, C. R. Comparative study of toxicity of azo dye Procion Red MX-5B following biosorption and biodegradation treatments with the fungi *Aspergillus niger* and *Aspergillus terreus*. *Chemosphere*. Oxford: Pergamon-elsevier Science Ltd, v. 112: 317-322. 2014.
- ALVIM, L. B.; KUMMROW, F.; BEIJO, L. A.; LIMA, C. A. A.; BARBOSA, S. Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 255-265, 2011.
- ANDRADE, V. T. Avaliação da toxicidade de água produzida tratada por processo evaporativo com a finalidade de reúso em solo. 164f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- ANDRADE, L. F.; DAVIDE, L. C.; GEDRAITE, L. S. The effect of cyanide compounds, fluorides, aluminum, and inorganic oxides present in spent pot liner on germination and root tip cells of *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.73, p.626-31, 2010.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the examination of water wastewater*. 21. Ed. Washington: APHA, 2005.
- ANJOS, J. Â. S. A. Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. Tese de Doutorado – Escola Politécnica da USP, São Paulo. 2003.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In: Zagatto, P.A.; Bertoletti, E. *Ecotoxicologia Aquática. Princípios e Aplicações*. São Carlos: Ed. Rima, p. 117-147, 2008.
- ASHBY, M. H.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier. 2013.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. *Campina Grande: UFPB*, 1999, 218 pp. (Estudos FAO Irrigação e Drenagem, 29 revisado).
- BANKS, M. K.; SCHULTZ, K. E. Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution*, v. 167, p. 211-219, 2005.
- BARD, S. M. *Ecotoxicology: the focal topics, reference module in Earth systems and environmental sciences*. *Encyclopedia of Ecology*, p. 1194-1195, 2008.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, N.16; p. 2166, 2013.

BAUN, A.; KLOEFT, L.; BJERG, P.L. & NYHOLM, N. Toxicity testing of organic chemicals in groundwater polluted with land fill leached. Environ. Toxicol. And Chem., v. 18, n. 9, p. 2046-2053, 1999.

BELLATO, F. C.; SANTOS, G. O. F.; ROSA, J. M.; MATHEUS, D. R.; Avaliação da fitotoxicidade de efluente têxtil contendo corante CI Reactive Blue 222 após o tratamento por *Pleurotus ostreatus* em biorreator., p. 288-294. In: Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica [=Blucher Chemical Engineering Proceedings, v. 1, n.3]. ISSN Impresso: 2446-8711. São Paulo: Blucher, 2015.

BENNICELLI, R.; STEZPNIEWSKA, Z.; BANACH, A.; SZAJNOCHA, K.; OSTROWSKI, J. The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. Chemosphere, v. 55, p. 141–146, 2004.

BERTOLETTI, E.; GUERRARDI-GOLDSTEIN, E.; NIPPER, M. G. Toxicidade de efluentes industriais na Grande São Paulo. Revista DAE, v.49, N.155, p.63-70, 1989.

BORRELY, S.I. Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação por feixes de elétrons avaliada com as espécies *V. fischeri*, *Daphnia similis* e *P. reticulata*. 113 f. Tese (Doutorado) — Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2001.

BRAGA, A. C. D. B. Avaliação da qualidade da água do Rio Anhanduí no trecho de lançamento de esgoto tratado com ensaios de Toxicidade Aguda por meio da espécie bioindicadora *Daphnia similis*. 57 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS. 2012.

BRASIL. Lei Federal n. 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei n. 8001 de março de 1990, que modificou a Lei n. 7990 de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial. Brasília, 08 jan. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA- Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3ª ed. rev. – Brasília: Fundação Nacional de Saúde. 408p. 2006a.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Inspeção sanitária em abastecimento de água / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006b.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA- Resolução no 377, de 9 de outubro de 2006c.

BRASIL. Ministério da Saúde. Manual Integrado de Vigilância e Controle da Febre Tifoide. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância Epidemiológica. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA- Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment alagados? Wat. Sci. Tech. 35, 11-17, 1997.

BURATINI, S. V. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In: Zagatto, P.A.; Bertoletti, E. Ecotoxicologia Aquática. Princípios e Aplicações. São Carlos: Ed. Rima, p. 89-116, 2008.

