



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – RIO CLARO



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA CELULAR E MOLECULAR)**

**USO SUSTENTÁVEL DO LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E
ESGOTO: EFEITOS FITOTÓXICOS, GENOTÓXICOS E
POSSIBILIDADE DE USO ANTES E DEPOIS DA BIORREMEDIAÇÃO**

ANA CRISTINA ZULLO DE SOUZA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de Biologia Celular e Molecular.

**Rio Claro/ SP
2021**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA CELULAR E MOLECULAR)**

**USO SUSTENTÁVEL DO LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E
ESGOTO: EFEITOS FITOTÓXICOS, GENOTÓXICOS E
POSSIBILIDADE DE USO ANTES E DEPOIS DA BIORREMEDIAÇÃO**

ANA CRISTINA ZULLO DE SOUZA

Orientadora: Profa. Dra. Maria Aparecida Marin Morales

Coorientadora: Dânia Elisa Christofolletti Mazzeo Morales

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de Biologia Celular e Molecular.

S729u

Souza, Ana Cristina Zullo de

Uso sustentável do lodo de tratamento de água e esgoto: Efeitos fitotóxicos, genotóxicos e possibilidade de uso antes e depois da biorremediação / Ana Cristina Zullo de Souza. -- Rio Claro, 2021

158 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Maria Aparecida Marin Morales

Coorientadora: Dânia Elisa Christofolletti Mazzeo Morales

1. Ecotoxicologia. 2. Biorremediação. 3. Resíduos sólidos. 4. Potencial agrônomo. 5. Indicadores Biológicos. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: EFEITOS FITOTÓXICOS, CITOGENOTÓXICOS E POSSIBILIDADES DE USO SUSTENTÁVEL DE LODOS DERIVADOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO, ANTES E APÓS PROCESSOS DE BIOESTIMULAÇÃO

AUTORA: ANA CRISTINA ZULLO DE SOUZA

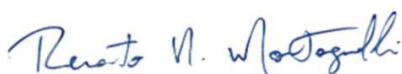
ORIENTADORA: MARIA APARECIDA MARIN MORALES

COORIENTADORA: DÂNIA ELISA CHRISTOFOLETTI MAZZEO MORALES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA CELULAR E MOLECULAR), pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. MARIA APARECIDA MARIN MORALES (Participação Virtual)
Departamento de Biologia Geral e Aplicada / Unesp - Instituto de Biociências de Rio Claro



Prof. Dr. RENATO NALLIN MONTAGNOLLI (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Natureza, Matemática e Educação / UFSCar



Profa. Dra. LAÍS ROBERTA DEROLDO SOMMAGGIO (Participação Virtual)

Rio Claro, 01 de novembro de 2021

Título alterado para: "USO SUSTENTÁVEL DO LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO: EFEITOS FITOTÓXICOS, GENOTÓXICOS E POSSIBILIDADE DE USO ANTES E DEPOIS DA BIORREMEDIAÇÃO. "

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, Márcia e Valnir, e a meu irmão Henrique, por todo apoio emocional, acolhimento e confiança destinada durante a realização deste trabalho. Agradeço também por entenderem a minha ausência em momentos importantes, nos quais não pude estar presente devido à dedicação ao meu trabalho, e por não medirem esforços para que essa etapa da minha vida fosse concluída com sucesso. Amo muito vocês.

À Profa. Dra. Maria Aparecida Marin Morales, pela enorme dedicação e contribuição com melhorias neste trabalho, através de seu vasto conhecimento em biologia celular e molecular. Sou imensamente grata pela confiança e compreensão nos momentos em que tive problemas psicológicos, que de alguma forma, interferiram negativamente no desenvolvimento desta pesquisa. Muito obrigada pelo entusiasmo e motivação oferecidos não só a mim, mas ao grupo Mutagênicos, nesse momento tão difícil que estamos enfrentando devido à pandemia do Coronavírus. As suas palavras amigas e as atividades oferecidas durante esse período foram essenciais para manter o grupo motivado. Me inspiro muito em você.

À Profa. Dra. Dânia Elisa Christofolletti Mazzeo Morales, pela impecável e ativa coorientação deste trabalho. Sua paciência, sensatez, clareza e originalidade são incríveis. Sou imensamente grata por tudo, principalmente, por me ensinar da melhor forma possível como ser profissional.

À minha eterna parceira de alma Alana, por todo apoio, incentivo, companheirismo, conselhos valiosos e, principalmente, por muitas vezes compreender e aceitar a minha ausência, devido à dedicação ao meu trabalho. Te amo Alaninha.

Às “Girls”, Paulinha, Maria Gabriela (Maraia), Mari e Lets Rose (Leticia Rosa), pelo empenho e auxílio durante as minhas coletas super fedorentas, realização dos experimentos e análise dos dados. Serei eternamente grata por todos os momentos que vivemos juntas e pela amizade tão especial e genuína que construímos. Amo vocês!

À Dri (Adriana), nossa querida técnica do Laboratório de Mutagênese, por sempre manter a organização do nosso ambiente de trabalho, por todo o conhecimento técnico dado à mim e ao grupo Mutagênicos e, finalmente, pelos ensinamentos de vida que me proporcionou durante esse período.

Aos Mutagênicos e companheiros de laboratório, Kemmy, Giovanna, Gaby, Rodrigo, Gabriel, Lais, Leticia Rocha, Matheus Gonçalves, Letícia Gigeck, Letícia Gonçalves, Jaque, Nádia e Cleiton, muita gratidão por todo suporte técnico, e por cada conselho e momentos de

felicidade que compartilhamos juntos, que sem dúvidas foram de grande valia para a realização desta pesquisa.

Ao Igor, meu psicólogo, pelo apoio psicológico e por me guiar da melhor forma nos momentos de tomadas de decisões frente às dificuldades encontradas para a finalização deste trabalho.

À todos os professores e funcionários do Departamento de Biologia Geral e Aplicada, pelo suporte e ótima convivência.

Ao Instituto de Biociências de UNESP de Rio Claro e ao Laboratório de Mutagênese Ambiental (LMA), por oferecer a infraestrutura necessária para a realização deste trabalho.

Ao Centro de Estudos Ambientais (CEA), muito obrigada pela parceria e disponibilização dos equipamentos e conhecimentos técnicos necessários para a realização da análise química desta pesquisa.

Aos Departamentos de Microbiologia Aplicada e Centro de Estudos de Insetos Sociais (CEIS), pela disponibilização do liofilizador, utilizado para secagem das amostras estudadas neste trabalho.

Enfim, gratidão a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

“ O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”

“Nossa educação pode parar, se assim escolhermos. Nossos cérebros nunca o fazem. O cérebro continuará reagindo à maneira como decidimos usá-lo. A diferença não é se aprendemos ou não, mas o que e como aprendemos.”

Maria Konnikova

RESUMO

O crescimento da densidade populacional vem contribuindo, cada vez mais, para o aumento dos níveis da poluição dos recursos hídricos, o que vem causando severos danos aos ecossistemas associados. Como esses impactos podem atingir as águas utilizadas no abastecimento público, têm sido cobradas das Estações de Tratamento de Água (ETA) uma alta eficiência de seus processos, para que sejam atingidos os índices desejados de potabilidade da água. Do mesmo modo, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) devem remover, efetivamente, os poluentes orgânicos, inorgânicos e patógenos dos efluentes, antes dos mesmos serem descartados nos corpos receptores, visando a assegurar a qualidade ambiental. Embora a potabilidade da água seja obtida nas ETA e grande parte das partículas potencialmente tóxicas seja removida dos efluentes urbanos pelas ETE, estas estações de tratamento também produzem resíduos, como os lodos de ETA (LA) e de ETE (LE), que podem conter inúmeros contaminantes prejudiciais aos organismos, que coloca em risco tanto a biota exposta como a saúde humana. Desta forma, existe uma preocupação quanto a disposição desses lodos, que não devem ser descartados *in natura*, e sim submetidos a processo de detoxificação, antes de serem encaminhados ao seu destino final. Dentre as possíveis formas de detoxificação desses resíduos, destaca-se o processo de biorremediação, prática esta que pode ser ainda maximizada pela técnica de bioestimulação. Essa técnica pode ser implementada pela adição de subprodutos agroindustriais ao substrato a ser degradado, que promovam uma melhor aeração e também um maior aporte de nutrientes ao sistema que, conseqüentemente, levará a uma maior efetividade microbiana na degradação. Este estudo teve como objetivo monitorar a efetividade da detoxificação de LA e LE, associados a fibra de coco (FC) e ao composto exaurido (CE) do fungo lignolítico *Pleorotus ostreatus* (, em diferentes tempos de degradação (T1 = 0; T2 = 30; T3 = 90 e T4 = 150 dias), por meio de bioensaios ecotoxicogenéticos com *Allium cepa* e de fitotoxicidade com *Lactuca sativa*, bem como avaliar o potencial agrônômico do composto biorremediado, após 150 dias, utilizando plântulas de *L. sativa* e *Zea mays*. As amostras estudadas foram LE; LA; LA+FC; LA+FC+CE; LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE). Além disso, foi realizada uma revisão das informações sobre os aspectos ecotoxicológicos e implicações para o aproveitamento desses resíduos provenientes das estações de tratamento de água e esgoto. Os resultados mostraram que, para o teste de fitotoxicidade, foi observado indução de toxicidade para o bioindicador *L. sativa*, para todas as associações testadas do T1 ao T3, exceto para LA+FC. Após 150 dias (T4), todas as amostras estimularam o crescimento de *L. sativa*.

Já, na avaliação do potencial agrônômico pôde-se observar que as misturas foram mais satisfatórias para o cultivo de *L.sativa* quando comparadas a *Z. mays*. Os resultados referentes ao teste com *A. cepa*, demonstraram que, para o parâmetro de citotoxicidade, algumas amostras foram tóxicas ao bioindicador, apenas no tempo inicial de biorremediação, e que a mistura LA+FC apresentou citotoxicidade no T3 (90 dias). Quanto à genotoxicidade, os resultados apontam que nenhuma das amostras apresentou potencial genotóxico para a espécie *A. cepa*. Na avaliação do potencial mutagênico em células meristemáticas de *A. cepa* apontaram que as associações LA; e LA+FC+CE (T1); LA e LA+FC (T2); LA+FC e LA+FC+CE (T3) foram estatisticamente mutagênicas, quando comparadas ao CN. Já, para o potencial mutagênico em células da região F1 de *A. cepa*, os resultados demonstraram que os micronúcleos estatisticamente significativos encontrados nas células meristemáticas não progrediram para as células da região F1 do vegetal. Para o uso das misturas aqui analisadas (LA, LA+FC, LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE), como condicionantes de solos agricultáveis, seria necessário monitorar, toxicologicamente, os produtos obtidos na biorremediação, para a certificação da sua adequação para o uso pretendido. Essa necessidade é justificada pelo fato de algumas misturas terem sido mais satisfatórias para o cultivo de *L. sativa* do que para *Z. mays*, uma vez que induziram a diminuição da biomassa seca radicular de *Z. mays* e que os resultados da análise química apontaram um aumento de concentração de metais, durante o processo de biorremediação.

Palavras-Chave: Biodegradação; lodo de ETA; lodo de ETE; *Allium cepa*; *Lactuca sativa*; *Zea mays*; *Pleorotus ostreatus*; fibra de coco.

ABSTRACT

The growth in population density has increasingly contributed to the increase in the levels of pollution of water resources, which has been causing severe damage to associated ecosystems. As these impacts can affect the water used in public supply, the Water Treatment Stations (WTS) have been charged with high efficiency in their processes, so that the desired levels of potability of water are achieved. Likewise, the Sewage Treatment Plants (STP) must effectively remove organic and inorganic pollutants and pathogens from the effluents, before they are discarded in the receiving bodies, in order to ensure the environmental quality. Although water potability is obtained at the WTS and a large part of the potentially toxic particles is removed from urban effluents by the STP, these treatment plants also produce residues, such as the sludge from the WTS (WTS sludge) and STP (SS), which may contain numerous contaminants harmful to organisms, which put both exposed biota and human health at risk. Thus, there is a concern about the disposal of these sludges, which should not be discarded in natura, but submitted to a detoxification process, before being sent to their final destination. Among the possible ways of detoxifying these residues, the bioremediation process stands out, a practice that can be further maximized by the biostimulation technique. This technique can be implemented by adding agro-industrial by-products to the substrate to be degraded, which promote better aeration and a greater supply of nutrients to the system, which, consequently, will lead to greater microbial effectiveness in degradation. This study aimed to monitor the effectiveness of the detoxification of WTS sludge and SS, associated with coconut fiber (CF) and depleted compost (DC) of the lignolytic fungus *Pleorotus ostreatus*, at different degradation times (T1 = 0; T2 = 30; , T3 = 90 and T4 = 150 days), through ecotoxicogenetic bioassays with *Allium cepa* and phytotoxicity with *Lactuca sativa*, as well as evaluating the agronomic potential of the bioremediated compost, after 150 days, using seedlings of *L. sativa* and *Zea mays*. In addition, a review of information on ecotoxicological aspects and implications for the use of these wastes from water and sewage treatment plants was carried out. Our results showed that, for the phytotoxicity test, it was observed induction of toxicity for the bioindicator *L. sativa*, for all tested associations from T1 to T3, except for WTS sludge+CF. After 150 days (T4), all samples stimulated *L. sativa* growth. In the evaluation of the agronomic potential, it could be observed that the mixtures were more satisfactory for the cultivation of *L. sativa*. The results referring to the test with *A. cepa* showed that, for the cytotoxicity parameter, some samples were toxic to the bioindicator, only in the initial time of bioremediation, and that the

WTS sludge+CF mixture showed cytotoxicity in T3 (90 days). As for genotoxicity, the results indicate that none of the samples showed genotoxic potential for the species *A. cepa*. The evaluation of the mutagenic potential in *A. cepa* meristematic cells showed that the associations WTS sludge; and WTS sludge+CF+DC (T1); WTS sludge and WTS sludge+CF (T2); WTS sludge+CF and WTS sludge+CF+DC (T3) were statistically mutagenic when compared to negative control. For the evaluation of mutagenicity in cells of the F1 region of *A. cepa*, the results showed that the mutagenic damage caused in the meristematic cells did not progress to the cells of the F1 region of the plant. However, for the use of the mixtures analyzed here (WTS sludge, WTS sludge+CF, WTS sludge+CF+DC, WTS sludge+CF +SS WTS sludge+CF +SS +DC) as conditions for arable soils, it would be necessary to toxicologically monitor the products obtained in bioremediation, for the certification of their suitability for the intended use. This need is justified by the fact that some mixtures induced a decrease in the root dry biomass of *Z. mays* and that the results of the chemical analysis pointed to an increase in the concentration of metals during the bioremediation process.

Keywords: Biodegradation; WTS sludge; sewage sludge; *Allium cepa*; *Lactuca sativa*; *Zea mays*; *Pleorotus ostreatus*; coconut fiber.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Exemplo de etapas do tratamento de esgoto
- Figura 2 Exemplo de etapas do tratamento de água
- Figura 3 Imagem de satélite da localização da ETA- José Maria Pedroso
- Figura 4 Imagem de satélite da localização da ETE – Jardim Conduto
- Figura 5 Extrato aquoso das diferentes amostras de lodo de ETA e ETE e suas associações com fibra de coco e composto exaurido de *P. ostreatus*

Artigo 1

- Figura 1 Etapas do tratamento de água
- Figura 2 Principais tecnologias utilizadas durante o tratamento de esgoto

Artigo 2

- Figura 1 Resultado dos bioensaios de crescimento da radícula e hipocótilo em *L. sativa*
- Figura 2 Plântulas da espécie *L. sativa* cultivadas em diferentes amostras biorremediadas associadas ao solo referência, após 150 dias de biorremediação
- Figura 3 Plântulas da espécie *Z. mays* desenvolvidas em diferentes amostras biorremediadas associadas ao solo referência após 150 dias de biorremediação
- Figura 4 Resultado do ensaio do potencial agrônômico do composto biorremediado após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4), em relação ao crescimento de *L. sativa*
- Figura 5 Resultado do ensaio do potencial agrônômico do composto biorremediado após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4) em relação ao crescimento de *Z. mays*
- Figura 6 Resultado referente a biomassa seca das plântulas de *L. sativa* cultivadas em diferentes amostras do composto biorremediado associadas ao solo referência, após 150 dias do processo de biorremediação
- Figura 7 Resultado referente a biomassa seca das plântulas de *Z.mays* cultivadas em diferentes amostras do composto biorremediado associadas ao solo referência, após 150 dias do processo de biorremediação

Artigo 3

- Figura 1 Resultado do bioensaio de citotoxicidade em *A. cepa*.
- Figura 2 Frequência de aberrações cromossômicas e nucleares em sementes de *A. cepa*
- Figura 3 Frequência micronúcleos em *A. cepa*

Figura 4 Aberrações cromossômicas e nucleares observadas nos ensaios de genotoxicidade e potencial mutagênico em células meristemáticas de *A. cepa*.

Figura 5 Micronúcleo observado no ensaio de potencial mutagênico em células da região F1 de *A. cepa*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água, em matéria seca, produzida anualmente em diversos países

Tabela 2 Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto, em matéria seca, produzida anualmente em diversos países

Artigo 1

Tabela 1 Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água em matéria seca produzida anualmente em diversos países

Tabela 2 Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto em matéria seca produzida anualmente em diversos países

Tabela 3 Tipo e concentração dos contaminantes emergentes mais frequentemente encontrados no lodo de esgoto

Tabela 4 Ocorrência de vírus, microrganismos e vermes no lodo de esgoto

Tabela 5 Concentrações limite de metais pesados aceitáveis para fins agrícolas (base seca), em mg/kg; taxa de aplicação anual permitida (kg/ha/365 dias); e concentração anual máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo de esgoto (kg/ha).

Artigo 2

Tabela 1 Germinação de sementes de *Lactuca sativa* submetida a diferentes amostras solubilizadas de lodo de ETA associado a lodo de ETE e a agentes bioestimulantes, como à fibra de coco e o composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*

Tabela 2 Índice de germinação de *Lactuca sativa* submetida a diferentes amostras solubilizadas de lodo de ETA associado a lodo de ETE e a agentes bioestimulantes, como o composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*

Artigo 3

Tabela 1 Concentrações de metais presentes nas amostras submetidas ao processo de biorremediação em diferentes períodos

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CE	Composto exaurido
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
cm	Centímetros
CN	Controle negativo
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Controle positivo
dm ³	Decímetro cúbico
DNA	Ácido desoxirribonucléico
DQO	Demanda química de oxigênio
EROs	reativas de oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FC	Fibra de coco
g	Gramas
GS	Germinação de sementes
Ha	Hectare
HepG2	Célula de Carcinoma Hepatocelular Humano
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de germinação
IM	Índice mitótico
Kg	Quilograma
L	Litros
L/s	Litros por segundo
LA	Lodo de Estação de Tratamento de Água
LE	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto
M	Molar

m ³	Metros cúbicos
mg	Miligrama
mL	Mililitro
MN	Micronúcleo
MP	Metil parabeno
N ₂ O	Óxido nitroso
NBR	Norma Brasileira
NO _x	Óxidos de nitrogênio
NP	Nonilfenol
ONU	Organização das Nações Unidas
OP	Octilfenol
PAHs	Hydrocarbonetos policíclicos aromáticos
PBDEs	Éteres Difenílicos Polibromados
PCAs	Alcanos Policlorados
PCBs	Bifenilos policlorados
PFOA	Ácido perfluorooctanoico
PFOS	Ácido perfluoro-octanossulfônico
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP	Propil parabeno
PTEs	Elementos tóxicos potenciais
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SO _x	Dióxido de enxofre
T1	Tempo 1
T2	Tempo 2
T3	Tempo 3
T4	Tempo 4
TA	Tratamento de água
TE	Tratamento de esgoto

UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator anaeróbio de fluxo ascendente de alta eficiência)

UNESCO Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura

μM Micrômetro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	14
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	16
3.1 Tratamento de água e esgoto e a produção de LA e LE	16
3.2 Dados sobre a produção mundial dos lodos de LA e LE.....	18
3.3 Composição lodo de LA e LE.....	20
3.4 Dados ecotoxicológicos	22
3.5 Biorremediação	25
3.6 Opções de reuso para o LA e LE	27
3.7 Utilização do LA e LE para fins agrícolas.....	28
3.8 Bioensaios – <i>Lactuca sativa</i> e <i>Allium cepa</i>	29
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
4.1 Descrição dos materiais	31
4.1.1 Lodo de ETA.....	31
4.1.2 Lodo de ETE	31
4.1.3 Materiais bioestimulantes.....	32
4.2 Preparo das amostras	33
4.3 Realização do processo de biorremediação em escala piloto	33
4.4 Obtenção do extrato aquoso.....	34
4.5 Avaliação toxicológica das amostras	34
4.5.1 Ensaio de fitotoxicidade com <i>Lactuca sativa</i>	34
4.5.2 Bioensaios com <i>Allium cepa</i>	35
4.6 Avaliação do potencial agrônômico do composto biorremediado, em relação ao crescimento de plantas	36
4.7 Análise Química.....	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
Artigo 1: Aproveitamento de resíduos provenientes de estações de tratamento de água e esgoto – Uma revisão dos aspectos ecotoxicológicos e suas implicações ambientais	39
Artigo 2: Avaliação dos efeitos fitotóxicos e do potencial agrônômico de lodo de ETA submetido a processo de bioestimulação	91
Artigo 3: Avaliação dos efeitos ecotoxicogenéticos de associações de lodo de Estações de Tratamento de Água e Esgoto, antes e após processo de bioestimulação	117
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	141
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	143

1 INTRODUÇÃO

O aumento da densidade populacional, vinculado ao acelerado crescimento urbano e ao consumo desregrado de insumos, têm contribuído, consideravelmente, para uma maior demanda de água e para a geração de diversos resíduos, que podem comprometer a qualidade do ambiente (ALMEIDA *et al.*, 2017). Desta forma, novas tecnologias de tratamento de água tornaram-se fundamentais para que este recurso mineral alcançasse os padrões recomendados de potabilidade, visto que compostos químicos e microrganismos patogênicos, frequentemente presentes em ambientes aquáticos, podem ser considerados uma ameaça à saúde pública e aos ecossistemas naturais (LEAL, 2016).

A água bruta, para ser destinada ao consumo humano, obrigatoriamente, deve passar por processos de tratamento, em Estações de Tratamento de Água (ETA), para a remoção da maior quantidade possível de contaminantes. Com o tratamento, a água bruta é convertida em água potável, se tornando apropriada para ser destinada ao abastecimento público. O tratamento de água convencional é, geralmente, realizado por diversas etapas, como de coagulação, floculação, sedimentação ou flutuação e filtração. Contudo, durante as etapas de coagulação, floculação e filtração é formado um subproduto, denominado de lodo de ETA (LA) (MEYER, 1994; NAIR; AHAMMED, 2015), que é constituído por matéria orgânica, inorgânica, areia, silte e argila (BIDONE *et al.*, 2001; TSUTIYA *et al.*, 2001; TEIXEIRA *et al.*, 2005; BABATUNDE; ZHAO, 2007). Já as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), têm por finalidade amenizar os impactos causados pela carga poluidora (orgânica, inorgânica e microbiológica) das águas residuais sobre os corpos hídricos (CARVALHO; OLIVEIRA, 2010). No entanto, assim como no tratamento de água, durante o tratamento de esgoto são gerados subprodutos derivados dos processos de sedimentação e desinfecção, que são executados ao longo do tratamento primário e secundário das águas residuais (PEDROZA, 2010; ROIG *et al.*, 2012; ANG *et al.*, 2015).

De acordo com a Norma Brasileira de Classificação de Resíduos Sólidos (NBR 10.004), o Lodo de ETE urbano (LE) é definido como um resíduo semissólido, composto, basicamente, por matéria orgânica, macronutrientes, micronutrientes, microrganismos patogênicos e metais. Os componentes do LE podem apresentar toxicidade para diversos compartimentos ambientais, como o solo, as águas superficiais e águas subterrâneas (LU *et al.*, 2015). Estima-se que menos de 40% dos esgotos urbanos brasileiros recebam tratamentos adequados (ACHON; CORDEIRO, 2016). Dados divulgados por Traballi *et al.* (2009) já estimavam uma produção de 400 mil toneladas/ano de LE, o que indica que, se esses esgotos fossem hoje tratados de forma totalitária, a quantidade de lodo produzida seria ainda muito maior.

Com a crescente produção destes resíduos nas diferentes estações de tratamento, enfrenta-se, atualmente, um sério problema ambiental, em relação ao destino destes subprodutos. O LA é geralmente lançado “*in natura*” em corpos hídricos adjacentes as Estações de Tratamento de Água. Conforme à legislação ambiental vigente, essa prática é ilegal, pois este resíduo deve passar por tratamento, para reduzir o seu potencial tóxico antes de ser dispostos no ambiente. Já o LE é prioritariamente destinado a aterros sanitários apropriados para este resíduo, o que inviabiliza a reciclagem de seus macro e micronutrientes. Dentre as possíveis alternativas para destinação destes lodos estão o seu uso como fertilizantes, para condicionamento de solos degradados e em solos agricultáveis; inclusão em produtos cerâmicos; construção civil, entre outros (SOARES; ACHON; MEGDA, 2008; PEREIRA, 2011; KATAYAMA, 2012; ELANGOVEN; SUBRAMANIAN, 2014; KOŃCZAK; OLESZCZUK, 2018; LUO *et al.*, 2020; JALALI; JALALI, 2021).

Considerando a destinação agrícola, o LE é considerado um material interessante para ser usado como condicionante de solos, pela sua elevada concentração de matéria orgânica e de macronutrientes (ÇIFCI *et al.*, 2013), o que possibilita o fornecimento de elementos essenciais ao crescimento das plantas, além de contribuir para a melhora das propriedades químicas e microbiológicas do solo (HERNÁNDEZ *et al.*, 1991; ZUFIAURRE *et al.*, 1998; HARGREAVES *et al.*, 2008; IQBAL *et al.*, 2010).

As Estações de Tratamento de Água (ETA) realizam procedimentos físicos e químicos para a retirada dos contaminantes de águas captadas em fontes como rios e represas, para que estas possam ser destinadas ao abastecimento e consumo humano. O tratamento para a obtenção desta água potável envolve, em geral, processos de oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, estabilização do pH e fluoretação (PAIXÃO *et al.*, 2008). No processo de coagulação, são utilizados sulfato de alumínio (ou policloreto de alumínio), cloreto férrico ou ainda coagulantes poliméricos orgânicos sintéticos (poliacrilamida e seus derivados) (RAZALI; ZHAO; BRUEN, 2007; WEI *et al.*, 2018), que aglutinam as partículas de sujeira, fazendo com que elas se decantem no fundo de um tanque de decantação. Conforme o processo utilizado no tratamento, o lodo recebe um nome específico, de lodo de alumínio ou lodo férrico (RICHTER, 2001). Também são adicionados no processo de tratamento outros compostos como o cal, para corrigir a sua acidez, o cloro para a sua desinfecção e o flúor para a prevenção de cáries da população (MIRANDA; MONTEGGI, 2007). Os tratamentos realizados pelas ETA também geram um resíduo semissólido, denominado de Lodo de ETA (LA), que é constituído, além de partículas de areia, argila, silte, de resíduos orgânicos e inorgânicos, decorrentes tanto dos químicos usados no tratamento como dos poluentes

presentes na água a ser tratada, como magnésio, cálcio, ferro, material biológico como bactérias, vírus e algas (RICHTER, 2001; PORTELLA *et al.*, 2003; BABATUNDE; ZHAO, 2007).

Até 2014, de acordo com Wagner e Pedroso (2014), existiam no Brasil cerca de 7.500 ETA. Os autores destacam no artigo que, somente dentre as ETA da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), já havia, na ocasião, uma produção de lodo (LA) seco da ordem de 90 toneladas/dia. Embora várias opções alternativas de eliminação, regeneração e reutilização benéficas já tenham sido exploradas para o LA (BABATUNDE; ZHAO, 2007), tem havido uma busca prioritária e urgente por opções mais sustentáveis para este resíduo, que atendam as regulamentações ambientais para minimizações de problemas gerados pelos aterros sanitários, custos elevados das disposições nesses locais e contante diminuição da capacidade dos aterros sanitários.

Pelas características mais orgânicas do LE e mais inorgânicas do LA, a incorporação desses dois lodos pode formar uma mistura interessante e bem adequada para ser usada como condicionante de solos agrícolas, devido a composição de nutrientes e matéria orgânica, o que favorece também o reaproveitamento e o uso sustentável de ambos os resíduos (SANTOS, 2018), atendendo assim a agenda 2030 de sustentabilidade proposta pela ONU. No entanto, como pode ser visto na descrição anteriormente apresentada, ambos os lodos, se não processados corretamente, podem apresentar contaminantes biológicos e compostos tóxicos que podem comprometer a qualidade dos solos receptores, das águas subterrâneas e superficiais e, até mesmo, da atmosfera (CINCINELLI *et al.*, 2012; LU *et al.*, 2015).

Um dos processos que podem minimizar os efeitos adversos citados, é o de biorremediação. Tal processo pode modificar ou decompor os compostos químicos inorgânicos e orgânicos presentes nos lodos, cujo sucesso pode ser ainda maximizado pelo aumento da aeração do sistema, dado pela adição de agentes estimuladores da microbiota aplicada (bioestimulação) (VASUDEVAN; RAJARAM, 2001; SOUZA *et al.*, 2009), como a fibra da casca de coco (LIMA, 2014) e adição do composto exaurido (CE), como o do fungo *Pleurotus ostreatus*.

As regiões tropicais e subtropicais do Brasil apresentam solos com baixos teores de matéria orgânica e nutrientes disponíveis às plantas. Desta forma, o uso agrícola de lodo de estações de tratamento pode trazer benefícios agrônômicos aos solos, devido a rica quantidade de matéria orgânica que possuem (BERTON; NOGUEIRA, 2010). Atualmente, apenas 3% dos resíduos gerados nessas estações são potencialmente utilizados na agricultura (ALMÉRI, 2010), sendo a cultura de milho (*Zea mays*) a mais testada, dentre as monocotiledôneas, e a de

alface (*Lactuca sativa*) a dicotiledônea mais usada em bioensaios tanto com LA como com LE (ZANATTA, 2014).

Frente à necessidade de se testar o potencial tóxico dos lodos gerados nas Estações de Tratamento de Água e Esgoto, a fim de garantir uma maior segurança do seu uso como aditivo agrícola, é muito importante avaliar esses resíduos por meio de bioensaios realizados com bioindicadores indicados para este fim (RIBEIRO; ZAMPIERON, 2011). As plantas se caracterizam como um importante organismo-teste para a avaliação de danos ecotoxicogenéticos induzidos por contaminantes presentes em resíduos sólidos, como os lodos, uma vez que este material simula o substrato de crescimento das plantas (WHITE; CLAXTON, 2004). Dentre as plantas mais indicadas para esses estudos, destacam-se as espécies *L. sativa* (alface) e *Allium cepa* (cebola), sendo então rotineiramente utilizadas na realização de ensaios de germinação de sementes, de desenvolvimento da planta (radícula e hipocótilo) e do potencial de indução de efeitos citotóxicos e genotóxicos (OLIVEIRA; VOLTOLINI; BARBÉRIO, 2011; MAZZEO *et al*, 2015; GONÇALVES *et al*, 2020). Estudos de Obidoska, Karaczun e Źarska (2020) mostraram que a espécie *A. cepa*, exposta a diferentes misturas e concentrações de LE, demonstrou sensibilidade para avaliar efeitos fitotóxicos, principalmente, em composições que continham solos arenosos. Avaliações realizadas por Manãs e Heras (2018) mostraram que *A. cepa* e *L. sativa* foram bons bioindicadores de fitotoxicidade de diferentes concentrações de LE.

Pelas eficiências já comprovadas dos bioindicadores vegetais *A. cepa* e *L. sativa* avaliarem diferentes potenciais tóxicos de lodos de estações de tratamentos; pelas características nutricionais orgânicas do LE; e pelas vantagens de se adicionar, em processos de biorremediação, outros subprodutos da agroindústria que possam estimular o processo da transformação química, o presente projeto tem como proposta avaliar, por meio de bioensaios com *A. cepa* e *L. sativa*, a eficiência de uma nova tecnologia de biorremediação de lodo de ETA, que associa LE ao LA, bem como resíduos de fibra de coco (FC) e de composto exaurido (CE) do fungo *Pleurotus ostreatus*, visando a obtenção de um produto com propriedades fertilizantes comprovadas e ausência de toxicidade, para ser usada como insumo agrícola.

2 OBJETIVOS

Diante do cenário anteriormente apresentado e frente às necessidades de estabelecer uma tecnologia eficaz, que dê suporte a um destino mais sustentável para os resíduos sólidos gerados em ETA, ETE e em atividades agrícolas, esse trabalho propôs:

- Elaborar um artigo de revisão, visando apresentar os danos ecotoxicológicos da disposição incorreta dos LA e LE, bem como o potencial de reuso de ambos os lodos, através do compilamento de dados dispostos nas plataformas de busca Google Acadêmico, Springer, NCBI e SciELO;
- Avaliar o potencial fitotóxico dos solubilizados de LA e LE, puro ou em misturas com fibra de coco e composto exaurido de *P. ostreatus*, por meio do índice de germinação e da alongação da radícula e hipocótilo de *L. sativa*;
- Avaliar os potenciais citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos dos solubilizados de LA e LE, puro ou em misturas com fibra de coco e composto exaurido de *P. ostreatus*, por meio de ensaios desenvolvidos com o bioindicador vegetal e *A. cepa*;
- Promover a detoxificação dos LA e LE, por meio do processo de biorremediação estimulada pela adição de fibra de coco (FC) e composto exaurido (CE) de *P. ostreatus*;
- Monitorar a efetividade da detoxificação do LA e LE associados a fibra de coco e ao composto exaurido do fungo lignolítico *P. ostreatus*, em diferentes períodos, por meio de ensaios biológicos;
- Avaliar as potencialidades dos LA e LE biorremediados, bem como de suas misturas biorremediadas, servirem como insumo de agrícolas (biofertilizate), por meio de ensaios de produção de biomassa, realizados com as espécies *L. sativa* e *Z. mays*;
- Verificar a efetividade do uso da fibra de coco, bem como do composto exaurido de *P. ostreatus*, como aceleradores de biodegradação e redutores de toxicidade de LA e LE a ser destinado para uso agrícola.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Tratamento de água e esgoto e a produção de LA e LE

O desenvolvimento populacional e o conseqüente aumento das atividades antrópicas, tem levado um consumo exacerbado de insumos, que acabam gerando resíduos tóxicos, muitas vezes persistentes, que vem descaracterizando/degradando o meio ambiente. Frente a isso, a manutenção da qualidade ambiental têm sido um grande desafio tanto para os gestores governamentais quanto para a sociedade, principalmente quando se considera os impactos relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos. A deposição incorreta de lodos de tratamento de água (LA) e de esgoto (LE) no ambiente pode gerar desequilíbrios ecológicos, devido aos efeitos deletérios que esses resíduos possam promover à biota local, como problemas de saúde pública.

O tema saneamento básico teve enfoque na assembleia geral da ONU em 2015, sendo colocado como o 6º objetivo prioritário, dentre os 17 destacados no plano de ação global da agenda 2030, intitulada “Transformando o Nosso Mundo”, a qual prevê saneamento de forma adequada e equitativa para todos, até o ano de 2030. De acordo com a UNESCO (2017), o tratamento de águas residuais é uma atividade sustentável de baixo custo, quando se considera os seus benefícios à saúde humana e ao meio ambiente. Cabe salientar nesse quesito que, de acordo com Afifi *et al.* (2015), cerca de 90% das águas residuais ainda são desprovidas de qualquer tipo de tratamento e, aproximadamente, 2,7 milhões de indivíduos não têm acesso a saneamento básico.

As águas residuais, mais comumente conhecidas como esgoto, são provenientes do descarte das águas servidas, utilizadas nas diversas atividades antropológicas. As águas residuais são divididas em quatro tipos, de acordo com a sua origem: (1) urbanas, resultantes de chuvas, regas, lavagem de pavimentos; (2) de infiltração, resultantes de escoamento nos coletores de água existente em terrenos; (3) domésticas, oriundas das instalações residenciais, que possuem componentes derivados das atividades metabólicas humanas e de atividades domésticas gerais; (4) industriais, derivadas dos mais diversos processos industriais (CETESB, 2021).

Atendendo ao cenário exposto, o tratamento de esgoto doméstico é uma ação necessária para o gerenciamento das águas residuais domésticas, realizada por processos bem estabelecidos em ETE. O tratamento de esgoto é responsável pela redução e/ou remoção da carga poluidora orgânica, inorgânica e microbiológica desse resíduo, com o objetivo de minimizar os impactos aos recursos hídricos receptores e, conseqüentemente, ao ambiente

(CARVALHO; OLIVEIRA, 2010). Esse tratamento pode ser realizado por diferentes processos, como os de lagoas anaeróbias, lagoas aeróbias e facultativas, lodo ativado, reator anaeróbio de fluxo ascendente, entre outros, os quais variam, principalmente, quanto à eficiência, custo do processo e área ocupada. De modo geral, o tratamento de esgoto se inicia pela etapa de gradeamento, que consiste na retirada do material sólido grosseiro do efluente que chega na ETE. Posteriormente, o efluente é submetido a desarenação, seguindo para o decantador primário, para que as partículas mais pesadas possam ser sedimentadas, formando assim o lodo primário. Após esse processo, o esgoto é direcionado para o tanque de aeração, onde os microrganismos ali presentes atuam na decomposição da matéria orgânica, formando o lodo secundário, e promovendo uma consequente diminuição da matéria orgânica do efluente. Em seguida, o efluente passa pelo decantador secundário, onde o lodo é decantado e a parte líquida é lançada no corpo d'água receptor (SABESP, 2021) (Figura 1). O lodo bruto que permanece na ETE deve ser submetido a outros processos, como desidratação, compactação e estabilização, para ser, enfim, encaminhado à sua disposição final (GRAY, 2010).

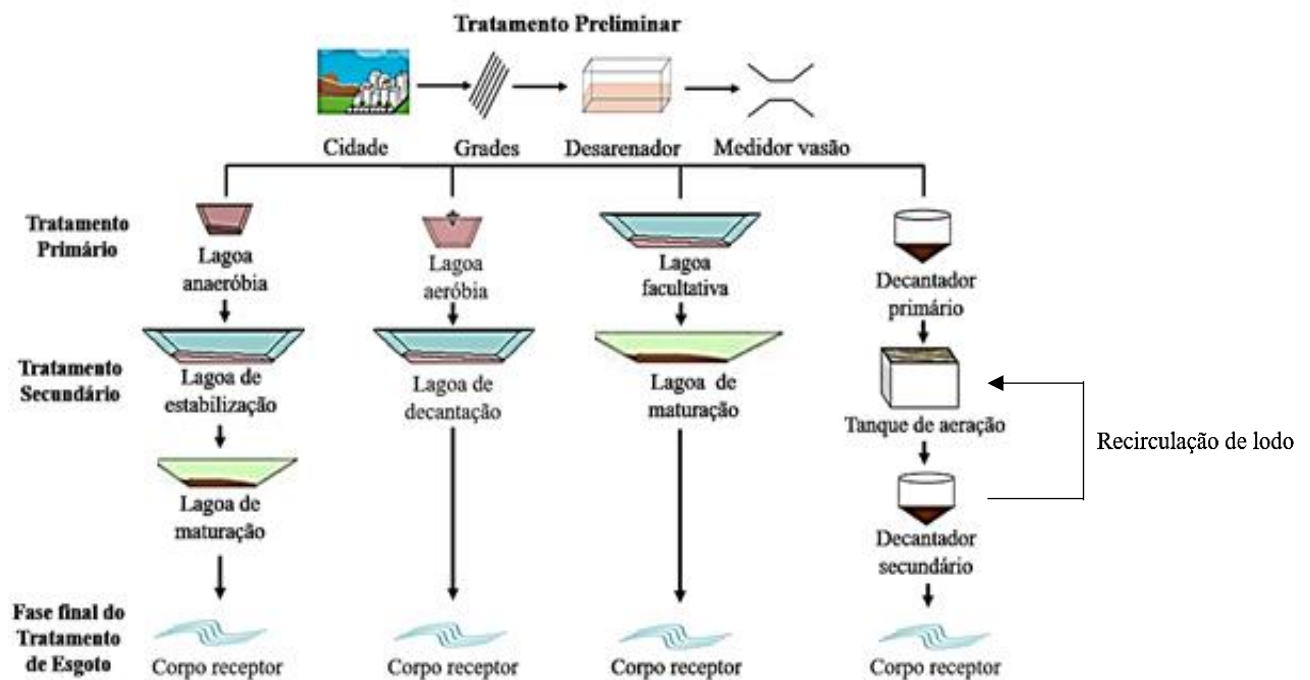


Figura 1: Exemplo de etapas do tratamento de esgoto

Fonte: Elaborado pela própria autora

O tratamento de água para fornecimento de água potável à população é efetuado pelas ETA e tem como intuito a retirada de partículas e microrganismos presentes na água bruta, que possam ser prejudiciais aos seres humanos, por meio das etapas de pré-cloração, pré-alcalinização, coagulação, floculação, decantação, filtração, pós-alcalinização, desinfecção e

fluoretação (SABESP, 2021) (Figura 2). É durante as etapas de coagulação e floculação que se forma o LA (NAIR; AHAMMED, 2015).

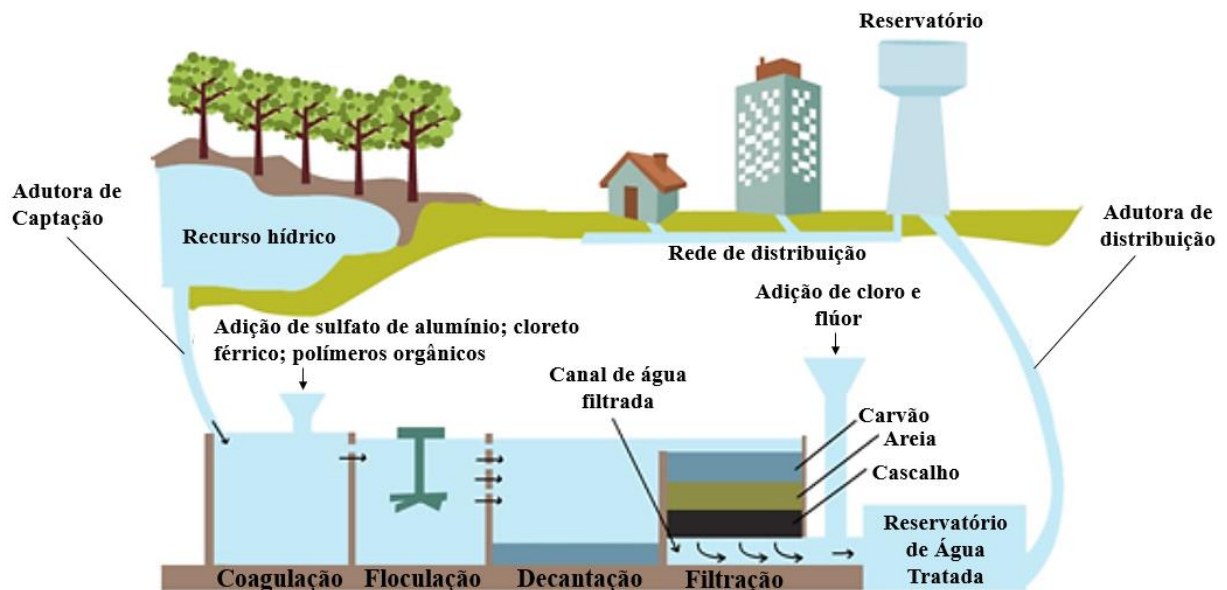


Figura 2: Exemplo de etapas do tratamento de água
 Fonte: Adaptado de SAMAE (www.samaepomerode.com.br)

3.2 Dados sobre a produção mundial de LA e LE

A necessidade de se obter água potável em larga escala para a população decorre também na elevada quantidade de produção diária de LA (GOMES *et al.*, 2019). Há dois fatores importantes a serem considerados sobre a qualidade e a quantidade de LA produzido: a qualidade da água bruta captada e o método de tratamento utilizado para purificação dessa água bruta (FIORE *et al.*, 2020). De acordo com Kyncl (2008), as águas subterrâneas estáveis e de boa qualidade, quando usadas em captação para abastecimento público, alteram positivamente a qualidade de resíduo produzido, bem como minimiza a sua quantidade, enquanto que as águas superficiais, que sofrem constante alteração em sua qualidade, exigem a utilização de maiores quantidades de produtos químicos no seu tratamento, o que, conseqüentemente, afeta a qualidade e quantidade de resíduo produzido. Além disso, os valores estimados de produção de lodo podem sofrer distorção em relação à quantidade realmente gerada (FIORE *et al.*, 2020). Messias (2013) aponta que a geração de LA corresponde, aproximadamente, 1 a 3% da água bruta utilizada no tratamento, percentual este também observado para o Brasil (BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2012). Considerando essa estimativa, a produção de LA gerada no Brasil, por dia, ficaria entre 260.000 à 800.000 m³. Neste mesmo contexto, há também estimativas de grandes quantidades de LA produzidos mundialmente, como pode ser visto na tabela 1.

Tabela 1. Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água produzida anualmente em diversos países

Países	Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água produzida anualmente (toneladas/ano)	Referências
China	1,5 – 2,4 milhões	Li <i>et al.</i> , 2012
Holanda	328.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Japão	290.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Reino Unido	131.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Bélgica	78.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Portugal	66.000	Boaventura; Duarte; Almeida, 2000
Colômbia	60.225	Leblanc; Richard; Beecher, 2008
Austrália	43.500	Leblanc; Richard; Beecher, 2008
República Tcheca	36.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Irlanda	15.000	Evuti; Lawal, 2011
Dinamarca	9.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Itália	5.250	Leblanc; Richard; Beecher, 2008

Assim como o subproduto proveniente das ETA, o LE tem uma produção mundial que atinge milhões de toneladas/ano (Tabela 2).

Tabela 2. Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (em matéria seca) produzida anualmente em diversos países

Continua

Países	Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto produzida anualmente (toneladas/ano)	Referências
China	30.000.000	Yu, 2011
Alemanha	2.170.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Reino Unido	1.771.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012

Países	Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto produzida anualmente (toneladas/ano)	Referências
Espanha	1.121.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
França	1.059.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Itália	1.053.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Brasil	150.000 – 220.000	Pedroza <i>et al.</i> , 2010
República Tcheca	225.000	ESWI, 2012
Hungria	186.00	ESWI, 2012
Portugal	144.000	ESWI, 2012
Bélgica	139.000	ESWI, 2012
Hungria	186.00	ESWI, 2012
Portugal	144.000	ESWI, 2012
Bélgica	139.000	ESWI, 2012

Frente à elevada quantidade de LA e de LE gerados mundialmente, fica explícita a necessidade de buscas urgentes por soluções mais sustentáveis para um melhor gerenciamento desses resíduos, considerando nessas buscas o valor da ciência e, portanto, priorizando pesquisas de âmbito ambiental com esses resíduos.

3.3 Composição do LA e LE

O LA é um resíduo semisólido gerados pela ETA durante o processo de transformação da água bruta, captada principalmente em rios e reservatórios, em água potável, destinada ao consumo humano, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004). Esse resíduo é composto por substâncias sólidas, como material de origem da geologia da região (partículas de areia, argila e silte); material orgânico, provenientes de decomposição de agentes biológicos da água bruta, como algas e microrganismo; compostos inorgânicos, como cálcio, magnésio, ferro, manganês, alumínio, cloro e flúor, tanto provenientes da água bruta como dos compostos químicos utilizados durante o processo de tratamento, como os coagulantes (sais de alumínio ou ferro e polímeros orgânicos), floculantes, desinfetantes e flúor usado na fluoretação da água potável (RICHTER, 2001; PORTELA *et al.*, 2003; BABATUNDE; ZHAO, 2007; WEI *et al.*, 2018).

Assim, os LA, que são removidos periodicamente dos decantadores e filtros para garantir a eficiência do tratamento e a qualidade da água de abastecimento público, acabam

representando um risco em potencial para a poluição ambiental. Como esses resíduos apresentam uma alta complexidade química e potencial patogênicos, eles não podem ser descartados “*in natura*” em corpos receptores próximos ou em sua origem de captação (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016).

O LA é composto, em média, de 95% de água e 2,5% ou mais de sólidos (ASSIS, 2014), tendo um pH que pode variar de ácido (6,0) a básico (8,0) (MONTGOMERY, 1985).

Como pode ser eventualmente encontrados no LA microrganismos patogênicos, esse resíduo pode estar também relacionados com doenças de veiculação hídrica (SCALIZE, 2003). Dentre estes, podemos citar os coliformes totais, fecais, cistos (PEREIRA, 2011) e ovos de helmintos, os quais possuem sua quantidade monitorada, de acordo com o número permitido na legislação de cada país, visando sempre o não comprometimento da saúde pública (GASPARD; SCHWARTZBROD, 2003; SCALIZE, 2003; RAK; KUCHARSKI, 2009; ACQUOLINI, 2017). Entre as bactérias mais encontradas nesse tipo de lodo, encontram-se as *Escherichia coli*, *Salmonella sp.* e *Clostridium perfringens* (RAK; KUCHARSKI, 2009).

Os efluentes são subdivididos em fração líquida, composta pela parcela aquosa dos efluentes domésticos, águas de infiltração e despejos industriais, e fração sólida, onde situa-se o LE. A composição média dessa mistura de água e sólidos aponta para 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo que 70% desses sólidos são oriundos de matéria orgânica de grupos variados de proteínas, carboidratos, gorduras e 30% inorgânicas, como partículas minerais, sais e metais (MELO; MARQUES, 2000; FERNANDES, 2000).

Diferentemente do LA, o LE é rico em matéria orgânica, macronutrientes, micronutrientes, microrganismos patogênicos, contaminantes orgânicos e metais, tais como chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) e arsênio (As), mercúrio (Hg), selênio (Se) e molibdênio (Mo) (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CLARKE; SMITH, 2011; LU *et al.*, 2015; FIJALKOWSKI *et al.*, 2017). De acordo com Lu *et al.* (2015), de modo geral as águas residuais domésticas possuem teores de metais inferiores às provenientes das indústrias. Assim, os LE de origem sanitária apresentam uma menor concentração de metais, se comparado ao LE industrial.

Dentre os macronutrientes encontrados no LE, estão o nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (KEPKA *et al.*, 2016). Quanto aos micronutrientes existentes no lodo, destacam-se o zinco (Zn), boro (B), ferro (Fe), cobre (Cu) e selênio (Se) (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

Os microrganismos patogênicos mais comumente encontrados no LE são os pertencentes aos coliformes totais e termotolerantes, assim como cistos de protozoários (PEREIRA, 2011) e ovos de helmintos (GASPARD; SCHWARTZBROD, 2003)

Os contaminantes orgânicos comumente encontrados no LE pertencem a diferentes grupos químicos, como: poluentes orgânicos persistentes; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) (MOHAMMED *et al.* 2021); bifenilos policlorados (PCBs) (SUN *et al.* 2016); e pesticidas (MCINTYRE; LESTER, 1984; CLARKE *et al.*, 2010). O LE também pode conter quantidades significativas de poluentes classificados como contaminantes emergentes (CLARKE; SMITH, 2011; BADIA-FABREGAT *et al.*, 2012; KAPANEN *et al.*, 2013; MAZZEO *et al.*, 2016 a.; FIJALKOWSKI *et al.*, 2017), como os antimicrobianos (MCAVOY *et al.*, 2002; KINNEY *et al.*, 2006; HEIDLER *et al.*, 2007; SAPKOTA *et al.*, 2007), fármacos (CUNNINGHAM *et al.*, 2011), retardantes de chama policlorados (STEVENS *et al.*, 2003), polibromados (NORTH, 2004; WANG *et al.*, 2007; ANDRADE *et al.*, 2010), fragrâncias utilizadas em produtos de uso diário, como por exemplo, os almíscares sintéticos (HERREN; BERSSET, 2000; HEBERER, 2002; ZENG *et al.* 2005); compostos de amônio quaternário (FERNANDEZ *et al.*, 1996; MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007), perfluorquímicos (LOGANATHAN *et al.*, 2007; BOSSI *et al.*, 2008), entre outros. Além disso, de acordo com pesquisa realizada por Chiu *et al.* (2009), também é possível encontrar os hormônios estronas, estrióis, estradióis e etinilestradiol.

Para a ABNT (2004), tanto o LA como o LE são resíduos classificados como de Classe II – (não perigoso), que não apresentam inflamabilidade, corrosividade e reatividade. No entanto, seu descarte *in natura* no ambiente é totalmente inviável, devido à possível presença de compostos tóxicos, como os anteriormente citados. Os LA e LE, quando dispostos de inadequadamente no ambiente, podem oferecer riscos aos ecossistemas (SILVA *et al.*, 2011), como os de contaminação de solos e/ou água superficiais e subterrâneas (LU *et al.*, 2015).

3.4 Dados ecotoxicológicos

Considerando a constituição química dos LA e LE, é indispensável que sejam realizados estudos que investiguem a potencialidade tóxica desses resíduos. O controle da qualidade ambiental pode ser realizado por ensaios ecotoxicológicos que utilizam organismos bioindicadores expostos aos poluentes de interesse (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006; MAGALHÃES; FILHO, 2008).

Os compostos metálicos, como os presentes em LE, induzem efeitos adversos sobre os organismos vivos (MATSUMOTO *et al.*, 2006), efeitos esses que podem ser estimados por meio

de ensaios realizados com bioindicadores. Dentre os ensaios ecotoxicológicos realizados com bioindicadores vegetais destacam os testes de toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade com *Allium cepa*, *Lactuca sativa* e *Zea mays* (AMIN *et al.*, 2009; AMIN, 2011; GONÇALVES *et al.*, 2030). Estudos realizados por Martins *et al.* (2016), com o bioindicador *A. cepa*, comprovaram efeito fitotóxicos, citotóxicos e genotóxicos para extrato aquoso de dois LE de características distintas, onde um foi obtido de uma Estação de Tratamento de Esgoto que usa tratamento anaeróbio e o outro de lodo ativado com aeração prolongada. Resultados semelhantes também foram registrados por Caritá, Mazzeo e Marin-Morales (2019), após a exposição de sementes de *A. cepa* a 5 diferentes extratos aquosos de LE provenientes de estações de tratamentos que recebiam esgotos domésticos e diferentes esgotos industriais. Os autores observaram que, independente do processo ou do tipo de logo tratado, o bioindicador *A. cepa* mostrou eficiência no diagnóstico da toxicidade dos lodos avaliados. Extratos aquosos de lodos de esgoto advindos de indústrias têxteis, avaliados por Barbosa (2016), também induziram alterações no índice mitótico (citotoxicidade), anormalidades cromossômicas (genotoxicidade) e formação de micronúcleos (mutagenicidade), tanto em sementes quanto em bulbos de *A. cepa*. Estes estudos comprovaram a toxicidade dos LE avaliados e a eficiência do bioindicador para este tipo de análise.

Alguns pesquisadores (ZANATTA, 2014; POLLETI *et al.*, 2017; MAZZEO *et al.*, 2020), utilizaram o sistema-teste de *L. sativa* para avaliação LE provenientes de diferentes origens e tipos de tratamentos. Os resultados observados nos diferentes ensaios de fitotoxicidade, realizado pelo parâmetro comprimento de raízes, comprovaram o potencial tóxico do resíduo. Outro organismo que também responderam de forma similar à toxicidade descrita pelos bioindicadores vegetais citados anteriormente, foi a espécie *Coffea arabica* (GOUVEA *et al.* 2019),

Souza *et al.* (2020) observaram que os bioindicadores *Rhinocricus padbergi* (diplópoda) e *Xiphophorus maculatus* (peixe) apresentaram danos histopatológicos e ativaram processos de desintoxicação, após serem expostos a LE. Sommaggio *et al.* (2016) avaliaram os efeitos do LE puro e associado ao solo, por meio de ensaios realizados com linhagem celular de hepatocarcinoma humano (HepG2). Os autores concluíram que as amostras induziram efeitos genotóxicos, como a indução significativa de MN e broto nessa linhagem celular. Mazzeo *et al.* (2016b) expuseram essa mesma linhagem celular ao LE e também concluíram que o resíduo é potencialmente genotóxico, uma vez que levou a um aumento significativo na frequência de micronúcleos. Também foram registrados efeitos similares quando o invertebrado *Biomphalaria glabrata* foram expostos o lodo industrial (SIQUEIRA *et al.* 2020)

Assim como o LE, o LA também apresenta compostos considerados tóxicos ao meio ambiente e aos organismos. Diversas espécies vegetais têm sido utilizadas para avaliar o potencial tóxico de LA. Santos (2018), em seu estudo de toxicidade de LA, empregando o teste de aberrações cromossômicas em *A. cepa*, concluiu que esse resíduo induziu um efeito genotóxico significativo nas células meristemáticas das raízes dessa planta. Brautigam, Rengasamy e Chittleborough (2012) observaram que o LA pode causar uma redução significativa no desenvolvimento do caule e da raiz de ervilhas. Por outro lado, estudos realizados com amostras de LA, oriundas de decantadores, não afetaram a germinação e o crescimento da radícula e do hipocótilo dos vegetais *L. sativa* e *Eruca sativa* (BATISTA *et al.*, 2018a; FRANCO, 2019).

Devido ao uso de coagulantes a base de alumínio e de ferro no processo de tratamento de água, o LA possui alto teor dessas substâncias (PRAKASH; SOCKAN; JAYAKARAN, 2014; ACQUOLINI, 2017). De acordo com Kaggwa *et al.* (2001), lodos contendo compostos férricos dificilmente geram toxicidade aguda, porém existe a possibilidade de induzirem toxicidade crônica. Em peixes, é incomum a indução de toxicidade por ferro derivado da presença desse elemento no LA, já que a contração de Fe neste resíduo não atinge os níveis de toxicidade para o meio ambiente. Entretanto, lodos que apresentam alumínio em sua composição são capazes de induzir efeitos citotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos nos peixes (MUISA; HOKO; CHIFAMBA, 2011). De acordo com Sotero-Santos, Rocha e Povinelli (2005), tanto o lodo a base de alumínio quanto de ferro não induziram toxicidade ao microcrustáceo *Daphnia similis*. No entanto, Ranjbar *et al.* (2017) observaram que o LA induziu toxicidade aguda nos organismos *Daphnia magna* e *Eisenia fetida*. Estudos de Batista *et al.* (2018b) mostraram que LA proveniente da etapa de decantação do tratamento de água induziu alta toxicidade aguda para o microcrustáceo *Mysidopsis juniae*. De acordo com Messias (2013), o LA proveniente do floculador, quando incorporado ao solo, induziu uma alta taxa de mortalidade dos bioindicadores *Folsomia candida* e *Chironomus xanthus*.

Frente aos dados apresentados, é de suma importância a realização de ensaios que avaliem os possíveis impactos ambientais promovidos por contaminantes de origem antrópica. Dentre esses contaminantes, destacam-se os lodos das estações de tratamentos (água e esgoto), pelo potencial detrimental que apresentam. Assim, há uma necessidade eminente de se avaliar a toxicidade desses lodos, antes dos mesmos serem disponibilizados no ambiente, para se garantir a qualidade ambiental e a saúde humana.

3.5 Biorremediação

A aplicação constante de lodos contaminados em solos pode causar prejuízos aos ecossistemas, uma vez que as substâncias tóxicas presentes nestes resíduos podem se acumular no solo e se bioacumular nos organismos (ROIG *et al.*, 2012). Contudo, o LE é um resíduo que apresenta alta porcentagem de matéria orgânica e nutrientes, portanto com potencial de ser aplicado no condicionamento de solos agrícolas (BETTIOL; CAMARGO, 2006), desde que passe por tratamentos eficientes de estabilização da matéria orgânica, para evitar que os solos e a biota sejam prejudicados (DAS; DASH, 2014; ŚWIERCZEK; CIEŚLIK; KONIECZKA, 2018). Levando em consideração as vantagens da utilização do lodo como condicionante de solos, muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas, na busca de novas tecnologias que diminuam, cada vez mais, a toxicidade desse material (TAS, 2010).

Atualmente, um dos processos mais promissores para a detoxificação de LA e LE é a biorremediação, visto que, além de apresentar baixo custo, é considerada uma tecnologia limpa e bastante eficaz (SOMMAGGIO *et al.*, 2018a). Esse processo consiste, basicamente, na degradação natural ou na transformação de componentes tóxicos em substâncias não tóxicas, ou com menor toxicidade, por microrganismos que utilizam esses compostos como substratos e fonte de energia (MENA *et al.*, 2003; DAS; DASH, 2014). Contudo, fatores como o tipo de solo, temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes, entre outros, influenciam na eficiência dos microrganismos executarem a biodegradação dos contaminantes, estando diretamente relacionados com o sucesso da biorremediação (DAS; DASH 2014).

A porosidade e aeração do solo são parâmetros indispensáveis para o processo de biorremediação, uma vez que a degradação de poluentes orgânicos está estritamente relacionada com a permeabilidade do solo e a quantidade de O₂ disponível no meio (HARMSSEN, 1991; PEREZ-ARMENDÁRIZ *et al.*, 2004). O aumento da aeração do sistema edáfico pode ser alcançado por meio da adição de agentes de volume ao substrato (VASUDEVAN; RAJARAM, 2001; SOUZA *et al.*, 2009), como resíduos vegetais que propiciam o fornecimento de maior quantidade de O₂ à biomassa bacteriana, tornando, assim, mais efetiva a degradação (MOLINA-BARAHONA *et al.*, 2004). Dentre os agentes bioestimuladores, podemos citar, fibra de coco, bagaço de cana-de-açúcar, palha de arroz e outros resíduos agrícolas. Além disso, a adição de nutrientes essenciais também estimula o processo de biodegradação e contribui para a etapa de nitrificação (MUTER *et al.*, 2018).

A alta exploração comercial do coco acaba gerando grandes quantidades de resíduos deste produto, que se caracteriza como um agente poluidor, em potencial, de áreas urbanas (BEZERRA; ROSA, 2002). Além disso, esse tipo de resíduo apresenta dificuldades quanto ao

seu descarte, sendo frequentemente enviados para lixões e aterros sanitários. Frente a isso, é de grande valia ampliar e incentivar formas de sua reutilização. De acordo com Couto, Jasmim e Carvalho (2012) a fibra de coco (FC) tem sido, satisfatoriamente, utilizada como substrato. Entretanto, é interessante que esse resíduo vegetal seja submetido, previamente ao processo de compostagem, para enriquecimento nutricional, antes de ser aplicado em culturas agrícolas, visto que a sua casca bruta contém alta relação C/N e baixos teores de nutrientes. Desta forma, o substrato pode se tornar química e fisicamente mais interessante para a espécie cultivada (CARRIJO; LIZ; MAKISHIMA, 2002; CARRIJO *et al.*, 2004). Estudos realizados por Neves, Silva e Duarte (2010) mostraram que misturas compostas por solo + LE; solo + esterco bovino; solo FC; e solo testemunha, proporcionaram os maiores valores de matéria seca da parte aérea e radicular, índice de velocidade de emergência e altura de plantas da espécie *Moringa oleífera*. Diversos estudos corroboram o potencial de melhoramento do substrato pela adição da fibra de coco, dentre estes, as vantagens observadas no crescimento de mudas da espécie *Senna siamea* para a proporção de 50% de LE + 50% FC (FAUSTINO *et al.* 2005), crescimento em altura e diâmetro das mudas de *Senna alata* na mistura de 80% LE + 20% FC (FARIA *et al.*, 2013), e incremento de massa seca radicular, no tratamento com 60% LE mais 40% de FC, da espécie *Tectona grandis* (TRAZZI, 2014).

Atualmente, também são gerados no mundo grandes quantidades de subresíduos provenientes das produções de cogumelos. Para cada quilograma de cogumelo produzido são gerados cinco quilogramas de composto residual (WILLIAMS; McMULLAN; McCahey, 2001). De acordo com a CEFA (2014), a China é o maior produtor mundial de cogumelos, chegando a produzir 30 bilhões de kg/ano. Já o Brasil, atualmente, tem uma produção estimada de 7.475 toneladas/ano (SÁNCHEZ, *et al.*, 2018). Após o processo de produção desses fungos comestíveis, é descartado um composto residual orgânico degradado, que ainda está colonizado pelo fungo (ABREU, 2019), denominado de composto exaurido de fungos.

Levando em consideração a alta quantidade de compostos residuais gerados no cultivo de cogumelo e os problemas decorrentes da destinação desses resíduos no ambiente, existe hoje a necessidade de tornar a produção de cogumelos mais sustentável. Entre as possibilidades sustentáveis, está o aproveitamento dos resíduos gerados em processos de biorremediação de poluentes ambientais. A destinação desses compostos exauridos na agricultura também parece ser interessante, pois, de acordo com Maher *et al.*, (2000), o subresíduo pode fornecer matéria orgânica, aumentar a aeração do solo e, conseqüentemente, auxiliar na melhoria da atividade microbiana do solo e, de modo concomitante, elevar a disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas.

Dentre os fungos mais produzidos no Brasil, destaca-se o fungo lignolítico *Pleorotus ostreatus*. O subresíduo advindo da produção desse fungo é composto basicamente por palhas degradadas, feno, sabugo de milho, esterco de equinos e galinhas, gesso, potássio e superfosfato (GUO; CHOROVER; FOX, 2001). Paredes *et al.*, (2016) aplicaram o composto exaurido de *Pleorotus ostreatus* em mudas de alface. Os autores observaram que o produto aumentou as concentrações de fósforo (P), potássio (K), carbono (C) e N orgânico do solo, sem, contudo, induzir efeitos fitotóxico à cultura.

3.6 Opções de reuso para o LA e LE

Atualmente, a disposição dos lodos em aterros sanitários tem sido a prática mais utilizada, devido ao seu menor custo (DEMIRABAS, 2011). Zhao *et al.* (2011) relatam que mais da metade (64,6%) do volume total de resíduos sólidos gerados em Pequim são encaminhados para os aterros sanitários. Assim como no oriente, países representantes da União Europeia tem seus resíduos sólidos urbanos também destinados a aterros sanitários (33,6%), seguido pela reciclagem (27,4%), incineração (24,2%) e compostagem e digestão anaeróbica (14,8%) (COLAZO, *et al.*, 2015). De acordo com o IBGE, 58,4% dos resíduos sólidos gerados em território brasileiro são enviados para aterros sanitários, sendo 19,4% em aterros controlados, 19,8 % aos lixões e o restante dos resíduos passa por compostagem, sendo enviados a central de triagem ou incinerados.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regida pela Lei 12.305 de 2010 e o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2011 afirmam que os aterros existentes no Brasil devem ser preparados para operarem de forma que a emissão de gases e lixiviados sejam minimizados, por implantação, execução e operação de um projeto de monitoramento ambiental da área (BRUM, 2017). Quando o controle desses resíduos não é realizado efetivamente, os mesmos podem ocasionar efeitos deletérios ao ambiente, decorrentes das descargas de águas residuais com elevada concentração de poluentes, denominadas de lixiviados (PENG, 2017).

Muitos estudos desenvolvidos para um melhor gerenciamento dos LA e LE, visando a redução de danos causados por esses resíduos, que muitas vezes são lançados *in natura* em aterros sanitários e/ou corpos d'água, têm demonstrando vantagens ambientais e econômicas para os processos de reutilização dos lodos. Após o processo de desinfecção, o LA pode ser destinado à produção de cimentos, insumos cerâmicos, como tijolos, telhas, manilhas (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016), em obras de pavimentação (LUCENA *et al.*, 2014) e à agricultura (ODIMEGWU *et al.*, 2018). O alumínio e o ferro residuais, persistentes no lodo de alúmen e férrico, podem ser recuperados e reutilizados como coagulantes pelas ETA (CHERIFI

et al., 2011; MAZARI; ABDESSEMED; SZYMCZYK, 2018), ou como adsorvente de compostos como, por exemplo, fósforo (YANG; TOMLINSON; KENNEDY, 2006; YANG *ET AL.*, 2006), sulfeto de hidrogênio (WANG; PEI, 2012), boro (IRAWAN; LIU; WU, 2011), fluoretos (VINITNANTHARAT; KOSITCHAIYONG; CHIARAKORN, 2010), percloratos (MAKRIS; SARKAR; DATTA, 2006), glifosatos (HU; ZHAO; SOROHAN, 2011), mercúrio (HOVSEPYAN; BONZONGO, 2011), arsênio (GIBBONS; GAGNON, 2010; NAGAR; SARKAR; MAKRIS, 2010) e selênio (IPPOLITO; SCHECKEL; BARBARICK, 2009).

Assim como o LA, o LE possui algumas alternativas de descarte sustentável, podendo ser empregado em processos de pirólise, definida como a degradação de qualquer material orgânico por meio do calor (400°C -1200°C), em situações de escassez total ou parcial de um agente oxidante (PEDROZA *et al.*, 2010). A aplicação do LE na pirólise possibilita a utilização do resíduo como fonte de energia, para produção de biogás, bio-óleo e biocarvão rico em nutrientes e carbono, que viabilizam seu uso como fertilizantes ou adsorventes (HOSSAIN; STREZOV; NELSON, 2009). Uma das adversidades da incineração do LE é a geração de gases de exaustão como dioxinas e furanos, CO₂, NO_x, N₂O, SO_x, entre outros, caso a temperatura de combustão não atinja a temperatura necessária para cada tipo de gás (880°C para o N₂O, 600°C para dioxinas e furanos e 400°C para os demais) (CHEN *et al.*, 2012).

Outra possibilidade de reutilização do LE é a sua destinação agrícola, como fertilizante e condicionante de solos (GIANICO *et al.*, 2013), o que possibilitaria uma diminuição no consumo de fertilizantes sintéticos (WALTER; MARTÍNEZ; CALA, 2006), mostrando-se uma opção viável tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental (FIA; MATOS; AGUIRRE, 2006; GIANICO *et al.*, 2013; SINGH; AGRAWAL, 2008; SOMMAGGIO *et al.*, 2018a).

Pelas características dos lodos de tratamento de água e esgoto, a associação desses dois resíduos de características diferentes pode conferir um melhor potencial biodegradável à mistura, quando comparado ao seu uso de forma isolada. Isto porque, o LE é capaz de disponibilizar grandes quantidades de matéria orgânica, enquanto que o LA possibilita uma melhoria na retenção de água do solo, bem como facilidade de se misturar ao solo e corrigir o pH (CHAO, 2006).

3.7 Utilização do LA e LE para fins agrícolas

A utilização de lodos como substitutos aos fertilizantes artificiais parece ser bastante vantajoso, uma vez que os custos de operação e tratamento dos lodos são reduzidos, quando comparados com os dos fertilizantes sintéticos. Além disso, o seu uso na agricultura tem um forte apelo de sustentabilidade, já que a sua reutilização permite o aporte de nutrientes contidos

em resíduos gerados em áreas urbanas para as culturas agrícolas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015). Barneto *et al.* (2009) afirmam que a Espanha destina, aproximadamente, 65% do seu lodo gerado para fins agrícolas, seguido por 60% no Reino Unido (GRAY, 2010) e 44% na China (YU, 2011).

Outra vantagem do uso adequado do LE na agricultura é a melhoria no crescimento das plantas, decorrentes do aumento da biomassa microbiana, possível estagnação de elementos tóxicos e controle da erosão do solo (CHAZIRAKIS *et al.*, 2011; TEFAMARIAM *et al.*, 2013; BITTENCOURT *et al.*, 2014; SOUDANI *et al.*, 2016; EID *et al.*, 2018), devido ao maior conteúdo de húmus que estabilizam os agregados (NASCIMENTO *et al.*, 2011).

Estudos realizados por Vega *et al.* (2005) demonstraram que o uso de LE como fertilizante agrícola de plantação de pupunheira, em proporções adequadas, aumentou a biomassa radicular das plantas. Nascimento *et al.* (2011) também obtiveram resultados benéficos utilizando LE como fertilizante de cultura de papaia. Eid *et al.* (2017) concluíram que o LE, usado como corretor de solo de plantações de pepinos, foi satisfatório, pois não houve acúmulo de concentrações de metais acima da quantidade estimada como segura.

De acordo com Zanatta (2014), o LE estimulou o crescimento das raízes de *L. sativa*, quando comparado com o desenvolvimento observado nas plantas do grupo controle. Monteiro *et al.*, (2017) observaram que substratos compostos basicamente por LE influenciam positivamente no crescimento das mudas de alface.

Estudos realizados por Messias (2013) demonstraram que o LA, na concentração de 50%, estimulou o crescimento das raízes de *Z. mays*. Cunha-Martins *et al* (2018) demonstraram que proporções variadas de um composto orgânico contendo LE, favoreceram o crescimento de plântulas de *Z. mays*, devido ao enriquecimento que promoveram nos teores de N, Ca e Mg.

O uso de LE na agricultura brasileira está regulamentado pela Resolução N° 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Entretanto, para o LA, ainda não existe uma legislação apropriada. Contudo, os estudos relatados anteriormente apontam um bom desempenho dos lodos como condicionador de solos agrícolas.

3.8 Bioensaios – *Lactuca sativa* e *Allium cepa*

Frente aos possíveis efeitos deletérios derivados da destinação inadequada de LA e LE no ambiente, que podem ser prejudiciais tanto a flora como a fauna (STERRITT; LESTER, 1980; MANZETTI; SPOEL, 2015; FUNG *et al.* 2018), existe uma necessidade de melhor avaliar as possibilidades de descarte seguro desses resíduos e de usá-los de forma sustentável, por exemplo, como recondicionantes de solos agrícolas. Contudo, para a certificação da

viabilidade desse uso sustentável, os lodos devem passar por avaliações que dimensionem os efeitos isolados ou combinados de seus poluentes (MAZZEO *et al.* 2015). Um outro aspecto a ser também considerado é a possibilidade da formação de substâncias tóxicas intermediárias durante os processos de biorremediação (ALEXANDER, 1999; RANDEPATH *et al.*, 1999; PHILLIPS *et al.*, 2000), portanto esses processos também devem ser monitorados quanto à sua toxicidade. Uma forma de comprovar de ausência de toxicidade dos lodos e a efetividade do processo de biorremediação é por meio da realização de bioensaios (PLAZA *et al.*, 2005) desenvolvidos com os bioindicadores vegetais, como *A. cepa* e *L. sativa*.

Para Rodrigues (1999), o principal benefício da realização de ensaios ecotoxicológicos é o fornecimento de resultados confiáveis para a tomada de decisão, em relação à disposição final dos resíduos gerados. De acordo com Pandard *et al.* (2006), testes desse tipo são ainda capazes de identificar os efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos de químicos presentes em amostras.

O ensaio com *L. sativa* é considerado um teste rápido e bastante sensível para avaliação de efeitos fitotóxicos induzidos por contaminantes (PALMIERI *et al.*, 2014). Este organismo já vem sendo empregado, com sucesso, na avaliação ecotoxicológica de lodos, bem como na comprovação da efetividade de processos de detoxificação (SOUZA, 2018; MAZZEO *et al.*, 2020).

A espécie *A. cepa* também se destaca pela sua facilidade de cultivo, alta sensibilidade e boa correlação com outros sistemas-teste, incluindo os de mamíferos (FISKEJO^o, 1985; KURÁS *et al.*, 2006; LEME; MARIN-MORALES, 2009). Entre os fatores que influenciam positivamente o uso da espécie *A. cepa* como bioindicador de danos citogenéticos, é o seu pequeno número de cromossomos ($2n = 16$) e o grande tamanho dos mesmos, biomarcadores estes que facilitam a avaliação, em microscopia de luz, dos danos citotóxicos, genotóxicos e/ou mutagênicos (GRANT, 1982; LEME *et al.*, 2008). Muitos estudos, entre eles os de Mazzeo *et al.* (2015), Sommaggio *et al.* (2018b) e Santos (2018) já demonstraram e comprovaram a alta sensibilidade da espécie *A. cepa* na avaliação de processos de detoxificação de resíduos sólidos, como o LA e LE.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição dos materiais

4.1.1 Lodo de ETA

O LE utilizado neste estudo foi coletado na ETA I – José Maria Pedroso, situada no bairro Cidade Nova, município de Rio Claro – SP. Essa ETA, que foi construída em 1.949 e, posteriormente, reformada em 1.963, apresenta uma capacidade de tratamento da ordem de 350 L/s. A ETA I, que capta suas águas no Ribeirão Claro, produz diariamente 25.000 m³ de água potável. Após captação, a água passa pelo processo de tratamento tradicional, seguindo as etapas de oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, fluoretação e desinfecção, para que esta possa ser destinada ao consumo da população do município. Neste processo, o cloro é utilizado como agente oxidante e desinfetante e o cloreto férrico, como coagulante. O efluente e o lodo acumulado no decantador e nos filtros desta ETA são, atualmente, descartados diretamente no Ribeirão Claro, à jusante do ponto de captação, sem receber nenhum tipo de tratamento prévio.



Figura 3: Imagem aérea da localização da ETA I
Fonte: Google Earth, 2021.

4.1.2 Lodo de ETE

O lodo de esgoto utilizado nesse estudo foi coletado na ETE Jardim Conduta, também do município de Rio Claro – SP. A ETE Jardim Conduta é responsável por 30% do total de tratamento do esgoto da cidade de Rio Claro, atendendo cerca de 80.000 habitantes. O

tratamento realizado é do tipo misto com reator UASB, seguido por lodo ativado, tratando uma média de 160 L/s de esgoto sanitário.

As amostras de LE foram obtidas em coletas diárias, ao longo de uma semana, sendo a amostra final composta referente à uma mistura de LE aeróbio (75%) e anaeróbio (25%), após passarem pelo processo de centrifugação, para remoção do excesso de água.



Figura 4: Imagem aérea da localização da ETE – Jardim Conduta
Fonte: Google Earth, 2021.

4.1.3 Materiais bioestimulantes

Um dos agentes estimulantes utilizado no processo de biorremediação foi a fibra de coco. Esse resíduo agrícola, que é bem abundante no Brasil, é um material lignocelulósico de alta capacidade de retenção de umidade e de troca catiônicas, sendo, por este motivo, comumente empregado como substrato para crescimento de plantas.

Adicionalmente, também foi utilizado como bioestimulante o composto exaurido do cultivo de cogumelo *Pleotorus ostreatus* (Shimeji), que representa um dos principais subresíduos gerados durante a grande produção comercial desse fungo lignolítico comestível. Devido à sua composição final, a adição desse subresíduo ao processo de biorremediação de lodos pode ser interessante, pela possibilidade do composto fornecer matéria orgânica e minerais que auxiliem na atividade microbológica do solo, além de aumentar a disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas.

4.2 Preparo das amostras

O processo de biorremediação usado para eliminação da toxicidade foi realizado em cubas de material inerte (inox), com dimensões de 24 cm de largura, 20 cm de altura e 30 cm de comprimento e capacidade de 14 L, forradas na base com uma camada de pequenas esferas de vidro maciço.

Para realização dos ensaios, as amostras de LA (ETA 1) foram misturadas com fibra de coco e/ou com amostras de LE (Estação Conduta) e composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*. As proporções testadas foram escolhidas para se utilizar a maior quantidade de LA, que não inviabilizasse o processo de detoxificação, além de levar em conta a facilidade de extrapolação destas medidas para aplicação em escala real (p.e. 3 caçambas de lodo + 1 caçamba de fibra, etc...). Foram utilizados como proporções das amostras, recipientes com capacidade de 2 litros. Segue abaixo as associações e proporções empregadas de LE/LA, fibra de coco e composto exaurido:

- LE (7 L)
- LA (7 L)
- LA + fibra de coco (1:1) (7 L: 7 L)
- LA + fibra de coco + LE (2:1:1) (7 L: 3,5 L: 3,5 L)
- LA + fibra de coco + composto exaurido (2:1:1) (7 L: 3,5 L: 3,5 L)
- LA + fibra de coco + LE + composto exaurido (3:1:1:1) (7 L: 2,3 L: 2,3 L: 2, 3 L).

4.3 Realização do processo de biorremediação em escala piloto

As cubas foram mantidas no Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro, em local coberto e sob temperatura ambiente. O experimento foi realizado em triplicata, para cada uma das amostras. Por se tratar de um sistema aberto, o teor de umidade do sistema foi constantemente monitorado e ajustado, para garantir as condições ótimas do processo.

As amostras coletadas em cada uma das cubas dos tratamentos propostos foram destinadas para a realização dos bioensaios com os bioindicadores vegetais. Essa avaliação foi feita no momento do preparo das amostras biorremediadas: (T1), após 1 mês (T2), 3 meses (T3) e 5 meses (T4). Para garantir a homogeneidade e representatividade, coletou-se, em cada período do estudo, cinco subamostras, em pontos diferentes da cuba. Após a homogeneização dessas amostras (amostra composta), as mesmas foram liofilizadas e disponibilizadas para os bioensaios com bioindicadores *A. cepa* e *L. sativa*. Foram realizados ensaios com extrato aquoso das diferentes amostras, com o intuito de avaliar sua toxicidade, bem como garantir seu

uso seguro como condicionante de solos após a biorremediação. Além disso, as amostras oriundas do último período testado (T4) foram avaliadas quanto ao seu potencial agrônomo, para a verificação da possibilidade do produto final promover o crescimento das plantas *L. sativa* e *Z. mays* e, portanto, ser indicado como fertilizante agrícola.

4.4 Obtenção do extrato aquoso

A obtenção dos solubilizados (fase líquida) (Figura 5) foi baseada na norma ABNT NBR 10.006 (2004), adicionando 25 g de cada uma das associações preparadas com solo/LA/LE, FC e exaurido de fungo (referente ao seu peso seco) em 100 mL de água ultrapura, seguido por agitação constante por 5 minutos. Entretanto, foi necessário adicionar mais água ao sistema, a fim de obter fase líquida suficiente para análise, devido à alta retenção da água quando adicionada ao lodo. Para isso, foram adicionadas mais 300 mL de água ultrapura nas amostras de LE e 100 mL na amostra de LA. Já, para LA+FC, LA+FC+CE, LA+ FC+ LE e LA+ FC+LE+CE foram adicionadas mais 200 mL de água ultrapura, em cada uma das amostras. Após 7 dias de decantação em estufa BOD, a temperatura de 22 °C. sem fotoperíodo, foi coletada a fase líquida das diferentes amostras e filtrada com o auxílio de um sistema de filtração, em membrana com 0,45 µm de porosidade.



Figura 5: Extrato aquoso das diferentes amostras de lodo de ETA e ETE e suas associações com fibra de coco e composto exaurido de *P. ostreatus*.

Fonte: Registrado pela própria autora

4.5 Avaliação toxicológica das amostras

4.5.1 Ensaio de fitotoxicidade com *Lactuca sativa*

Os testes de fitotoxicidade com *L. sativa* foram realizados com sementes de *L. sativa* (variedade alface crespa) dispostas em placas de Petri. Foram dispostas 20 sementes em cada placa contendo 4 mL do extrato aquoso de cada amostra. O experimento foi realizado em quintuplicata (uma amostra/placa, 5 placas/tratamento), para os tempos T1, T2, T3 e T4. A germinação ocorreu em estufa BOD sem fotoperíodo, em temperatura controlada de 22 ± 2 °C, por 120 horas. O controle negativo (CN) foi realizado com água destilada e o controle positivo

(CP) com sulfato de zinco heptahidratado (0,05 M). Transcorridas 120 h de germinação, as sementes germinadas foram contabilizadas, para a obtenção da porcentagem de germinação. Os resultados de inibição do desenvolvimento do hipocótilo e da radícula foram obtidos pela mensuração dos comprimentos dessas duas estruturas com o auxílio de um paquímetro. A germinação de sementes (GS %) e o índice de germinação (IG %) foram calculados com base nas equações propostas por Tiquia *et al.* (1996). Os resultados do índice de inibição de desenvolvimento do hipocótilo e das raízes foram obtidos por meio do teste de normalidade Shapiro-Wilk e de homogeneidade ANOVA. Posteriormente, foram submetidos ao teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

Germinação de sementes:

$$GS (\%) = \frac{N^{\circ} \text{ de sementes germinadas no extrato}}{N^{\circ} \text{ de sementes germinadas no controle}} \times 100$$

Índice de Germinação

$$IG(\%) = \frac{(\% \text{ de germinação de sementes}) \times (\% \text{ crescimento radicular})}{100 \%}$$

4.5.2 Bioensaios com *Allium cepa*

O bioensaio com sementes de *A. cepa* foi realizado com o objetivo de avaliar os efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos dos tratamentos realizados. Para o teste de germinação, utilizando o bioindicador *A. cepa* (variedade baia periforme), foram dispostas 100 sementes em placas de Petri contendo 5 mL do extrato aquoso de cada amostra. Os experimentos foram realizados em triplicata (uma amostra/placa, 3 placas/tratamento), para os tempos T1, T2, T3 e T4. A germinação se deu em BOD, com fotoperíodo de 12h. Para o controle negativo (CN), foi utilizada água destilada e para o controle positivo (CP), o herbicida trifluralina, na concentração de 0,84 mg/L.