CAIRNS JUNIOR, J.; NIEDERLEHNER, B. R. (Ed.). Ecological Toxicity Testing: Scale, Complexity, and Relevance, Boca Raton: Lewis Publishers, 1995, 228 p.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/alagados construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Engenharia Sanitaria e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430, set. 2009.

CARMO, R. L.; A água é o limite? Redistribuição espacial da população e recursos hídricos no Estado de São Paulo. 196 f. Tese de Doutorado em Demografia – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Estadual de Campinas. Campinas - SP. 2001.

CHAGAS, W. F. Estudo De Patógenos E Metais Em Lodo Digerido Bruto E Higienizado Para Fins Agrícolas, Das Estações De Tratamento De Esgotos Da Ilha Do Governador E Da Penha No Estado Do Rio De Janeiro. 102 f. Dissertação de Mestrado. Fundação Oswaldo Cruz / Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 2000.

CHAUX, G. F., CAICEDO, J. R. B.; FERNANDEZ J. E. M. Tratamiento de efluentes piscícolas (tilapia roja) en lagunas con, *Azolla pinnata*. Rev.Bio.Agro, vol.11, no.2, Popayán, July/Dec. 2013.

COLLETTA, V. D. Avaliação ecotoxicológica da eficiência da detoxificação do Efluente tratado pela estação de tratamento de esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. 100 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Tecnologia Ambiental), Universidade Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2008.

COOPER, P.; SMITH, M.; MAYNARD, H. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. *Water Science Technology*, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1997.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quim. Nova*, Vol. 31, No. 7, 1820-1830, 2008.

CUNHA, B. M. Avaliação Ecotoxicológica de Distintos tipos de efluentes mediante ensaios de toxicidade aguda utilizando *Artemia salina* e *Lactuca sativa*. 79 f. Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do grau de Bacharelado em Química. Porto Alegre, 2011.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I.; KUSZA, G. The potential of the Phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. *Environ Monit Assess*, v. 179, p.113–121, 2011.

DEZOTTI, M.; Silva, A. C. Ensaio de Toxicidade, in: Técnicas de Controle Ambiental em Efluentes Líquidos, Rio de Janeiro, 2004.

DINIZ, G. F. D.; Emprego de fungos na descoloração e redução da toxicidade de corantes têxteis. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Agrônoma), 39 f. Universidade Federal de São João Del Rei, Sete Lagoas. 2015.

DIXIT, S., SMOL, J., KINGSTON, J., & CHARLES, D. Diatoms: Powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Technol.* V. 26, p. 23-32, 1992.

DOMINGUES, D. F.; BERTOLETTI, E. Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos. In: Zagatto, P.A.; Bertoletti, E. *Ecotoxicologia Aquática. Princípios e Aplicações*. São Carlos: Ed. Rima, 2006, p. 153 – 184.

DUTKA, B. J. Methods microbiological for toxicological analysis of water, wastewater and sediments. National Water Research Institute, Burlington, Ontario, Canadá, p.127, 1989.

ESTEVES, F. A. (Coord.) *Fundamentos da Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 3ª ed.; p. 826. 2011.

FONSECA, J. P. Q. B. Efeito da adição de borras de café sobre a compostagem de resíduos de *Acacia dealbata* L. (mimosa). 110 f. Universidade de Trás os Montes e Alto Douro, Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrônoma), Vila Real, 2012.

FRANÇA, J. B. A.; ALVES, S. M. F; CRUZ, C.; A utilização da lentilha d'água (*Lemna minor*) como bioindicador na ecotoxicologia. UnUCET – UEG, 2008.

GINOS, A.; MANIOS, T.; MANTZAVINOS, D. Treatment of olive mill effluents by coagulation-flocculation-hydrogen peroxide oxidation and effect on phytotoxicity. *Journal of Hazardous Materials*, v. B133, p. 135-142, 2006.

GODOY, A. A. Avaliação ecotoxicológica dos fármacos cloridrato de propranolol e losartana potássica, em ação individual e combinada, na macrófita *Lemna minor* L. (1753). 213 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014.

GUBBINS, E. J.; BATTY, L. C.; LEAD, J. R. Phytotoxicity of silver nanoparticles to *Lemna minor* L. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 1551-1559, 2011.

GUIMARÃES, F. P.; AGUIAR, R.; KARAM, D.; OLIVEIRA, J.A.; SILVA, J.A.A.; SANTOS, C.L.; SANT'ANNA-SANTOS, B.F.; LIZIERI-SANTOS, C. Potential of macrophytes for removing atrazine from aqueous solution. *Planta daninha*, vol.29, no.spe, Viçosa, 2011.

GUIMARÃES, T. M. V. A. comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

HAMADA, N.; Ensaio de toxicidade empregados na avaliação de efeitos no sistema de tratamento de esgoto e efluentes, ETE Suzano, e seu entorno, utilizando organismos aquáticos. Dissertação de Mestrados – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo. P 75. 2008.

HAMADA, N.; MESQUITA, L. C. A.; PEREIRA, I. W.; NAKANO, E.; BORRELY, S. I.; TALLARICO, L. F. Avaliação ecotoxicológica da estação de tratamento de esgotos Suzano (São Paulo) Utilizando *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v. 6, n. 1, 2011.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environ. Sci. Technol.*, 11(7): 714-719, 1977.

HERNANDO, M. D. et al; Combined toxicity effects of MTBE and pesticides measured with *Vibrio fischeri* and *Daphnia magna* bioassays. *Water Research*, New York v.37, p. 4091-4098, 2003.

IANNACONE, J. A.; ALVARIÑO, L.; CABALLERO, C.; SÁNCHEZ, J.; Cuatro ensayos ecotoxicológicos para evaluar lindano y clorpirifos, Laboratorio de Ecofisiología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima- Perú. Calle San Marcos 383, Pueblo Libre, Lima 21- Perú. v.64, n.2, 2000.

IANNACONE, J. A.; ALVARIÑO, L.; PAREDES, C.; ALAYO, M.; MAMANI, N.; BONIFACIO, J.; MARIANO, M.; MIGLIO, M. C. Evaluación del riesgo ambiental de carbofurano en bioensayos con organismos no blanco. *Acta toxicol. Argent.* Vol.19; no.1; Ciudad Autónoma de Buenos Aires ene./jun. 2011

IGNÁCIO, N. F.; Seleção de bioindicadores aquáticos pela toxicidade aguda e risco ambiental do inseticida fipronil, 65 f. Dissertação (mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal, 2014.

JONSSON, C. M.; MAIA, A. H. N. Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *Daphnia similis*. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente, curitiba, v. 17, p. 1-8 jan./dez. 2007.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M.A.S.; SILVA, L.B. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. Braz. J. Biol., vol. 75, no. 2, p. S57-S62, 2015.

KLETECKE, R. M. Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*. 310 f. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2011.

LEWIS, M. A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. Environ Pollut. V. 87, p. 319-336, 1995.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. Journal of Environmental Management. V. 94, p. 61-68, 2012.

LISBOA, S. S.; HELLER, L.; SILVEIRA, R. B. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. Eng Sanit Ambient. v.18, n.4, p. 341-348, 2013.

LUMPKIN, T. A.; PLUCKNEET, D. L. Azolla: botany, physiology and use as green manure. Soc. Econ. Bot., v. 34, p. 111-113, 1980.

MAGALHÃES, P. C.; SILVA, J. B.; DURÃES, F. O. M.; RIBEIRO, L. S. Fitotoxicidade causada por herbicidas na fase inicial de desenvolvimento da cultura do sorgo. Planta Daninha, Viçosa-MG, v.18, n.3, p. 483-490, 2000.

MANAHAN, S. E. Toxicological Chemistry. Lewis Publishers, Inc. USA. 449 p., 1992.

MARTINS, D. V. R. Avaliação ecotoxicológica de efluentes de celulose branqueada de eucalipto ao longo do tratamento biológico. 71 f. Dissertação (Magister Scientiae em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

MAVIOSO, J. F. Tratamento de águas residuais através de Leitões de Macrófitas. A influência da vegetação. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. 2010.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, Reuse, 3rd Edition. McGrawHill, 1991.

MITSCI, W. J.; GOSSELINK, J. G. The values of alagados: landscapes and institutional perspectives. The value of alagados: importance of scale and landscape setting. Ecological Economics 35 (200) 25–33. 2000.