Decorrido o tempo de exposição, foi quantificado o índice de germinação de cada tratamento, calculado pelo número de sementes germinadas em cada tratamento/número total de sementes expostas à germinação. Após essa etapa, cerca de 120 horas após o início da exposição aos tratamentos, as radículas foram coletadas e fixadas em Carnoy I, por um período de 6 a 18 horas, em temperatura ambiente. Transcorrido esse período, o fixador foi substituído por um fixador novo e as raízes foram armazenadas a 4 °C. Depois de fixadas, as radículas

foram submetidas à reação de Feulgen. Foram confeccionadas lâminas com as regiões meristemática e F1, seguindo o protocolo descrito por Leme e Marin-Morales (2008).

Após a confecção das lâminas, foram analisadas, em microscopia de luz (aumento 1000 X), 500 células por lâmina, 12 lâminas/tratamento, totalizando 6.000 células por tratamento. Foram avaliados o potencial citotóxico, por meio do cálculo do índice mitótico (IM), e genotóxico, a partir da contagem de anormalidades cromossômicas e nucleares presentes em células meristemáticas. A contagem de micronúcleos de células F1 foi usada como parâmetro para o potencial mutagênico dos tratamentos.

A análise estatística foi realizada por meio do teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

4.6 Avaliação do potencial agrônômico do composto biorremediado, em relação ao crescimento de plantas

A análise da interferência do material biorremediado sobre o desenvolvimento de plantas foi realizada com as espécies *L. sativa* (alface) e *Z. mays* (milho), representantes, respectivamente, das dicotiledôneas e monocotiledôneas.

Amostras referentes aos 5 meses de biorremediação (T4) foram associadas ao solo oriundo do Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro, na proporção de 1:1 – v:v (respectiva amostra + solo testemunha). Pensando ainda na facilidade de extrapolação das medidas de proporção em escala real, foram utilizados para o preparo do composto biorremediado associado ao solo, recipientes com capacidade de 2 litros.

O ensaio com *L. sativa* foi baseado na metodologia descrita por GASCÓ *et al.* (2016), porém com algumas adaptações. Foram dispostas em vasos plásticos com capacidade de 400 mL, uma plântula de alface, sendo 5 vasos para cada tratamento (quintuplicata). Tais vasos foram mantidos em casa de vegetação, a temperatura ambiente, por 30 dias.

O ensaio com *Z. mays* foi adaptado da metodologia descrita por Messias (2013), onde 5 sementes de *Z. mays* foram plantadas em vasos plásticos com capacidade de 400 mL, sendo 5 vasos para cada tratamento (quintuplicata). Após a germinação de 50% do controle negativo (solo testemunha), foi mantida apenas uma plântula (a que apresentou aspecto mais uniforme) em cada vaso, por um período de 14 dias, em casa de vegetação (temperatura ambiente).

Durante esse período, as amostras foram regadas diariamente com água destilada, para o ajuste da umidade do substrato. Decorrido os períodos de experimentação correspondente a cada espécie vegetal, as plântulas foram coletadas, para avaliação do comprimento radicular (cm), da altura do colo até o meristema apical caulinar (cm) e do número de folhas. Para a

análise da biomassa (g), os diferentes órgãos das plantas (raiz, caule e folha) foram acondicionados, separadamente, em sacos de papel e submetidos à secagem em estufa de circulação forçada de ar, a 60 °C, até a obtenção de massa constante. Os resultados das medidas desses parâmetros foram comparados aos resultados dos dados das plantas cultivadas no solo controle (testemunha). A análise estatística foi realizada pelo teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

4.7 Análise química

A análise química dos associações utilizadas no experimento foi realizada em parceria com o Centro de Estudos Ambientais (CEA), UNESP - Rio Claro. Foram quantificadas, ao longo do processo de biorremediação, a presença dos metais alumínio (Al), cádmio (Cd), cromo (Cr) e ferro (Fe), nas seguintes misturas: ETE, ETA, ATA+FC, ETA+FC+CE e ETA+FC+ETE+CE. Essa análise foi fundamental para comprovar a isenção desses contaminantes no biodegradado, pois existem registros que apontam elevadas concentração dos metais Al, Cr, Cd, Fe, Hg e Pb em LA (BARROSO; CORDEIRO, 2002; ACQUOLINI, 2017).

Para realização da análise química, foi feita a digestão ácida do lodo e das misturas, seguindo o protocolo descrito no método 3050B – SW846 (USEPA, 1996). A determinação e quantificação desses metais se deram por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho são apresentados nas formas dos seguintes artigos:

Artigo 1: Aproveitamento de resíduos provenientes de estações de tratamento de água e esgoto – Uma revisão dos aspectos ecotoxicológicos e suas implicações ambientais

Artigo 2: Avaliação dos efeitos fitotóxicos e do potencial agrônômico de lodo de ETA submetido a processo de bioestimulação

Artigo 3: Avaliação dos efeitos ecotoxicogenéticos de associações de lodo de Estações de Tratamento de Água e Esgoto, antes e após processo de bioestimulação

Artigo 1: Aproveitamento de resíduos provenientes de estações de tratamento de água e esgoto – Uma revisão dos aspectos ecotoxicológicos e suas implicações ambientais

RESUMO

O aumento do aporte de diversos contaminantes ambientais nos recursos hídricos tem exigido uma alta eficácia das Estações de Tratamento de Água (ETA), para que esta atinja os índices esperados de potabilidade da água para o consumo humana. Do mesmo modo, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) visam diminuir a carga poluidora orgânica, inorgânica e microbiológica dos efluentes, antes de seu descarte nos corpos hídricos. No entanto, durante as etapas de tratamento de ambas as estações, gera-se um subproduto denominado lodo de tratamento de água e lodo de esgoto, contendo contaminantes acumulados ao longo do processo. O LA é composto basicamente por areia, argila, silte, pequena quantidade de matéria orgânica, contaminantes emergentes, microrganismos, alumínio (Al) e ferro (Fe). O LE, por sua vez, é rico em matéria orgânica, macronutrientes e micronutrientes, além de conter microrganismos patogênicos, metais pesados, contaminantes emergentes, entre outros componentes. Assim, caso esses lodos sejam descartados *in natura*, sem nenhum processo de detoxificação, podem impactar severamente os ecossistemas à eles associados. Estudos já comprovaram a elevada toxicidade desses resíduos para diferentes espécies animais e vegetais. Desta forma, existe uma real necessidade de ações que permitam um destino mais sustentável tanto para o LA como para o LE. Dentre as possíveis formas de detoxificação desses lodos, destacam-se a biorremediação, bioestimulação, bioaugmentação, atenuação natural monitorada e compostagem, que podem ter sua eficácia comprovada por meio de testes ecotoxicogenéticos. Em relação às opções de reuso desses dois resíduos, destacam-se, principalmente, seu aproveitamento como condicionante de solos, sua inclusão em produtos cerâmicos ou em materiais para a construção civil. Além disso, o LA pode ser utilizado para a recuperação do alumínio e do ferro utilizados no processo de tratamento de água como coagulantes e o LE, para a produção de biogás e bio-óleo. Assim, frente a crescente produção desses resíduos e a real necessidade de propor medidas seguras para o correto gerenciamento do LA e do LE, essa revisão pretende propor uma reflexão da periculosidade da disposição inadequada desses resíduos para a saúde ambiental e trazer informações ecotoxicológicas desses resíduos, bem como o potencial de reuso de ambos os lodos. Nesse sentido, o presente estudo foi realizado por meio de busca ativa nas plataformas Google Acadêmico, Springer, NCBI e SciELO, onde foi feita uma revisão literária dos trabalhos

desenvolvidos relacionados ao tema, na qual foram analisados artigos publicados entre os anos de 1990 e 2021.

Palavras-Chave: lodo de ETE, lodo de ETA, biorremediação, ensaios ecotoxicogenéticos, gerenciamento de resíduo.

1 INTRODUÇÃO

O aumento da densidade populacional, em conjunto com o consumo excessivo de insumos e materiais, têm contribuído consideravelmente para a geração de diversos resíduos. Assim, atualmente, a gestão desses resíduos é tida como um grande desafio, tanto para os gestores públicos quanto para a sociedade, uma vez que contribuem para a degradação dos sistemas naturais e ameaçam a saúde pública (LEAL, 2016).

Dentre esses resíduos, os lodos provenientes dos tratamentos de água e esgoto vêm requerendo uma atenção especial, frente à sua possível periculosidade, já que os mesmos podem conter substâncias tóxicas e microrganismos patogênicos. Além disso, frente à alta demanda por água potável, bem como pela ampliação da rede de tratamento de esgoto sanitário, esses resíduos tendem a aumentar, de forma considerável, em quantidade gerada e, quando dispostos de maneira inadequada no ambiente, podem comprometer a qualidade do mesmo (GASTALDINI *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2005; MESSIAS, 2013; ROIG *et al.*, 2012).

A água bruta, quando destinada ao consumo humano, deve, obrigatoriamente, ser submetida a um processo de tratamento, visando retirar as partículas e microrganismos que esta possa conter. O tratamento de água (TA) convencional é, geralmente, realizado por meio das etapas de coagulação, floculação, decantação (ou sedimentação), filtração, correção do pH, desinfecção e fluoretação (FRANCISCO, POHLMANN; FERREIRA, 2011) (Figura 1)

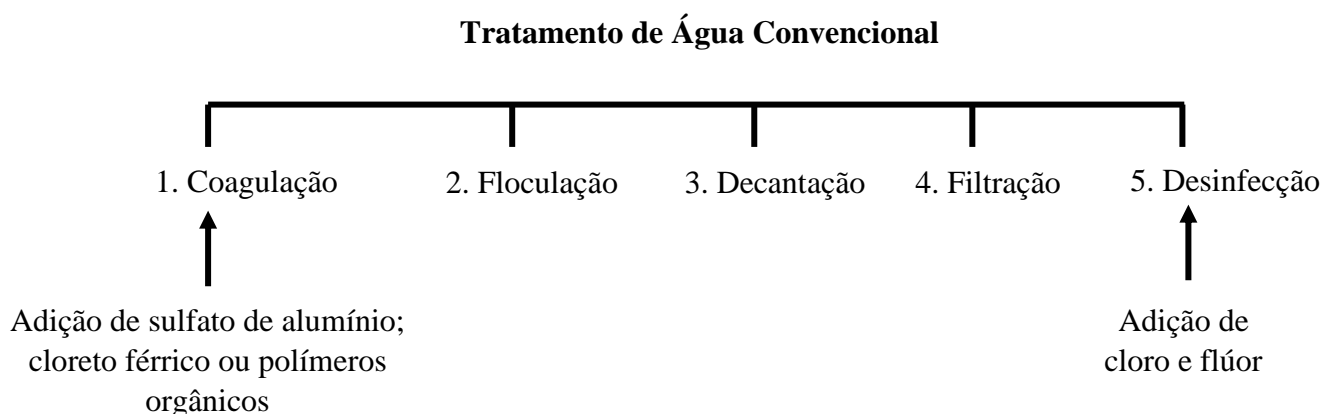


Figura 1: Etapas do tratamento de água
Fonte: Elaborado pela própria autora

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (2017), o controle de qualidade no processo de coagulação é de extrema importância, tendo em vista que essa fase interfere

diretamente no restante do tratamento. É nessa etapa do tratamento de água que também são empregados agentes químicos coagulantes, comumente constituídos por sais de alumínio ou ferro e polímeros orgânicos (BABATUNDE; ZHAO, 2007). Ao final do tratamento, gera-se como resíduo inerente ao processo o lodo de ETA (LA) proveniente das etapas de decantação e filtração (NAIR; AHAMMED, 2015). Segundo estimativas, grandes quantidades de LA em matéria seca são produzidos mundialmente (Tabela 1). Segundo Messias (2013), a geração de LA corresponde aproximadamente a cerca de 1 a 3% da água bruta tratada. Considerando essa porcentagem, a estimativa de produção gerada por dia desse resíduo no Brasil seria de 260.000 a 800.000 m³.

Tabela 1. Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água em matéria seca produzida anualmente em diversos países

Países	Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Água produzida anualmente (toneladas/ano)	Referência
China	1,5 – 2,4 milhões	Li <i>et al.</i> , 2012
Holanda	328.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Japão	290.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Reino Unido	131.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Bélgica	78.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Portugal	66.000	Boaventura; Duarte; Almeida, 2000
Austrália	43.500	Leblanc; Richard; Beecher, 2008
República Tcheca	36.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Irlanda	15.000	Evuti; Lawal, 2011
Austrália	43.500	Leblanc; Richard; Beecher, 2008
República Tcheca	36.000	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Irlanda	15.000	Evuti; Lawal, 2011

Atualmente, grande parte do LA gerado no mundo é despejado *in natura*, juntamente com a água de lavagem dos filtros e decantadores, diretamente nos corpos hídricos adjacentes

às ETAs, de modo irregular (BABATUNDE; ZHAO, 2007; DASSANAYAKE *et al.*, 2015; GASTALDINI *et al.*, 2015; ODIMEGWU *et al.*, 2018). Contudo, essa prática é altamente detrimental ao ecossistema aquático, pois afeta não só a qualidade e as propriedades físicas e químicas da água, como também os vários níveis tróficos da cadeia alimentar. Entre os efeitos dessa disposição inadequada, destacam-se alterações na cor, na turbidez e na demanda química de oxigênio (DQO); formação de banco de lodo; aumento na concentração de sólidos em suspensão e metais; redução do oxigênio dissolvido; entre outras mudanças prejudiciais para o ecossistema local (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016b; GASTALDINI *et al.*, 2015; PEREIRA, 2011). Esses dados evidenciam a necessidade imediata de alternativas sustentáveis para a destinação desse resíduo.

A preservação dos recursos hídricos também depende de outros fatores como o tratamento adequado de efluentes sanitários, antes dos mesmos serem descartados nos corpos d'água, para que sejam diminuídas as suas cargas orgânica e inorgânica poluidora e a contaminação microbiológica (CARVALHO; OLIVEIRA, 2010). De modo geral, nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), as águas residuárias recebem um tratamento preliminar para a remoção de sólidos grosseiros e areia. Posteriormente, no tratamento primário, ocorre a remoção de sólidos em suspensão e partículas sedimentáveis do fundo dos decantadores primários, formando o lodo primário. Em seguida, no tratamento secundário, promove-se à degradação da matéria orgânica em suspensão, pela ação de microrganismos, em condições aeróbias ou anaeróbias, empregando, principalmente, lodo ativado, lagoas de estabilização ou filtros biológicos (DEZOTTI *et al.*, 2008) (Figura 2).

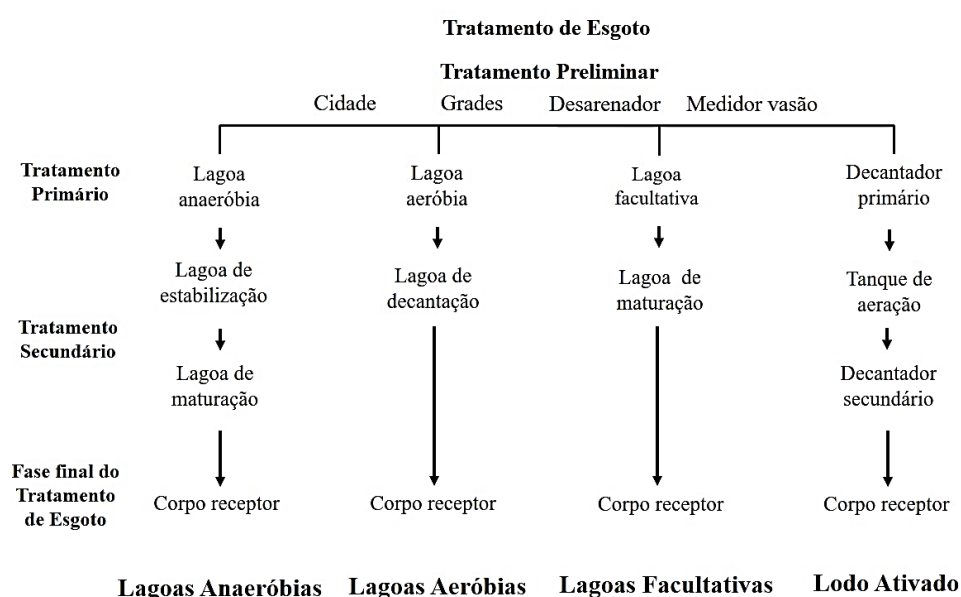


Figura 2: Principais tecnologias utilizadas durante o tratamento de esgoto

Fonte: Elaborado pela própria autora

Algumas Estações de Tratamento de Esgoto realizam ainda um tratamento terciário, que promove a desinfecção e remoção de poluentes recalcitrantes, por processos de cloração, ozonização, radiação ultravioleta (UV), entre outros (CETESB, 2018). Assim como o TA, o tratamento de esgoto (TE) também dá origem a um resíduo designado de lodo de ETE (LE), o qual é derivado, principalmente, da atividade microbiana e dos processos de sedimentação, executados ao longo do tratamento primário e secundário das águas residuárias (PEDROZA, 2010; ROIG *et al.*, 2012; ANG *et al.*, 2015). Similar ao subproduto proveniente das Estações de Tratamento de Água, o lodo de esgoto tem uma produção mundial que atinge milhões de toneladas/ano (Tabela 2).

Tabela 2. Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto em matéria seca produzida anualmente em diversos países

Países	Quantidade de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto produzida anualmente (toneladas/ano)	Referência
China	30.000.000	Yu, 2011
Alemanha	2.170.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Reino Unido	1.771.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Espanha	1.121.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
França	1.059.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Itália	1.053.000	Kelessidis; Stasinakis, 2012
Brasil	150.000 – 220.000	Pedroza <i>et al.</i> , 2010
República Tcheca	225.000	ESWI, 2012
Hungria	186.000	ESWI, 2012
Portugal	144.000	ESWI, 2012
Bélgica	139.000	ESWI, 2012
Dinamarca	132.000	ESWI, 2012
Irlanda	107.000	ESWI, 2012

Como destino final para o LE, têm-se hoje a disposição bruta em aterros sanitários, incineração, deposição florestal e aplicação em solos agrícolas (FREDDI, 2019).

Com o objetivo de apresentar os danos ecotoxicológicos da disposição incorreta dos LA e LE, a presente revisão buscou compilar os dados apresentados na literatura, quanto às

características físicas, químicas e biológicas de ambos os lodos, seus efeitos potencialmente tóxicos, bem como as opções de disposição para esses resíduos, que possam direcionar as discussões necessárias para que os destinos desses resíduos sejam mais ecologicamente sustentáveis, visando o não comprometimento do meio ambiente.

2 COMPOSIÇÃO DO LA E DO LE

O LA é genericamente constituído por partículas de areia, argila ou silte, pequena quantidade de matéria orgânica e compostos químicos orgânicos e inorgânicos (BABATUNDE; ZHAO, 2007). A água é predominante no conteúdo do LA, correspondendo a uma porcentagem superior a 95%. O LA ainda apresenta 2,5% ou mais de sólidos (ASSIS, 2014) e, em média, 15% a 25% de matéria orgânica (RICHTER, 2001). Destaca-se ainda a sua alta concentração de cinzas, que representa cerca de 80% de seu teor de sólidos totais, evidenciando o caráter mineral deste resíduo (FRANCO, 2019). Quanto ao seu pH, este encontra-se em uma escala que varia entre ácido (6,0) e alcalino (8,0) (MONTGOMERY, 1985).

De acordo com Portella *et al.* (2003), algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas em suspensão, coloides, além de cálcio, magnésio, ferro, manganês, representam os elementos mais frequentes do LA. Entre os microrganismos, podem ser encontrados microrganismos patogênicos, possivelmente relacionados com doenças de veiculação hídrica (SCALIZE, 2003). A presença desses microrganismos, mesmo que em quantidades mínimas, é dependente da qualidade da água bruta captada, pois estas podem apresentar diferentes contaminantes, como, por exemplo, os advindos de despejos de efluentes sanitários, sem qualquer tipo de tratamento (REALI *et al.* 1999). Bactérias do grupo dos coliformes termotolerantes, dos coliformes totais, *Salmonella sp.*, *Clostridium perfringens* e outras, são as mais comumente encontradas no LA (RAK; KUCHARSKI, 2009). Eventualmente, o LA também pode conter ovos de helmintos viáveis, a forma mais resistente desses parasitas, uma vez que os sanitizantes utilizados pelas Estações de Tratamento de Água, bem como o processo de tratamento convencional não conseguem eliminar, eficientemente, esses organismos (KANITZ; FRANCO, 2002).

Além desses componentes, o LA pode apresentar uma alta concentração de alumínio e ferro, derivados do uso de coagulantes químicos inorgânicos (cloreto férrico ou sulfato de alumínio), empregados na etapa de coagulação (PARSONS; JEFFERSON, 2006), dando origem há dois tipos de LA, o lodo alúmen e o lodo férrico, conforme o coagulante utilizado (RICHTER, 2001). Adicionalmente, também podem estar presentes em sua constituição os

coagulantes poliméricos orgânicos sintéticos (poliacrilamida e seus derivados), os quais são empregados durante o processo de tratamento (WEI *et al.*, 2018).

Também foi detectada no LA a presença de agrotóxicos. Essa contaminação é derivada de resíduos desses compostos presentes na água bruta captada pela ETA. As águas brutas podem ser impactadas com agrotóxicos por diferentes formas. Nas águas superficiais, os agrotóxicos podem ser derivados de descartes das águas usadas nas lavagens de equipamentos agrícolas ou por escoamento de águas de chuvas que carregam os agrotóxicos dos solos agrícolas próximos às margens dos recursos hídricos. Já as águas subterrâneas podem ser contaminadas por processos de lixiviação e/ou percolação no solo onde houve aplicação de agrotóxico. Esses químicos podem ser adsorvidos pela matéria orgânica do LA, constituindo poluentes adicionais na constituição do LA (ACQUOLINI, 2017).

Assim, a qualidade da água bruta captada e o método de tratamento utilizado influenciam diretamente na composição e na quantidade de lodo produzido. Desta forma, pode-se dizer que águas subterrâneas estáveis e de boa qualidade alteram estes parâmetros de forma mínima, enquanto que, águas superficiais, que possuem oscilação em sua qualidade, exigem a utilização de maiores quantidades de produtos químicos, o que pode afetar, conseqüentemente, a composição e a quantidade do resíduo produzido (KYNCL, 2008). Portanto, pelo fato do LA ser um aglomerado de impurezas, microrganismos e produtos químicos, seu descarte *in natura* em corpos receptores próximos torna-se totalmente inviável e detrimental ao ambiente (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016).

Em contrapartida ao LA, o lodo de esgoto é rico em matéria orgânica, macronutrientes e micronutrientes, além de conter microrganismos patogênicos e metais pesados, que podem apresentar toxicidade ambiental e levar à contaminação do solo e de águas subterrâneas. A composição média do LE, antes do deságue, é de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo que 70% desses sólidos são oriundos de matéria orgânica de grupos variados de proteínas, carboidratos, gorduras e, apenas 30% de substâncias inorgânicas como partículas minerais, sais e metais pesados (FERNANDES, 2000; MELO; MARQUES, 2000;).

Pelas análises realizadas por Kepka *et al.* (2016), dentre os macronutrientes regularmente encontrados no LE estão o nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). De acordo com Bettiol e Camargo (2000; 2006), dentre os elementos químicos considerados como micronutrientes existentes no lodo, podemos citar o zinco (Zn), boro (B), ferro (Fe), cobre (Cu) e selênio (Se).

Em relação aos metais pesados encontrados com maior frequência no LE, encontram-se o chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) e arsênio (As)

(LU *et al.*, 2015). O teor de metais pesados presentes neste resíduo pode ser bastante variável e diretamente dependente das características de seu efluente de origem. Países como a China apresentam um LE com maior taxa de contaminantes inorgânicos (metais) em comparação com os EUA ou a União Europeia (DAI, *et al.*, 2007; HUA, *et al.* 2008; WANG, *et al.*, 2005). Adicionalmente, LE de origem sanitária apresentam níveis menos elevados de metais pesados, quando comparados aos provenientes de indústrias (LU *et al.*, 2015).

Além do LE conter altas concentrações de metais, eles podem também conter poluentes orgânicos tóxicos. Os contaminantes orgânicos do LE pertencem a diferentes grupos químicos, tais como antimicrobianos (HEIDLER *et al.*, 2007; KINNEY *et al.*, 2006; MCAVOY *et al.*, 2002; SAPKOTA *et al.*, 2007), fármacos (CUNNINGHAM *et al.*, 2011), retardantes de chama policlorados (STEVENS *et al.*, 2003) e polibromados (ANDRADE *et al.*, 2010; NORTH, 2004; WANG *et al.*, 2007), fragrâncias utilizadas em produtos de uso diário, como por exemplo, os almíscares sintéticos (BERSSET, 2000; HERREN; HEBERER, 2002; SHEK *et al.*, 2008; ZENG *et al.* 2005), compostos de amônio quaternário (FERNANDEZ *et al.*, 1996; MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007), perfluorquímicos (BOSSI *et al.*, 2008; LOGANATHAN *et al.*, 2007), poluentes orgânicos persistentes (ALCOCK *et al.*, 1996; STEVENS *et al.*, 2001; WILD *et al.*, 1991) e pesticidas (CLARKE *et al.*, 2010; MCINTYRE; LESTER, 1984).

De acordo com pesquisa realizada por Chiu *et al.* (2009), os hormônios estronas, estrióis, estradióis e etinilestradiol, designados de contaminantes emergentes, estão presentes em concentrações significativas no LE (BADIA-FABREGAT *et al.*, 2012; CLARKE; SMITH, 2011; FIJALKOWSKI *et al.*, 2017; KAPANEN *et al.*, 2013; MAZZEO *et al.*, 2016a). Esses contaminantes pertencem a diferentes famílias químicas, e fazem parte de diversos produtos utilizados na vida cotidiana, tais como surfactantes, medicamentos e produtos de higiene pessoal, aditivos de gasolina, plastificantes, etc (GIUDICE; YOUNG, 2011), sendo introduzidos continuamente no ambiente, já que não existe ainda uma legislação vigente que estabeleça limites ambientalmente seguros para eles (VERLICCHI; ZAMBELLO, 2015). A presença desse tipo de contaminante no LE está relacionada à ineficiência do TE. A maioria desses contaminantes tendem a se acumular no lodo, sem sofrer qualquer remoção ou transformação durante o tratamento, devido à sua maior afinidade pelas partículas sólidas do que pela fração líquida do efluente (URASE; KIKUTA, 2005). A tabela 3 apresenta os principais contaminantes emergentes presentes no LE, bem como a faixa de concentração na qual eles são encontrados.

Quanto à presença de microrganismos patogênicos, destacam-se os pertencentes ao grupo dos coliformes totais e termotolerantes, além de cistos de protozoários (PEREIRA, 2011)

e ovos de helmintos (GASPARD; SCHWARTZBROD, 2003). Além desses, outros agentes patogênicos, que podem estar presentes no LE, com distribuição mundial, são apresentados na tabela 4.

Tabela 3. Tipo e concentração dos contaminantes emergentes mais frequentemente encontrados no lodo de esgoto.

Continua

Contaminante emergente	Concentração (ng/g)	Referência
Hormônios		
Estrona	9,7 – 22,9	Yu <i>et al.</i> 2011
	2 – 4	Ternes <i>et al.</i> 2002
	0,1 – 1000	Verlicchia; Zambello, 2015
	1,04 – 22,9	Yu <i>et al.</i> 2010
	23, 8 – 31,1	Yu; Wu, 2011
	8 – 43	Muller <i>et al.</i> 2010
Estradiol	11,9 – 203	Martín <i>et al.</i> 2010
	2 – 4	Ternes <i>et al.</i> 2002
	0,1 – 1000	Verlicchia; Zambello, 2015
	2 – 17	Muller <i>et al.</i> 2010
Estriol	4,85 – 33,9	Martín <i>et al.</i> 2010
	2 – 4	Ternes <i>et al.</i> 2002
	0,1 – 1000	Verlicchia; Zambello, 2015
Etinilestradiol	13,6 – 94,9	Martín <i>et al.</i> 2010
	2 – 4	Ternes <i>et al.</i> 2002
	0,1 – 1000	Verlicchia; Zambello, 2015
Contaminante emergente	Concentração (ng/g)	Referência

Antimicrobiano		
Triclosan	255 – 4230	Peysson <i>et al.</i> 2013
	200,1 – 1187,5	Yu <i>et al.</i> 2011
	418 – 1508	Morales <i>et al.</i> 2005
	10 – 24,6	Spongberg 2008
Metil parabeno (MP)	5,7 – 53,5	Yu <i>et al.</i> 2011
	273 – 556	Li <i>et al.</i> 2015
Propil parabeno (PP)	3,6 – 17,8	Yu <i>et al.</i> 2011
	13 – 29,9	Li <i>et al.</i> 2015
Alquilfenóis		
Octilfenol (OP)	13,6 – 94,9	Martín <i>et al.</i> 2010
	1000 – 10000	Céspedes <i>et al.</i> 2008
Nonilfenol (NP)	20000 – 190000	Céspedes <i>et al.</i> 2008
	1000 – 25000	Jensen, 2005
	3600 – 93000	Fountoulakis <i>et al.</i> 2005
Plastificante		
Bisfenol A	84,8 – 138,8	Yu <i>et al.</i> 2011
	80 – 85	Yu; Wu, 2011
	12,8 – 4730	Yu <i>et al.</i> 2015
Fragrâncias		
Almíscáres sintéticos	47,3 – 68,2	Liu <i>et al.</i> 2014
	135,0 – 19.300	Peck; Kucklick; Schantz, 2007

	81 – 771	Ramos; Homem; Santos, 2019
Fármacos		
Ibuprofeno	82 – 94	Yu; Wu, 2011
Diclofenaco	84 – 88	Yu <i>et al.</i> 2010
Carbamazepina	97 – 103	Yu <i>et al.</i> 2010
Ibuprofeno	82 – 94	Yu; Wu, 2011
Bezafibrato	5,1 – 249,2	Queiroz <i>et al.</i> 2012
Propranolol	82,7 – 107,2	Yu <i>et al.</i> 2010
Paracetamol	0.9 – 2.8	Ademoyegun; Okoh; Okoh. 2020
Retardantes de chamas		
Alcanos Policlorados (PCAs)	57 – 1421	Brandsma <i>et al.</i> 2017
	30 – 9700	Stevens <i>et al.</i> 2003
	736 – 2301	Příbylová <i>et al.</i> 2006
	1070 – 8960	Bogdal <i>et al.</i> 2015
Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs)	43,8 – 1.115	Wang <i>et al.</i> 2007
	30,9 – 35,300	Yang <i>et al.</i> 2011
	12,5 – 288,0	Knoth <i>et al.</i> 2007
	158,3 – 9427	Cincinelli <i>et al.</i> 2012
	12,8 – 4730	Yu <i>et al.</i> 2015
Pesticidas		
4,4 – DDT	0,40 – 1,3	Brunete; Miguel; Tadeo, 2007

Contaminante emergente	Concentração (ng/g)	Referência
Pesticidas		
Aldrin	0,21 – 0,22	Ademoyegun; Okoh; Okoh, 2018
Acetamiprida	0 – 5	Ponce-Robles <i>et al.</i> 2017
Diazinon	3,2 – 7,3	Garcia-Valcárcel; Tadeo, 2009
Compostos de amônio quaternário (QACs)		
Benzyl dimethyl dodecyl ammonium chloride)	8.800 – 89.000	Östman <i>et al.</i> 2017
Benzyl dimethyl decyl ammonium chloride	24 – 210	Östman <i>et al.</i> 2017
Perfluorquímicos		
PFOA	23,2 – 298	Yan <i>et al.</i> 2012
	18 – 69	Yu <i>et al.</i> 2009
	0,5 – 158	Chen <i>et al.</i> 2018
PFOS	27,6 – 173	Yan <i>et al.</i> 2012
	13,1 – 46	Yu <i>et al.</i> 2009
	0,5 – 20	Chen <i>et al.</i> 2018
Poluentes Orgânicos Persistentes		
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs)	778 – 3.264	Wu <i>et al.</i> 2019
	47,2 – 2.637	Tavazzi <i>et al.</i> 2012
	48,1 – 479	Mohammed <i>et al.</i> 2021
Bifenilos policlorados (PCBs)	1,05 – 10,9	Zhang <i>et al.</i> 2014

Contaminante emergente	Concentração (ng/g)	Referência
Poluentes Orgânicos Persistentes		
Bifenilos policlorados (PCBs)	0,41 – 0,89	Sun <i>et al.</i> 2016
	31 – 323	Kohli; Lee; Peart, 2006

Tabela 4. Ocorrência de vírus, microrganismos e vermes no lodo de esgoto

Continua

Tipo	Característica do LE	Local encontrado
Vírus		
<i>Herpesvirus</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>Papillomavirus</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>Adenovirus</i> ^{a, b, c, d, e}	Anaeróbico ^a ; Ativado ^b ; Misto ^c ; Ativado ^d , Ativado ^e	Estados Unidos ^a ; Taiwan ^b , Egito ^c ; Brasil ^d ; Austrália ^e
<i>Klassevirus</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>Bocavirus</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>Rotavírus</i> ^{c, d}	Misto ^c ; Ativado ^d	Egito ^c ; Brasil ^d
<i>Hepatite A</i> ^d	Ativado ^d	Brasil ^d
<i>Hepatite C</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>Hepatite E</i> ^c	Misto ^c	Egito ^c
<i>Norovírus</i> ^{c, d}	Misto ^c ; Ativado ^d	Egito ^c ; Brasil ^d
<i>Coxsackievirus</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
<i>HIV</i> ^a	Anaeróbico ^a	Estados Unidos ^a
Tipo	Característica do lodo de LE	Local encontrado
Bactérias		
<i>Acinetobacter ursingii</i> ^t	Anaeróbico ^t	Brasil ^t
<i>Alcaligenes faecalis</i> ^t	Anaeróbico ^t	Brasil ^t

<i>Achromobacter</i> ^{j, s, t}	Anaeróbico ^j , Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Estados Unidos ^j , Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Alphaproteobacteria</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k
<i>Bacillus sp</i> ^{s,t}	Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Bacteroidetes</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k
<i>Burkholderia cepacia</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Buttiauxella agrestis</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Chloroflexi</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k
<i>Citrobacter freundii</i> ^{s,t}	Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Coliforms</i> ^h	Anaeróbico ^h	Suécia ^h
<i>Clostridiae</i> ^h	Anaeróbico ^h	Suécia ^h
<i>Cupriavidus pauculus</i> ^t	Anaeróbico ^t	Brasil ^t
<i>Enterobacter cloacae</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Enterococcus</i> ^{h, s}	Anaeróbico ^h , Anaeróbico ^s	Suécia ^h , Brasil ^s
<i>Escherichia coli</i> ^{f, g, h, i, s}	Aeróbico ^f ; Anaeróbico ^g ; Anaeróbico ⁱ , Anaeróbico ^s	Estados Unidos ^f ; China ^g ; Suécia ^h ; Brasil ⁱ , Brasil ^s
Tipo	Característica do lodo de LE	Local encontrado
Bactérias		
<i>Firmicutes</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k
<i>Gammaproteobacteria</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k

<i>Klebsiella</i> ^{j, s}	Anaeróbico ^j , Anaeróbico ^s	Estados Unidos ^j , Brasil ^s
<i>Listeria monocytogene</i> ^h	Anaeróbico ^h	Suécia ^h
<i>Morganella morganii</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Mycobacterium</i> ^j	Anaeróbico ^j	Estados Unidos ^j
<i>Ochrobactrum anthropi</i> ^{s, t}	Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Proteobacteria</i> ^k	Anaeróbico ^k	República Tcheca ^k
<i>Proteus mirabilis</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Pseudomonas</i> ^{j, s, t}	Anaeróbico ^j , Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Estados Unidos ^j , Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Providencia rettgeri</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Serratia marcescens</i> ^s	Anaeróbico ^s	Brasil ^s
<i>Staphylococcus</i> ^{j, s}	Anaeróbico ^j , Anaeróbico ^s	Estados Unidos ^j , Brasil ^s

Fungos

<i>Actinomyces</i> ^l	Ativado ^l	Egito ^l
<i>Aspergillus</i> ^{l, m}	Ativado ^l : Anaeróbico ^m	Egito ^l ; Malásia ^m
<i>Chrysosporium</i> ^l	Ativado ^l	Egito ^l
<i>Hyaloflora</i> ^m	Anaeróbico ^m	Malásia ^m
<i>Spicaria</i> ^m	Anaeróbico ^m	Malásia ^m
Tipo	Característica do lodo de LE	Local encontrado

Fungos

<i>Trichoderma</i> ^m	Anaeróbico ^m	Malásia ^m
---------------------------------	-------------------------	----------------------

<i>Trichophyton ajelloi</i> ^{l, n}	Ativado ^l ; Lagoa de estabilização ⁿ	Egito ^l ; Polônia ⁿ
<i>Penicillium</i> ^{l, m, s, t}	Ativado ^l ; Anaeróbico ^m , Anaeróbico ^s , Anaeróbico ^t	Egito ^l ; Malásia ^m , Brasil ^s , Brasil ^t
<i>Pseudallescheria sp.</i> ^t	Anaeróbico ^t	Brasil ^t

Protozoários

<i>Acineria</i> ^{o, p}	Ativado ^o ; Ativado ^p	Espanha ^o ; Espanha ^p
<i>Aspidisca</i> ^{o, p, q, r}	Ativado ^o ; Ativado ^p ; Ativado ^q ; Ativado ^r	Espanha ^o ; Espanha ^p ; Itália ^q ; Itália ^r
<i>Charchesium</i> ^{o, p}	Ativado ^o ; Ativado ^p	Espanha ^o ; Espanha ^p
<i>Chilodonella</i> ^{o, p, q, r}	Ativado ^o ; Ativado ^p ; Ativado ^q ; Ativado ^r	Espanha ^o ; Espanha ^p ; Itália ^q ; Itália ^r
<i>Epistylis</i> ^{o, p, q}	Ativado ^o ; Ativado ^p ; Ativado ^q	Espanha ^o ; Espanha ^p ; Itália ^q
<i>Euplotes</i> ^{p, q}	Ativado ^p ; Ativado ^q	Espanha ^p ; Itália ^q
<i>Opercularia</i> ^{p, q, r}	Ativado ^p ; Ativado ^q ; Ativado ^r	Espanha ^p ; Itália ^q ; Itália ^r
<i>Tetrahymena</i> ^o	Ativado ^o	Espanha ^o
<i>Uronema</i> ^{p, q, r}	Ativado ^p ; Ativado ^q ; Ativado ^r	Espanha ^p ; Itália ^q ; Itália ^r
<i>Vaginicola</i> ^{p, q}	Ativado ^p ; Ativado ^q	Espanha ^p ; Itália ^q
Tipo	Característica do lodo de LE	Local encontrado

Protozoários

<i>Vorticella</i> ^{o, p, q, r}	Ativado ^o ; Ativado ^p ; Ativado ^q ; Ativado ^r ;	Espanha ^o ; Espanha ^p
---	---	---

		Itália ^q ; Itália ^r
<i>Zoothamnium</i> ^{p, q}	Ativado ^p ; Ativado ^q	Espanha ^p ; Itália ^q

a – t: autores citados; ^a (Bibby; Peccia, 2013); ^b (Kuo; Chen; Shih, 2015); ^c (Prado; Gaspar; Miagostovich, 2014); ^d (Senousy; Abou-Elela, 2017); ^e (Irving; Smith, 1981); ^f (Praveen *et al.* 2013); ^g (Jiang *et al.* 2012); ^h (Sahlstrom *et al.* 2004); ⁱ (Oliveira *et al.* 2017); ^j (Dudley *et al.* 1980); ^k (Stiborova *et al.* 2015); ^l (Abdel-Hafez; El-Sharouny, 1990); ^m (Fakhru-Razi *et al.* 2002); ⁿ (Ulfig; Korcz, 1983); ^o (Martín-Cereceda; Guinea, 1996); ^p (Salvadó; Gracia; Amigó, 1995); ^q (Madoni; Davoli; Chierici, 1993); ^r (Esteban; Téllez; Batista, 1991); ^s (Mazzeo *et al.* 2015); ^t (Sommagio *et al.* 2018a).

3 EFEITOS TÓXICOS E DADOS ECOTOXICOLÓGICOS DO LA E LE

Os testes ecotoxicológicos são utilizados como ferramentas no monitoramento e controle da qualidade ambiental, os quais fornecem informações importantes sobre as condições dos diferentes habitats, a partir da resposta de organismos bioindicadores expostos a poluentes ou a algum estresse (MAGALHÃES; FILHO, 2008; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Devido à composição química e microbiológica, a disposição final inadequada de resíduos sólidos, tais como o LA e o LE, pode resultar em problemas ambientais, de saúde coletiva e social. Por essa razão, torna-se cada vez mais necessário o desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos, que tragam informações que permitam uma melhor compreensão dos efeitos adversos desses resíduos e também subsídios científicos para a busca de soluções apropriadas para destinação dos mesmos.

Pelos lodos de estações de tratamentos serem considerados misturas ambientais complexas, sua avaliação deve ser realizada com ensaios biológicos que contemplem os efeitos sinérgicos do conjunto de poluentes presentes nos mesmos (FRANCO, 2019; MAZZEO *et al.*, 2015). Uma vez que as análises químicas são limitadas, quanto à avaliação da atividade biológica dos contaminantes, pois detectam apenas a concentração dos compostos presentes nas amostras, vem sendo proposto o uso complementar de bioensaios, pela possibilidade que estes oferecem na identificação de riscos biológicos potenciais e na certificação da real biodisponibilidade dos contaminantes presentes nas amostras (AHKOLA *et al.*, 2021).

Por sua característica química, o LA é um resíduo que, se não corretamente gerenciado, pode contribuir para um aumento da contaminação ambiental e, assim causar efeitos deletérios na saúde humana, na biota aquática e em plantas (CORDEIRO, 1999). Fatores como tempo de retenção, reações sofridas durante o processo de tratamento, composição e nível de pureza dos coagulantes, características da água captada, entre outros, estão diretamente relacionados à toxicidade do LA (ACQUOLINI, 2017).

Ao analisar amostras de extratos aquosos de LA, Messias (2013) confirmou a elevada toxicidade desse resíduo em testes de letalidade e subletalidade para *Hydra attenuata*, *Daphnia similis*, *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Danio rerio*. Além disso, essa mesma autora também observou que o LA incorporado ao solo induziu uma alta taxa de mortalidade nos organismos *Folsomia candida* e *Chironomus xanthus*, principalmente nos testes realizados com o lodo proveniente do floculador. Por outro lado, amostras de LA provenientes de decantadores, acumulado por um período de 2 meses, não interferiram no padrão de germinação e no crescimento da radícula e do hipocótilo dos vegetais *Lactuca sativa* e *Eruca sativa* (FRANCO, 2019).

A determinação da genotoxicidade e a avaliação dos efeitos sinérgicos de compostos potencialmente danosos ao ambiente também pode ser feita por meio de ensaios citogenotóxicos a partir de análise das variações da estrutura, número, movimento e função dos cromossomos, tornando possível a correlação destes parâmetros com a transmissão, recombinação e expressão dos genes (BRAMMER *et al.*, 2007).

Em um estudo empregando o teste de aberrações cromossômicas em *A. cepa* para a avaliação do potencial citotóxico e genotóxico dela LA, proveniente de uma ETA de tratamento convencional e com capacidade para tratar 300 L/s de água bruta, foi observado um efeito genotóxico significativo nas células meristemáticas das raízes de sementes expostas a esse resíduo (SANTOS, 2018).

Como consequência do uso de coagulantes químicos, a base de alumínio ou de ferro, o LA possui uma alta concentração desses elementos em sua composição (ACQUOLINI, 2017; PRAKASH; SOCKAN; JAYAKARAN, 2014). Estudos realizados por Sotero-Santos, Rocha e Povinelli (2007) demonstraram que o cloreto férrico não apresentou efeitos tóxicos em peixes da espécie *Hyphessobrycon eques* expostos ao composto por 96 horas. Já no LA rico em alumínio, há uma alta concentração de íons de alumínio amorfo, onde os mesmos fazem ligações com hidróxidos, íons inorgânicos, fosfatos e compostos orgânicos na água (KAGGWA *et al.*, 2001). O alumínio, altamente presente neste tipo de LA, é um metal não biodegradável e bioacumulável, podendo causar efeitos citotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos nos organismos (MUISA; HOKO; CHIFAMBA, 2011). Em peixes, a intoxicação de alumínio ocorre em uma concentração superior a 0,2 mg/L, resultando em alterações na alimentação, crescimento, genética e fisiologia, como o funcionamento das guelras, além do aumento da mortalidade (MUISA; HOKO; CHIFAMBA, 2011). Ensaio de toxicidade aguda e crônica, realizados com microcrustáceos do gênero *Daphnia*, concluíram que o potencial toxicológico e bioacumulador nos organismos aquáticos depende da especiação do metal no sistema

aquático, porém, em laboratório, não contribuiu para a mortalidade desses organismos-testes (SOTERO-SANTOS; ROCHA; POVINELLI, 2005).

A toxicidade do alumínio em plantas é um fator de estresse abiótico, que causa efeitos ao metabolismo, que podem ser observados alguns minutos após a exposição (SADE *et al.*, 2016). O íon Al^{3+} está relacionado com essa toxicidade (KAGGWA *et al.*, 2001). Em nível celular, pode haver interação com a membrana plasmática, já que esta encontra-se carregada negativamente. Também pode ocorrer ligação com proteínas e lipídeos, dependendo do pH e alguns outros fatores, tais como a dose, capacidade vinculativa, solubilidade e a biotransformação desse metal, bem como a capacidade de cada planta em absorver o alumínio (ZATTA, *et al.*, 1992). Groet (1976) aponta que chuvas leves, mas de longa duração, induzem maior absorção de metais pesados pelas plantas do que chuvas mais fortes, mesmo que a quantidade volumétrica seja a mesma. Além disso, a movimentação de íons resulta na alteração do fluido de fosfolipídios e de cargas na membrana plasmática, que acarreta em uma desfiguração estrutural da membrana, do ambiente iônico, nos processos de transportes de íons, entre outros. Ainda em nível celular, o alumínio também afeta o sistema radicular da planta, acarretando em sua acumulação, sendo, posteriormente, transportado para partes centrais da planta. Além disso, o elemento pode interagir com a molécula de DNA, prejudicando sua composição, a estrutura da cromatina, bem como sua fita molde (SADE *et al.*, 2016).

Alterações em nível macroscópico dos efeitos do alumínio sobre vegetais estão relacionadas com um engrossamento e amarelamento das extremidades da raiz, oxidação pela presença de compostos fenólicos, redução do tamanho da coifa, desarranjo do tecido meristemático, formação de protoxilema com concentrações altas de lignina, entre outros. Nas folhas pode-se observar partes amareladas, causada pela interferência na biossíntese da clorofila, bainhas arroxeadas, atrofiamento pela falta de fósforo, ou ainda enrolamento das folhas novas. Em leguminosas, altas concentrações de alumínio afetam negativamente a eficiência de nodulação e, assim, a fixação do nitrogênio atmosférico (MIGUEL *et al.*, 2010).

Muisa, Hoko e Chifamba (2011) citam que dentre os efeitos deletérios de LA contaminado com alumínio, está a bioacumulação deste metal, que, em peixes, pode levar a alterações comportamentais, mortalidade, deficiência nas brânquias, entre outros e, em humanos, ocasionar doenças neurológicas, tais como Alzheimer e insuficiência renal.

Assim como o LA, de acordo com Lu *et al.* (2015), o LE oferece riscos ambientais, como possível contaminação do solo ou águas subterrâneas, por conter originalmente microrganismos patogênicos, ovos parasitários, metais pesados e contaminantes orgânicos de origem química, como detalhada no item 2.

A presença de metais em LE têm sido uma preocupação, quanto à aplicação desse resíduo em solos agrícolas, pelos efeitos deletérios que possam promover às plantas, pois a aplicação de altas quantidades de LE na agricultura pode decorrer em fitotoxicidade para a cultura (LATO *et al.*, 2012; ROZADA *et al.*, 2008). Sabe-se, atualmente, que alguns desses elementos químicos são altamente tóxicos, tais como cromo, cobre, chumbo e mercúrio (ROZADA *et al.*, 2008). Bioensaios com *A. cepa* e *Vicia faba*, realizados por Arya *et al.* (2013), mostraram que as concentrações de 50, 100 e 200 μM de chumbo induziram alterações no índice mitótico, aberrações cromossômicas, presença de micronúcleos e rompimento da fita de DNA, comprovando a ação genotóxica desse metal para essas espécies vegetais. Estudos realizados por Martins *et al.* (2016) revelam que sementes de *A. cepa* expostas ao extrato aquoso de LE, contendo metais em sua composição, induziu danos fitotóxicos, citotóxicos e genotóxicos nessa espécie.

Alguns pesquisadores (Srivastava *et al.*, 2005; Amin *et al.*, 2009; Amin, 2011) atribuíram os danos deletérios causados pelo LE aos organismos expostos à presença de metais como arsênico (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn). Além disso, os metais são capazes de interagir com a maquinaria celular, por competição com outros metais, ligando-se ao DNA, aos aminoácidos ou a locais específicos, como grupos SH (tióis) de proteínas, que podem interferir na despolimerização dos heterodímeros de tubulina (MATEUCA *et al.*, 2006). Os elementos Cr, Cu, Mn e Fe podem causar, diretamente, lesões oxidativas que acarretam na formação de radicais livres de oxigênio nas plantas, enquanto, os metais Al, Cd, Ni, Hg e Zn geram estresse oxidativo de modo indireto, por meio de maneiras distintas (EMAMVERDIAN *et al.*, 2015).

Geralmente as plantas são providas de mecanismos capazes de atuar contra o acúmulo de poluentes em seu interior. Entretanto, foi detectado translocação de metais pesados provenientes do LE em cenouras, tomates, cevada, feijão, trevo, beterraba-sacarina e em folhas de alface (ALDAG, 1991). Babish *et al.* (1979) também observaram a translocação de contaminantes do LE na bexiga, fígado, baço e músculos de suínos que tinham dieta restrita a repolhos cultivados com lodo.

A espécie *Coffea arabica L.*, quando exposta ao LE de forma direta, demonstrou ser sensível ao mesmo, apresentando efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos. Entretanto, quando exposto ao solubilizado do LE, foi observado apenas efeito genotóxico (GOUVEA, 2016).

Estudos realizados por Caritá, Mazzeo e Marin-Morales (2019), utilizando *A. cepa* como organismo teste, apontaram que, mesmo em baixas concentrações, os extratos aquosos de LE provenientes de 5 estações de tratamento distintas, foram capazes de induzir efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos significativos nesta espécie. Christofolletti, Francisco e Fontanetti (2012) também observaram um efeito genotóxico para *A. cepa*, quando exposto a amostras de LE. Resultados similares quanto ao potencial tóxico e genotóxico desse resíduo para *A. cepa*, também foram relatados por Mazzeo *et al.* (2015) ao estudarem amostras brutas e extratos aquosos de LE anaeróbio centrifugado, derivado do tratamento de esgoto sanitário. Outros trabalhos empregando esse mesmo sistema-teste (*A. cepa*) e avaliando LE provenientes de diferentes origens e tipos de tratamentos, concluíram o alto potencial de indução de danos ao DNA desse resíduo (Silveira, 2018; Somaggio *et al.*, 2018a; Souza, 2018).

Siqueira *et al.* (2020) verificaram a presença de micronúcleos, células binucleadas e apoptose em hemócitos de *Biomphalaria glabrata*, danos estes atribuídos à exposição ao lodo industrial.

De forma similar aos organismos já citados, o bioindicador *Rhinicricus padbergi*, um invertebrado de solo, demonstrou alteração, quando exposto ao LE, apresentando mudanças comportamentais tais como inversão do período de exposição a luz e ausência do hábito comum da espécie de se enterrar no solo (CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2016).

Sommaggio *et al.* (2016) avaliaram os efeitos citotóxicos e genotóxicos do LE em sua forma pura e em conjunto com solo, por meio de ensaios com cultura de células de hepatoma humano (HepG2). Os autores observaram efeitos genotóxicos, como a indução significativa de micronúcleo (MN) e broto nesta linhagem celular. Bonomo (2016) observou alterações no ciclo celular e na frequência da presença de micronúcleos (MN), além de demonstrar potencialização dos efeitos genotóxicos e mutagênicos, após a exposição da linhagem celular CHO-k1 ao LE.

Mazzeo *et al.* (2016b) demonstraram, por meio do teste de Ames (cepas de *Salmonella typhimurium* TA98 e TA100) que em ensaios com ativação metabólica, as amostras de LE puro induziram uma resposta mutagênica na linhagem TA100, a qual detecta mutações por substituições de pares de base. Neste mesmo trabalho, os autores observaram que a exposição de células HepG2 ao LE, levou a um aumento significativo na frequência de micronúcleos, evidenciando também o potencial genotóxico desse resíduo. De acordo com estudo realizado por Mazzeo *et al.* (2016a), os extratos aquoso e orgânico de LE anaeróbio, de origem sanitária, causaram efeitos tóxicos significativos além de induzirem um aumento na expressão gênica do *cyp1a*, em embriões de peixes Zebrafish (*Danio rerio*). Adicionalmente, Mazzeo *et al.* (2020) relataram um efeito tóxico de LE provenientes de tratamento de lodo ativado (aeróbio) e de

filtros biológicos (anaeróbio) de origem anaeróbia e aeróbia, sobre o comprimento de raízes de *Lactuca sativa* e na bioluminescência de *Aliivibrio fischeri*, além de um aumento na defesa celular contra estresse oxidativo de células AREc32.

Estudos realizados por Barcauskaitė (2019) demonstraram, por meio do método de análise de cromatografia gasosa com detector de captura de elétrons (ECD), que todas as amostras de LE avaliadas estavam contaminadas com bisfenilas policlorados (PCBs), compostos orgânicos sintéticos altamente persistentes no meio ambiente. O autor considerou que essa contaminação foi devido à resistência do composto à degradação, em valores superiores à $400 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ em matéria seca (VIŠNIAUSKĖ *et al.*, 2018). A exposição contínua a esse composto pode estar associada a alterações capazes de aumentar os riscos de câncer de mama (RECIO-VEGA *et al.*, 2011), colangiocarcinoma (ADENUGBA *et al.*, 2009), câncer de fígado, estômago, intestino e próstata (PRINCE *et al.*, 2006). Os PCBs não são os únicos poluentes emergentes de difícil eliminação pelos processos de tratamento de efluentes (AUVINEN *et al.* 2017; BIANCHI *et al.* 2017; BHADRA *et al.* 2017), que os fazem persistir no LE. Estudos realizados por Quadra *et al.* (2017) e Balakrishna *et al.* (2017) apontam diferentes classes de medicamentos presentes nesses efluentes. De acordo com Amaral *et al.* (2018), misturas de drogas advindas do tratamento de efluente hospitalar, doméstico e industrial são capazes de desencadear anormalidades em escala morfológica, comportamental e mutagênica em girinos *Lithobates catesbeianus*. Mazzeo *et al.* (2016a) também detectaram a presença significativa de compostos com atividades do tipo dioxin-like em amostras de LE, capazes de ativar o receptor humano de hidrocarbonetos de arila, em ensaios realizados com leveduras recombinantes.

A partir dos trabalhos descritos nesta seção, fica claro o potencial ecotoxicológico do LA e do LE e a necessidade de se propor soluções que possibilitem o aproveitamento desses resíduos ou, pelo menos, o seu descarte seguro. Além disso, frente ao maior número de publicações que tratam da atividade biológica do LE, fica evidente a necessidade de mais estudos quanto à toxicidade do LA, a fim de se compreender melhor seu modo de ação sobre os organismos expostos e, assim, propor soluções ambientalmente seguras.

4 BIORREMEDIAÇÃO COMO UMA TECNOLOGIA PARA DETOXIFICAÇÃO DE LA E LE

Frente ao potencial tóxico já reconhecido do LA e do LE, faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias capazes de eliminar sua toxicidade, permitindo assim, seu aproveitamento de forma ambientalmente segura e sustentável. Dentre essas tecnologias, a

biorremediação é um dos métodos mais utilizados para a detoxificação de ambientes e amostras contaminadas, por possibilitar a degradação natural ou a transformação de contaminantes em substâncias menos tóxicas pela ação metabólica de microrganismos. Essa técnica tem se demonstrado muito eficaz, além de apresentar um baixo custo, frente aos tratamentos físico-químicos (DAS; DASH, 2014). Atualmente, o processo de biorremediação vem sendo aplicado em ambos os lodos, com o intuito de promover sua estabilização, eliminar sua carga tóxica e, assim, garantir a sua disposição o seu manejo seguro (FRANCO, 2019; MAZZEO *et al.*, 2015; 2020; SOMMAGGIO *et al.*, 2018a).

De acordo com Das e Dash (2014), alguns fatores influenciam diretamente a efetividade da biorremediação, como tipos de solos, pH, temperatura, disposição do poluente para a população microbiana, aptidão do microrganismo em degradar o contaminante, nutrição, entre outros. Assim, a alteração de alguns parâmetros na amostra e o fornecimento de condições favoráveis ao crescimento microbiano podem contribuir para uma melhora significativa do processo.

O sucesso da biorremediação pode ser ainda maximizado pela incorporação de agentes estimulantes (bioestimulação) (SOUZA *et al.*, 2009; VASUDEVAN; RAJARAM, 2001) ou pela bioaumentação dos agentes microbianos biodegradadores (MAZZEO, 2014).

A bioestimulação está relacionada a adição de compostos estimuladores, que irão fornecer ou ajustar os nutrientes e outros compostos (vitaminas, fatores de crescimento, etc), ou ainda, promover um aumento da aeração do sistema edáfico, a fim de estimular o crescimento microbiano (SOMMAGGIO *et al.*, 2018b; TYAGI; DA FONSECA; DE CARVALHO, 2011).

A adição de nutrientes essenciais, como carbono, nitrogênio e fósforo, também é uma forma de bioestimular o crescimento de microrganismos de interesse para aprimorar a biodegradação de poluentes alvos. Muter *et al.* (2017) demonstraram que a inserção de nutrientes contribuiu para a estimulação do processo de nitrificação em resíduos de Estações de Tratamento de Esgoto e, conseqüentemente, foi capaz de atuar positivamente na degradação de grande parte de produtos farmacêuticos encontrados no efluente líquido e no LE estudados.

Dentre os agentes bioestimuladores, além dos tradicionalmente utilizados (meio de cultura fortificado, elementos minerais, extrato de levedura, etc), podemos destacar o bagaço de cana-de-açúcar, a palha de arroz, a fibra de coco, a borra de café, entre outros, os quais, além de favorecerem o processo de biorremediação, o torna ainda menos custoso, por também se tratarem de resíduos, porém provenientes de outras atividades.

O bagaço de cana-de-açúcar é um resíduo obtido após o processo de moagem na indústria sucroalcooleira. Na bioestimulação, ele age como uma rica fonte de carbono, além de descompactar e melhorar a porosidade do substrato (SOMMAGGIO *et al.*, 2018a; TEIXEIRA; PIRES; NASCIMENTO, 2007). Mazzeo *et al.* (2020), utilizando amostras de lodo de esgoto anaeróbio e aeróbio em associação com bagaço de cana-de-açúcar, demonstraram que o bagaço utilizado como agente bioestimulante proporcionou um aumento da biodegradação do lodo anaeróbio, observado pela elevação do potencial respiratório microbiano das amostras. Contudo, segundo esses mesmos autores, o agente bioestimulante utilizado não contribuiu para um aumento da diversidade microbiana, durante o processo de biodegradação.

A palha de arroz, resíduo do beneficiamento deste grão, também vem sendo utilizada na bioestimulação de lodos. Sommaggio *et al.* (2018b) obtiveram resultados promissores, quanto à associação de LE, solo e palha de arroz. Os autores observaram uma diminuição significativa dos efeitos genotóxicos ocasionados pela exposição ao LE aeróbio não biorremediado. Esses resultados indicaram que a bioestimulação por esse agente tem potencial para detoxificar o lodo de LE e utilizá-lo como condicionador de solos agrícolas. Segundo esses mesmos autores, a palha de arroz propicia as condições aeróbicas necessárias durante o processo de biorremediação, além de conter microrganismos, como fungos filamentosos, que auxiliam na metabolização dos contaminantes presentes.

Já a bioaumentação é caracterizada pela adição de cepas microbiológicas especializadas, ativas e em crescimento, a fim de induzir um aumento na habilidade das comunidades de microrganismos nativos em responder às flutuações do processo de biodegradação ou a degradar certos compostos, resultando no melhoramento do sistema de tratamento (CAJTHAML, 2015). Essa técnica, também pode ser uma estratégia interessante para a detoxificação de LA e LE. Bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Haemophilus* e *Rhodococcus*, encontram-se entre as mais utilizadas para este fim, justamente por conter genes catabólicos e uma variedade de enzimas que favorecem a degradação de diferentes grupos de compostos tóxicos, por esses microrganismos (TYAGI; DA FONSECA; DE CARVALHO, 2011).

Rodríguez-Rodríguez *et al.* (2012; 2014) observaram que a inoculação e a re-inoculação do fungo *Trametes versicolor* foi efetivo na remediação dos fármacos atorvastatina, diclofenaco e hidroclorotiazida pré-existent no LE.

O uso do processo de bioaumentação, por aplicação de linhagens de bactérias isoladas e endógenas de efluentes contaminados por metais, pode auxiliar no processo de redução de concentrações do cromo (HECK *et al.*, 2013; CARLOS *et al.*, 2016). De acordo com

Gnanamani *et al.* (2010) o cromo VI pode ser biorremediado por meio da bioaugmentação com a linhagem de uma bactéria marinha denominada *Bacillus sp. 5514*.

Além das estratégias de biorremediação já apresentadas, a atenuação natural monitorada também tem se mostrado eficiente na diminuição da carga tóxica de lodos. Essa técnica é baseada na capacidade intrínseca de degradação pelas cepas microbiológicas ativas e pré-existentes na amostra ou em locais contaminados (MILLS *et. al.*, 2003). Adicionalmente à biodegradação, essa técnica leva em conta também a ação de alguns processos naturais, tais como volatilização, transformação, diluição e dispersão, que possibilitam a degradação de compostos orgânicos potencialmente tóxicos (MEGHARAJ *et al.*, 2011). Mazzeo *et al.* (2015; 2016b) observaram que a atenuação natural monitorada, realizada por um período de 12 meses, levou a eliminação dos efeitos tóxicos do LE, quando este foi incorporado ao solo, em proporções de até 50% deste resíduo (volume/volume). De acordo com Li *et al.* (2018), a remoção de glicocorticoides presentes em efluentes de ETE é diretamente dependente de bactérias do gênero *Methylophilus*, *Methylobacillus*, *Methylotenera* e da espécie *Candidatus Nitrososphaera*, pertencente ao reino Archaea, que encontram-se naturalmente presentes nesses efluentes e, conseqüentemente, no LE. Além disso, nesse mesmo estudo foi possível notar ainda uma redução da diversidade microbiana e a transformação de grande parte dessa comunidade em microbiota degradante. Contudo, o sucesso da atenuação natural monitorada de lodos é dependente de sua composição geral e, também, do solo em que será disposto. Tai, Li e Mcbride (2016) avaliaram por bioindicadores vegetais (amaranto e alface) o LE atenuado por 35 anos. Os autores observaram que, mesmo após esse período, os vegetais utilizados como bioindicadores apresentaram teores altamente indesejáveis de Cd e Zn, mostrando que a presença de metais impõe uma dificuldade adicional na detoxificação deste resíduo.

Os métodos de compostagem e co-compostagem têm sido muito utilizados para tratamentos de lodos em muitos países, como Finlândia, Itália, Espanha, etc. (KELESSIDIS e STASINAKIS, 2012).

Representando cerca de 35% do peso do coco, a fibra de coco, vem sendo utilizada na compostagem de resíduos, devido à presença de micronutrientes, além de ser rica em potássio, o que, conseqüentemente, melhora as características químicas e físicas do solo, a disposição de nutrientes essenciais, entre outros benefícios. Por esses motivos, a compostagem contendo fibra de coco vem sendo muito requisitada na agricultura (BUSTAMI *et al.*, 2019; FARAG; ABDRABBO, 2013). A borra de café também é outro resíduo de origem vegetal produzido em larga escala, devido ao alto consumo de café em cafeterias, residências, restaurantes, entre outros estabelecimentos. Assim como os outros resíduos, a borra de café é utilizada em

compostagens visando seu uso na agricultura, por elevar a retenção de água e auxiliar na reposição de nutrientes, além de fornecer nitrogênio de forma lenta na fertilização (CRUZ *et al.*, 2014; MAZZEO *et al.*, 2020).

Para realizar a metodologia de co-compostagem em lodos, alguns agentes de volume, tais como grama, serragem de espessuras grossas e finas de madeiras e palhas, são adicionados na tentativa de auxiliar o melhoramento da aeração, umidade e qualidade do composto final, por meio da absorção de umidade (TREMIER *et al.*, 2005; AMMARI *et al.*, 2012; SU *et al.*, 2015). El Fels *et al.* (2014) avaliaram uma mistura de LE e resíduos lignocelulósicos de palmeiras na co-compostagem. Os autores observaram, por testes *a posteriori* de fitotoxicidade, uma decomposição maior que o controle, a diminuição do conteúdo lipídico total, bem como a diminuição da toxicidade vegetal. No entanto, Gonçalves *et al.* (2019), avaliando o potencial da compostagem de lodo proveniente de curtumes, em misturas compostas por LE, bagaço de cana-de-açúcar e esterco de gado (1:3:1 v:v:v), demonstraram que, mesmo após 90 dias do processo, o composto ainda apresentou efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos em *A. cepa*.

A taxa de aeração também pode afetar, de forma significativa, a estabilidade do material a ser compostado e a etapa de humificação. De acordo com Li *et al.* (2017), a taxa de aeração de 0,24 kg.L⁻¹.min⁻¹, em matéria seca, no processo de compostagem, foi capaz de tornar o LE associado a espigas de milho em um composto altamente estável e acelerar o processo de humificação, devido à baixa razão de átomos C/N e alta razão de átomos C/H. Ainda, a incorporação de substratos como palha de trigo ou cogumelo em consórcio com o LE podem melhorar bastante as condições da compostagem em relação à temperatura, degradação da matéria orgânica, emissão de NH₃ e aumento do índice de germinação, promovendo uma melhora da qualidade do composto final (MENG *et al.*, 2016).

De acordo com Tavares (2016), a vermicompostagem utilizando minhocas da espécie *Eisenia Andrei* por um período de 34 dias, parece ser uma alternativa eficaz para atenuar amostras de LA contaminadas com alumínio, uma vez que este método foi capaz de reduzir 50% o teor de carbono orgânico total, aumentar entre 2 a 5% o N total, diminuindo assim a relação C/N. Além disso, esse processo também proporcionou uma diminuição de, aproximadamente, 90% do teor de alumínio. Estudos realizados por Franco (2019) constataram, por ensaios de respirometria em solo, que a biodegradação de LA pode ser favorecida pela incorporação de LE.

No entanto, do mesmo modo que o LA e o LE, recém produzidos pelas estações de tratamento, precisam ter seu potencial ecotoxicológico avaliado, antes da sua destinação final

(MIELLI *et al.*, 2009), os lodos biorremediados também necessitam passar pela mesma avaliação, para comprovação da efetividade do processo e, conseqüentemente, da isenção de atividade biológica tóxica.

5 OPÇÕES DE REUSO PARA O LA E LE

Atualmente, há várias possibilidades para uma disposição final do lodo, que não agrida o ambiente e, ao mesmo tempo, seja economicamente viável. Dentre essas alternativas, aquelas que propõem a reciclagem e o aproveitamento desses resíduos, são, sem dúvida, as mais vantajosas e promissoras. Adicionalmente, algumas práticas possibilitam ainda a geração de uma nova fonte de renda para as Estações de Tratamento de Água e Estações de Tratamento de Esgoto, transformando um resíduo (LA ou LE) em um material com valor econômico agregado.

Quintana, Carmo e Melo (2010), avaliaram em um estudo o custo operacional total de milho cultivado com fertilizante industrial e fertilizado por LE. Os autores demonstraram que houve redução de R\$ 41,44 no custo da produção de mudas fertilizadas com lodo de esgoto.

Para o LA, seu lançamento em corpos d'água não pode ser mais tolerado, frente aos inúmeros prejuízos ambientais. Além disso, antes do seu descarte, o LA deve passar por tratamento de desidratação, para a redução de sua fração líquida, e diminuição do seu volume final. Isso pode contribuir para uma maior facilidade no transporte deste resíduo e redução de custos, favorecendo uma disposição final mais adequada (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; ANDRADE; SILVA; OLIVEIRA, 2014).

A aplicação do LA em solo é uma prática que vem, ao longo dos anos, sendo muito cogitada e estudada. O russo Russell, em 1975, foi o primeiro que relatou o seu uso na agricultura e, desde então, pesquisas e testes são desenvolvidos em laboratórios e em campo, para se obter conhecimento sobre o seu impacto ao solo receptor e aos organismos não-alvos. Como o LA é composto por substâncias sedimentares e húmicas, ele pode ser utilizado como substrato para o crescimento de plantas, em substituição a o solo. Além disso, ele apresenta ainda outras vantagens quando destinado para uso na agricultura, como fornecer nutrientes essenciais e micronutrientes, melhorar as propriedades físicas e químicas do solo e, ainda, complementar a quantidade de matéria orgânica presente no solo (DASSANAYAKE *et al.*, 2015; OH *et al.*, 2010; PARK *et al.*, 2010). Contudo, frente a seus efeitos ecotoxicológicos, o uso do LA é sugerido para ser usado em solos onde as culturas não tenham como destinação final o consumo humano como, por exemplo, no cultivo de plantas ornamentais (ACQUOLINI, 2017).

Uma outra possibilidade de aproveitamento do LA está relacionada com a recuperação e a reutilização do alumínio e do ferro que são encontrados no lodo alúmen e férrico, respectivamente. Há basicamente 4 técnicas para a separação do coagulante do LA, que são, acidificação, basificação, troca iônica e filtração em membranas. A maior vantagem dessa prática refere-se aos custos, pois possibilita a redução de gastos com a compra de novos coagulantes e, ainda, se em excesso, o mesmo pode ser comercializado, obtendo-se lucro. Contudo, a eficácia das técnicas de separação, a qualidade do coagulante obtido e a economia envolvida nessa prática ainda estão em discussão (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; KING; CHEN; WEEKS, JR., 1975; XU *et al.*, 2009).

Devido à semelhança do LA com a argila e o xisto, há um grande incentivo na sua aplicação para a produção de material cerâmico, como tijolos, telhas, manilhas, bem como na produção de cimento. Estudos mostraram que a mistura deve ser realizada com 10% do LA e 90% de argila natural para a produção de tijolos. Na produção de cimento, o lodo irá substituir algumas matérias-primas, como calcário, argila, areia, entre outros. Estudos comprovaram que esse cimento é ecologicamente viável, pois o nível de metais pesados encontrados no LA, após um período de tempo não é mais detectado e, portanto, não apresenta riscos de contaminação para o meio ambiente. Entretanto, ainda são necessárias muitas pesquisas sobre o aproveitamento desse resíduo, pois a presença de sulfato e outros componentes pode causar efeitos negativos ao produto, como manchas de ferrugem, expansão do alumínio, entre outros que, conseqüentemente, irão influenciar no tempo de pega do cimento e outras propriedades (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; RAMADAN *et al.*, 2008).

Já, em relação ao LE, segundo Fytily e Zabaniotou (2008), antigamente alguns países eram adeptos ao descarte direto no oceano, por meio de barcos ou dutos (GRAY, 2010). Entretanto, essa prática pode resultar no desequilíbrio ecológico do local receptor do LE, alterando a viabilidade das comunidades bentônicas ali existentes (BOTHNER *et al.* 1994) e aumentando os níveis de contaminação química por metais (RODGER; DAVIES; MCHENERY, 1992).

A elevada produção do LE tem gerado grande preocupação quanto ao seu gerenciamento e disposição final, uma vez que este resíduo possui potencial para causar problemas ambientais (GIANICO *et al.*, 2013), devido aos poluentes orgânicos, metais pesados e microrganismos patogênicos que contém.

Para chegar a etapa final de disposição e recuperação total do LE, é necessário que esse resíduo passe pelos processos de desidratação, estabilização e/ou higienização (ŚWIERCZEK; CIEŚLIK; KONIECZKA, 2018). Além disso, como discutido em seções anteriores, é

recomendável, ainda, que este resíduo seja submetido a um processo de detoxificação, que reduza seu potencial tóxico, antes de ser disposto no ambiente, visando à uma melhor segurança ambiental.

Dentre as possíveis alternativas para destinação deste lodo, estão sua deposição em aterros sanitários, o condicionamento de solos agrícolas, a inclusão em produtos cerâmicos, construção civil, entre outros (SOARES; ACHON; MEGDA, 2008; PEREIRA, 2011; KATAYAMA, 2012), coincidindo com as propostas sugeridas para o LA, apesar de suas constituições químicas diferirem consideravelmente.

Chen *et al.* (2014) propuseram o uso direto do LE na produção de um material alternativo para a cobertura de aterros sanitários, após sua desidratação por meio de filtro-prensa.

Considerando a destinação agrícola, o LE é considerado um material interessante para ser usado como condicionamento de solos (ÇIFCI *et al.*, 2013), pois fornece elementos essenciais ao crescimento das plantas (HERNÁNDEZ *et al.*, 1991; ZUFIAURRE *et al.*, 1998; HARGREAVES *et al.*, 2008; IQBAL *et al.*, 2010). A incorporação de LE ao solo pode promover uma melhoria no estado de agregação das partículas desse meio físico, levando à diminuição da densidade e a um conseqüente aumento na aeração e retenção de água (MELO; MARQUES, 2000). Adicionalmente, a aplicação de LE possibilita uma elevação nos teores de fósforo, de carbono orgânico, da fração húmica da matéria orgânica e do pH do solo (CAVALLARO; PADILLA; VILLARRUBIA, 1993; MELO *et al.*, 1994; SILVA *et al.*, 2001; SILVA; RESCK; SHARMA, 2002). De acordo com um estudo realizado por Zabotto *et al.* (2020), mudas híbridas de *Eucalyptus urograndis* apresentaram crescimento estatisticamente superiores ao tratamento controle, quando utilizado na concentração de 60 mg.ha⁻¹.

Além disso, ambos os lodos apresentados podem ser associados entre si, com o intuito de gerar uma mistura com composições mais adequadas para uso agrícola, em termos de nutrientes e matéria orgânica. Essa associação favorecerá o reaproveitamento de ambos os resíduos, uma vez que o LA apresenta compostos com características mais minerais e o LE, maior teor de compostos orgânicos e macronutrientes (FRANCO, 2019; SANTOS, 2018).

Contudo, os metais pesados têm conferido um potencial tóxico, que leva a uma preocupação, quanto a aplicação do LE em solos agrícolas. A concentração máxima dos metais pesados permitida no LE, estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2020), para uso como condicionante de solos, assim como sua taxa de aplicação e acúmulo anual podem ser visualizadas na tabela 5.

Tabela 5. Concentrações limite de metais pesados aceitáveis para fins agrícolas (base seca), em mg/kg; taxa de aplicação anual permitida (kg/ha/365 dias); e concentração anual máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo de esgoto (kg/ha).

Metal pesado	Concentração máxima permitida no lodo (mg/kg)	Taxa de aplicação anual máxima (kg/ha)	Carga máxima acumulada de metais em solos de áreas degradadas (kg/ha)	Carga máxima acumulada de metais em solos de áreas não degradadas (kg/ha)
Arsênio	75	2	20	41
Cadmio	85	1,9	19	39
Cobre	4.300	75	750	1500
Chumbo	840	15	150	300
Mercúrio	57	0,85	8,5	17
Molibdênio	75	0,65	6,5	13
Níquel	420	21	210	420
Selênio	100	5	50	2800
Zinco	7.500	140	1.400	

Fonte: Adaptado CONAMA, 2020.

Adicionalmente às alternativas citadas anteriormente, o LE pode ser utilizado para o processo pirólise, resultando na produção do biogás, como fonte de energia; bio-óleo, para ser utilizado como matéria prima em indústrias petroquímicas; e biocarvão, a ser usado como fertilizante ou adsorvente (HOSSAIN; STREZOV; NELSON, 2009). De acordo com Wagas *et al.* (2015), o uso do biocarvão derivado LE utilizado no cultivo de frutos da espécie *Solanum lycopersicum* foi capaz de reduzir a disponibilidade e absorção de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e elementos tóxicos potenciais (PTEs) quando comparado à solos que não continham biocarvão.

O próprio LE também pode ser utilizado como um agente bioestimulante, para biodegradação de solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo (MAO; YUE, 2010). Dados obtidos por Manga *et al.* (2019) revelaram que o LE, em consórcio com as bactérias *Bacillus megaterium*, *Pseudomonas alcaligenes* e *Bacillus licheniformis*, foi capaz de reduzir, de forma significativa, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos antraceno e o 1,2,3-d-pireno presentes em petróleo bruto, substâncias estas que podem apresentar riscos à saúde humana.

De acordo com Al-Kindi e Abed (2016), o LE apresentou aumento de 3,2 a 3,4 vezes da atividade respiratória de solo desértico contaminado com óleo, quando associado a palha de trigo. Além disso, análises realizadas por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas revelaram um aumento de 1,7 à 1,8 vezes na degradação dos alcanos C₁₄ a C₃₀ degradados. Em estudos realizados por Guilayn, o LE apresentou também resultados significativos *et al.* (2020), onde seu potencial bioestimulante foi comparado com Leonardita, uma espécie de bioestimulante comercial utilizado com o objetivo de tornar os nutrientes mais disponíveis para as plantas.

Vale ressaltar ainda, que a utilização de ambos os lodos deve ser realizada apenas após sua desinfecção total, assegurada por meio ensaios que avaliem o potencial tóxico desse resíduo, de modo a não comprometer a qualidade dos ambientes receptores (CINCINELLI *et al.*, 2012), tanto a curto, como a longo prazo.

6 CONCLUSÃO

O correto gerenciamento desses resíduos apresenta dificuldades adicionais, uma vez que estes podem exibir constituições químicas muito diversas, decorrente do tipo de processo realizado pelas estações de tratamento, da qualidade da água bruta ou efluente a ser tratado, bem como do tipo de substâncias utilizadas durante o tratamento. Para o LA, a predominância de compostos inorgânicos em sua composição, como os metais, especialmente o Al, parece ser o componente de maior preocupação, quanto aos seus possíveis impactos ambientais. Já, para o LE, além dos metais, a presença de contaminantes orgânicos em níveis expressivos e bastante variados, incluindo os poluentes emergentes, torna essa matriz ainda mais complexa, o que exige uma maior cautela, quanto à destinação final deste resíduo, frente aos seus efeitos ecotoxicológicos.

Baseado nos resultados obtidos nos diferentes estudos descritos nesta revisão, fica claro que, o descarte direto desses lodos *in natura* pode comprometer a saúde ambiental. Assim, estratégias que levem a descontaminação do LA e do LE necessitam ser aprimoradas e incentivadas, a fim de promover seu correto aproveitamento. Neste sentido, os bioensaios podem contribuir para a identificação de compostos com atividades biológicas nesses resíduos e, assim, nortear as ações de manejo com o intuito de garantir a segurança do ecossistema.

Dentre as possibilidades de detoxificação do LA e LE, os processos de biorremediação, incluindo bioestimulação, bioaumentação, compostagem e atenuação natural monitorada, tem apresentado excelentes resultados, além de se caracterizarem em um método de baixo custo.

Em relação as inúmeras possibilidades de reuso, a escolha final sempre deve considerar aquela que irá propiciar o melhor ganho ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 10004. Resíduos Sólidos - Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas, v. 2o Edição, p. 19, 2004.

ACQUOLINI, G. T. Caracterização do lodo de estações de tratamento de água de Porto Alegre/RS. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL FACULDADE DE AGRONOMIA, p. 67, 2017.

ADEMOYEGUN, O. T.; OKOH, O. O.; OKOH, A. I. Method Validation and Investigation of the Levels of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sludge of Wastewater Treatment Plants and Soils of Irrigated Golf Course. **Molecules**, v. 25, n.14, p. 1-17, 2020.

ADEMOYEGUN, O. T.; OKOH, O. O.; OKOH, A. I. Organochlorine Pesticides in Selected Sewage Sludge in South Africa: Assessment and Method Validation. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 29, n. 2, p. 1021–1028, 2020.

ADENUGBA, A.; KHAN, S. A.; TAYLOR-ROBINSON, S. D.; COX, I. J.; TOLEDANO, M. B.; THILLAINAYAGAM, A. V.; BECK, A. J. Polychlorinated biphenyls in bile of patients with biliary tract cancer. **Chemosphere**, v.76, n.6, p.841-846, 2009.

AHKOLA, H.; LINDHOLM-LEHTO, P.; PERKOLA, N.; VÄLITALO, P.; MERILÄINEN, P.; MÄENPÄÄ, K.; LEPPÄNEN, M. T. A preliminary study on the ecotoxic potency of wastewater treatment plant sludge combining passive sampling and bioassays. **Science of The Total Environment**, v. 758, p. 1- 14, 2021.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950–955, 2016.b

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable Management of Water Treatment Sludge Through 3 'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 1–13, 2016.

ALCOCK, R. E.; BACON, J.; BARDGET, R. D.; BECK, A. J.; HAYGARTH, P. M.; LEE, R. G. M.; PARKER, C. A.; JONES, K. C. Persistence and fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sewage sludge-amended agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 93, p. 83-92, 1996.

ALDAG, R.; UNTERSUCHUNGS, LANDWIRTSCHAFTLICHE. Transfer behavior of organic pollutants from sewage sludge into higher plants in field experiments. Urban waste water treatment in the EU: State of play of the implementation of Directive, v. 91, p. 271, 1991

AL-KINDI, S.; ABED, R. M. M. Effect of biostimulation using sewage sludge, soybean meal, and wheat straw on oil degradation and bacterial community composition in a contaminated desert soil. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 240, 2016.

ALMEIDA, V.C.; LENZI, E.; BORTOTTI-FAVERO, L.O.; LUCHESE, E.B. Avaliação do teor de alguns metais e de nutrientes de lodos de estações de tratamento de Maringá. **Acta Scientiarum**, v.20, p.419-425, 1998.

AMARAL, D. F.; MONTALVÃO, M. F.; OLIVEIRA MENDES, B.; COSTA ARAÚJO, A. P.; LIMA RODRIGUES, A. S.; MALAFAIA, G. Sub-lethal effects induced by a mixture of different pharmaceutical drugs in predicted environmentally relevant concentrations on *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura, ranidae) tadpoles. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 600-616, 2019.

AMMARI, T.G.; AL-OMARI, Q.; ABBASSI, B.E. Composting sewage sludge amended with different sawdust proportions and textures and organic waste of food industry - assessment of quality. **Environmental Technology**, v. 33, n. 14, p. 1641-1649, 2012.

AMIN, A. W.; SHERIF, F. K.; EL-ATAR, H.; EZ-ELDIN, H. Effect of residual and accumulative sewage sludge on heavy metals bioaccumulation: gene action and some yield parameters of *Vicia faba*. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 3, n. 2, p. 60-75, 2009

AMIN, A. W. Evaluation of the Genotoxicity of Residual Repeated Applications of Sewage Sludge on M² Meiocytes of *Zea* Plants. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 5, n. 4, p. 235-250, 2011.

ANDRADE, C. F.; SILVA, C. M.; OLIVEIRA, F. D. C. Gestão Ambiental Em Saneamento : Uma Revisão Das Alternativas Para Tratamento E Disposição Do Lodo De Eta E Seus Impactos Na Qualidade Das Águas. **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, n. 1999, p. 1-11, 2014.

ANDRADE, N. A.; MCCONNELL, L. L.; TORRENTS, A.; RAMIREZ, M. Persistence of polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils after biosolids applications. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 58, n. 5, p. 3077-3084, 2010.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Curitiba: SANEPAR/PROSAB, 1999.

ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; LEO, C, P. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. **Desalination**, v. 363, p. 2-18, 2015.

APARICIO, I.; SANTOS, J.L.; ALONSO, E. Limitation of the concentration of organic pollutants in sewage sludge for agricultural purposes: a case study in South Spain. **Waste Management**, v. 29, 1747-1753, 2009.

ARYA, S. K.; BASU, A.; MUKHERJEE, A. Lead induced genotoxicity and cytotoxicity in root cells of *Allium cepa* and *Vicia faba*. **The Nucleus**, v. 56, n. 3, p. 183-189, 2013.

ASSIS, L. R. DE. **Avaliação Do Impacto Em Corpos D'Água Devido Ao Lançamento De Resíduos De Uma Estação De Tratamento De Água De Juiz De Fora - Mg.** 2014.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.

BABIĆ, S.; BARIŠIĆ, J.; VIŠIĆ, H.; KLOBUČAR, R. S.; POPOVIĆ, N. T.; STRUNJAK-PEROVIĆ, I.; KLOBUČAR, G. Embryotoxic and genotoxic effects of sewage effluents in zebrafish embryo using multiple endpoint testing. **Water research**, v. 115, p. 9-21, 2017.