MOELANTS, N.; SMETS, I. Y.; VAN IMPE, J. F. The potencial of na iron rich substrate for phosphorus removal in decentralized wastewater treatmen systems. Separation and Purification Tecnology. V. 77, p. 40-45, 2011.

MOHAN, B. S.; HOSETTI, B. B. Aquatic Plants for Toxicity Assessment. Environmental Research Section A. V. 81, p 259-274, 1999.

MONTEIRO, M. S.; LOPES, T.; MANN, R. M.; PAIVA, C., SOARES, A. M. V. M.; SANTOS, C. Microsatellite instability in *Lactuca sativa* chronically exposed to cadmium. Mutation Research, v. 672, p. 90-94, 2009.

MOHR, G.; LOBO, E. A. avaliação da eficiência de um sistema de tratamento da água em pequena propriedade rural, utilizando bioensaios. Revista Jovens Pesquisadores, Santa Cruz do Sul, v. 3, n. 1, p. 12-22, 2013.

MOHR, G.; DUPONT, A.; MACHADO, E. L.; LOBO, E. A. Avaliação da eficiência da macrófita hymenachne grumosa como organismo-teste, em dois sistemas de tratamento de efluentes, através de ensaios ecotoxicológicos. Revista Jovens Pesquisadores, Santa Cruz do Sul, v. 5, n. 2, p. 02-12, 2015.

NETO, A. C. N. Avaliação de toxicidade aguda e crônica em águas do rio jundiaí e em afluentes e efluentes da ETE Novo Horizonte, Jundiaí, São Paulo. 75 f. Dissertação de Mestrado. IPEN – USP. São Paulo. 2009.

NOZAKI, V.T. Análise do setor de saneamento básico do Brasil. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) - FEA-RP, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2007.

OECD GUIDELINES FOR THE TESTING OF CHEMICALS; REVISED PROPOSAL FOR A NEW GUIDELINE 221; *Lemna sp.* Growth Inhibition Test; Julho, 2002.

OLIJNYK, D. P.; SEZERINO, P. H.; FENELON, F. R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-Room. Belo Horizonte/MG. Rio de Janeiro: ABES, 8 p. 2007.

OLIVEIRA, C. F. A gestão dos serviços de saneamento básico no brasil. Scripta Nova, v. IX, n. 194, tomo 73, 1 ago. 2005.

OLIVEIRA, L. R. S. Avaliação da toxicidade aguda de lixiviado tratado pelos processos de wetland e nanofiltração. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C. C.; BORBA, F. H.; SILVA JR., F. G. Toxicity assessment from electro-coagulation treated-

textile dye wastewaters by bioassays. *Journal of Hazardous Materials*, v. 172, p. 330-337, 2009.

PANDEY, V. C. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V. 82, p. 8-12, 2012.

PAPAEVANGELOU, V. A.; GICAS, G. D.; VRYZAS, Z.; TSIHRINTZIS, V. A. Treatment of agricultural equipment rinsing water containing fungicide in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 101, p. 193-200, 2017.

PENNING, W. E.; MJELDE, M.; DUDLEY, B.; HELLSTEN, S. HANGANU, J.; KOLADA, A.; VAN DEN BERG, M.; POIKANE, S.; PHILLIPS, G.; WILLBY, n.; ECKE, F. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquat Ecol.*, v. 42, p. 237–251, 2008.

PEREIRA, F. E. L.; GONÇALVES, C. S. Hepatite A. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 36(3):387-400, mai-jun, 2003.

POÇAS, C. D. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade) – Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. 2015.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.*, v. 12 (3), p. 406-424, 2008.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013.

PRIAC, A.; BADOT, P.M.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. *Comptes Rendus Biologies*, v. 340, p 188–194, 2017.

RADIC, S.; STIPANICEV, D.; CVJETKO, P.; MIKELIC, I. L.; RAJCIC, M. M.; SIRAC, S.; PEVALEK-KOZLINA, B.; PAVLICA, M. Ecotoxicological assessment of industrial effluent using duckweed (*Lemna minor* L.) as a test organismo. *Ecotoxicology*.

RATSCH, H.C.; JOHNDRO, D. Comparative toxicity of six test chemicals to lettuce using two root elongation test methods, *Environ. Monit. Assess.* V. 6, p. 267–276, 1984.