BADIA-FABREGAT, M.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, C.E.; GAGO-FERRERO, P.; OLIVARES, A.; PIÑA, B.; DÍAZ-CRUZ, M.S.; VICENT, T.; BARCELÓ, D.; CAMINAL, G. Degradation of UV filters in sewage sludge and 4-MBC in liquid medium by the ligninolytic fungus *Trametes versicolor*. **Journal of Environmental Management**, v.104, p. 114-120, 2012.

BARCAUSKAITĖ, K. Gas chromatographic analysis of polychlorinated biphenyls in compost samples from different origin. *Waste Management & Research*, v. 37, n. 5, p. 556-562, 2019.

BESTER K. Triclosan in a sewage treatment process — balances and monitoring data. **Water Research**, v. 37, n. 16, p. 3891–3896, 2003.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2000. 312p.

BOGDAL, C.; ALSBERG, T.; DIEFENBACHER, P. S.; MACLEOD, M.; BERGER, U. Fast quantification of chlorinated paraffins in environmental samples by direct injection high-resolution mass spectrometry with pattern deconvolution. **Analytical chemistry**, v. 87, n. 5, p. 2852-2860, 2015.

BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; DUARTE, I. D.; ROCHA, L. D.; FERNANDES, M. N.; MATSUMOTO, S. T. Sewage sludge hazardous assessment: chemical evaluation and cytological effects in CHO-k1 cells, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 1-7, 2016.

BOSSI, R.; STRAND, J.; SORTKJÆR, O.; LARSEN, M. M. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. **Environmental International**, v. 34, n. 4, p. 443-450, 2008.

BOTHNER, M.H.; TAKADA, H.; KNIGHT, I.T.; HILL, R.T.; BUTMAN, B.; FARRINGTON, J.W.; COLWELL, R.R.; GRASSLE, J.F. Sewage contamination in

sediments beneath a deep-ocean dump site off New York. **Marine Environmental Research**, v.38, p.43-59, 1994.

BRAMMER, S. P.; ZANOTTO, M.; CAVERZAN, A. **Citogenética vegetal: da era clássica à molecular**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2007. 9p. Disponível em: http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/do/p_do85.pdf. Acesso em: 6 out. 2019

BRANDSMA, S. H.; VAN MOURIK, L.; O'BRIEN, J. W.; EAGLESHAM, G.; LEONARDS, P. E.; DE BOER, J.; BOGDAL, C. Medium-chain chlorinated paraffins (CPs) dominate in Australian sewage sludge. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 6, p. 3364-3372, 2017.

BUSTAMI, Y.; MAIMUNAH, S.; SYAFRUDDIN, D.; NUR, T. D. The role of coconut fiber: growth and productivity of Cayenne Pepper. **EurAsian Journal of BioSciences**. v. 13, p. 2153–2158, 2019.

CAJTHAML, T. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds by ligninolytic fungi: mechanisms involved in the degradation. **Environmental microbiology**, v. 17, n. 12, p. 4822–4834, 2015.

CARITÁ, R.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A aria. Comparison of the toxicogenetic potential of sewage sludges from different treatment processes focusing agricultural use. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21475-21483, 2019.

CARLOS, F.S.; GIOVANELLA, P.; BAVARESCO, J.; BORGES, C.S.; CAMARGO, F.A.O. A comparison of microbial bioaugmentation and biostimulation for hexavalent chromium removal from wastewater. **Water Air and Soil Pollution**, v. 227, p. 175, 2016.

CARVALHO, A. R.; OLIVEIRA, M. V. C. **Princípios básicos do saneamento do meio**. 10 ed. São Paulo: Senac São Paulo, 2010. 400 p.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Sci.**, v. 156, p. 63-70, 1993.

CETESB, Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, 1999. **Critérios para aplicação de biossólidos em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**, CETESB, São Paulo, 32p. Manual técnico, Norma P4.230.

CETESB, Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, 2018. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**, CETESB, São Paulo, 218 p.

CHEN, P., ZHAN, L., WILSON, W. Experimental investigation on shear strength and permeability of a deeply dewatered sewage sludge for use in landfill covers. **Environmental Earth Science**, v.71, p. 4593–4602, 2014.

CHEN, S.; ZHOU, Y.; MENG, J.; WANG, T. Seasonal and annual variations in removal efficiency of perfluoroalkyl substances by different wastewater treatment processes. **Environmental pollution**, v. 242, p. 2059-2067, 2018.

CHIU, T. Y.; KOH, Y. K. K.; PATERAKIS, N.; BOOBIS, A. R.; CARTMELL, E.; RICHARDS, K. H.; LESTER, J. N.; SCRIMSHAW, M. D. The significance of sample mass in the analysis of steroid estrogens in sewage sludges and the derivation of partition coefficients in wastewaters. **Journal of Chromatography A**, v. 1216, n. 24, p. 4923–4926, 2009.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISCO, A.; FONTANETTI, C. S. Biosolid soil application: toxicity tests under laboratory conditions. **Applied and Environmental Soil Science**, 2012.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; FRANCISCO, A.; PEDRO-ESCHER, J.; GASTALDI, V. D.; FONTANETTI, C. S. Diplopods as soil bioindicators of toxicity after application of residues from sewage treatment plants and ethanol industry. **Microscopy and Microanalysis**, v. 22, n. 5, p.1098-1110, 2016.

ÇİFCİ, D.I., KINACI, C., ARIKAN, O.A. Occurrence of phthalates in sewage sludge from three wastewater treatment plants in Istanbul, Turkey. **Clean. - Soil, Air, Water**, v. 41, n.9, p. 851-855, 2013.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; MISURI, L.; LANCIOTTI, E.; SWEETMAN, A.; LASCHI, S.; PALCHETTI, I. PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 229-234, 2012.

CLARKE, B. O.; SMITH, S. R. Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. **Environment International**, v.37, n.1, p. 226-247, 2011.

CLARKE, B.O.; PORTER, N. A.; MARRIOTT, P. J.; BLACKBEARD, J. R. Investigating the levels and trends of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl in sewage sludge. **Environment International**, v. 36, n.4, p. 323-329, 2010.

CONAMA, Resolução N° 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente; “Dispõe sobre critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências”, publicado no diário oficial da união em 21/08/2020, Brasília-DF. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em : 31 de maio de 2021.

CORDEIRO, J. S. **Importância do Tratamento e Disposição Adequada dos Lodos de ETAs**. In: REALI, M. A. P. (Coord.). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-18

CRUZ, R.; MORAIS, S.; MENDES, E.; PEREIRA, J. A.; BAPTISTA, P.; CASAL, S. Improvement of vegetables elemental quality by espresso coffee residues. **Food Chemistry**, v. 148, p. 294–299, 2014.

CUNNINGHAM, V. L.; D'ACO, V. J.; PFEIFFER, D.; ANDERSON, P. D.; BUZBY, M. E.; HANNAH, R. E.; PARKE, N. J. Predicting concentrations of trace organic compounds in municipal wastewater treatment plant sludge and biosolids using the PhATE™ model. **Integrated environmental assessment and management**, v. 8, n.3, p. 530-542, 2012.

DAI, J.; XU, M., CHEN, J.; YANG, X.; KE, Z. PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. **Chemosphere**, v. 66, n. 2, p. 353-361, 2007.

DAS, S.; DASH, H. R. **Microbial Bioremediation: A Potencial Tool for Restoration of Areas**. In: *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. ed. 1, p. 1–18.

DASSANAYAKE, K. B.; JAYASINGHE, G. Y.; SURAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2015.

DEZOTTI, M.; BASSIN, J.P.; BILA, D.M.; AZEVEDO, E.B.; VALENTIM, A.C.S. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. E-Papers, Rio de Janeiro-RJ. 2008. 360p

EL FELS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.87, p. 128-137, 2014.

EMAMVERDIAN, A.; DING, Y.; MOKHBERDORAN, F.; XIE, Y. Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. **The Scientific World Journal**, 2015.

ERDINCLER, A.; VESILIND, P. A. Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 9, p. 119–126, 2000.

ESWI (2012) Preparation of Implementation Reports on Waste Legislation, Including the Waste Shipment Regulation – Final Implementation Report for the Sewage Sludge Directive 86/278/EEC, Service request under the Framework Contract No. ENV.G.4/FRA/2007/0066.

EVUTI, A.M.; LAWAL, M. Recovery of coagulants from water works sludge: a review. **Advances in Applied Science Research**, v.2, n. 6, p. 410–417, 2011.

FERNANDES, F. **Estabilização e higienização de biossólidos. Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA, p. 45-67, 2000.

FERNANDEZ, P.; ALDER, A. C.; SUTER, M. J. F.; GIGER, W. Determination of the quaternary ammonium surfactant ditallowdimethylammonium in digested sludges and marine sediments by supercritical fluid extraction and liquid chromatography with postcolumn ion-pair formation. **Analytical chemistry**, v. 68, n. 5, p. 921-929, 1996.

FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK M. J. The presence of contaminations in sewage sludge e the current situation. **Journal of Environmental Management**, v.3, p. 1-11, 2017.

FRANCISCO, A. A.; POHLMANN, P.H.M.; FERREIRA, M. A. Tratamento convencional de águas para Abastecimento Humano: Uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência. **II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, p. 1-9, 2011.

FRANCO, N. M. **Manejo de lodo de estação de tratamento de água, visando ao aproveitamento na agricultura como condicionante de solos**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, p. 83, 2019.

FREDDI, L. A. Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura. **ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, p. 50-60, 2019.

FYTILI, D., ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v.12, p.116-140, 2008.

GARCÍA-VALCÁRCEL, A. I.; TADEO, J. L. A combination of ultrasonic assisted extraction with LC-MS/MS for the determination of organophosphorus pesticides in sludge. **Analytica chimica acta**, v. 641, n 1-2, p.117-123, 2009.

GASPARD, P. G.; SCHWARTZBROD, J. Parasite contamination (helminth eggs) in sludge treatment plants: Definition of a sampling strategy. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 206, n. 2, p. 117-122, 2003.

GASTALDINI, A. L. G.; HENGEN, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; AMARAL, F. D.; ANTOLINI, M. B.; COLETTI, T. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. **Construction and building materials**, v. 94, p. 513-520, 2015.

GIUDICE, B. D.; YOUNG, T. M. Mobilization of endocrine-disrupting chemicals and estrogenic activity in simulated rainfall runoff from land-applied biosolids. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 30, n. 10, p. 2220-2228, 2011.

GNANAMANI, A.; KAVITHA, V.; RADHAKRISHNAN, N.; RAJAKUMAR, G.S.; SEKARAN, G.; MANDAL, A.B. Microbial products (biosurfactant and extracellular chromate reductase) of marine microorganism are the potential agents reduce the oxidative stress induced by toxic heavy metals. *Colloids and Surfaces*, **Biointerfaces**, v. 79, n. 2, p. 334-339, 2010.

GONÇALVES, M. M. C.; ALMEIDA LOPES, A. C.; GOMES, R. L. F.; MELO, W. J.; ARAUJO, A. S. F.; PINHEIRO, J. B.; MARIN-MORALES, M. A. Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 1-10, 2020.

GOUVEA, G. M. C. **CRESCIMENTO DE MUDAS DE Coffea arabica L. EM SUBSTRATO COM LODO DE ESGOTO E AVALIAÇÃO DE SUA TOXICIDADE**. Dissertação (Pós Graduação em Genética e Melhoramento) - Universidade Federal do Espírito Santo. Porto Alegre. p.54, 2016.

GRAY, N.F. Sludge treatment and disposal. In: GRAY, N.F. Water Technology. An Introduction for Environmental Scientists and Engineers (Third Edition). Elsevier, 2010. p. 645-685.

GROET, S. S. Regional and local variations in heavy metal concentrations of bryophytes in the northeastern United States. **Oikos**, v. 27, p. 445-456, 1976.

GUILAYN, F.; BENBRAHIM, M.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D.; JIMENEZ, J. Humic-like substances extracted from different digestates: First trials of lettuce biostimulation in hydroponic culture. **Waste Management**, v.104, p. 239-245, 2020.

HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 1-11, 2002.

HAN, Y.; LI, N.; ODA, Y.; MAA, M.; RAO, K.; WANG, Z.; JIN, W.; HONG, G.; LI, Z.; LUO, Y. Evaluation of genotoxic effects of surface waters using a battery of bioassays indicating different mode of action. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 133, p.448-456, 2016.

HARGREAVES, J.C.; ADL, M.S.; WARMAN, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.123, n. 1-3, p. 1-14, 2008.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and assessment of polycyclic musk residues in the aquatic environment of urban areas — a review. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 30, n. 5-6, p. 227-243, 2002.

HECK K.; DE MARCO, E.G.; HAHN, A.B.B.; KLUGE, M.; SPILKI, F.R.; VAN DER SAND, S.T. Avaliação da temperatura de degradação em processo de compostagem e a qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 54-59, 2013.

HEIDLER, J.; HALDEN, R. U. Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. **Chemosphere**, v. 66, n. 2, p. 362-369, 2007.

HERNÁNDEZ, T.; MORENO, J.L.; COSTA, F. Influence of sewage sludge application on crop yields in heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 37, n. 2, p. 201-210, 1991.

HERREN, D.; BERSET, J. D. Nitro musks, nitro musk amino metabolites and polycyclic musks in sewage sludges: quantitative determination by HRGC-ion-trap-MS/MS and mass spectral characterization of the amino metabolites. **Chemosphere**, v. 40, n. 5, p. 565-574, 2000.

IQBAL, M.K.; SHAFIQ, T.; HUSSAIN, A.; AHMED, K. Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. **Bioresource Technology**, v.101, n. 15, p. 5969–5977, 2010

IRVING, LOUISE G.; SMITH, Felicity A. One-year survey of enteroviruses, adenoviruses, and reoviruses isolated from effluent at an activated-sludge purification plant. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 41, n. 1, p. 51-59, 1981.

JIANG, Q.; FU, B.; CHEN, Y.; WANG, Y.; LIU, H. Quantification of viable but nonculturable bacterial pathogens in anaerobic digested sludge. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 97, n. 13, p. 6043-6050, 2013.

KAGGWA, R. C.; MULALELO, C. I.; DENNY, P.; OKURUT, T. O. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 795–807, 2001.

KANITZ, S.; FRANCO, Y. (N.D.). Presence of Algae, Protozoa, Helminths in the Water Environment: Significance, Sanitary Implications and Preventive Measures. **Water Quality Measurements Series**, p. 1–18, 2002. doi:10.1002/9780470511107.ch1

KAPANEN, A.; VIKMAN, M.; RAJASÄRKKÄ, J.; VIRTA, M.; ITÄVAARA, M. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Manage**, v.33, p.1451– 1460, 2013.

KATAYAMA, V.T. **Quantificação da produção de lodos de estação de tratamento de água de ciclos completo: uma análise crítica**. 2012. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia – Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo: USP, 2012.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A.S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Manage**, v. 32, n.6, p. 1186-1195, 2012.

KEPKA, W.; ANTONKIEWICZ, J.; JASIEWICZ, C.; GAMBUŚ, F.; WITKOWICZ, R. The effect of municipal sewage sludge on the chemical composition of spring barley. **Soil Science Annual**, v. 67, n. 3, p. 124-130, 2016.

KIM, M.; GUERRA, P.; THEOCHARIDES, M.; BARCLAY, K.; SMYTH, S. A.; ALAEE, M. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: effect factors and mass balance. **Water research**, v. 47, n. 17, p. 6496-6505, 2013.

KINNEY, C. A.; FURLONG, E. T.; ZAUGG, S. D.; BURKHARDT, M.R.; WERNER, S. L.; CAHILL, J. D.; GRETCHEN, R. JORGENSEN. Survey of organic wastewater contaminants in biosolids destined for land application. **Environmental Science Technology**, v. 40, n. 23, p. 7207–7215, 2006.

KNOTH, W.; MANN, W; MEYER, R.; NEBHUTH, J. Polybrominated diphenyl ether in sewage sludge in Germany. **Chemosphere**, v. 67, n. 9, p. 1831-1837, 2007.

KUO, H.-W.; CHEN, L.-Z.; SHIH, M.-H. High prevalence of type 41 and high sequence diversity of partial hexon gene of human adenoviruses in municipal raw sewage and activated sludge. **Journal of applied microbiology**, v. 119, n. 4, p. 1181-1195, 2015.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**, v. 54, p. 11-22, 2008.

LEAL, A. Análise da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Distrito de Pilar-Ba. **Revista de Comunicação e Cultura no Semiárido (Com Sertões)**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2016.

LI, H. U. A., WEI-XIANG, W. U., YU-XUE, L. I. U., TIENTCHEN, C. M., & YING-XU, C. H. E. N. Heavy metals and PAHs in sewage sludge from twelve wastewater treatment plants in Zhejiang Province. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 21, n. 4, p. 345-352, 2008.

LI, S.; LI, D.; LI, J.; LI, G.; ZHANG, B. Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. **Bioresource technology**, v. 245, p. 1299-1302, 2017.

LI, X.; MA, M.; RENE, E. R.; MA, W.; ZHANG, P. Changes in microbial communities during the removal of natural and synthetic glucocorticoids in three types of river-based aquifer media. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 33, p. 1-10, 2018.

LIU, N.; SHI, Y.; LI, W.; XU, L.; CAI, Y. Concentrations and distribution of synthetic musks and siloxanes in sewage sludge of wastewater treatment plants in China. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 65-72, 2014.

LOGANATHAN, B. G.; SAJWAN, K. S.; SINCLAIR, E.; SENTHIL, K. K.; KANNAN, K. Perfluoroalkyl sulfonates and perfluorocarboxylates in two wastewater treatment facilities in Kentucky and Georgia. **Water Research**, v. 41, n. 20, p. 4611-4620, 2007.

LOPES, J.C.; RIBEIRO, L.G.; ARAÚJO, M.G.; BERALDO, M.R.B.S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, v.23, p.143-147, 2005.

LU, T.; YUAN, H.; WANG, Y.; HUANG, H.; CHEN, Y. Characteristic of heavy metals in biochar derived from sewage sludge. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 4, p. 725-733, 2016.

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

MAIDEN, P.; HEARN, M.T.W.; BOYSEN, R.I.; CHIER, P.; WARNECKE, M.; JACKSON, W.R. Alum sludge re-use investigation (10OS-42) prepared by GHD and Centre for Green Chemistry (Monash University) for the Smart Water Fund, Victoria, **ACTEW Water & Seqwater**, 2015.

MANGA, S.; YERIMA, M. B.; ADAM, I. K.; ALIYU, H. M.; FAROUQ, A. A.; RICHARD, R.; UMAR, A. F. Bioremediation of hydrocarbon pollutants using sewage sludge as biostimulation agents. **Journal of Innovative Research in Life Sciences**, v. 1, p. 82-88, 2019.

MAO L.; YUE, Q. **Remediation of diesel-contaminated soil by bioventing and composting technology**. International Conference on Challenges in Environmental Science and Computer Engineering, p. 3-6, 2010.

MARTÍNEZ-CARBALLO, E.; GONZALEZ-BARREIRO, C.; SITKA, A.; KREUZINGER, N.; SCHARF, S.; GANS, O. **Determination of selected quaternary ammonium compounds by liquid chromatography with mass spectrometry**. Part II. Application to sediment and sludge samples in Austria. *Environmental Pollution*, v. 146, n. 2, p. 543-547, 2007.

MARTINS, M. N. C.; SOUZA, V. V.; SILVA, T. S. Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium cepa*. **Chemosphere**, v. 148, p. 481-486, 2016.

MATSUMOTO, S. T.; MANTOVANI, M. S.; MALAGUTTI, M. I. A.; DIAS, A. L.; FONSECA, I. C.; MARIN-MORALES, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology**, v. 29, n. 1, p. 148-158, 2006.

MAZZEO, D. E. C. **Avaliação dos efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos do BTEX, antes e após o processo de biorremediação por microrganismos, utilizando os sistemas teste de *Allium cepa* e cultura de células de mamífero**. Dissertação - (Mestrado em Biologia Celular e Molecular), Universidade Estadual Paulista, 2009.

MAZZEO, D. E. C.; CASADO, M.; PIÑA, B.; MARIN-MORALES, M. A. Detoxification of sewage sludge by natural attenuation and implications for its use as a fertilizer on agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 978-985, 2016a.

MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; LEVY, C. E.; FONTANETTI, C. S.; MARIN-MORALES, M. A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60-69, 2015.

MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; MARIN-MORALES, M. A. Attesting the efficiency of monitored natural attenuation in the detoxification of sewage sludge by means of genotoxic and mutagenic bioassays. **Chemosphere**, v. 163, p. 508-515, 2016b.

MAZZEO, D. E. C.; MISOVIC, A.; OLIVEIRA, F. A.; LEVY, C. E.; OEHLMANN, J.; MARCHI, M. R. R. Effects of biostimulation by sugarcane bagasse and coffee grounds on sewage sludges, focusing agricultural use: Microbial characterization, respirometric assessment and toxicity reduction. **Waste Management**, v. 118, p. 110-121, 2020.

MCAVOY, D. C.; SCHATOWITZ, B.; JACOB, M.; HAUK, A.; ECKHOFF, W. S. Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, p. 1323-1329, 2002.

MCINTYRE, A.; LESTER, J. Occurrence and distribution of persistent organochlorine compounds in U.K. sewage sludges. **Water Air Soil Pollut**, v. 23, p. 397-415, 1984.

MEGHARAJ, M.; RAMAKRISHNAN, B.; VENKATESWARLU, K.; SETHUNATHAN, N.; NAIDU, R. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. **Environment International**, v.37, p.1362-1375, 2011.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto.** Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

MENG, L.; LI, W.; ZHANG, S.; WU, C.; LV, L. Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. **Bioresource technology**, v. 226, p. 39-45, 2016.

MESSIAS, T. G. Avaliação ecotoxicológica de lodo gerado por estação de tratamento de água. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

MIELLI, A. C.; MATTA, M. E.; NERSESYAN, A.; SALDIVA, P. H.; UMBUZEIRO, G. A. Evaluation of the genotoxicity of treated urban sludge in the Tradescantia micronucleus assay. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 672, n. 1, p. 51-54, 2009.

MIGUEL, P. S. B.; GOMES, F. T.; ROCHA, W. S. D.; CARVALHO, C. A.; OLIVEIRA, A. V. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, p. 11-30, 2010.

MILLS, M.A.; BONNER, J.S.; MCDONALD, T.J.; PAGE, C.A.; AUTENRIETH, R.L. Intrinsic bioremediation of a petroleum-impacted wetland. **Marine Pollution Bulletin**, v.46, p.887-899, 2003.

- MOHAMMED, R.; ZHANG, Z. F.; KAN, Z.; JIANG, C.; LIU, L. Y.; MA, W. L.; LI, Y. F. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Methylated Derivatives in Sewage Sludge from Northeastern China: Occurrence, Profiles and Toxicity Evaluation. **Molecules**, v. 26, n. 9, p. 2739, 2021
- MONTGOMERY, J. M. Water Treatment Principles and Design. John Wiley & Sons, 1985.
- MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water quality and fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 853–864, 2011.
- MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water quality and fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 853–864, 2011.
- MUTER, O.; INGUS, P.; SELGA, T.; BERZINS, A.; GUDRA, D.; RADOVICA-SPALVINA.; IBARTKEVICS, V. Removal of pharmaceuticals from municipal wastewaters at laboratory scale by treatment with activated sludge and biostimulation. **Science of The Total Environment**, v.584, p. 402-413, 2017.
- NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The Reuse of Water Treatment Sludge as a Coagulant for Post-Treatment of UASB Reactor Treating Urban Wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272–281, 2015.
- NORTH, K. D. Tracking polybrominated diphenyl ether releases in a wastewater treatment plant effluent, Palo Alto, California. *Environmental science & technology*, v. 38, n. 17, p. 4484-4488, 2004.
- ÖSTMAN, M.; LINDBERG, R. H.; FICK, J.; BJÖRN, E.; TYSKLIND, M. Screening of biocides, metals and antibiotics in Swedish sewage sludge and wastewater. **Water research**, v. 115, p. 318-328, 2017.
- ODIMEGWU, T. C.; ZAKARIA, I.; ABOOD, M. M.; NKETSIAH, C. B. K.; AHMAD, M. Review on Different Beneficial Ways of Applying Alum Sludge in a Sustainable Disposal Manner, **Civil Engineering Journal**, v. 4, n. 9, p. 2230–2241, 2018.
- OLIVEIRA, J. F. D.; KER, R. R. F.; TEIXEIRA, G. A.; BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Avaliação da sobrevivência de indicadores bacterianos e vírus durante higienização de lodo de esgoto por secagem térmica em estufa agrícola. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1079-1089, 2018.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Drinking Water Parameter: Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive), 2017.
- PARK, S. G.; YAHATA, H.; KUROSAWA, K.; SHIN, H. T. Physical and Chemical Properties of Water Treatment Residue and the Characteristics of Red Pepper Growth By Using it. **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University**, v. 55, n. 1, p. 117–122, 2010.

PECK, A. M.; KUCKLICK, J. R.; SCHANTZ, M. M. Synthetic musk fragrances in environmental standard reference materials. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 387, n.7, p. 2381-2388, 2007.

PEDROZA, M. M.; LÔBO, R. N.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; SILVA, F.M. Lodo de esgoto doméstico: características físicas, químicas e biológicas. **Revista Multidebates**, v. 3, n.2, p. 206-218, 2019.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 17, p. 89-188, 2010.

PEREIRA, S. L. DE M. **Características Físicas, Químicas e Microbiológicas do Lodo das Lagoas da ETA Gramame**. Universidade Federal da Paraíba, 2011.

PEREIRA, V.E. **Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido**. 2011. 170 f. Dissertação (Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) -Universidade Estadual de Campinas. Campinas: UNICAMP, 2011.

PONCE-ROBLES, L.; RIVAS, G.; ESTEBAN, B.; OLLER, I.; MALATO, S.; AGÜERA, A. Determination of pesticides in sewage sludge from an agro-food industry using QuEChERS extraction followed by analysis with liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 409, n. 26, p. 6181-6193, 2017.

PORTELA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; SALES, A.; BARON, O. **Caracterização Físico-Química do Lodo Centrifugado da Estação de Tratamento de Água Passaúna** – Curitiba-PR. 22o Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária Ambiental, p. 10, 2003.

PRAKASH, N. B.; SOCKAN, V.; JAYAKARAN, P. Waste Water Treatment by Coagulation and Flocculation. **Certified International Journal of Engineering Science and Innovative Technology**, v. 3, n. 2, p. 2319–5967, 2014.

PŘIBYLOVÁ, P.; KLÁNOVÁ, J.; HOLOUBEK, I. Screening of short-and medium-chain chlorinated paraffins in selected riverine sediments and sludge from the Czech Republic. **Environmental pollution**, v. 144, p. 248-254, 2006.

PRINCE, M.M.; RUDER, A. M.; HEIN, M. J.; WATERS, M. A.; WHELAN, E. A.; NILSEN, N.; DAVIS-KING, K. E. Mortality and exposure response among 14.458 electrical capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). **Environmental Health Perspectives**, v.114, n.10, p.1508-1514, 2006.

QUEIROZ, F. B.; BRANDT, E. M. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; AFONSO, R. J. C. F. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in

UASB reactors operated at different hydraulic retention times. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2562-2569, 2012.

Quintana, N. R. G.; Carmo, M. S.; Melo, W. J. Comparação de custo do milho fertilizado com adubo industrial e com lodo de esgoto a custo zero. **Informações Econômicas**, p. 64-71, 2010.

RAK, J. R.; KUCHARSKI, B. Sludge Management in Water Treatment Plants. **Environment Protection Engineering**, v. 35, n. 2, p. 15–21, 2009.

RAMADAN, M. A.; FOUAD, H. A.; HASSANAIN, A. M. Reuse of Water Treatment Plant Sludge in Brick Manufacturing. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 4, n. 10, p. 1223–1229, 2008.

RAMOS, S.; HOMEM, V.; SANTOS, L. Development and optimization of a QuEChERS-GC–MS/MS methodology to analyse ultraviolet-filters and synthetic musks in sewage sludge. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2606-2614, 2019.

REALI, M. A. P.; SOUZA, A. G.; BARRETO, E.; CARVALHO, E. H.; BRANDÃO, J.; CORDEIRO, J. S.; PATRIZZI, L. J.; BERNARDO, L. D.; SCALIZE, P. S.; GONÇALVES, R. F.; PIOTO, Z. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Rio de Janeiro: Abes, 1999. 233 p. Projeto PROSAB.

RICHTER, C. A. **Resíduos das Estações de Tratamento de Água. In: Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Editora Edgard Blücher LTDA, 2001.

RODGER, G.K.; DAVIES, I.M.; MCHENERY, J.G. Effects of sewage sludge disposal on the sediment at the Garroch Head dump site, Firth of Clyde, Scotland. **The Science of the Total Environment**, v.119, p.133-156, 1992.

RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, C. E.; JELIĆ, A.; PEREIRA, M. A.; SOUSA, D. Z.; PETROVIĆ, M.; ALVES, M. M.; VICENT, T. Bioaugmentation of sewage sludge with *Trametes versicolor* in solid-phase biopiles produces degradation of pharmaceuticals and affects microbial communities. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 21, p. 12012–12020, 2012.

RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, C. E.; LUCAS, D.; BARÓN, E.; GAGO-FERRERO, P.; MOLINS-DELGADO, D.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; VICENT, T. Re-inoculation strategies enhance the degradation of emerging pollutants in fungal bioaugmentation of sewage sludge. **Bioresource technology**, v. 168, p. 180-189, 2014.

ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MARTÍ, E.; NAVALÓN-MADRIGAL, P.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 425, p. 99-109, 2012.

SÁNCHEZ-BRUNETE, C.; MIGUEL, E.; TADEO, J. L. Determination of organochlorine pesticides in sewage sludge by matrix solid-phase dispersion and gas chromatography–mass spectrometry. **Talanta**, v. 74, n.5, p. 1211-1217, 2008.

SANTOS, T. **Avaliação da detoxificação de associações de lodos de ETE e ETA pelo bioensaio de *Allium cepa***. 2018. 38 f. (Monografia) – Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2018.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLIH.B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.5, p. 831-840, 2001.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 487- 495, 2002.

SOMMAGGIO, L. R. D. *et al.* Evaluation of the potential agricultural use of biostimulated sewage sludge using mammalian cell culture assays. **Chemosphere**, v. 199, p. 10–15, 2018b. SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; LEVY, C. E.; MARIN-MORALES, M. A. Ecotoxicological and microbiological assessment of sewage sludge associated with sugarcane bagasse. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 147, p. 550-557, 2018a.

SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O; POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the *Daphnia* bioassay. **Water Research**, v. 39, n. 16, p. 3909-3917, 2005.

SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O; POVINELLI, J. Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. **Chemosphere**, v. 68, n. 4, p. 628-636, 2007.

SOUZA, N.C. **Avaliação de Micropoluentes Emergentes em Esgotos e Águas Superficiais**. 166 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

SRIVASTAVA, R; KUMAR, D; GUPTA, S. K. Bioremediation of municipal sludge by vermitechnology and toxicity assessment by *Allium cepa*. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 17, p. 1867-1871, 2005.

STEVENS, J. L.; NORTHCOTT, G. L.; STERN, G. A.; TOMY, G. T.; JONES, K. C. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks, and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 3, p. 462-467, 2003.

STIBOROVA, H.; WOLFRAM, J.; DEMNEROVA, K.; MACEK, T.; UHLIK, O. Bacterial community structure in treated sewage sludge with mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. **Folia microbiologica**, v. 60, n. 6, p. 531-539, 2015.

SUN, J.; ZHU, L.; PAN, L.; WEI, Z.; SONG, Y.; ZHANG, Y.; ZHAN, Y. Detection of methoxylated and hydroxylated polychlorinated biphenyls in sewage sludge in China with evidence for their microbial transformation. **Scientific reports**, v. 6, p. 1-9, 2016.

TAEK-KEUN, O. H.; NAKAJI, K.; CHIKUSHI, J.; PARK, S. G Effects of the application of water treatment sludge on growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.) and changes in soil properties. **Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University**, v. 55, n. 1, p. 15-20, 2010.

TAI, Y.; LI, Z.; MCBRIDE, M. B. Natural attenuation of toxic metal phytoavailability in 35-year-old sewage sludge-amended soil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 4, p. 241, 2016.

TAVARES, R. G. **A atenuação do alumínio do resíduo de estações de tratamento de água por vermicompostagem e adsorção**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 207, 2016.

TAVAZZI, S.; LOCORO, G.; COMERO, S.; SOBIECKA, E.; LOOS, R.; GANS, O.; GHIANI, M.; UMLAUF, G.; SUURKUUSK, G.; PARACCHINI, B.; CRISTACHE, C.; FISSIAUX, I.; RIUZ, A. A.; GAWLIK, B. M. Occurrence and levels of selected compounds in European Sewage Sludge Samples. Luxembourg: Publications Office of the European Union, P. 1- 74, 2012.

TEIXEIRA, F. A.; PIRES, A. V.; NASCIMENTO, P. V. N. Bagaço de cana-de-açúcar na alimentação de bovinos (Sugarcane pulp in the feeding of bovine). **Revista eletrônica de Veterinária - REDVET**, v. III, n. 6, p. 1-9, 2007.

TRABALLI, R. C; MAKIYA, I. K.; BREDI, C. C. Bases ecossustentáveis para o desenvolvimento urbano: potencial energético a partir de lodo de esgoto e resíduos sólidos. **III Encontro de sustentabilidade. Itajaí, Anais**, 2009.

TYAGI, M.; DA FONSECA, M. M. R.; DE CARVALHO, C. C. C. R. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. **Biodegradation**, v. 22, n. 2, p. 231-241, 2011.

URASE, T.; KIKUTA, T. Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. **Water Research**, v. 39, n. 7, p. 1289-1300, 2005.

VASUDEVAN, N.; RAJARAM, P. Bioremediation of oil sludge contaminated soil. **Environmental international** v.26, n. 5-6, p. 409-411, 2001.

VERLICCHI, P.; ZAMBELLO, E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: occurrence and environmental risk in the case of application on soil—a critical review. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 750-767, 2015.

VERSLYCKE, T. A.; VETHAAK, A. D.; ARIJS, K.; JANSSEN, C. R. Flame retardants, surfactants and organotins in sediment and mysid shrimp of the Scheldt estuary (The Netherlands). **Environmental pollution**, v. 136, p. 19-31, 2005.

VOULVOULIS, N.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Removal of organotins during sewage treatment: a case study. **Environmental Technology**, v. 25, n. 6, p. 733-740, 2004.

WANG, C., HU, X., CHEN, M. L., & WU, Y. H. Total concentrations and fractions of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants. **Journal of hazardous materials**, v. 119, n. 1-3, p. 245-249, 2005.

WANG, Y.; ZHANG, Q.; LV, J.; LI, A.; LIU, H.; LI, G.; JIANG, G. Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in sewage sludge of wastewater treatment plants in China. **Chemosphere**, v. 68, n. 9, p. 1683-1691, 2007.

WAQAS, M.; LI, G.; KHAN, S.; SHAMSHAD, I.; REID, B. J.; QAMAR, Z.; CHAO, C. Application of sewage sludge and sewage sludge biochar to reduce polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and potentially toxic elements (PTE) accumulation in tomato. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 16, p.12114-12123, 2015.

WEI, H.; GAO, B.; REN, J.; LI, A.; YANG, H. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608–631, 2018.

WILD, S. R.; BERROW, M. L.; JONES, K. C. The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 72, n. 2, p. 141-157, 1991.

WU, Q.; LIU, Z.; LIANG, J.; KUO, D. T.; CHEN, S.; HU, X.; LU, Y. Assessing pollution and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plants in China's top coal-producing region. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 2, p. 102, 2019.

XU, G. R.; YAN, Z. C.; WANG, Y. C.; WANG, N. Recycle of Alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 2–3, p. 663–669, 2009.

YAN, H.; ZHANG, C. J.; ZHOU, Q.; CHEN, L.; MENG, X. Z. Short-and long-chain perfluorinated acids in sewage sludge from Shanghai, China. **Chemosphere**, v. 88, n. 11, p. 1300-1305, 2012.

YANG, C.; MENG, X. Z.; CHEN, L.; XIA, S. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge from Shanghai, China: possible ecological risk applied to agricultural land. **Chemosphere**, v. 85, n. 3, p. 418-423, 2011.

YU, J. The foreground analysis of sewage sludge agriculture application in China. **Advanced Materials Research**, v.335, p. 1316-1320, 2011.

YU, J.; HU, J.; TANAKA, S.; FUJII, S. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in sewage treatment plants. **Water research**, v. 43, n. 9, p. 2399-2408, 2009.

YU, Y.; HUANG, Q.; CUI, J.; ZHANG, K.; TANG, C.; PENG, X. Determination of pharmaceuticals, steroid hormones, and endocrine-disrupting personal care products in sewage sludge by ultra-high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 399, n. 2, p. 891-902, 2011.

YU, Y.; WU, L. Analysis of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products in sewage sludge by gas chromatography–mass spectrometry. **Talanta**, v. 89, p. 258-263, 2012.

ZABOTTO, A. R.; GOMES, L. D. L.; BOAS, R. L. V.; KANASHIRO, S.; TAVARES, A. R. Nutrition and physiology of hybrid *Eucalyptus urograndis* in soil fertilized with sewage sludge. **Emirates Journal of Food and Agriculture**, v. 32, p. 19-24, 2020.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006. 478p.

ZATTA, P.; GOBBO, S.; ROCCO, P.; PERAZZOLO, M.; FAVARATO, M. Evaluation of heavy metal pollution in the Venetian lagoon by using *Mytilus galloprovincialis* as biological indicator. **The Science of the Total Environment**, v. 119, p. 29-41, 1992.

ZENG, L.; WANG, T.; WANG, P.; LIU, Q.; HAN, S.; YUAN, B.; JIANG, G. Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant. **Environmental science & technology**, v. 45, n.13, p. 5529-5535, 2011.

ZENG, X.; SHENG, G.; XIONG, Y.; FU, J. Determination of polycyclic musks in sewage sludge from Guangdong, China using GC–EI–MS. **Chemosphere**, v. 60, n. 6, p. 817-823, 2005.

ZHANG, H.; XIAO, K.; LIU, J.; WANG, T.; LIU, G.; WANG, Y.; JIANG, G. Polychlorinated naphthalenes in sewage sludge from wastewater treatment plants in China. **Science of the total environment**, v. 490, p. 555-560, 2014.

ZHAO, Y.; LIU, R.; AWE, O. W.; YANG, Y.; SHEN, C. Acceptability of land application of alum-based water treatment residuals—an explicit and comprehensive review. **Chemical Engineering Journal**, v. 353, p. 717-726, 2018

ZUFIAURRE, R.; OLIVAR, A.; CHAMORRO, P.; NERÍN, C.; CALLIZO, A. Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses. **Analyst**, v. 123, n.2, p. 255-259, 1998.

Artigo 2: Avaliação dos efeitos fitotóxicos e do potencial agrônômico de lodo de Estação de Tratamento de Água submetido a processo de bioestimulação

RESUMO

Durante o processo de tratamento de água, são formados resíduos, dentre eles um de característica sólida, denominado de lodo de tratamento de água (LA). Esse resíduo, geralmente, é descartado em aterros sanitários ou nos leitos de rios, causando problemas ao ecossistema associado. Da mesma forma, os tratamentos das águas residuais também geram subprodutos, denominados de lodo de ETE (LE), que acumulam inúmeros contaminantes. Por essa razão, existe hoje uma real necessidade de ações que permitam um destino mais sustentável para ambos os resíduos, dentre elas a aplicação de processos de detoxificação, por biorremediação/bioestimulação. Na bioestimulação podem ser usados subprodutos agroindustriais capazes de promover uma melhor aeração do sistema de decomposição e, assim, uma melhor eficiência na detoxificação do resíduo alvo do processo. Este estudo teve como objetivo avaliar a efetividade da detoxificação de LA, pela associação desse resíduo com LE e com os agentes bioestimulantes fibra de coco (FC) e composto exaurido (CE) do fungo lignolítico *Pleurotus ostreatus* (LE; LA; LA+FC; LA+FC+CE; LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE), em 4 diferentes tempos de biorremediação (T1 = 0 dias, T2 = 30 dias, T3 = 90 dias e T4 = 150 dias), por meio do bioensaio de fitotoxicidade com *L. sativa*, bem como o potencial agrônômico dos compostos biorremediados por 150 dias, pelos bioindicadores *L. sativa* e *Z. mays*. Após 150 dias de biorremediação, os compostos biorremediados foram adicionados ao solo para o plantio de plântulas de *L. sativa* e *Z. mays*. Decorrido 15 dias de cultivo para milho e 30 dias para alface, as duas espécies de plantas foram coletadas para serem realizadas as análises biométricas da raiz e caule e contagem do número de folhas presentes no vegetal, assim como análise da biomassa seca. Pelos testes de fitotoxicidade, foi observado que todas as amostras do T1 ao T3 induziram toxicidade ao bioindicador, com exceção de LA+FC, que estimulou o crescimento da radícula e do hipocótilo das sementes em todos os períodos. Em T4, todas as amostras estimularam o crescimento de *L. sativa*. A avaliação do potencial agrônômico demonstrou que as amostras não apresentaram diferença estatística significativa para a raiz de alface, em relação ao solo referência, enquanto que para milho a mistura LA+FC+LE diminuiu o comprimento da raiz. Quanto ao comprimento do caule, todas as amostras estimularam o crescimento desse órgão em *L. sativa*, enquanto que para o milho, apenas LA+FC estimulou o comprimento caulinar.

Em relação ao número de folhas, as amostras LA+FC e LA+FC+LE+CE induziram ao aumento da quantidade de folhas de alface, enquanto que para o milho esse aumento foi observado apenas nas plantas cultivadas em LA+FC. Para o parâmetro biomassa seca, foi observado que houve diminuição significativa apenas para as raízes de milho submetidas as associações de LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE. Com esse estudo, pode-se concluir que, após 150 dias, os compostos biorremediados deixaram de ser tóxicos para *L. sativa* e que a fibra de coco foi um bom agente estimulante para o processo de biorremediação de LA. No entanto, os ensaios também mostraram a necessidade de monitoramento do processo de biorremediação de LA, antes do produto biorremediado ser usado na agricultura, pois algumas amostras induziram uma diminuição da massa seca nas plântulas de milho.

Palavras-Chave: resíduo sólido; lodo de ETE; biorremediação; fibra de coco; *Pleorotus ostreatus*; *Lactuca sativa*; *Zea mays*.

1 INTRODUÇÃO

Os tratamentos de águas brutas e de águas residuais, realizados em Estações de Tratamento de Água (ETA) e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), respectivamente, têm como objetivo reduzir ou eliminar a carga poluidora dessas águas, e também atenuar possíveis danos que as águas residuais possam promover aos recursos hídricos (CARVALHO; OLIVEIRA, 2010). Entretanto, durante tais processos são gerados resíduos com potencialidade tóxica, como os de ETA, proveniente da etapa de decantação (NAIR; AHAMMED, 2015), e de ETE, derivados dos estágios de sedimentação executados ao longo dos tratamentos primário e secundário dos efluentes (ROIG *et al.*, 2012; ANG *et al.*, 2015).

Atualmente são produzidos, mundialmente, milhões de toneladas de lodos de ETA e ETE, valores estes que vem sendo acrescidos, anualmente, em decorrência do aumento populacional e, conseqüentemente, das atividades industriais (KHAN *et al.*, 2013).

O subproduto sólido derivado das ETA, denominado de lodo de tratamentos de águas brutas (LA), é composto basicamente por 95% de água (ASSIS, 2014) e cerca de 2,5 % de sólidos (RICHTER, 2001). No LA, são encontradas partículas de material geológico da região, como areia, argila e silte (BABATUNDE; ZHAO, 2007). Além disso, este resíduo contém alguns macronutrientes e micronutrientes, tais como cálcio, magnésio, ferro e manganês, respectivamente (PORTELLA *et al.* 2003). Acquolini (2017) destaca ainda que o LA pode apresentar altas concentrações de alumínio e ferro, devido a utilização de coagulantes químicos, como o sulfato de alumínio e cloreto férrico, usados no processo de tratamento da água. Assim, o tratamento de água, realizado para minimizar danos, principalmente à saúde humana, pode carrear para os recursos hídricos um grande aporte de compostos químicos, como o Fe e o Al, que, de acordo com Muisa, Hoko e Chifamba (2011), podem ser deletérios para a biota endêmica do local impactado.

Diferentemente do LA, que apresenta baixa carga orgânica, o lodo de ETE (LE) é composto por, aproximadamente, 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo que 70% desses sólidos são constituídos por matéria orgânica (FERNANDES, 2000; MELO; MARQUES, 2000). Além desses elementos, podem ser encontrados neste lodo, macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio) (KEPKA *et al.* 2016), micronutrientes (zinco, boro, ferro, cobre e selênio), metais e microrganismos patogênicos (BETTIOL; CAMARGO, 2006). O LE pode ainda conter diversos compostos químicos tóxicos, que são, potencialmente, deletérios para os ecossistemas (BOSSI *et al.*, 2008; CUNNINGHAM *et al.*, 2012; HEIDLER; HALDEN, 2007; PONCE-ROBLES *et al.*, 2017), e contaminantes emergentes, pertencentes aos

grupos dos hormônios como estronas, estrióis, estradióis e etinilestradiol (FIJALKOWSKI *et al.*, 2017; MAZZEO *et al.*, 2016).

Há, atualmente, uma grande preocupação quanto à disposição dos LA, porque estes resíduos, mesmo apresentando compostos ambientalmente tóxicos, muitas vezes, são irregularmente lançados, *in natura*, nos corpos hídricos adjacentes às Estações de Tratamento de Água (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; ODIMEGWU *et al.*, 2018). Uma outra preocupação semelhante acontece com respeito aos LE, pois, de acordo com Gianico *et al.* (2013), esses resíduos também apresentam toxicidade, como a do LA, fato este que aponta para a necessidade de dar a eles um destino também ambientalmente seguro.

Dentre as possíveis alternativas de disposição segura de lodos de LA e LE, destaca-se a reciclagem desses resíduos por processos de biorremediação. Esses processos podem minimizar seus efeitos tóxicos, permitindo assim o uso dos mesmos como fertilizantes agrícolas. As aplicações destes lodos para esse fim são justificadas pelo fato do LA poder ser utilizado como substrato, em substituição ao solo, por conter substâncias sedimentares e húmicas (DASSANAYAKE *et al.*, 2015). Já a sugestão da utilização do LE em solos agrícolas vem da sua composição rica em compostos orgânicos e nutrientes, como o nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, zinco e manganês (GIANICO *et al.*, 2013; MCGEEHAN, 2012), constituição esta que pode permitir o fornecimento de elementos essenciais ao crescimento das plantas (FARIA *et al.*, 2017; IQBAL *et al.*, 2010).

Pesquisa realizada por Bitencourt e Monteiro (2021) com LA compostado com bagaço de cana e *Pleurotus sajor-caju* mostraram que esse material testado promoveu um aumento de 26,96% no crescimento das raízes de *Z. mays* L, na concentração de 10 g/kg⁻¹. Rocha *et al.* (2015) avaliaram o crescimento de *Eucalyptus urograndis*, cultivados, por 45 dias, em diferentes proporções de LA (10% a 100%). Os autores concluíram que o LA foi viável para ser usado como substrato de produção das mudas, em proporções de até 50%. De acordo com Silva *et al.* (2018), o uso de LE associado a casca de palmito pupunha, foi viável para ser usado como substrato na produção de mudas de *Eucalyptus urograndis*, para doses acima de 4,0 g/dm⁻³. Frente à sua composição rica em matéria orgânica, o LE apresenta alto potencial para ser utilizado também como adubo seco. Morais, Oliveira e Diogo (2021) constataram que houve aumento da emergência de plântulas de *Vigna unguiculata* adubadas com esse tipo de lodo.

Como citado anteriormente, apesar de ambos os lodos possuírem características vantajosas à destinação agrícola, eles podem conter contaminantes capazes de causar danos ao meio ambiente (LU *et al.*, 2015; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016). Atualmente, têm sido desenvolvidas algumas tecnologias a fim de proporcionar a detoxificação desses lodos com a

finalidade de utilizá-los como insumo agrícola (MAZZEO *et al.*, 2015; SOMMAGGIO *et al.*, 2018a). Dentre elas, destacam-se a biorremediação, que visa promover a estabilização dos lodos e a eliminação de sua carga tóxica (MAZZEO *et al.*, 2015; 2020), e a bioestimulação, que consiste na adição de compostos capazes de favorecer a aeração do solo e, conseqüentemente, estimular o crescimento microbiano, o que permite a melhor degradação dos compostos tóxicos desses resíduos pela microbiota presente (SOMMAGGIO *et al.*, 2018b).

Frente aos possíveis efeitos deletérios promovidos pelos LA e do LE, fica evidente a importância de se avaliar o potencial tóxico desses resíduos, para garantir uma maior segurança do seu uso como aditivo agrícola. A espécie *L. sativa* caracteriza-se como um bioindicador interessante para testes de fitotoxicidade, por apresentar alta sensibilidade a compostos tóxicos, por possuir germinação rápida e uniforme, por possibilitar a execução de ensaios de baixo custo e por ser uma espécie de fácil cultivo (GRYCZAK *et al.*, 2018).

A indicação de um produto como fertilizante agrícola exige avaliações que comprovem o seu potencial agrônomo. Assim, um material obtido em processo de biorremediação, para fins agrícolas, deve, necessariamente, ser submetido a análise de seu potencial agrônomo. De acordo com Resende *et al.* (2012), esses testes devem ser realizados com plantas que apresentem facilidade de manejo em vasos, rusticidade, tamanho moderado, rápido desenvolvimento e elevada absorção de nutrientes. As espécies *Lactuca sativa* (alface) e *Zea mays* (milho) são plantas que contemplam essas características descritas, portanto, normalmente utilizadas para esse fim (MESSIAS, 2013). A avaliação é feita pelos parâmetros mensuráveis, como comprimento radicular (cm), altura do colo até o meristema apical caulinar (cm), número de folhas e pesos secos dos diferentes órgãos das plantas (raiz, caule e folha). Os resultados obtidos nos tratamentos são comparados, estatisticamente, com os do solo controle (testemunha). Devido à importância de se investigar as possibilidades de utilização agrícola do LA e LE na agricultura, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência do processo de biorremediação, realizada por bioestimulação com fibra de coco (FC) e/ou composto exaurido (CE) do fungo lignolítico *Pleurotus ostreatus*, na detoxificação desse lodo. Essa avaliação foi feita por meio de ensaios de fitotoxicidade, realizados com o bioindicador *L. sativa*. Complementarmente aos estudos de fitotoxicidade, foi também avaliado o potencial agrônomo dos compostos biorremediados, para as culturas de *L. sativa* e *Z. mays*, por meio de análises biométricas dos diferentes órgãos das plântulas expostas aos produtos obtidos na biorremediação.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Material e preparo das amostras

O LA utilizado neste estudo foi obtido na Estação de Tratamento (ETA I) – José Maria Pedroso e o LE na Estação de Tratamento de Esgoto (Jardim Conduta), ambas da cidade de Rio Claro-SP, Brasil. Todas as coletas foram realizadas em 2019. Foram utilizados, como agentes bioestimulantes, a fibra de coco (FC) e o composto exaurido (CE) do cogumelo Shimeji (*Pleurotus ostreatus*), para aumentar a porosidade das amostras e fornecer uma fonte adicional de nutrientes, respectivamente. As amostras coletadas foram usadas no preparo das associações, que foram avaliadas no presente estudo, como segue: LA; LE; LA+FC (1:1 v/v); LA+FC+CE (2:1:1 v/v); LA+FC+LE (2:1:1 v/v) e LA+FC+LE+CE (3:1:1:1 v/v).

2.2 Organização do teste

O processo de biorremediação aplicado neste estudo foi realizado em cubas de material inerte (inox), com dimensões de 24 cm de largura, 20 cm de altura e 30 cm de comprimento, com capacidade de 14 L. As cubas foram forradas, previamente, com uma camada de bolas de vidro maciço, de cerca de 1cm de diâmetro, com o intuito de simular a camada porosa do solo e, posteriormente, foram adicionadas as misturas sobre elas. As cubas foram mantidas no Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro, em local coberto e sob temperatura ambiente. Por se tratar de um sistema aberto, as amostras foram regadas, diariamente, com água destilada, para garantir as condições necessárias para o crescimento e manutenção dos microrganismos. Para cada mistura estudada, foram montadas três cubas (experimentos em triplicata). O LA estudado foi avaliado logo após a sua coleta na ETA (T1) e após três períodos de biorremediação, sendo estes T2 (1 mês), T3 (3 meses) e T4 (5 meses).

2.3 Obtenção do extrato aquoso

A obtenção dos solubilizados (fase líquida) das associações estudadas foi baseada na norma ABNT NBR 10.006 (2004), adicionando 25 g de cada amostra (referente ao seu peso seco) em 100 mL de água ultrapura, seguido por agitação constante por 5 minutos. Entretanto, foi necessário adicionar mais água no sistema, a fim de conseguir obter fase líquida suficiente para análise. Para isso, foram adicionadas 300 mL de água ultrapura na amostra do LE e 200 mL nas amostras do LA+FC, LA+FC+CE, LA+FC+ LE e LA+FC+ LE+CE. Após 7 dias de decantação em temperatura à 22 °C em estufa BOD sem fotoperíodo, a fase líquida das diferentes amostras foram coletadas e filtradas com o auxílio de um sistema de filtração em membrana com 0,45 µm de porosidade.

2.4 Ensaio de fitotoxicidade com *Lactuca sativa*

Os testes de fitotoxicidade foram realizados com sementes de *L. sativa* (variedade alface creSPA) dispostas em placas de Petri umedecidas com 4 mL do extrato aquoso de cada uma das associações e todos os tempos de biorremediação (T1, T2, T3 e T4) testados. Vinte sementes foram expostas à germinação por placa. Os experimentos foram realizados em quintuplicata, sem fotoperíodo. A germinação ocorreu em estufa BOD sem fotoperíodo, em temperatura controlada de 22 ± 2 °C, por 120 horas. O controle negativo (CN) foi realizado com água de osmose reversa e o controle positivo (CP) com sulfato de zinco heptahidratado (0,05 M). Transcorridas 120 h de exposição, foram contabilizadas as sementes germinadas, para a obtenção da porcentagem de germinação. Já o índice de germinação (IG) foi calculado pela multiplicação da porcentagem de germinação pelo índice de crescimento radicular de cada tratamento. Os resultados do desenvolvimento do hipocótilo e da radícula foram obtidos pela mensuração, com o auxílio de um paquímetro, dos comprimentos dessas duas estruturas. Os resultados obtidos foram comparados pelo teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

2.5 Avaliação do potencial agrônômico do composto biorremediado

Para avaliação do potencial agrônômico foram utilizadas apenas as amostras do T4, sendo elas: LA; LE; LA+FC; LA+FC+CE; LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE, as quais foram processadas independentemente. Primeiramente, as amostras foram misturadas com solo referência (coletado do Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro) na proporção de 1:1 – v:v, para serem usadas para preencher vasos plásticos com capacidade de 400ml. Foram preenchidos 5 vasos/tratamento/bioindicador vegetal a ser testado (experimento em quintuplicata).

Os ensaios com *L. sativa* foram desenvolvidos conforme descrito por Gascó *et al.* (2016), com algumas adaptações. Neste ensaios, cada vaso recebeu 1 plântula de alface, totalizando 5 plantas experimentadas/tratamento. Os vasos foram mantidos em casa de vegetação (temperatura ambiente), por 30 dias. Já os ensaios realizados com *Z. mays* foram adaptados da metodologia descrita por Messias (2013), onde foram usados 5 vasos/tratamentos, (experimento em quintuplicata), contudo, neste ensaio, cada vaso recebeu 5 sementes de *Z. mays*. Após a germinação de 50% das sementes submetidas ao tratamento controle negativo (CN), realizado com solo referência, foi feito um desbaste nos vasos, deixando apenas uma plântula de

milho/vaso. A escolha da planta foi feita pelo critério de uniformidade de aspecto com as do CN. O experimento transcorreu por mais 14 dias em casa de vegetação (temperatura ambiente).

Decorrido os períodos de experimentação correspondente a cada espécie vegetal, foram realizadas análises biométricas das plantas, por meio de coletas destrutivas para análise do comprimento radicular (cm), da altura do colo até o meristema apical caulinar (cm) e do número de folhas. Para a análise da biomassa (g), os diferentes órgãos das plantas (raiz, caule e folha) foram dissecados e acondicionados, separadamente, em sacos de papel e submetidos à secagem em estufa de circulação forçada de ar a 60 °C, até a obtenção de massa constante. Os resultados das medidas desses parâmetros foram comparados aos resultados das plantas cultivadas no solo controle. A análise estatística foi realizada pelo teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ensaio de fitotoxicidade e crescimento da radícula e hipocótilo de *Lactuca sativa*

O processo de biorremediação têm sido uma alternativa viável para o tratamento prévio de resíduos, com o intuito de biodegradar poluentes de matrizes contaminadas, utilizando microrganismos capazes de transformar os poluentes em compostos inócuos (BERTICELLI *et al.*, 2016). Mazzeo *et al.* (2015) destacam que é de suma importância a realização de bioensaios que avaliem os efeitos isolados ou sinérgicos de poluentes com potencial risco ambiental. Uma das espécies que vem sendo amplamente utilizada como bioindicador de fitotoxicidade de efluentes domésticos e industriais é a *L. sativa* (ANDRADE *et al.*, 2010).

Os resultados obtidos no presente estudo, referentes à porcentagem de germinação e índice de germinação (IG) das sementes expostas aos extratos aquosos das amostras das associações preparadas com LA, LE e os bioestimulantes fibra de coco e composto exaurido de fungos, estão apresentados nas tabelas 1 e 2, respectivamente.

Tabela 1. Germinação de sementes de *Lactuca sativa* submetida a diferentes amostras solubilizadas de lodo de ETA associado a lodo de ETE e a agentes bioestimulantes, como à fibra de coco e o composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*.

Amostras	Germinação (%)			
	T1	T2	T3	T4
CN	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
CP	62,84 ± 12,20	69,36 ± 3,63	82,04 ± 9,46	95,07 ± 10,29
LE	22 ± 36,17	-	-	-
LA	97 ± 6,70	100,05 ± 3,62	96,84 ± 2,88	108,33 ± 9,26
LA+FC	95 ± 6,12	99,05 ± 4,27	102,16 ± 4,75	108,57 ± 10,73
LA+FC+CE	87,89 ± 8,33	98,94 ± 2,35	104,32 ± 5,92	107,38 ± 9,46
LA+FC+LE	63,78 ± 14,02	89,94 ± 14,11	101,05 ± 4,40	108,25 ± 6,87
LA+FC+LE+CE	92,78 ± 8,77	94,89 ± 3,53	97,95 ± 10,31	110,80 ± 9,87

CN: controle negativo; CP: controle positivo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*; T1: tempo 1 (0 dias do processo de biorremediação); T2: tempo 2 (30 dias após o início da biorremediação); T3: tempo 3 (90 dias após o início da biorremediação); T4: tempo 4 (150 dias após o início da biorremediação); - : não houve avaliação da amostra de LE.

Tabela 2. Índice de germinação de *Lactuca sativa* submetida a diferentes amostras solubilizadas de lodo de ETA associado a lodo de ETE e a agentes bioestimulantes, como o composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*

Amostras	Índice de Germinação (%)			
	T1	T2	T3	T4
CN	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
CP	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
LE	3,54 ± 7,75	-	-	-
LA	58,74 ± 14,16	95,72 ± 28,07	61,34 ± 11,73	141,95 ± 21,31
LA+FC	131,19 ± 19,77	160,46 ± 42,04	80,23 ± 15,16	188,38 ± 38,91
LA+FC+CE	17,56 ± 8,81	63,05 ± 24,37	58,81 ± 8,45	160,32 ± 39,02
LA+FC+LE	1,74 ± 0,89	16,19 ± 9,78	40,04 ± 3,30	133,83 ± 25,62
LA+FC+LE+CE	10,20 ± 5,09	23,46 ± 12,62	33,26 ± 9,74	153,42 ± 56,15

CN: controle negativo; CP: controle positivo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*; T1: tempo 1 (0 dias do processo de biorremediação); T2: tempo 2 (30 dias após o início da biorremediação); T3: tempo 3 (90 dias após o início da biorremediação); T4: tempo 4 (150 dias após o início da biorremediação); - : não houve avaliação da amostra de LE.

Os dados indicam que apenas os tratamentos LE e LA+FC+LE, correspondentes ao tempo inicial (T1), foram capazes de inibir a germinação das sementes, quando comparadas ao CN. Esses dados são concordantes aos de Venegas, Leiva e Vidal (2018), cujos ensaios realizados com sementes de *L. sativa* expostas a amostras contendo LE mostram índice de germinação inferior a 50%. Assim como o resultado aqui apresentado, El Fels *et al.* (2014) demonstraram,

em seus estudos realizados com misturas contendo resíduos lignocelulósicos e LE, que houve inibição da germinação de vegetais como o nabo e a alface para o tempo inicial do processo de co-compostagem. A inibição do crescimento observada no presente estudo, durante o T1, pode estar associada com a disponibilidade de produtos tóxicos derivados da degradação durante a fase de estabilização das amostras (CHAPMAN; LYNCH, 1983). Estudos realizados por Mena *et al.* (2003) mostraram que o período inicial do processo de compostagem do LE pode apresentar compostos tóxicos para as sementes, promovendo assim a inibição da sua germinação. Os autores observaram ainda que pode haver redução dessa toxicidade, ao longo dos períodos de compostagem testados. Tais autores relacionaram o decaimento da toxicidade das sementes com uma possível estabilização da matéria orgânica. Os resultados acima apresentados (Mena *et al.* (2003) são semelhantes aos do presente estudo, uma vez que as sementes expostas as amostras LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE apresentaram baixa porcentagem de germinação, apenas para o tempo inicial de biorremediação. Ao decorrer do processo, a porcentagem de germinação dessas amostras foi aumentando gradativamente. Provavelmente a diminuição da toxicidade, observada para essas misturas, também está relacionada com a estabilização da matéria orgânica.

Quanto ao IG, foi possível observar um efeito fitotóxico para as associações avaliadas nos tempos T1 e T2, quando comparadas ao CN, exceto para a amostra LA+FC, que apresentou uma estimulação de 31,19 %, no tempo 1, e 60,46 %, no tempo 2. Sendo assim, pode-se notar que a FC atuou como um bom agente de volume, contribuindo para a estimulação do crescimento de *L. sativa*, provavelmente por proporcionar maior aeração ao substrato e, conseqüentemente, melhores condições microbiológicas de degradação dos compostos tóxicos presentes no substrato. Após 1 mês do processo, pôde-se observar que houve redução da toxicidade da amostra LA, em comparação com o T1. Contudo, após 3 meses de biorremediação, todas as amostras apresentaram um IG estatisticamente significativo, quando comparados com o CN. Tal resultado indica que o intervalo de 90 dias após o início da biorremediação não foi suficiente para detoxificar os lodos e que, provavelmente, houve biodisponibilização de compostos potencialmente fitotóxicos, ou a formação de subprodutos mais tóxicos que os presentes inicialmente no LA.

Os resultados relacionados ao crescimento da radícula e hipocótilo de *L. sativa*, dos tratamentos realizados com os diferentes tempos de biorremediação estão apresentados na figura 1 (A-D).

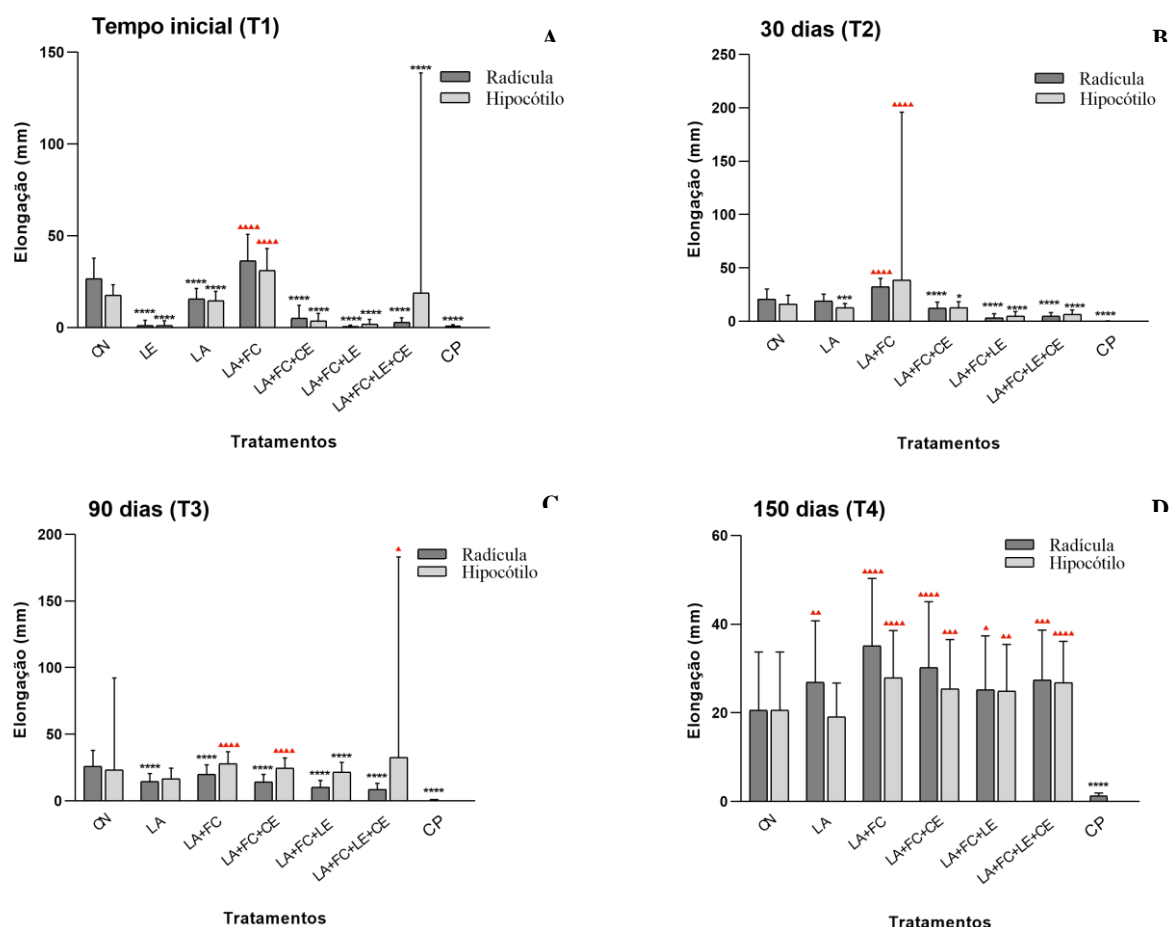


Figura 1. Resultado dos bioensaios de crescimento da radícula e hipocótilo em *Lactuca sativa*. CN: controle negativo; CP: controle positivo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC:fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*; T1: tempo 1 (0 dias do processo de biorremediação); T2: tempo 2 (30 dias após o início da biorremediação); T3: tempo 3 (90 dias após o início da biorremediação); T4: tempo 4 (150 dias após o início da biorremediação). *: diferença significativa em relação ao CN, para fitotoxicidade; ▲: diferença significativa em relação ao CN, para estimulação do crescimento (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

Os resultados dos testes de alongação radicular e comprimento do hipocótilo demonstram que todos os tratamentos do T1 foram fitotóxicos para as sementes de *L. sativa* (Figura 1 - A) com exceção da amostra LA+FC, que estimulou tanto o crescimento da radícula como do hipocótilo. Durante a fase de germinação, as sementes passam por mudanças fisiológicas que decorrem em maior sensibilidade a fatores de estresse ambiental (WANG; FREEMARK, 1995). Bitencourt (2016), dentre tais estresses destaca, a presença de componentes metálicos presente no LA, como alumínio (Al) e o ferro (Fe). A fitotoxicidade observada para a amostra de LA testada, pode estar relacionada com a existência de ferro na amostra, uma vez que esse tipo de lodo contém altas concentrações desse metal, devido ao uso

de cloreto férrico usado na etapa de coagulação do processo de tratamento de água aplicado (PARSONS; JEFFERSON, 2006). O ferro é um micronutriente essencial ao desenvolvimento das plantas e está diretamente relacionado a muitas atividades metabólicas. Entretanto, altas concentrações desse metal podem afetar o metabolismo de vegetais (ADAMSKI *et al.*, 2011) e aumentar a produção de EROs (espécies reativas de oxigênio), como o peróxido de hidrogênio, ânion superóxido e radical hidroxil (SILVEIRA *et al.*, 2007). Li *et al.* (2015), verificaram que houve inibição da alongação radicular de plantas do gênero *Arabidopsis* expostas à teores excessivos de Fe. Zhang *et al.* (2012) cita que a raiz é o primeiro órgão a ter contato direto com os metais, tornando-se assim o primeiro alvo da toxicidade por Fe. Possivelmente, por essa razão, as sementes de *L. sativa* expostas aos tratamentos contendo LA apresentaram redução do comprimento radicular, quando comparadas ao controle negativo.

Os resultados indicam que as associações compostas por LE também foram fitotóxicas para *L. sativa*, comprovada pela inibição do crescimento radicular e do hipocótilo da planta, quando comparado com o grupo controle. Mazzeo *et al.* (2020) relataram resultados similares de inibição de alongação do comprimento de raízes de *L. sativa*, em seus estudos realizados com lodo de esgoto anaeróbico e aeróbico. Assim como os estudos de Maziviero (2011), o presente estudo indica que misturas complexas, como o LE, podem apresentar substâncias que, mesmo em baixas concentrações, conferem, por sinergismo, toxicidade às misturas. Além disso, é fundamental considerar que as características dos lodos são variadas, visto que possuem em sua composição outros metais e contaminantes orgânicos que são potencialmente tóxicos às plantas (MIGUEL *et al.*, 2010).

Dentre os extratos aquosos, obtidos após 30 dias (T2) de biorremediação (Figura 1 - B), pôde-se notar que o tratamento com LA não induziu diferença significativa de alongação radicular, em relação ao CN. Entretanto, os tratamentos compostos por LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE apresentaram diminuição da alongação radicular. Em relação ao comprimento do hipocótilo, as associações de LA, LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE induziram redução no comprimento dessas estruturas. Mesmo que tenha sido evidenciado que o tratamento com o extrato aquoso de LA+FC+CE provocou fitotoxicidade para alface, foi possível perceber que houve redução no grau de significância da toxicidade, em comparação com o T1. Assim como no T1, a associação de LA+FC do T2, (30 dias de biodegradação) estimulou o crescimento da radícula e hipocótilo das sementes expostas.

O tratamento com o extrato aquoso de LA, referente à 90 dias de biorremediação (T3) (Figura 1 - C), ocasionou a diminuição do comprimento da radícula, mas não do hipocótilo, resultado este contrário ao observado no T2, onde não houve toxicidade para o parâmetro de

elongação da radícula, mas houve para a elongação do hipocótilo. Além disso, as amostras LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE foram fitotóxicas para o bioindicador, causando diminuição no comprimento da radícula e do hipocótilo, quando comparadas ao CN. No entanto, as amostras contendo CE em sua mistura demonstraram aumento no comprimento do hipocótilo, assim como LA+FC. Pardo-Giménez e Pardo-González (2008) afirmaram que o composto exaurido de *Pleurotus ostreatus* é um agente com potencial para ser utilizado em processos de biorremediação. No entanto, vale ressaltar que este período de biorremediação não foi suficiente para promover a detoxificação dos lodos estudados e que, provavelmente, ainda existam alguns compostos potencialmente fitotóxicos biodisponíveis em sua composição.

Os resultados do estudo aqui apresentado demonstram que as amostras referentes ao período de 150 dias de biorremediação (T4) (Figura 1 – D) não causaram diminuição em nenhum dos órgãos de *L. sativa*, evidenciando assim, que o lodo biorremediado e bioestimulado, nesse período de tempo, não induz fitotoxicidade ao bioindicador, em relação aos parâmetros de comprimento da radícula e hipocótilo analisados.

Pelos resultados apresentados, pode-se inferir que a FC parece ter atuado como um bom agente estimulante nas associações de LA estudado, enquanto que, para o LE, a associação de FC e CE foi a mais efetiva como bioestimulante, possivelmente por contribuir com o aporte de nutrientes para os microrganismos, sendo então mais eficientes para biodegradar os compostos tóxicos presentes neste resíduo. De acordo com Singh, Ahlawat e Rajor (2012), o composto exaurido de fungos é um bom agente adsorvente de diversas moléculas. Os autores afirmam ainda que esse composto pode conter uma vasta comunidade de bactérias e fungos heterotróficos, como *Schizophyllum commune*, *Aspergillus fumigatus* e *Bacillus sp* que, possivelmente, auxiliam na oxidação de xenobióticos

3.2 Crescimento de *Lactuca sativa* e *Zea mays*

Conforme descrito por Ahmad; Ahmad; Alam (2016), o lançamento de LA em corpos hídricos pode ocasionar inúmeros prejuízos ambientais. É sabido também que o descarte incorreto de LE têm causado grande preocupação em relação aos impactos que este resíduo pode gerar no ambiente, pois esse lodo pode apresentar diversos poluentes orgânicos, compostos metais e microrganismos patogênicos em sua composição (GIANICO *et al.*, 2013).

Atualmente, existem várias possibilidades para disposição final de LA e LE, que não agridem o ambiente e que são economicamente viáveis. Dentre estas alternativas destaca-se a utilização desses resíduos na agricultura. Alguns países, como o Reino Unido (GRAY, 2010),

a Espanha (BARNETO *et al.*, 2009) e a China (YU, 2011), já são adeptos ao uso de LE na agricultura. No entanto, é importante ressaltar que a utilização tanto do LA como do LE na agricultura, deve ser feita, apenas, após a sua total desinfecção (CINCINELLI *et al.*, 2012).

A avaliação do potencial fitotóxico dos lodos, realizado com o bioindicador *L. sativa*, bem como a do potencial agrônômico de compostos biorremediados, estimado por meio de bioensaios com os bioindicadores vegetais *Z. mays* (monocotiledônea) e *L. sativa* (dicotiledônea), têm sido realizada com o intuito de avaliar os impactos que esses resíduos podem causar no ambiente, bem como para garantir a segurança fitossanitária de culturas que eventualmente recebam esses resíduos como fertilizantes agrícolas (ZANATTA, 2014).

Os resultados da avaliação do comprimento radicular (cm), do meristema caulinar (cm) e do número de folhas (Figuras 4 e 5), bem como os dados obtidos com a análise da biomassa seca (g), referente aos diferentes órgãos (raiz, caule e folhas) das plântulas de *L. sativa* e *Z. mays* estão apresentados a seguir, nas figuras de 2 a 7.

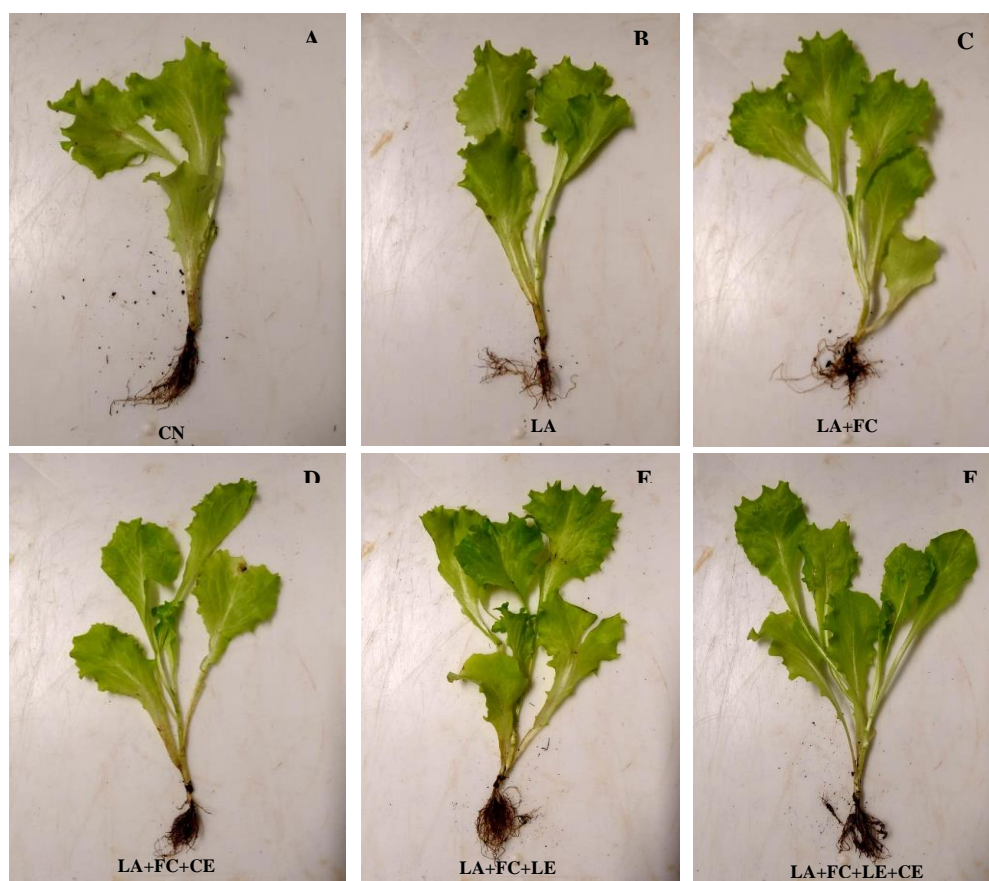


Figura 2: Plântulas da espécie *Lactuca. sativa* cultivadas em diferentes amostras biorremediadas associadas ao solo referência, após 150 dias de biorremediação (T4: tempo 4). CN: controle negativo; CP: controle positivo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*. **A:** plântulas cultivadas em solo referência. **B:** plântulas cultivadas em LA+solo. **C:** plântulas cultivadas em LA+FC+solo. **D:** plântulas cultivadas em LA+FC+CE+solo. **E:** plântulas cultivadas em LA+FC+LE+solo. **F:** plântulas cultivadas em LA+FC+LE+CE+solo.



Figura 3: Plântulas da espécie *Zea mays* desenvolvidas em diferentes amostras biorremediadas associadas ao solo referência após 150 dias de biorremediação (T4: tempo 4). CN: controle negativo; CP: controle positivo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*. **A:** plântulas cultivadas em solo referência. **B:** plântulas cultivadas em LA+solo. **C:** plântulas cultivadas em LA+FC+solo. **D:** plântulas cultivadas em LA+FC+CE+solo. **E:** plântulas cultivadas em LA+FC+LE+solo. **F:** plântulas cultivadas em LA+FC+LE+CE+solo.

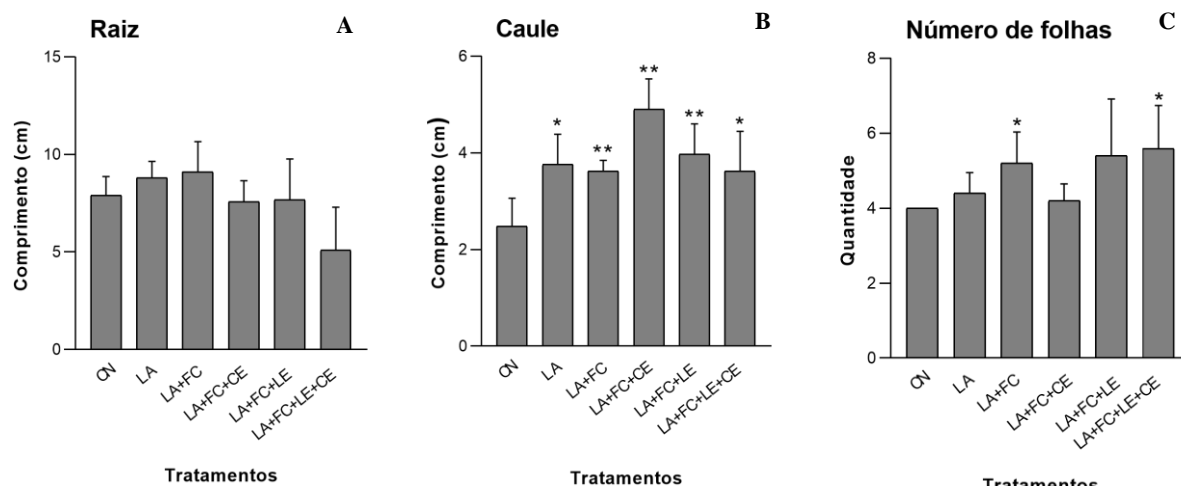


Figura 4. Resultado do ensaio do potencial agrônomo do composto biorremediado após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4), em relação ao crescimento de *L. sativa*. CN: controle negativo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*; *: diferença significativa em relação ao CN (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$)

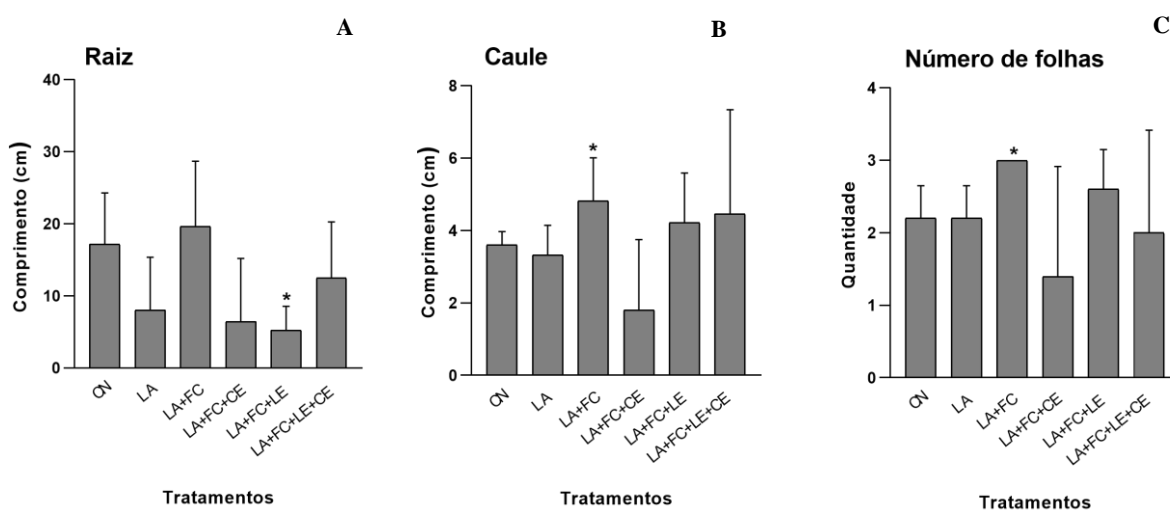


Figura 5. Resultado do ensaio do potencial agrônomo do composto biorremediado após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4) em relação ao crescimento de *Z. mays*. CN: controle negativo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*; *: diferença significativa em relação ao CN (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

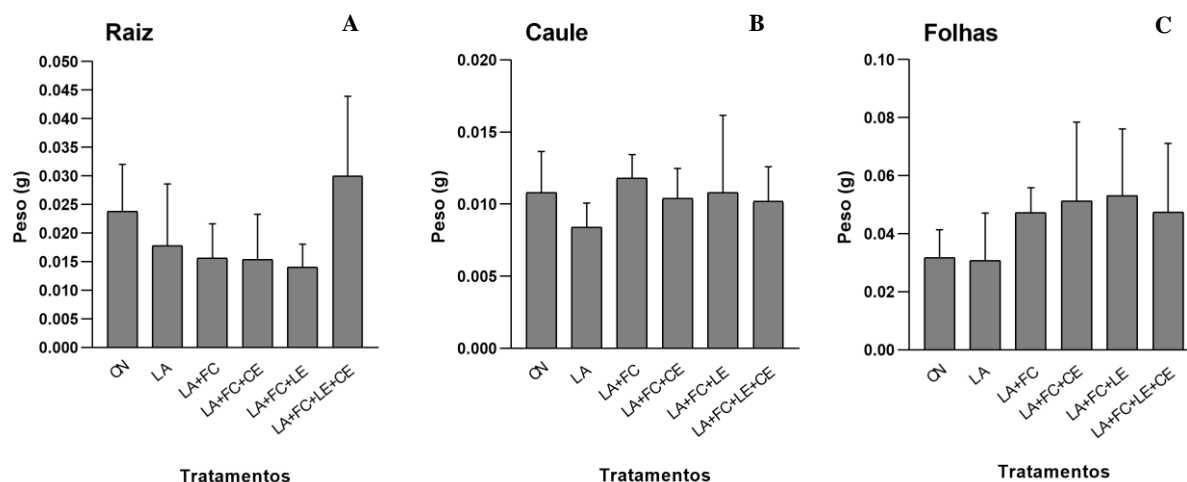


Figura 6. Resultado referente a biomassa seca das plântulas de *Lactuca sativa* cultivadas em diferentes amostras do composto biorremediado associadas ao solo referência, após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4). CN: controle negativo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*; *: diferença significativa em relação ao CN (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

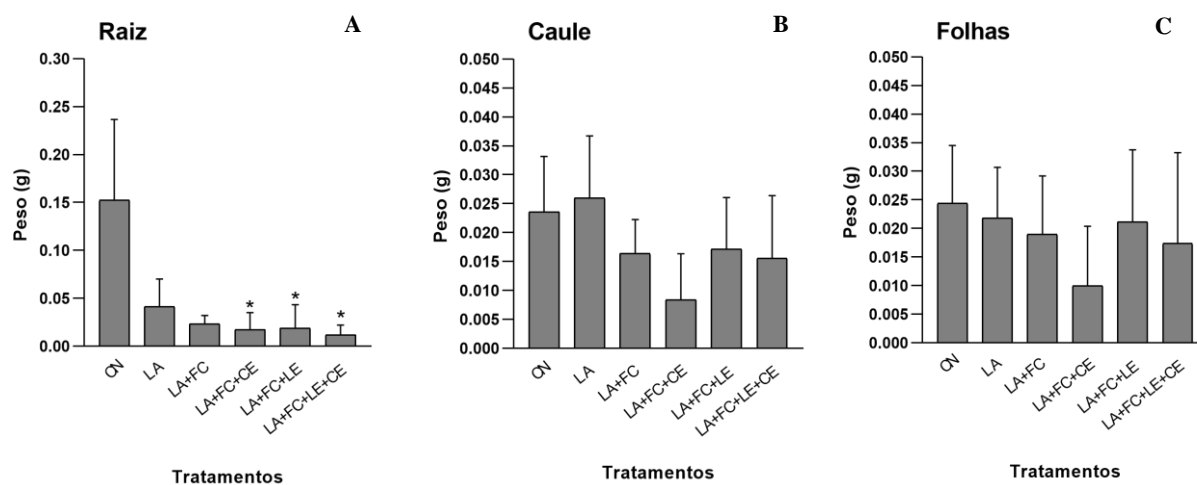


Figura 7. Resultado referente a biomassa seca das plântulas de *Zea mays* cultivadas em diferentes amostras do composto biorremediado associadas ao solo referência, após 150 dias do processo de biorremediação (T4: tempo 4). CN: controle negativo; LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*; *: diferença significativa em relação ao CN (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

A análise do crescimento radicular, conforme citado por Madejón *et al.* (2015), é um parâmetro essencial para avaliar a fitotoxicidade de compostos orgânicos. Os resultados demonstram que todas as amostras (LA, LA+FC, LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE) associadas ao solo referência não demonstraram diferenças estatísticas significativas para o

comprimento das raízes das plântulas de *L. sativa* (Figura 4 – A). Entretanto, as plântulas de *Z. mays* cultivadas em solo associado a LA+FC+LE apresentaram diminuição no comprimento radicular, quando comparadas com os resultados obtidos nos ensaios realizados com o solo referência (Figura 5 – A). Esses resultados, possivelmente, podem estar relacionados com a toxicidade da amostra LA+FC+LE, visto que esse efeito observado foi amenizada nos ensaios realizados com a amostra LA+FC+LE+CE, a qual não demonstrou diferença estatística, pela adição do composto exaurido na mistura. De acordo com Fontalvo *et al.* (2013) e Pedri *et al.* (2015), o substrato de cultivo de cogumelos comestíveis pode contribuir para a degradação do substrato e promover a disponibilização de nutrientes importantes ao metabolismo vegetal, devido a liberação de enzimas oxidativas (peroxidases, β -glucanases, xilanases, dentre outras) no substrato. Matos *et al.* (2017) demonstraram em seus estudos com composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*, que esse agente foi capaz de estimular o crescimento de tomateiro, variedade cereja, cultivados nesse substrato. Estudo realizado por Marino *et al.* (2019) com mudas de macajueiro expostas ao composto exaurido de *Pleurotus ostreatus* e *Pleurotus ostreatoroseus* indicaram que esses compostos estimularam o crescimento das plantas desta cultura. Entretanto, é importante ressaltar que a toxicidade de um sistema, é dependente da concentração e característica química das suas substâncias para as plantas expostas. Assim como a amostra LA+FC+LE+CE, citada acima, as misturas compostas por LA, LA+FC e LA+FC+CE também não apresentaram diferenças significativas na avaliação do comprimento radicular de *Z. mays* (Figura 5 – A), em relação ao CN. Parte dos resultados corroboram com os estudos de Ferreira *et al.* (2017), realizados com solos adubados com LA, onde os autores também não observaram diferenças significativas no desenvolvimento do capim Tifton adubados com o LA.