RIBEIRO, G. M.; MAIA, C. E.; MEDEIROS, J. F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 09, n. 01, p. 15-22. 2005.

ROCHA, C. M. C.; ALVES, A. E.; CARDOSO, A. S.; CUNHA, M. C. C. Macrófitas Aquáticas como Parâmetro no Monitoramento Ambiental da Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 5, n. 4, 2012.

RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, S. PAZIN, M. MASELLI, B. S. BEIJO, L. A. KUMMROW, F. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, n.10, p.1099–1108, 2013.

ROELEVELD, K. K.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, V. 5, p. 115-139, 2006.

SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. Journal of Hazardous Materials. V 174, p. 500-505, 2010.

SALVATORE, M; CARAFA, A. M.; CARRATÙ, G. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. Chemosphere. V. 73, p. 1461-1464, 2008.

SAMUEL, P. R. S. Alternativas sustentáveis de tratamento de esgotos sanitários urbanos, através de sistemas descentralizados, para municípios de pequeno porte. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2011.

SANCHEZ, A. A. Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal do ABC, Santo André, 2017.

SANTOS, G. O. F. Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores. 2016. 174 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

SCHLÜTER-VORBERG, L.; KNOPP, G.; CORNEL, P.; TERNES, T.; COORS, A. Survival, reproduction, growth, and parasite resistance of aquatic organisms exposed on-site to wastewater treated by advanced treatment processes. Aquatic Toxicology. 2017.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Eng Sanit Ambient | v.20, n.1, 2015, p.151-158.

SHUBERT, L. E. Algae as Ecological Indicators. Academic Press, London, England, 434p., 1984.

SHIBATA, T.; SOLO-GABRIELE, H.M.; FLEMING L.E.; ELMIR. S. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. Water Research, v.38, p.3119-3131, 2004.

SILVA, D. H. Fitotoxicidade e acúmulo de cádmio em cultivares de feijoeiro caupi e vigna. 83 f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Paracibaba. 2011.

SILVA, A.F., CRUZ, C., NETO, A.N.; PITELLI, R.A., Ecotoxicidade de herbicidas para a macrófita aquática (*Azolla caroliniana*), Planta Daninha, Viçosa-MG, v. 30, n. 3, p. 541-546, 2012.

SILVA, A. F.; CARRASCHI, S. P.; GÍRIO, A. C. F.; NETO, A. N.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Ecotoxicidade da vinhaça para o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) e para a macrófita lentilha d'água (*Lemna minor*), Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 41(3): 557 – 565, 2015.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.

SOUZA, T. S. et al. The *Allium cepa* bioassay to evaluate landfarming soil, before and after the addition of rice hulls to accelerate organic pollutants biodegradation. Ecotoxicology and Environmental Safety, New York. v. 72, p.1363–1368, 2009.

SOUSA, C; SOUSA, S. S; ALVARES, A. M. Diretrizes normativas para o saneamento básico no Brasil. Caderno de Geografia, v.25, n.43, 2015.

SURIYACHAN, C.; NITIVATTANANON, V.; AMIM, A. T. M. N. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. Habitat International, v. 36, p. 85-92, 2012.

TAM, N. F. Y.; TIQUIA, S. M., 1994. Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter using seed germination technique. Resource Conservation Recycling, v.11, p.261-274. 1994.

TAN, C.; SHAN, X.; XU, G.; LIN, Y.; CHEN, Z. Phytoaccumulation of cadmium through *Azolla* from aqueous solution. Ecological Engineering. V 37, p. 1942-1946, 2011.

TAVARES, R. D. Avaliação físico-química e ecotoxicológica de efluentes provenientes de estações de tratamento de esgoto. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, Aquidabã, v.5, n.1, 2014.

TRATA BRASIL. Os benefícios da expansão do saneamento no Brasil. 2010.

TOLEDO, J.J.; PENHA, J. Performance de *Azolla caroliniana* Willd. e *Salvinia auriculata* Aubl. em efluente de piscicultura. Braz. J. Biol., vol.71, no.1, São Carlos, Feb. 2011.

TORRES, D. L. F. F. Avaliação da toxicidade de efluente sanitário tratado e condicionado para aplicação na agricultura, utilizando *Allium cepa*, *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, como organismos-teste. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Unicamp, Campinas, 2012.

UTZIG, L. M. Avaliação da fitotoxicidade, ecotoxicidade e genotoxicidade de clorpirifós após tratamento por radiação uvc e processo UV/H₂O₂. 127 f. Dissertação de mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2016.

VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 210 f. Tese de Doutorado. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas, 2003.

VASCONCELLOS, F.C. S.; IGANCI, J. R. V.; RIBEIRO, G. A. Qualidade microbiológica da água do Rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. Arq. Inst. Biol., São Paulo, v.73, n.2, p.177-181, abr./jun., 2006.

VICZNEVSKI, I. S.; SILVA, C. G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes: experiência da prefeitura de Joinville. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. Joinville, ABES, p. 1-10. 2003.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. (Eds.). 366 p. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, 1998.

VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Their Potential for Nutrient Removal. In Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands; Vymazal, J., Ed.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 2001; pp. 1-93.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. Ecological Engineering, v. 18, n. 5, p. 633–646, 2002.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater treatment in constructed alagados with horizontal sub-surface flow. Springer, Dordrecht, in press. 2008.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Water, v. 2, p. 530-549. 2010.

WANG, W. C.; FREEMARK, K. The use of plants for environmental monitoring and assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 30, p. 289-301, 1995.

WANG, X., SUN, C., GAO, S., WANG, L. and SHUOKUI, H. Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. Chemosphere, vol. 44, no. 8, p. 1711-1721, 2001.

WATHARKAR, A.D.; KHANDARE, R.V.; WAGHMARE, P.R.; JAGADALE, A.D. GOVINDWAR, S.P.; JADHAV, J.P. Treatment of textile effluent in a developed phytoreactor with immobilized bacterial augmentation and subsequent toxicity studies on *Etheostoma olmstedii* fish. Journal of Hazardous Materials, v.283, p.698–704, 2015.

WHITTON, B. A. Algae and higher plants as indicators of river pollution. In Biological Indicators of Water Quality, ed. A. James & L. Evison. John Wiley, Chichester, 1979.

WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO. 2017.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: Zagatto, P.A.; Bertoletti, E. Ecotoxicologia Aquática. Princípios e Aplicações. São Carlos: Ed. Rima, p. 1-12, 2008.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; ČYPAITĖ, A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. Environmental Research - Engineering and Management, v.46, p.42-47, 2008.

ANEXO 1

ANEXO 1 - ANÁLISE ESTATÍSTICA

07/04/2017 10:17:12

Welcome to Minitab, press F1 for help.

ANOVA: CE₅₀ versus Tratamento

Factor	Type	Levels	Values
Tratamento	fixed	5	bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for Arcsen

Source	DF	SS	MS	F	P
Tratamento	4	2,98612	0,74653	8,29	0,001
Error	15	1,35121	0,09008		
Total	19	4,33733			

S = 0,300135 R-Sq = 68,85% R-Sq(adj) = 60,54%

Normplot of Residuals for CE₅₀

Residual Histogram for Arcsen

Tukey Simultaneous Tests

Response Variable Arcsen

All Pairwise Comparisons among Levels of Tratamento

Tratamento = 0 subtracted from:

Tratamento	Difference of Means	SE of Difference	T-Value	Adjusted P-Value
1	1,0082	0,2122	4,751	0,0021
2	0,8596	0,2122	4,050	0,0079
3	1,0624	0,2122	5,006	0,0013
4	0,8384	0,2122	3,950	0,0096

Tratamento = 1 subtracted from:

Tratamento	Difference of Means	SE of Difference	T-Value	Adjusted P-Value
2	-0,1487	0,2122	-0,7006	0,9532
3	0,0542	0,2122	0,2553	0,9990
4	-0,1699	0,2122	-0,8003	0,9265

Tratamento = 2 subtracted from:

Tratamento	Difference of Means	SE of Difference	T-Value	Adjusted P-Value
3	0,20286	0,2122	0,95586	0,8703
4	-0,02117	0,2122	-0,09977	1,0000

Tratamento = 3 subtracted from:

Tratamento	Difference of Means	SE of Difference	T-Value	Adjusted P-Value
4	-0,2240	0,2122	-1,056	0,8257

Resultados da análise de variância expresso pelo software *Minitab versão release 14*.