Quanto ao comprimento caulinar, todas as associações avaliadas estimularam o crescimento das plântulas de *L. sativa*, quando comparadas às cultivadas no solo controle (Figura 4 - B). Assim como neste estudo, outros autores também observaram aumento no crescimento de plantas expostas a misturas contendo LE. Em um estudo realizado por Zabotto *et al.* (2020), com mudas híbridas de *Eucalyptus urograndis* cultivadas em uma mistura que continha LE na concentração de 60 mg/ha, foi possível observar que este resíduo promoveu um crescimento estatisticamente superior ao observado no tratamento controle. Silva *et al.* (2015) evidenciaram que o substrato a base de LE+casca de pupunha é viável para a produção de mudas de palmito juçara.

Os ensaios realizados com a espécie *Z. mays* mostraram que, dentre todas as associações biorremediadas testadas, apenas a LA+FC apresentou diferença estatística significativa, em

relação ao teste CN, demonstrando que houve estimulação do comprimento caulinar por essa amostra (Figura 5 – B). Em relação ao número de folhas, foi observado que as plântulas de *L. sativa*, cultivadas em as amostras das associações de LA, LA+FC+CE e LA+FC+LE, não diferiram estatisticamente do CN (Figura 4 – C). Porém, o número de folhas das plântulas cultivadas nas associações de LA+FC e LA+FC+LE+CE tiveram aumento significativo, quando comparado com os resultados do solo referência (Figura 4 – C), demonstrando que a fibra de coco apresenta potencial bioestimulante. Outros autores também evidenciaram o potencial de melhoramento do substrato com a adição da fibra coco. Dentre estes, podemos citar os estudos de Faustino *et al.* (2005), que evidenciaram um maior crescimento de mudas da espécie *Senna siamea* submetidas a substratos com uma proporção de 50% de LE + 50% FC e os de Faria *et al.* (2013), onde houve um maior crescimento em altura e diâmetro das mudas de *Senna alata*, para a mistura de 80% LE + 20%. Quanto ao número de folhas das plântulas de *Z. mays*, pôde-se notar que apenas a amostra LA+FC estimulou o aumento da quantidade dessas estruturas.

Os resultados obtidos com a análise da biomassa seca demonstram que os órgãos raiz, caule e folhas das plântulas de *L. sativa*, cultivadas apenas no solo referência e em todas as associações preparadas com as amostras biorremediadas, não apresentaram diferença estatística significativa entre si (Figura 6 - A, B e C). Já, para as plântulas de *Z. mays*, pôde-se observar que não houve diferença estatística entre as raízes das plantas cultivadas nas associações de LA e LA+FC e as do solo referência (Figura 7 – A). No entanto, houve diminuição da biomassa seca das raízes de *Z. mays* cultivadas nas associações de LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE (Figura 7 – A). Assim como para *L. sativa*, as plântulas de *Zea mays*, que se desenvolveram associações de LA+solo, LA+FC+solo, LA+FC+CE+solo, LA+FC+LE+solo e LA+FC+LE+CE+solo, quando comparadas com as que cresceram apenas em solo referência, não apresentando diferença estatística significativa na biomassa seca dos outros órgãos analisados (caule e folha) (Figura 7. B e C).

A aplicação de misturas compostas por LE na agricultura, deve seguir os critérios e procedimentos pré estabelecidos na legislação, Resolução N° 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), para uso de biossólidos em solos

De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, pode-se observar que a fibra de coco e o composto exaurido de *P. ostreatus*, associados ao LA, funcionou como agente potencialmente bioestimulante. Além disso, é importante ressaltar que o período de biorremediação de 150 dias não foi suficiente para reduzir a toxicidade da amostra LA+FC+LE, mostrando que essa associação, submetidas a esse período de remediação, não é viável para ser

utilizada em cultivo de *Z. mays*. Esse resultado traz um importante alerta sobre a necessidade de realização de tratamentos de detoxificação de LA e LE e de avaliações prévias sobre a toxicidade de associações de LA e LE, antes das mesmas serem aplicados em solos agrícolas.

CONCLUSÃO

Com esse estudo podemos concluir que a fibra de coco foi um excelente agente bioestimulante para o LA, já que houve uma maior estimulação no comprimento da radícula e do hipocótilo em sementes de *L. sativa* expostas as amostras dos biorremediados que continham fibra de coco em sua composição no ensaio de fitotoxicidade.

Pelo teste do potencial agrônômico, realizados pelos parâmetros de comprimento dos órgãos (raiz, caule e folhas) das plântulas expostas aos extratos das amostras biorremediadas, pode-se concluir que as misturas que continham FC foram as mais eficientes para serem usadas como fertilizantes no cultivo de *L. sativa*. Contudo, os ensaios de fitotoxicidade realizados com todas as associações usadas no processo de biorremediação do LA (LA, LA+FC+ LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE), indicaram a necessidade de se monitorar toxicologicamente o processo de biorremediação para a melhor segurança do uso deste resíduo como biofertilizante, pois algumas misturas levaram a uma diminuição da biomassa seca da radícula de *Z. mays*. Pelos resultados obtidos neste estudo, também foi possível inferir que seria interessante avaliar o processo de biorremediação por mais tempo, para certificar se o processo usado foi eficiente ou não para a completa detoxificação do LA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMSKI, J. M. **Avaliações morfofisiológicas de *Ipomoea batatas L.* em função da concentração de ferro.** 62 f. Dissertação (Fisiologia Vegetal) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2011.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950–955, 2016.b
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable Management of Water Treatment Sludge Through 3 'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 1–13, 2016.
- 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.
- ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; LEO, C, P. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. **Desalination**, v. 363, p. 2–18, 2015.
- ASSIS, L. R. DE. Avaliação Do Impacto Em Corpos D'Água Devido Ao Lançamento De Resíduos De Uma Estação De Tratamento De Água De Juiz De Fora - Mg. 2014.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.
- BARNETO, A. G., CARMONA, J. A., ALFONSO, J. E. M., BLANCO, J. D. Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 86, p.108-114, 2009
- BERTICELLI, R.; DECESARO, A.; MAGRO, F.; COLLA, L. M. (2016). Compostagem como alternativa de biorremediação de áreas contaminadas. **Revista CIATEC-UPF**, v. 8, n.1, p. 12-28, 2016.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349p.
- BITENCOURT, G. A. Caracterização ecotoxicológica de lodo gerado em estação de tratamento de água. 2016. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.
- BITENCOURT, G. A.; MONTEIRO, R. T. R. Lodo de estação de tratamento de água: compostagem e cultivo em milho, cap. 21, p, 296-307, 2015. In: SILVA, M. E. D *et al.* 2021. O meio ambiente e a interface dos sistemas social e natural 3. Ponta Grossa - PR: Atena.
- BOSSI, R.; STRAND, J.; SORTKJÆR, O.; LARSEN, M. M. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. **Environmental International**, v. 34, n. 4, p. 443- 450, 2008.

CARVALHO, A.R.; OLIVEIRA, M.V.C. **Princípios básicos do saneamento do meio**. 10. ed. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2010, 400p.

CHAPMAN, S. J.; LYNCH, J. M. The relative roles of microorganisms and their metabolites in the phytotoxicity of decomposing plant residues. **Plant and soil**, v. 74, n.3, p. 457-459, 1983.

CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; MISURI, L.; LANCIOTTI, E.; SWEETMAN, A.; LASCHI, S.; PALCHETTI, I. PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 229-234, 2012.

CONAMA, Resolução Nº 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente; “Dispõe sobre critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências”, publicado no diário oficial da união em 21/08/2020, Brasília-DF. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em: 04 de setembro de 2021.

CUNNINGHAM, V. L.; D'ACO, V. J.; PFEIFFER, D.; ANDERSON, P. D.; BUZBY, M. E.; HANNAH, R. E.; PARKE, N. J. Predicting concentrations of trace organic compounds in municipal wastewater treatment plant sludge and biosolids using the PhATE™ model. **Integrated environmental assessment and management**, v. 8, n.3, p. 530-542, 2012.

DASSANAYAKE, K. B.; JAYASINGHE, G. Y.; SURAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2015.

EL FELLS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.87, p. 128-137, 2014.

FARIA, J. C. T.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMELINA, W. M.; LACERDA, L. C.; OLIVEIRA, E. G. Substratos à base de lodo de esgoto na produção de mudas de *Senna alata*. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 4, p. 342-351, 2013.

FAUSTINO, R.; KATO, M.T.; FLORÊNCIO, L.; GAVAZZA, S. Lodo de esgoto como substrato na produção de *Senna siamea Lam.* **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p. 278-282, 2005.

FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA, p. 45-67, 2000.

FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK M. J. The presence of contaminations in sewage sludge e the current situation. **Journal of Environmental Management**, v.3, p. 1-11, 2017.

FONTALVO, J. A. L.; LÓPEZ, L. S. C.; PERTUZ, K. I. G.; BORJA, I. M. R. Efecto de residuos agroforestales parcialmente biodegradados por *Pleurotus ostreatus (Pleurotaceae)* sobre el desarrollo de plántulas de tomate. **Acta Biológica Colombiana**, v.18, n. 2, p.365-374, 2013.

FREDDI, L. A. Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura. **ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, p. 50-60, 2019.

GIANICO, A.; BRAGUGLIA, C.M.; MASCOLO, G.; MININNI, G. Partitioning of nutrients and micropollutants along the sludge treatment line: a case study. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20, n.9, p. 6256-6265, 2013.

GRAY, N.F. Sludge treatment and disposal. In: GRAY, N.F. Water Technology. An Introduction for Environmental Scientists and Engineers (Third Edition). **Elsevier**, p. 645-685, 2010.

GRYCZAK, M.; KILIPPER, J. T.; COSTA, P. D.; MACCARI, A. Sementes de *Lactuca sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. **Revista Tecnologia e Ambiente**, v. 24, p. 233-242, 2018.

HEIDLER, J.; HALDEN, R. U. Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. **Chemosphere**, v. 66, n. 2, p. 362-369, 2007.

KĘPKA, W.; ANTONKIEWICZ, J.; JASIEWICZ, C.; GAMBUŚ, F.; WITKOWICZ, R. The effect of municipal sewage sludge on the chemical composition of spring barley. **Soil Science Annual**, v. 67, n. 3, p. 124-130, 2016.

KHAN, S.; WANG, N.; REID, B.J.; FREDDO, A.; CAI, C. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. **Environmental Pollution**, v. 175, p. 64-68, 2013.

LEAL, A. Análise da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Distrito de Pilar-Ba. **Revista de Comunicação e Cultura no Semiárido (Com Sertões)**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2016.

LI, G.; XU, W.; KRONZUCKER, H. J.; SHI, W. Ethylene is critical to the maintenance of primary root growth and Fe homeostasis under Fe stress in *Arabidopsis*. **Journal of experimental botany**, v. 66, n. 7, p. 2041-2054, 2015.

LU, T.; YUAN, H.; WANG, Y.; HUANG, H.; CHEN, Y. Characteristic of heavy metals in biochar derived from sewage sludge. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 4, p. 725-733, 2015.

MADEJÓN P.; CANTOS M.; JIMÉNEZ-RAMOS, M. C.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J.M. Effects of soil contamination by trace elements on white poplar progeny: seed germination and seedling vigour. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 187, n. 11, p. 663-674, 2015.

MARINO, R. H.; MATOS, M. P.; SANTANA SANTOS, I. V.; CORREIA, D. P. A.; JESUS, M. S., SILVA LIMA, I.; PEREIRA, L. B. B. Crescimento de mudas de maracujazeiro em compósitos fúngicos à base de pó de coco. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, v.4, p. 1-7, 2019.

MATOS, M. P.; TEIXEIRA, J. L.; MARINO, R. H. Crescimento do tomateiro cereja em substrato colonizado pelo fungo comestível Shimeji. In Proceedings of the 20th Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, p. 14-18, 2017.

- MAZIVIERO, G.T. Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico de lodo de esgoto por meio dos sistemas-teste *Allium cepa* e *Tradescantia pallida*. 115f. Dissertação (Mestrado Ciências Biológicas – Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho, 2011.
- MAZZEO, D. E. C.; CASADO, M.; PIÑA, B.; MARIN-MORALES, M. A. Detoxification of sewage sludge by natural attenuation and implications for its use as a fertilizer on agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 978-985, 2016.
- MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; LEVY, C. E.; FONTANETTI, C. S.; MARIN-MORALES, M. A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60-69, 2015.
- MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; LEVY, C. E.; FONTANETTI, C. S.; MARIN-MORALES, M. A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60-69, 2015.
- MAZZEO, D. E. C.; MISOVIC, A.; OLIVEIRA, F. A.; LEVY, C. E.; OEHLMANN, J.; MARCHI, M. R. R. Effects of biostimulation by sugarcane bagasse and coffee grounds on sewage sludges, focusing agricultural use: Microbial characterization, respirometric assessment and toxicity reduction. **Waste Management**, v. 118, p. 110-121, 2020.
- MAZZEO, D. E. C.; MISOVIC, A.; OLIVEIRA, F. A.; LEVY, C. E.; OEHLMANN, J.; MARCHI, M. R. R. Effects of biostimulation by sugarcane bagasse and coffee grounds on sewage sludges, focusing agricultural use: Microbial characterization, respirometric assessment and toxicity reduction. **Waste Management**, v. 118, p. 110-121, 2020.
- MCGEEHAN, S.L. Impact of waste materials and organic amendments on soil properties and vegetative performance. **Applied and Environmental Soil Science**, p.1-11, 2012.
- MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.
- MENA, E.; GARRIDO, A.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Bioremediation of sewage sludge by composting. **Communications in soil Science and plant analysis**, v. 34, p. 957-971, 2003.
- MIGUEL, P. S. B., GOMES, F. T., ROCHA, W. S. D., MARTINS, C. E., CARVALHO, C. A., OLIVEIRA, A. V. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: Mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **Centro de Ensino Superior de Juiz de Fora**, v. 24, p.11-30, 2010.
- MORAIS, L. S.; OLIVEIRA, F. W. S.; DIOGO, I. J. S. Adubo a partir de lodo de esgoto industrial: produção e viabilidade para a cultura do feijoeiro. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.1, p.42-53, 2021.
- NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The Reuse of Water Treatment Sludge as a Coagulant for Post-Treatment of UASB Reactor Treating Urban Wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272–281, 2015.

ODIMEGWU, T. C.; ZAKARIA, I.; ABOOD, M. M.; NKETSIAH, C. B. K.; AHMAD, M. Review on Different Beneficial Ways of Applying Alum Sludge in a Sustainable Disposal Manner. **Civil Engineering Journal**, v. 4, n. 9, p. 2230–2241, 2018.

PARDO-GIMÉNEZ, A.; PARDO-GONZÁLEZ, J. E. Evaluation of casing materials made from spent mushroom substrate and coconut fibre pith for use in production of *Agaricus bisporus* (Lange) Imbach. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v.6, n.4, p. 683-690. 2008.

PARSONS, Simon A. *et al.* **Introduction to potable water treatment processes**. Blackwell Pub., 2006.

PEDRI, Z. C.; LOZANO, L. M. S.; HERMANN, K. L.; HELM, C. V.; PERALTA, R. M.; TAVARES, L. B. B. Influence of nitrogen sources on the enzymatic activity and growth by *Lentinula edodes* in biomass *Eucalyptus benthamii*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 940-947, 2015.

PONCE-ROBLES, L.; RIVAS, G.; ESTEBAN, B.; OLLER, I.; MALATO, S.; AGÜERA, A. Determination of pesticides in sewage sludge from an agro-food industry using QuEChERS extraction followed by analysis with liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 409, n. 26, p. 6181–6193, 2017.

PORTELLA, K.F.; ANDREOLI, C.V.; HOPPEN, C.; SALES, A. BARON, O. Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna – Curitiba – Pr. 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL. Joinville, 2003.

RICHTER, C. A. Resíduos das Estações de Tratamento de Água. In: Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água. São Paulo: Editora Edgard Blücher LTDA, 2001.

ROCHA, D. N.; SOUZA, A. E.; QUEIROZ, L. M.; PONTES, C. A. Utilização do lodo da estação de tratamento de água na produção de mudas de eucalipto. **Revista Agroambiental**, Pouso Alegre, v. 7, n. 3, p. 11-20, 2015.

ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MARTÍ, E.; NAVALÓN-MADRIGAL, P.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 425, p. 99-109, 2012.

SANTOS, R. M. Avaliação da adição do pó da casca de coco verde, como material estruturante, na biorremediação de solo contaminado por petróleo. 143 f. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, Brasil, 2007.

SILVA, F. A. D. M.; NUNES, G. M.; ZANON, J. A.; GUERRINI, I. A.; SILVA, R. B. D. Resíduo agroindustrial e lodo de esgoto como substrato para a produção de mudas de *Eucalyptus urograndis*. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 827-835, 2018.

SILVA, F. D. M.; SOUZA, I. V.; ZANON, J. A.; NUNES, G. M.; SILVA, R. B.; FERRARI, S. Produção de mudas de juçara com resíduos agroindustriais e lodo de esgoto compostados/juçara. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 9, n. 2, p. 109-121, 2015.

SILVEIRA, V. C.; OLIVEIRA, A. P.; SPEROTTO, R. A.; ESPINDOLA, L. S.; AMARAL, L.; DIAS, J. F.; CUNHA, J. B.; FETT, J. P. Influence of iron on mineral status of two rice (*Oryza sativa L.*) cultivars. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 19, n. 2; p. 127-139, 2007.

SINGH, R.; AHLAWAT, O. P.; RAJOR, A. Identification of the potential of microbial combinations obtained from spent mushroom cultivation substrates for use in textile effluent decolorization. **Bioresource technology**, v. 125, p. 217-225, 2012.

SOMMAGGIO, L. R. D. *et al.* Evaluation of the potential agricultural use of biostimulated sewage sludge using mammalian cell culture assays. **Chemosphere**, v. 199, p. 10–15, 2018b.

SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; LEVY, C. E.; MARIN-MORALES, M. A. Ecotoxicological and microbiological assessment of sewage sludge associated with sugarcane bagasse. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 147, p. 550-557, 2018a.

SOUZA, A. C. F.; SILVA, J. B. G.; OLIVEIRA, R.P.; SOUSA, A. P.O. Avaliação do desenvolvimento do capim Tifton cultivado em latossolo adubado com lodo de ETA. **Revista Internacional de Ciências**, v. 7, n.1, p. 64-83, 2017.

VENEGAS, M.; LEIVA, A. M.; VIDAL, G. Influence of anaerobic digestion with pre-treatment on the phytotoxicity of sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v.229, n. 381 p.1-11, 2018.

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

YU, J. The foreground analysis of sewage sludge agriculture application in China. **Advanced Materials Research**, v.335-336, p. 1316-1320, 2011.

ZABOTTO, A. R.; GOMES, L. D. L.; BOAS, R. L. V.; KANASHIRO, S.; TAVARES, A. R. Nutrition and physiology of hybrid *Eucalyptus urograndis* in soil fertilized with sewage sludge. **Emirates Journal of Food and Agriculture**, v. 32, p. 19-24, 2020.

ZANATTA, M. C. K. Caracterização da toxicidade de lodos de estação de tratamento de esgoto com vistas a sua aplicação agrícola. 2014. 79 f. Dissertação (Dissertação de Mestrado para a obtenção do título de mestra em Tecnologia apresentada a Faculdade de Tecnologia) - Universidade Estadual de Campinas. Limeira.

ZHANG, Y., WANG, Y.P., LIU, P.; SONG, J. M.; XU, G. D.; ZHENG, G. H. Effect of toxic Fe²⁺ levels on the biological characteristics of rice root border cells. **Journal of Plant Physiology**, v. 59, p. 766–771, 2012.

Artigo 3: Avaliação dos efeitos ecotoxicogenéticos de associações de lodo de Estações de Tratamento de Água e Esgoto, antes e após processo de bioestimulação

RESUMO

O aumento da densidade populacional e o desenvolvimento urbano têm promovido a poluição de recursos hídricos, muitos deles utilizados no abastecimento público. Esses impactos têm exigido uma alta eficiência das Estações de Tratamento de Água (ETA), para que atinja os índices esperados de potabilidade. Embora a potabilidade possa ser obtida nas ETA, há, durante o processo de tratamento, a geração de um subproduto denominado lodo de ETA (LA), que, geralmente, é descartado em leitos de rios, o que acaba gerando problemas ao ecossistema associado. Um outro resíduo urbano semelhante é o derivado de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), denominado de lodo de esgoto (LE), resíduo esses que podem conter inúmeros contaminantes. Pela potencialidade tóxica desses resíduos, existe uma preocupação de se estabelecer ações mais sustentáveis para o destino dos lodos de ETA e ETE. Dentre as propostas apresentadas, está a de detoxificação desses lodos, realizada por processo de bioestimulação. Nesse processo, podem ser utilizados resíduos agroindustriais, que tenham a potencialidade de promover uma maior aeração do sistema estabelecido para o tratamento, o que acaba contribuindo para o aumento de nutrientes disponíveis aos microrganismos endêmicos do substrato, tendo como consequência a aceleração da biodegradação. O objetivo desse estudo foi avaliar a efetividade da biorremediação do LA e LE, associados aos bioestimulantes fibra de coco (FC) e composto exaurido (CE) do fungo lignolítico *Pleorotus ostreatus*, em diferentes períodos de bioestimulação, por meio de ensaios citogenotóxicos e mutagênicos com o bioindicador *Allium cepa*. Os bioensaios com *A. cepa* foram desenvolvidos com extrato aquoso, extraído de amostras preparadas com as associações dos materiais descritos acima (LA; LE; LA+FC; LA +FC+CE; LA+FC+LE, LA+FC+LE+CE), em diferentes tempos de biorremediação (T1 = 0, T2 = 30, T3 = 90 e T4 = 150 dias). Os resultado do teste de citotoxicidade, avaliado pelo Índice Mitótico (IM), mostrou que as associações LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE, do T1, e a associação LA+FC, do T3, foram citotóxicas para *A. cepa*. Os resultados também apontaram que nenhuma das associações apresentou potencial genotóxico (presença de aberrações cromossômicas e anormalidades nucleares) para a espécie. Frente a citotoxicidade observada, a ausência de genotoxicidade das amostras pode ter sido decorrente da inibição do IM celular. Quanto ao potencial mutagênico, avaliado pela presença de micronúcleos em células meristemáticas, os resultados apontam que as associações LA e LA+FC+CE, do T1; LA e LA+FC, do T2; e LA+FC e LA+FC+CE do T3 foram

estatisticamente significativas. Pelos resultados negativos do potencial mutagênico nas células da região F1 de *A. cepa*, ficou comprovado que os danos mutagênicos induzidos nas células meristemáticas não persistiram nas das regiões F1. Pelas análises químicas, realizadas com as associações de lodos e agentes bioestimulantes, pôde ser observado que houve um aumento da concentração dos metais Al, Cr, Cd e Fe, durante todo o período de biorremediação, exceto para a amostra LA+FC+LE+CE, dados esses que alertam para possíveis efeitos tóxicos destes materiais, o que inviabiliza a sua aplicação na agricultura, antes da certificação de ausência total de sua toxicidade

Palavras-Chave: bioestimulação; lodo de ETA; lodo de ETE; fibra de coco; *Pleorotus ostreatus*, *Allium cepa*.

1 INTRODUÇÃO

O aumento das atividades antrópicas tem contribuído, cada vez mais, para a geração de resíduos, que, por serem muitas vezes dispostos incorretamente no ambiente, acabam causando sérios problemas aos ecossistemas (SOMMAGGIO *et al.*, 2018a).

O grande volume de águas residuais produzidas nas regiões de alta densidade demográfica se caracteriza como um importante fator de poluição urbana e de ambientes naturais. Por essa razão, torna-se estritamente necessário que estas águas sejam tratadas, para que não haja prejuízos para o ambiente (MARIA *et al.*, 2007), tampouco à saúde humana. As Estações de Tratamento de Água (ETA) são infra estruturalmente preparadas para converter a água bruta em água potável, como garantia de abastecimento de água de qualidade para a população. Durante o processo de tratamento de água, são gerados resíduos, proveniente das etapas de decantação e filtração, denominados de lodo de tratamento de água (LA) (NAIR; AHAMMED, 2015). As Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) possuem um papel importante na preservação dos ambientes aquáticos, uma vez que visam tratar, adequadamente, os efluentes, para diminuir a sua carga orgânica e inorgânica poluidora e eliminar os microrganismos patogênicos presentes, antes de serem descartados nos corpos hídricos (CARVALHO; OLIVEIRA, 2010). As ETE, semelhantemente às ETA, também geram resíduo inerente ao seu processo de tratamento, chamados de lodo de esgoto (LE). Esses resíduos são provenientes da etapa de sedimentação e das atividades microbianas do processo, que ocorrem durante o tratamento primário e secundário das águas residuais (PEDROZA, 2010; ROIG *et al.*, 2012; ANG *et al.*, 2015). Os LA e LE possuem em sua composição substâncias consideradas tóxicas e microrganismos patogênicos, que podem colocar em risco a qualidade ambiental, por isso requerem atenção e cuidados especial, quanto à sua disposição no ambiente (MESSIAS, 2013; ROIG *et al.*, 2012).

De acordo com Messias (2013), a quantidade de LA produzido em uma ETA corresponde à, aproximadamente, 1 a 3% do volume total de água tratada. Considerando essa estimativa, a produção de LA gerada diariamente no Brasil estaria entre 260.000 a 800.000 m³. O LE é outro resíduo produzido em grande escala por atividade urbana, que chega a atingir milhões de toneladas/ano. Estima-se que a produção anual de LE no Brasil seja de 150 a 220 mil toneladas, em matéria seca. Porém, essa estimativa de produção ainda pode estar subestimada (FIORE *et al.*, 2020).

Atualmente, o LA vem sendo despejado *in natura* nos corpos receptores, próximos às ETA emissoras (GASTALDINI *et al.*, 2015; ODIMEGWU *et al.*, 2018). Essa disposição inadequada pode desencadear danos ao ecossistema local, além de alterar física e quimicamente

os corpos hídricos, ocasionando mudança na cor, na turbidez, formação de banco de lodo, mudança na demanda química de oxigênio, aumento na concentração de metais e redução do oxigênio dissolvido (PEREIRA, 2011; GASTALDINI *et al.*, 2015; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016a). Para Dassanayake *et al.* (2015), o LA pode ser utilizado na agricultura como substrato para crescimento de vegetais, devido à presença de substâncias sedimentares e húmicas em sua composição. Além disso, esse resíduo pode contribuir com nutrientes e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas (PARK *et al.*, 2010).

Dentre os possíveis destinos para o LE, estão a sua disposição bruta em aterros sanitários, incineração, deposição florestal e aplicação em solos agrícolas (FREDDI, 2019). A aplicação de LE em solos agrícolas vem se caracterizando como uma proposta interessante, pois esse resíduo é rico em matéria orgânica e macronutrientes essenciais ao crescimento vegetal (HARGREAVES *et al.*, 2008; IQBAL *et al.*, 2010; ÇIFCI *et al.*, 2013). De acordo com Melo e Marques (2000), a associação do LE ao solo pode melhorar a agregação das partículas desse meio físico, diminuindo assim a densidade do solo e, conseqüentemente, proporcionando o aumento da aeração e retenção de água. Frente as características apresentadas pelos lodos, o LE é um material interessante para ser utilizado em associação com LA, pois essa mistura pode formar composições adequadas, quanto à quantidade de nutrientes e matéria orgânica. Além disso, esta associação favorece o reaproveitamento de ambos os resíduos (SANTOS, 2018). Contudo, existe uma desvantagem no reaproveitamento desses resíduos, pois estes podem conter compostos tóxicos e contaminantes biológicos capazes de alterar a qualidade dos solos receptores e também comprometer as águas subterrâneas e superficiais (CINCINELLI *et al.*, 2012; LU *et al.*, 2015). Um outro fator considerado preocupante para o reaproveitamento desses resíduos é o fato do LA apresentar altas concentrações de alumínio (Al) e ferro (Fe), devido ao uso de coagulantes químicos portadores desses elementos no processo de tratamento da água (ACQUOLINI, 2017; PRAKASH; SOCKAN; JAYAKARAN, 2014). Estudos realizados por Kaggwa *et al.* (2001) demonstraram que LA contendo Fe, raramente induz toxicidade aguda, mas podem induzir toxicidade crônica. Brautigan, Rengasamy e Chittleborough (2012) relataram que o LA reduziu, significativamente, o desenvolvimento do caule e da raiz de ervilhas. De acordo com Ranjbar *et al.* (2017), o LA pode induzir toxicidade aguda no bioindicador aquático *Daphnia magna* e no bioindicador terrestre *Eisenia fetida*.

O LE é composto, basicamente, por matéria orgânica, macronutrientes, micronutrientes, metais e microrganismos patogênicos (FERNANDES, 2000; MELO; MARQUES, 2000;). Além disso, podem estar presentes neste lodo poluentes orgânicos (CUNNINGHAM *et al.*, 2011; PONCE-ROBLES *et al.*, 2017) e diversos contaminantes emergentes (FIJALKOWSKI *et*

al., 2017; MAZZEO *et al.*, 2016). Esses contaminantes são potencialmente tóxicos aos ecossistemas, pois possuem maior afinidade às partículas sólidas do que com a porção líquida do efluente. Desta forma, eles podem acumular-se no lodo, impossibilitando a sua remoção ou transformação durante o tratamento (URASE; KIKUTA, 2005). A presença desses contaminantes no LE pode inviabilizar o seu uso na agricultura, devido aos efeitos deletérios que possam promover nas plantas (LATO *et al.*, 2012; ROZADA *et al.*, 2008).

A composição do LE pode ser variada, pois é dependente de fatores como a origem do esgoto tratado, o tipo de tecnologia empregada para o tratamento do efluente e a sazonalidade (BETTIOL; CAMARGO, 2006; FYTILLI; ZABANIOTOU, 2008; SINGH; AGRAWAL, 2008). Caritá, Mazzeo e Marin-Morales (2019) observaram, por meio de ensaios com *Allium cepa*, que extratos aquosos de LE, oriundos de cinco Estações de Tratamento de Esgoto de características distintas, foram capazes de induzir danos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos significativos nesta espécie.

Dentre as tecnologias indicadas para detoxificar tanto LA como LE, destaca-se a de biorremediação. A biorremediação é um processo mediado pelo metabolismo de microrganismos que possibilita a degradação natural, ou a transformação, de contaminantes em substâncias menos tóxicas (DAS e DASH, 2014). Essa técnica tem sido muito aplicada na detoxificação de LA e LE, cujos resultados têm demonstrado eficácia na diminuição da toxicidade desses resíduos. Alguns autores têm utilizado a biorremediação para a estabilização de lodos, e conseqüentemente, para garantir a destinação segura desses resíduos no ambiente (FRANCO, 2019; MAZZEO *et al.*, 2015; 2020; SOMMAGGIO *et al.*, 2018a). Vasudevan e Rajaram (2001) relataram que a biorremediação pode ser ainda mais efetiva, se for associada a processos de bioestimulação. Esses processos consistem na adição de agentes que fornecem, ou ajustam, os nutrientes e aumentam a porosidade do substrato, fatores esses importantes para a estimulação de um maior crescimento da biota envolvida na degradação (TYAGI; DA FONSECA; DE CARVALHO, 2011; KLEIN, 2015; SOMMAGGIO *et al.*, 2018b). Estudos realizados por Wendling; Dutra; Grossi (2006) apontam que a incorporação de dois ou mais materiais na formulação do substrato pode garantir uma melhor aeração e drenagem e uma disponibilidade adequada de nutrientes ao sistema. Dentre os agentes bioestimulantes potencialmente utilizados, destaca-se a fibra da casca de coco (LIMA, 2014) e o composto exaurido (CE) de fungo do gênero *Pleurotus* (KIST, 2013).

Frente ao potencial tóxico dos LA e LE, é de suma importância avaliar a segurança toxicológica desses resíduos, por meio de bioensaios ecotoxicológicos que utilizem organismos

bioindicadores adequados para este fim (RIBEIRO; ZAMPIERON, 2011). De acordo com Cesar *et al.* (2012), os ensaios ecotoxicológicos são eficientes para avaliar a qualidade ambiental, visto que, através destes, é possível monitorar as possíveis respostas dos organismos a diferentes poluentes, além de informar como ocorre esta interação nos habitats (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). As plantas são consideradas ótimos bioindicadores para avaliar danos ecotoxicogenéticos ocasionados por compostos tóxicos presentes em resíduos sólidos, como os lodos de estações de tratamentos de água e esgoto, uma vez que estes resíduos simulam seu substrato de crescimento (WHITE; CLAXTON, 2004).

A espécie *Allium cepa* é um organismo teste ideal para ser utilizado em estudos que avaliam a ação dos contaminantes ambientais (FISKEJÖ, 1985), bem como para analisar a efetividade da biorremediação (MAZZEO *et al.*, 2015). Esta espécie possui algumas características que favorecem seu uso como bioindicador, tais como facilidade de cultivo, alta sensibilidade e boa correlação com outros sistemas-teste (FISKEJO, 1985; LEME; MARIN-MORALES, 2009). Além disso, possuem cromossomos grandes e em pequeno número ($2n=16$), que facilitam a análise de possíveis danos citotóxicos, genotóxicos e/ou mutagênicos (GRANT, 1982; LEME *et al.*, 2008).

A avaliação do potencial tóxico de LA e LE, por meio de bioensaios, e o desenvolvimento de novas tecnologias para detoxificação desses resíduos, podem fornecer informações importantes quanto às possibilidades de reuso desses materiais e de segurança para a sua deposição final no ambiente. Assim, este trabalho teve como objetivos avaliar a eficiência do processo de biodegradação de LA associado a LE, bioestimulado com fibra de casca de coco e/ou composto exaurido do fungo *P. ostreatus*, em diferentes tempos, utilizando a espécie *Allium cepa* como bioindicador de efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos, com vistas à sua utilização como fertilizantes de solos agricultáveis.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Material e preparo das amostras

Os lodos de ETA (LA) e de ETE (LE) foram coletados em 2019 na ETA I – José Maria Pedroso (Rio Claro- SP) e na Estação de Tratamento de Esgoto Jardim Conduta, (Rio Claro- SP), respectivamente. O LE, de característica mista centrifugado, sendo 75% aeróbio e 25% anaeróbio. Os agentes bioestimulantes utilizados para maximizar a biorremediação foram a fibra de casca de coco (FC), usada para aumentar a aeração da amostra, e o composto exaurido (CE) do cogumelo Shimeji (*P. ostreatus*), para contribuir com a adição de nutrientes. Para o

estudo, foram preparadas associações entre os LA e LE, estimulados com FC e CE: LA; LE; LA + FC (1:1 v/v); LA +FC+CE (2:1;1 v/v); LA +FC+ LE (2:1:1 v/v) e LA + FC + LE + CE (3:1:1:1 v/v).

Para o processo de biorremediação, foram utilizadas cubas (inox) com capacidade de 14 L, medindo 24 cm de largura, 20 cm de altura e 30 cm de comprimento. Para representar a camada porosa do solo, foi adicionado, na base de cada cuba, uma camada de pequenas bolas de vidro maciço que, posteriormente, foram recobertas com as misturas a serem avaliadas.

As cubas foram mantidas no Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro, em local coberto e sob temperatura ambiente, onde as amostras foram umedecidas, diariamente, com água de osmose reversa, para garantir as condições ideais para o desenvolvimento e manutenção dos microrganismos. O experimento foi realizado em triplicata, sendo 3 cubas para cada associação preparada, totalizando 18 cubas. O LA puro e suas associações com o LE e com os agentes bioestimulantes foi avaliado em 4 períodos de biorremediação, T1(0 dias), T2 (1 mês), T3 (3 meses) e T4 (5 meses).

2.2 Análise química

Foram quantificadas, ao longo do processo de biorremediação, a presença dos metais alumínio (Al), cádmio (Cd), cromo (Cr) e ferro (Fe), nas seguintes misturas: LE, LA, LA+FC, LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE. Essa análise foi fundamental para avaliar a presença desses contaminantes no biodegradado, pois existem registros que apontam elevadas concentração dos metais Al, Cr, Cd, Fe, Hg e Pb em LA (BARROSO; CORDEIRO, 2002; ACQUOLINI, 2017).

Para realização da análise química, foi feita a digestão ácida do lodo e das misturas, seguindo o protocolo descrito no método 3050B – SW846 (USEPA, 1996). A determinação e quantificação desses metais se deram por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

2.3 Obtenção do extrato aquoso

Os extratos aquosos foram obtidos de acordo com a norma ABNT NBR 10.006 (2004), adicionando 25 g de cada amostra (referente ao seu peso seco) em 100 mL de água ultrapura, seguido por agitação constante de 5 minutos. Entretanto, foi necessário adicionar mais água em algumas amostras, para que fosse possível obter fase líquida suficiente para a avaliação. Para isso, na amostra de LE puro, foram adicionadas 300 mL de água ultrapura. Já, nas amostras LA+FC, LA +FC+CE, LA +FC+ LE e LA +FC+ LE+CE foram adicionados 200 mL de água

ultrapura. As associações preparadas foram mantidas em estufa BOD à 22 ± 2 °C, sem fotoperíodo por 7 dias. Após a decantação, foi coletada a fase líquida de todas associações, as quais foram filtradas em sistema de filtração de membrana de 0,45 µm de porosidade.

2.4 Bioensaio com sementes de *Allium cepa*

Os bioensaios para avaliar os efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos dos tratamentos foram realizados com sementes de *A. cepa* (variedade baia periforme). Para isso, 100 sementes do bioindicador foram dispostas em placas de Petri contendo 5 mL do extrato aquoso de cada uma das amostras obtidas. O experimento foi realizado em triplicata (uma amostra/placa, 3 placas/tratamento), em 4 tempos distintos (T1 = 0; T2 = 30 dias; T3 = 90 dias e T4 = 150 dias). A germinação foi realizada em BOD à 22 ± 2 °C, com fotoperíodo de 12h. Para o controle negativo (CN), foi utilizada água de osmose reversa e para o controle positivo (CP), o herbicida trifluralina, na concentração de 0,84 mg/L.

Decorrido o tempo de exposição, foi quantificado o índice de germinação de cada tratamento, calculado pelo número de sementes germinadas em cada tratamento/número total de sementes expostas à germinação. Após 120 horas de exposição, as radículas foram coletadas e fixadas em Carnoy 3:1 (1 parte de ácido acético PA:3partes de etanol PA, v:v), por um período de 6 horas, em temperatura ambiente. Transcorrido esse período, o fixador foi substituído por um novo fixador e as raízes armazenadas a 4 °C. Depois de fixadas, as radículas foram submetidas à reação de Feulgen (MELLO e VIDAL, 1978), para serem confeccionadas lâminas com as regiões meristemática e F1, seguindo o protocolo descrito por Leme e Marin-Morales (2008).