General Linear Model: IGSORGO versus tratamento

Factor	Type	Levels	Values
tratamento	fixed	5	bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for IGSORGO, using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
tratamento	4	0,0359	0,0359	0,0090	0,09	0,987
Error	48	5,0620	5,0620	0,1055		
Total	52	5,0979				

S = 0,324743 R-Sq = 0,70% R-Sq(adj) = 0,00%

General Linear Model: IGAlface versus tratamento

Factor	Type	Levels	Values
tratamento	fixed	5	bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for IGAlface, using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
tratamento	4	0,1514	0,1514	0,0378	0,18	<u>0,949</u>
Error	48	10,2748	10,2748	0,2141		
Total	52	10,4262				

S = 0,462665 R-Sq = 1,45% R-Sq(adj) = 0,00%

General Linear Model: %IG versus Semente

Factor	Type	Levels	Values
Semente	fixed	2	0; 1

Analysis of Variance for IG, using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
Semente	1	0,8931	0,8931	0,8931	5,98	<u>0,016</u>
Error	104	15,5241	15,5241	0,1493		
Total	105	16,4173				

S = 0,386355 R-Sq = 5,44% R-Sq(adj) = 4,53%

Unusual Observations for IG

Obs	IG	Fit	SE Fit	Residual	St Resid
81	0,00000	1,11132	0,05307	-1,11132	-2,90 R
82	0,00000	1,11132	0,05307	-1,11132	-2,90 R

```

92  0,26000  1,11132  0,05307  -0,85132  -2,22 R
110 0,00000  1,11132  0,05307  -1,11132  -2,90 R

```

R denotes an observation with a large standardized residual.

Tukey Simultaneous Tests

Response Variable IG

All Pairwise Comparisons among Levels of Semente

Semente = 0 subtracted from:

Semente	Difference of Means	SE of Difference	T-Value	Adjusted P-Value
1	0,1836	0,07505	2,446	<u>0,0161</u>

General Linear Model: %Ia versus tratamiento

Factor Type Levels Values

tanque fixed 5 bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for arcsen(raiz(%Ia/100)), using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
tanque	4	2,7723	2,7723	0,6931	1,01	<u>0,425</u>
Error	20	13,7115	13,7115	0,6856		
Total	24	16,4838				

S = 0,827995 R-Sq = 16,82% R-Sq(adj) = 0,18%

General Linear Model: %Ibiomassa versus tratamento

Factor Type Levels Values
 tanque fixed 5 bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for $\text{arcse}(\text{raiz}(\%Iblemna/100))$, using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
tanque	4	2,099	2,099	0,525	0,32	<u>0,863</u>
Error	20	33,073	33,073	1,654		
Total	24	35,172				

S = 1,28594 R-Sq = 5,97% R-Sq(adj) = 0,00%

General Linear Model: %Ib Azolla sp. versus tratamento

Factor Type Levels Values
 tanque fixed 5 bruto; junco; taboa; taboa+junco; controle

Analysis of Variance for $\text{arcsen}(\text{raiz}(\%Ibazolla/100))$, using Adjusted SS for Tests

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
tanque	4	4,3435	4,3435	1,0859	3,19	<u>0,035</u>
Error	20	6,8106	6,8106	0,3405		
Total	24	11,1541				

S = 0,583551 R-Sq = 38,94% R-Sq(adj) = 26,73%

Unusual Observations for arcsen(raiz(%Ibazolla/100))

Obs	arcsen(raiz(%Ibazolla/100))	Fit	SE Fit	Residual	St Resid
2	-0,74647	0,44424	0,26097	-1,19071	-2,28 R
4	1,57080	0,44424	0,26097	1,12655	2,16 R

R denotes an observation with a large standardized residual.

Dunnnett Simultaneous Tests

Response Variable arcsen(raiz(%Ibazolla/100))

Comparisons with Control Level

tanque = 0 subtracted from:

	Difference	SE of	Adjusted	
tanque	of Means	Difference	T-Value	P-Value
1	0,9048	0,3691	2,451	<u>0,0749</u>
2	1,1266	0,3691	3,052	<u>0,0213</u>
3	0,7113	0,3691	1,927	<u>0,1993</u>
4	1,1266	0,3691	3,052	<u>0,0213</u>