A análise das lâminas foi feita em microscopia de luz (aumento 1000 X). Foram contadas 500 células de cada lâmina (12 lâminas/tratamento), totalizando 6.000 células analisadas por tratamento. O potencial citotóxico foi avaliado pelo cálculo do índice mitótico (IM) e o genotóxico, pela contagem das anormalidades cromossômicas e nucleares presentes em células meristemáticas. Também foi avaliado o potencial mutagênico das associações, por meio do ensaio do micronúcleo, realizado em células F1 de *A. cepa*.

As análises estatísticas foram realizadas pelo teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney ($p < 0,05$), utilizando o programa GraphPad Prism 9 (versão 9.2.0).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise Química

Atualmente, existe uma grande preocupação, quanto à aplicação de LA e LE em solos agricultáveis, visto que esse material pode conter altas concentrações de metais e outros contaminantes tóxicos, que podem impactar negativamente o solo, interferindo em suas propriedades e, conseqüentemente, na qualidade da cultura agrícola. Isso porque, quando esses metais são introduzidos ao solo, dificilmente podem ser removidos, devido à sua mobilidade e a persistência por longos períodos no solo (JIANG; FAN, 2008). Além disso, os metais são capazes de interagir com as células e ligar-se às suas macromoléculas, como o DNA, aminoácidos e grupos tióis de proteínas, interferindo na despolimerização dos heterodímeros de tubulina (MATEUCA *et al.*, 2006). Os metais Cr, Cu, Mn e Fe podem aumentar a formação de radicais oxidativos nas plantas, enquanto que a presença de grandes quantidades de Al, Cd, Ni, Hg e Zn são capazes de induzir estresse oxidativo nas plantas de modo indireto, por diversas vias (EMAMVERDIAN *et al.*, 2015). Adicionalmente, os metais não podem ser biodegradados, o que tornam a sua detoxificação ainda mais complexa (GARAU *et al.*, 2007).

Os resultados, referentes a quantificação dos metais alumínio (Al), cádmio (Cd), cromo (Cr) e ferro (Fe) nas associações de LA; LE, LA+FC, LA+FC+CE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE, apontam altas concentrações do elemento Fe nas misturas contendo LA. Muito provavelmente, esse resultado é devido ao uso de cloreto férrico como agente coagulante, durante o processo de tratamento da água (FRANCO, 2019). Semelhantemente aos resultados apresentados neste estudo, Acquolini (2017) também observou, em seus estudos realizados com LA de duas Estações de Tratamento de Água, que, de modo geral o aporte de Fe foi o mais pronunciado dentre os metais quantificados nas amostras (33.000 mg.kg⁻¹ em um LA e 35.000 mg.kg⁻¹ em outro). Resultados esse corroborados pelos estudos de Teixeira, Melo e Silva (2005), onde os autores quantificaram os teores de metais em LA, com a finalidade de reuso desse resíduo, como fertilizante em solos degradados. A análise química realizada naquele estudo, apontou altas concentrações de Fe (167.040 mg.kg⁻¹) na amostra, assim como neste estudo (99.092 mg.kg⁻¹). Os resultados da presente pesquisa também mostraram que as concentrações de Al (exceção para T1), Cr (exceção para T3) e Fe (exceção para T3) aumentaram no decorrer dos tempos de biorremediação e que o Cd não foi identificado em concentrações significativas em nenhuma das amostras (Tabela 1). Com base na Resolução Nº 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), as concentrações de Cd e Cr do LE estão dentro da quantidade máxima permitida pela legislação. Estudos realizados por Martins, Souza e Silva (2016), corroboram os resultados do presente estudo, referentes à análise química do LE, uma vez que as concentrações desses metais

encontradas por aqueles autores também estavam dentro do limite máximo permitido pela legislação. Já, para o LA, ainda não há nenhuma legislação específica, que regule tanto a concentração de seus metais, como o seu uso na agricultura.

Tabela 1. Concentrações de metais presentes nas diferentes associações de lodos de estações de tratamento de água e de esgoto, fibra de coco e complexo exaurido do fungo *Pleorotus ostreatus* em amostras submetidas ao processo de biorremediação em diferentes períodos

Amostras	Concentração de Alumínio (mg/kg)				Concentração de Cádmio (mg/kg)				Concentração de Cromo (mg/kg)				Concentração de Ferro (mg/kg)			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
LE	3939	-	-	-	< LD	-	-	-	149	-	-	-	3661	-	-	-
LA	19821	22412	23952	27885	< LD	< LD	< LD	< LD	154	171	183	193	99092	104698	107384	114492
LA+FC	7586	8209	10262	17407	< LD	< LD	< LD	< LD	63	65	71	104	34265	35846	38897	60441
LA+FC+CE	6792	7940	10803	12073	< LD	< LD	< LD	< LD	61	64	78	86	34112	32691	42200	46623
LA+FC+LE	8945	10799	11654	14738	< LD	< LD	< LD	< LD	107	124	136	160	34433	38042	41931	48193
LA+FC+LE+CE	10665	11999	9708	11538	< LD	< LD	< LD	< LD	100	117	98	112	35196	40891	33508	35773

LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*. LD: menor concentração diferente de zero (LD < 5).

3.2 Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico dos extratos aquosos das associações estudadas, por meio de ensaios realizados com o bioindicador *Allium cepa*

Os resultados aqui apresentados são referentes à avaliação dos processos de biorremediação e bioestimulação das amostras LA; LE; LA+FC; LA+FC+CE; LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE, em seus diferentes tempos de biorremediação. Foi avaliado neste estudo, o potencial ecotoxicogenético (citotóxico, genotóxico e potencial mutagênico) dos extratos aquosos das associações de LA, LE, FC e CE, por bioensaios realizados com o organismo teste *A. cepa*.

A citotoxicidade de amostras ambientais, avaliada pelo ensaio de *A. cepa*, é feita pela análise de alterações dos índices de divisão celular (IM), dado pela razão entre o número de células em divisão/número total de células analisadas (FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES (2007). Os resultados obtidos nesse estudo apontam que, no T1, os extratos aquosos das amostras LE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE induziram reduções significativas do IM, em relação ao controle negativo (Figura 1-A). Todas as amostras consideradas citotóxicas para este período continham LE em sua composição. Por este resultado, é possível inferir que a citotoxicidade das amostras citadas se deve à presença de LE nas misturas. Sommaggio *et al.* (2018a) obtiveram resultados semelhantes, quando expuseram, por diferentes períodos de biorremediação, sementes de *A. cepa* à misturas contendo LE associado à bagaço de cana. De acordo com estudos realizados por Martins, Souza e Silva (2016), sementes da mesma planta, quando expostas ao extrato aquoso do LE contaminados com metais, sofreram danos citotóxicos significativos. Porém, de acordo com Oleszczuk (2008), pelo LE ser uma matriz complexa, é difícil precisar quais são as substâncias que poderiam estar ocasionando o efeito citotóxico ao vegetal (OLESZCZUK, 2008).

Após 30 dias (T2) de biorremediação, nenhum tratamento apresentou resultado significativo para IM (Figura 1-B). Entretanto, no período de 90 dias (T3), foi observado um aumento significativo do IM, exclusivamente, para a amostra LA+FC, a qual não havia apresentado este efeito nos tempos anteriores (Figura 1-C). De acordo com Hoshina (2002), altos índices de divisão mitótica podem se caracterizar como um efeito prejudicial às células, uma vez que é um reflexo de uma proliferação descontrolada, podendo, até mesmo, levar à formação de processos tumorigênicos. O aumento do IM observado neste estudo pode ter ocorrido pela disponibilidade de metabólitos possivelmente tóxicos, gerados como consequência da degradação dos componentes presentes nos lodos. De acordo com Phillips *et al.* (2000), durante os períodos de biorremediação, pode haver um aumento da toxicidade, devido à presença de metabólitos intermediários formados durante a biodegradação.

No tempo de 150 dias de biorremediação (T4), as amostras não mais apresentaram alterações significativas na divisão celular (Figura 1-D), demonstrando que o processo de bioestimulação com FC e CE, foi satisfatório para a eliminação do potencial citotóxico dos LA e LE utilizados.

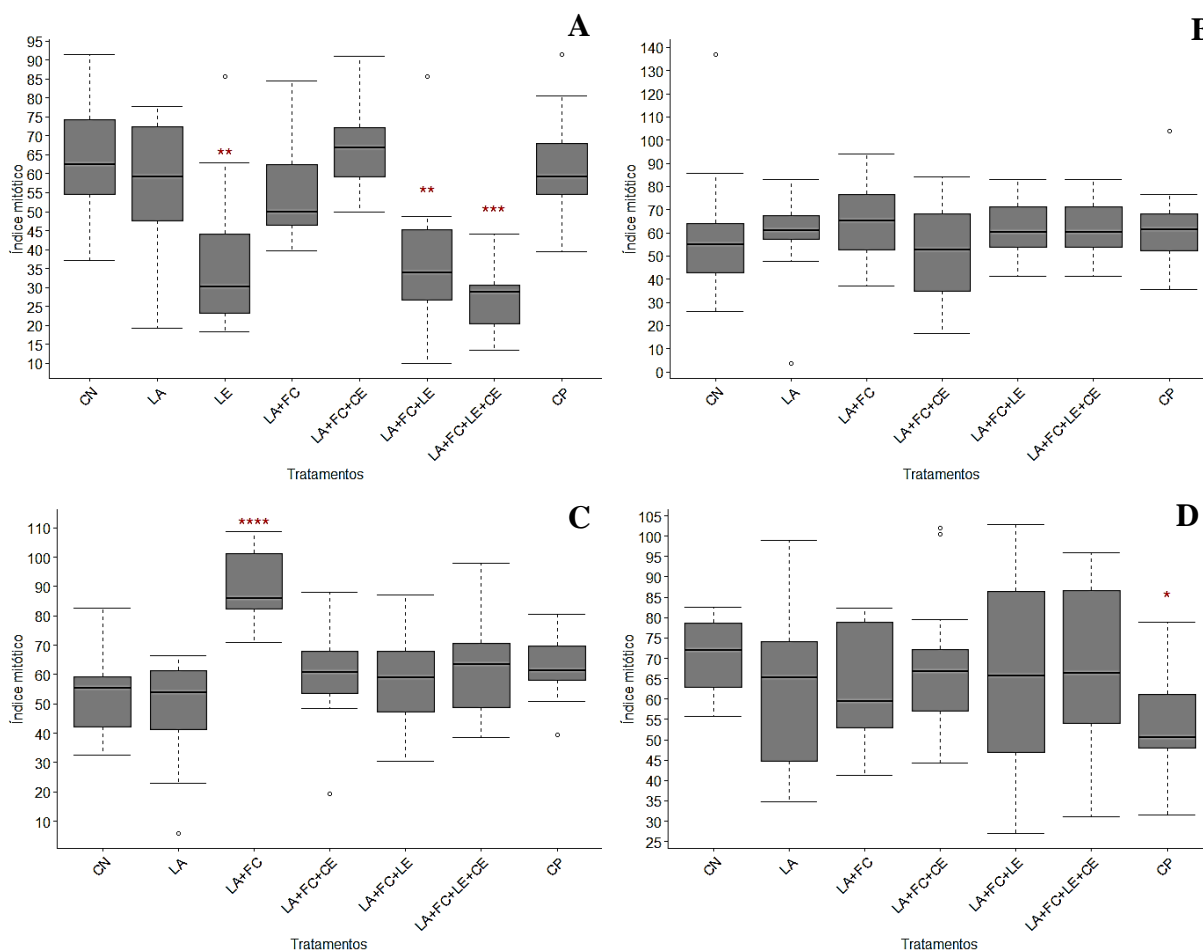


Figura 1. Resultados dos bioensaios de citotoxicidade realizados com sementes de *A. cepa* expostas a germinação nos extratos aquosos das associações estudadas. **A.** Resultados referentes ao primeiro período avaliado (T1: 0 dias de biorremediação); **B.** Resultados referentes ao segundo período avaliado (T2: 30 dias de biorremediação); **C.** Resultados referentes ao terceiro período avaliado (T3: 90 dias de biorremediação); **D.** Resultados referentes ao quarto período avaliado (T4: 150 dias de biorremediação). CN: controle negativo (água destilada); CP: controle positivo (trifuralina-0,84 mg/L); LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*; *: diferença significativa em relação ao CN (Mann-Whitney: $p < 0,05$). (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

O parâmetro de genotoxicidade foi estimado pela presença de aberrações cromossômicas (C-metáfase, aderência, pontes, perdas, poliploidia e dentre outras anormalidades) e de anormalidades nucleares (brotos nucleares; núcleos lobulados e células binucleadas), nas diferentes fases da divisão celular do bioindicador *A. cepa*. No entanto, os índices de aberrações cromossômicas e de anormalidades nucleares observadas nesta análise não indicaram potencial genotóxico para o organismo teste *A. cepa*, para nenhuma das amostras

estudadas (Figura 2). A ausência de efeitos genotóxicos para as amostras LE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE, referentes ao T1, pode estar associada à redução dos IM observados para essas associações, nesse tempo avaliado. Esses dados são concordantes aos de Côrrea-Martins, Souza e Souza (2016), onde os autores afirmam que a ausência de genotoxicidade do extrato aquoso de LE ativado avaliado estava associado à inibição da divisão celular, observada pela alteração do IM.

As alterações mais encontradas na avaliação dos testes de genotoxicidade e do potencial mutagênico em células meristemáticas de *A. cepa* estão apresentadas na Figura 2.

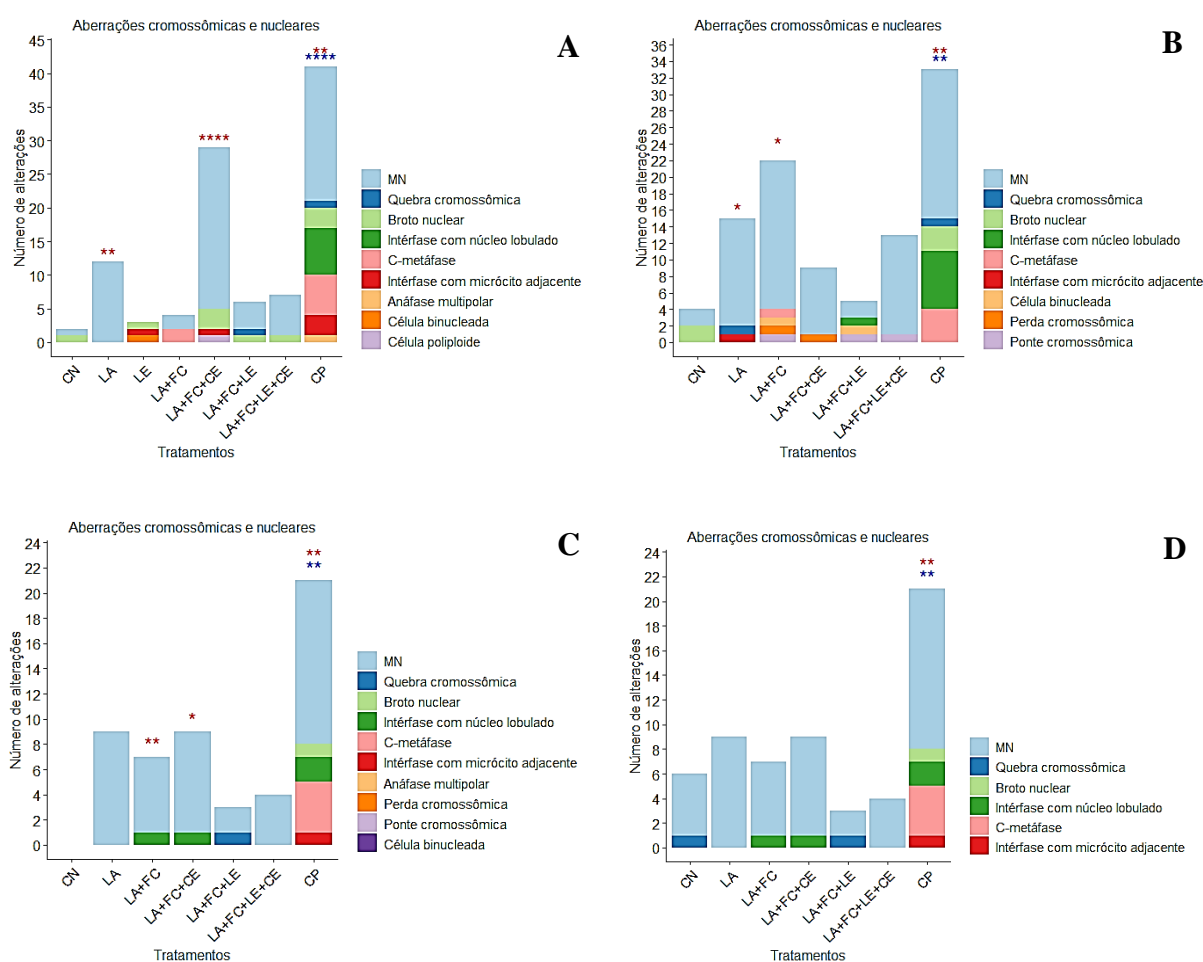


Figura 2: Frequências de aberrações cromossômicas e nucleares de sementes de *A. cepa* expostas a germinação nos extratos aquosos das associações estudadas. CN: controle negativo (água destilada); CP: controle positivo (trifluralina – 0,84 mg/L); LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*. **A.** Resultados referentes ao primeiro período avaliado (T1: 0 dias de biorremediação); **B.** Resultados referentes ao segundo período avaliado (T2: 30 dias de biorremediação); **C.** Resultados referentes ao terceiro período avaliado (T3: 90 de biorremediação); **D.** Resultados referentes ao quanto período avaliado (T4: 150 dias de biorremediação). * azul: diferença significativa em relação ao CN para genotoxicidade. * vermelho: diferença significativa em relação ao CN para potencial mutagênico (Mann-Whitney: (*) $p < 0,05$; (**) $p < 0,01$; (***) $p < 0,001$; (****) $p < 0,0001$).

Os parâmetros adotados para a avaliação do potencial mutagênico das misturas estudadas foram a presença de micronúcleos e quebras cromossômicas em células meristemáticas e micronúcleos em células F1 da espécie *A. cepa*. Os micronúcleos são formados a partir de anormalidades cromossômicas, como perdas e quebras, as quais determinam o tamanho do micronúcleo a ser formado (LEME; MARIN-MORALES, 2009). Essas aberrações cromossômicas podem acontecer quando os danos induzidos no material genético das células não são devidamente reparados (BONOMO, 2014), acarretando em quebras cromossômicas, eventos esses denominados de clastogênicos (LEME; MARIN-MORALES, 2009; FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2007). Ainda de acordo com Fernandes; Mazzeo; Marin-Morales (2007), os MN podem também estar associados com perdas cromossômicas decorrentes da ação de agentes tóxicos sobre as estruturas citoplasmáticas, como os fusos mitóticos. Neste caso, o evento é considerado aneugênico. Um outro evento que pode incorrer na formação de MN, é quando ocorre a amplificação do material genético nuclear (poliploidizações). Neste caso, o material excedente forma, primeiramente, um broto nuclear, que progride para MN e, por fim, em um microcito (FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2007).

Os resultados da presença de MN, referentes ao T1 (Figura 2-A), indicam que as amostras LA e LA+FC+CE foram potencialmente mutagênicas para *A. cepa*. Foram também observadas presenças de microcitos em T1, para as associações LE e LA+FC+CE e em T2, para LA, comprovando que esses lodos utilizados apresentavam compostos com potencialidade de amplificar o material genético, portanto, com características aneugênicas promotoras de poliploidizações. Contudo, essas alterações não foram mais encontradas nos tempos que se sucederam ao tempo 1, possivelmente devido a eficiência do processo de bioestimulação em degradar esses compostos tóxicos, o que demorou um pouco mais para se efetivar no LA, que só aconteceu a partir de T3.

De acordo com Wang e Freemark (1995), a etapa da germinação das sementes é mais suscetível a danos causados por estresse ambiental. A presença de compostos metálicos, como o ferro (Fe) em altas concentrações no LA pode induzir toxicidade às plantas (PARSONS; JEFFERSON, 2006; BITENCOURT, 2016), prejudicando as suas atividades metabólicas (ADAMSKI *et al.*, 2011) e contribuindo para o aumento da produção de espécies reativas de oxigênio (ERO) (SILVEIRA *et al.*, 2007). O efeito sinérgico, decorrente da interação entre metais e substâncias orgânicas potencialmente mutagênicas, deve ter sido responsável pelos efeito mutagênico inicialmente observados. Após 30 dias (T2) de biorremediação (Figura 2-B), foi observado efeito mutagênico para LA e LA+FC. Contudo, nesse período, a amostra

LA+FC+CE não mais induziu potencial mutagênico nas células de *A. cepa*, em comparação com os dados do CN, indicando uma possível biodegradação dos compostos orgânicos mutagênicos nesse período. Os resultados referentes ao T3 (90 dias de biorremediação), apontam que o LA não apresentou toxicidade (Figura 2-C). Entretanto, LA+FC permaneceu com a mesma significância do potencial mutagênico. Além disso, foi possível observar o retorno do potencial mutagênico para a mistura LA+FC+CE. Presume-se que esse efeito tóxico pode estar associado com o aumento significativo do IM dessa mistura, também no T3, que possibilitou a avaliação de um maior número de células em divisão e a fixação de alguns danos na forma de MN. Acredita-se que a toxicidade observada para LA+FC e LA+FC+CE, referentes ao T3, pode estar relacionada com a adição de FC e CE na mistura, que proporcionam um aumento da aeração e de nutrientes ao substrato e, conseqüentemente, uma maior atividade microbiana, que pode ter resultado na biodisponibilidade de algumas substâncias tóxicas. Resultados semelhantes aos do presente estudo foram apresentados por Mazzeo *et al.* (2015) e Sommaggio *et al.* (2018), onde os autores também observaram um aumento na biodisponibilidade de substâncias tóxicas, após o início do processo de biorremediação do LE. Entretanto, após 150 dias (T4) de biorremediação, conforme pode ser visto na figura 2-D, nenhuma das amostras induziram danos potencialmente mutagênicos em *A. cepa*, demonstrando que os metabólitos tóxicos foram totalmente eliminados e que, especificamente para esse bioindicador, a inclusão dos agentes bioestimulantes conferiu uma maior detoxificação dos compostos tóxicos eventualmente presentes nos LA e LE.

De acordo como Couto, Jasmim e Carvalho (2012), a FC é um material interessante para ser utilizado como substrato. No entanto, é necessário que esse resíduo vegetal passe por algum processo que proporcione o seu enriquecimento nutricional, antes de ser destinado ao uso agrícola (CARRIJO; LIZ; MAKISHIMA, 2002; CARRIJO *et al.*, 2004). No presente estudo, este material contribuiu para a eliminação gradual da toxicidade do LA e do LE avaliados.

Grandes quantidades de resíduos, denominados de composto exaurido (CE), também são gerados em decorrência da produção de cogumelos comestíveis. Dentre as possibilidades de aproveitamento desses materiais, destaca-se o seu uso como bioestimulante em processos de biorremediação (SINGH *et al.*, 2013). Fontalvo *et al.* (2013) afirmaram que o CE promove a degradação do substrato e de resíduos lignocelulolíticos, por meio da liberação de enzimas lignolíticas e de lacases pelo micélio. Os autores afirmam ainda que essa degradação do substrato pode contribuir para o acréscimo de nutrientes importantes ao metabolismo vegetal. Portanto, de acordo com o cenário exposto, o CE possivelmente propiciou enriquecimento nutricional à FC, demonstrando que a associação conjunta desses resíduos vegetais pode ser

uma opção interessante a ser usada em processos de biorremediação, como o desenvolvido nesse estudo.

De acordo com Mazzeo, Fernandes e Marin-Morales (2011), é possível avaliar, em células de *A. cepa*, se os danos mutagênicos induzidos em células meristemáticas progridem para as células da região F1, simplesmente pela análise da presença de MN em células F1. Os resultados referentes a avaliação do potencial mutagênico, a partir da análise de MN em F1, apontaram que nenhuma das associações avaliadas apresentaram diferença estatisticamente significativa parao potencial mutagênico, quando comparadas ao CN (Figura 3). Esses resultados indicam que os danos observados nas células meristemáticas não foram transferidos e fixados nas células F1. Contudo, não foi possível realizar as análises de MN nas células F1 de LE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE referentes ao T1, pois as regiões F1 das células expostas a esses extratos não continham células suficiente para a realização da análise.

Os dados referentes à contagem de MN em células da região F1 de *A. cepa* estão apresentadas na Figura 3.

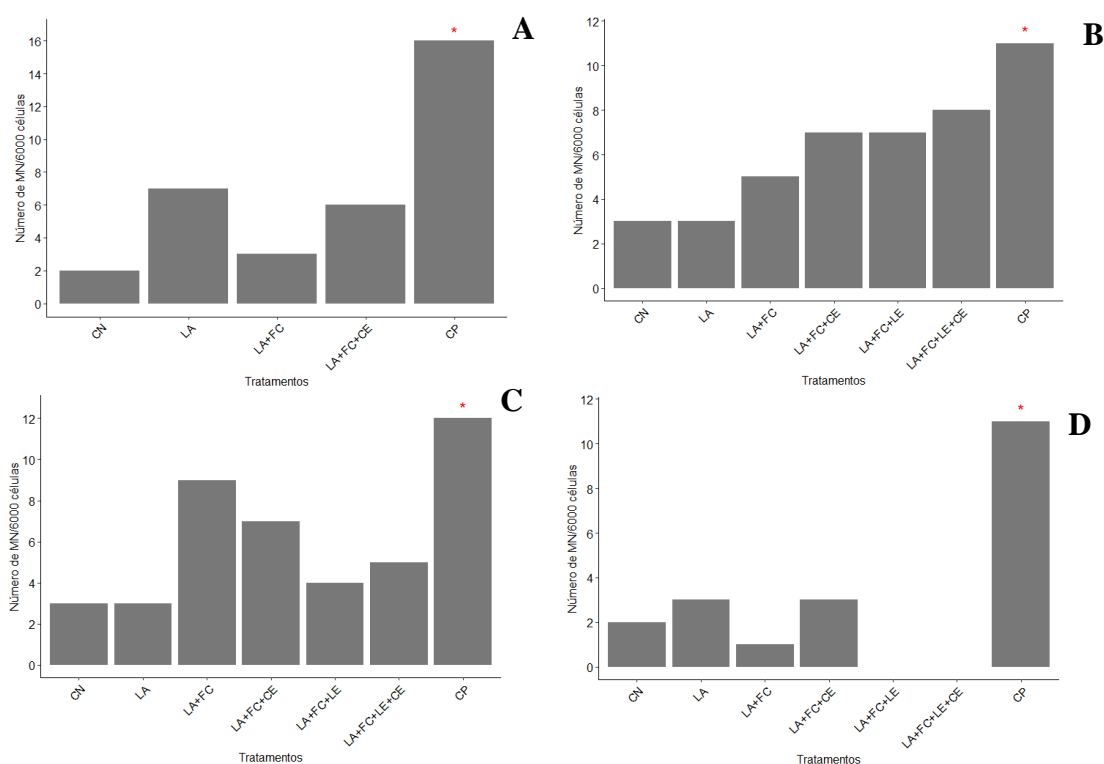


Figura 3. Frequência de micronúcleos observados em células F1 de *A. cepa* submetidas a germinação nos extratos estudados. CN: controle negativo (água destilada); CP: controle positivo (trifuralina); LE: lodo de estação de tratamento de esgoto; LA: lodo de estação de tratamento de água; FC: fibra de coco; CE: composto exaurido de *Pleorotus ostreatus*; T1: tempo 1 (0 dias de biorremediação); T2: tempo 2 (30 dias de biorremediação); T3: tempo 3 (90 dias de biorremediação); T4: tempo 4 (150 dias de biorremediação). * vermelho: diferença significativa em relação ao CN para potencial mutagênico (Mann-Whitney: (*) p<0,05; (**) p<0,01; (***) p<0,001; (****) p<0,0001).

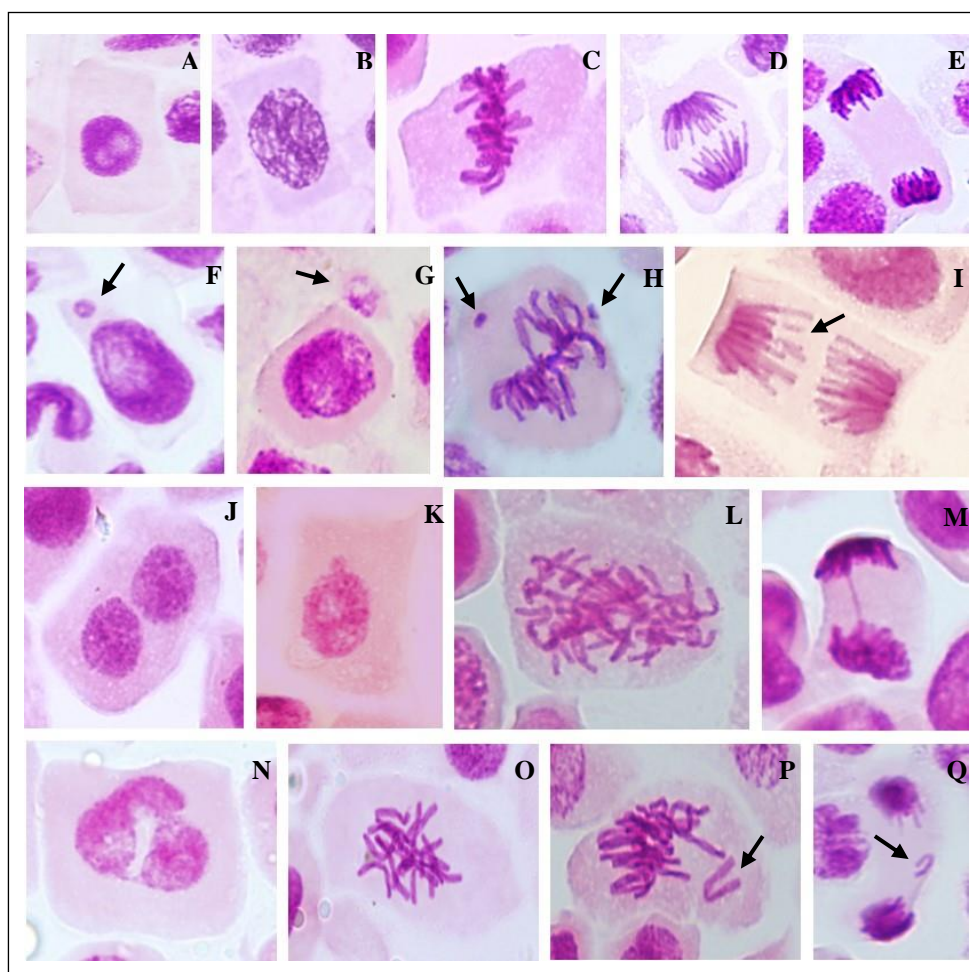


Figura 4. Aberrações cromossômicas e nucleares observadas nos ensaios de genotoxicidade e potencial mutagênico em células meristemáticas de *A. cepa*. A: interfase normal; B: prófase normal; C: metáfase normal; D anáfase normal; E: telófase normal; F: micronúcleo em interfase (seta); G: microcito adjacente em interfase (seta); H: quebras cromossômicas em metáfase (setas); I: quebras cromossômicas em anáfase (setas); J: célula binucleada; K: célula com broto nuclear em interfase; L: célula poliploide em metáfase; M: ponte cromossômica em telófase inicial (seta); N: núcleo lobulado em interfase; O: C-metáfase; P: perda cromossômica em metáfase (seta); Q: perda cromossômica em telófase. Aumento: 1000X

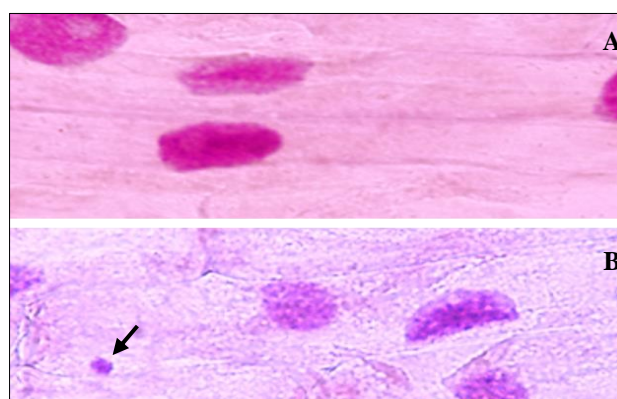


Figura 5. Micronúcleo observado em células da região F1 de *A. cepa*. A: célula F1 normal; B: célula F1 portadora de MN (seta). Aumento 1000X.

4 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, conclui-se que os extratos aquosos das misturas LE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE foram citotóxicas ao bioindicador no período inicial de biorremediação. No entanto, houve decaimento da toxicidade ao longo do processo de biorremediação. Além disso, concluímos que o potencial mutagênico induzido às sementes de *A. cepa* expostas às diferentes amostras dos T1, T2 e T3 foi completamente eliminada após 150 dias de biorremediação.

A detoxificação do LA foi decorrente de maiores períodos de degradação microbiana, porém, a adição da fibra de coco e do composto exaurido de *Pleurotus ostreatus*, quando utilizados em associação podem fornecer uma maior aeração ao substrato e contribuir para um incremento de nutrientes essenciais para o crescimento vegetal. No entanto, para o uso das misturas aqui analisadas como biofertilizante serão necessários outros monitoramentos toxicológicos e por um maior período de tempo, para se assegurar o uso deste resíduo como condicionador de solos, uma vez que foi possível observar um aumento da concentração de metais ao longo do processo de biorremediação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACQUOLINI, G. T. Caracterização do lodo de estações de tratamento de água de Porto Alegre/RS. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL FACULDADE DE AGRONOMIA, p. 67, 2017.
- ADAMSKI, J. M. **Avaliações morfofisiológicas de *Ipomoea batatas* L. em função da concentração de ferro.** 62 f. Dissertação (Fisiologia Vegetal) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2011.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950–955, 2016.a
- ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; LEO, C. P. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. **Desalination**, v. 363, p. 2– 18, 2015.
- BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J.S. Problemática dos metais nos resíduos gerados em estações de tratamento de águas. In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, cd, I-065, 2002.
- BITENCOURT, G. A. **Caracterização ecotoxicológica de lodo gerado em estação de tratamento de água.** 2016. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.
- BONOMO, M.M.; **Efeitos citogenéticos, bioquímicos, morfológicos e anatômicos da aplicação de lodo de esgoto higienizado em *Caricapapaya l.*** 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia Vegetal, Biologia Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.
- CARRIJO, O.A.; LIZ, R.S.; MAKISHIMA, N. Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**, v.20, n.4, p.533-536, 2002.
- CARRIJO, O.A.; VIDAL, M.C.; REIS, N.V.B.; SOUZA, R.B.; MAKISHIMA, N. Produtividade do Tomateiro em Diferentes Substratos e Modelos de Casas de Vegetação. **Horticultura Brasileira**, v.22, n.1, p.5-9, 2004.
- CARVALHO, A. R.; OLIVEIRA, M. V. C. Princípios básicos do saneamento do meio. 10 ed. São Paulo: Senac São Paulo, 2010. 400 p.
- CESAR, R.; ALVARO, T.; SILVA, M.; COLONESE, J.; PEREIRA, C.; POLIVANOV, H.; EGLER, S.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z. Biodisponibilidade de contaminantes em solos brasileiros tratados com lodo de esgoto: uma abordagem ecotoxicológica utilizando bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Geochimica Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.24, n.1, 2012.
- ÇIFCI, D.I., KINACI, C., ARIKAN, O.A. Occurrence of phthalates in sewage sludge from three wastewater treatment plants in Istanbul, Turkey. **Clean. - Soil, Air, Water**, v. 41, n.9, p. 851-855, 2013.
- CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; MISURI, L.; LANCIOTTI, E.; SWEETMAN, A.; LASCHI, S.; PALCHETTI, I. PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of

using sewage sludge for land application. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 229-234, 2012.

CONAMA, Resolução Nº 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional do Meio Ambiente; “Dispõe sobre critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências”, publicado no diário oficial da união em 21/08/2020, Brasília-DF. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em : 20 de setembro de 2021.

COUTO, T. R.; JASMIM, J. M.; CARVALHO, V. S. Resíduos da agroindústria como substrato na aclimatização de mudas micropropagadas de bromélia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v. 7, n. 2, p. 242-246, 2012.

DASSANAYAKE, K. B.; JAYASINGHE, G. Y.; SURAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2015.

EMAMVERDIAN, A.; DING, Y.; MOKHBERDORAN, F.; XIE, Y. Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response. **The Scientific World Journal**, 2015.

FERNANDES, T.C.C.; MAZZEO, D.E.C.; MARIN-MORALES, M.A. Mechanism of micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicide. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v.88, n.3, p. 252-259, 2007.

FIORE, F. A.; RODGHER, S.; ITO, C. Y. K.; BARDINI, V. S. D. S.; KLINSKY, L. M. G. Quality of surface water and generation of sludge at water treatment plants. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, p.1-12, 2020.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985.

FONTALVO, J. A. L.; LÓPEZ, L. S. C.; PERTUZ, K. I. G.; BORJA, I. M. R. Efecto de residuos agroforestales parcialmente biodegradados por *Pleurotus ostreatus* (*Pleurotaceae*) sobre el desarrollo de plántulas de tomate. **Acta Biológica Colombiana**, v.18, n. 2, p.365-374, 2013.

FRANCO, N. M. Manejo de lodo de estação de tratamento de água, visando ao aproveitamento na agricultura como condicionante de solos. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, p. 83, 2019.

FREDDI, L. A. Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura. **ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, p. 50-60, 2019.

GARAU, G.; CASTALDI, P.; SANTONA, L.; DEIANA, P.; MELIS, P. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. **Geoderma**, v. 142, n. 2, p. 47-57, 2007.

GRANT, W. F. Chromosome aberration assays in *Allium*: A report of the US Environmental Protection Agency gene-tox program. **Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology**, v. 99, n. 3, p. 273-291, 1982.

- HARGREAVES, J.C.; ADL, M.S.; WARMAN, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.123, n. 1-3, p. 1–14, 2008.
- IQBAL, M.K.; SHAFIQ, T.; HUSSAIN, A.; AHMED, K. Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. **Bioresource Technology**, v.101, n. 15, p. 5969–5977, 2010.
- JIANG, W.; FAN, W. Bioremediation of Heavy Metal–Contaminated Soils by Sulfate Reducing Bacteria. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, v.1140, p.446-454, 2008.
- KLEIN, C. Utilização de substratos alternativos para produção de mudas. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 4, p. 43-63, 2015.
- KIST, C. P. Estudo da degradação de compostos nitroaromáticos utilizando fungos do gênero *Pleurotus*. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- LEME, D. M.; AMGELIS D. F.; MARIN-MORALES, M. A. Action mechanisms of petroleum hydrocarbons presente in Waters impacted by na oil spill on the genetic material of *Allium cepa* roots cells. **Aquatic Toxicology**, v.88, p.214- 219, 2008.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v.682, n.1, 71- 81, 2009.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research*, v.682, p.71-81, 2009.
- LIMA, D.F. **Avaliação de processos geoquímicos e da eficiência de consórcios fúngicos em testes de simulação da biorremediação em sedimentos de manguezal contaminados com óleo**. 2014. 228 f. Tese – (Doutorado em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos) - Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2014.
- LU, T.; YUAN, H.; WANG, Y.; HUANG, H.; CHEN, Y. Characteristic of heavy metals in biochar derived from sewage sludge. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 4, p. 725-733, 2015.
- MARIA, I. C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S. C. F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. **Solos e Nutrição de plantas**, v. 66, p. 291-298, 2007.
- MARTINS, M. N. C.; SOUZA, V. V.; SILVA, T. S. Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium cepa*. *Chemosphere*, v. 148, p. 481-486, 2016.
- MATEUCA, R.; LOMBAERT, N.; AKA, P. V.; DECORDER, I.; KIRSCH-VOLDERS, M. Chromosomal changes: induction, detection methods and applicability in human biomonitoring. **Biochimie**, v. 88, n. 11, p.1515-1531, 2006.
- MAZZEO, D.E.C., FERNANDES, T.C.C., LEVY, C.E., FONTANETTI, C.S., MARINMORALES, M.A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60–69, 2015.

MAZZEO, D.E.C; FERNANDES, T.C.C.; MARIN-MORALES, M.A. Cellular damages in the *Allium cepa* test system, caused by BTEX mixture prior and after biodegradation process. **Chemosphere**, v. 85, p. 13-18, 2011.

MELLO, M.L.; VIDAL, B.C. A reação de Feulgen. **Ciênc. Cult.** v.30, p. 665-676, 1978.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

MESSIAS, T. G. **Avaliação Ecotoxicológica de Lodo Gerado por Estação de Tratamento de Água**. 2013. 163 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciências, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The Reuse of Water Treatment Sludge as a Coagulant for Post-Treatment of UASB Reactor Treating Urban Wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272–281, 2015.

OLESZCZUK, P. Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physicochemical properties, PHAs and heavy metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.69, p.496-505, 2008.

PARK, S. G.; YAHATA, H.; KUROSAWA, K.; SHIN, H. T. Physical and Chemical Properties of Water Treatment Residue and the Characteristics of Red Pepper Growth By Using it. **Journal of the Faculty of Agriculture**, v. 55, n. 1, p. 117–122, 2010.

PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. Introduction to potable water treatment processes, **Blackwell Pub**, 2006.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 17, p. 89-188, 2010.

PHILLIPS, T.M.; LIU, D.; SEECH, A.G.; LEE, H.; TREVORS, J.T. Monitoring bioremediation in creosote-contaminated soils using chemical analysis and toxicity tests. **J. Ind. Microbiol. Biot.** v. 24, p. 132–139, 2000.

RIBEIRO, M. S. S.; ZAMPIERON, J. V. Caracterização do solo e de plantas utilizadas como possíveis bioindicadores da presença dos componentes da escória de níquel. **Ciência ET Praxis**, v. 4, n. 08, p. 17-22, 2011.

ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MARTÍ, E.; NAVALÓN-MADRIGAL, P.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 425, p. 99-109, 2012.

SANTOS, T. **Avaliação da detoxificação de associações de lodos de ETE e ETA pelo bioensaio de *Allium cepa***. 2018. 38 f. (Monografia) – Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2018.

SILVEIRA, V. C.; OLIVEIRA, A. P.; SPEROTTO, R. A.; ESPINDOLA, L. S.; AMARAL, L.; DIAS, J. F.; CUNHA, J. B.; FETT, J. P. Influence of iron on mineral status of two rice (*Oryza sativa L.*) cultivars. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 19, n. 2; p. 127-139, 2007.

SOMMAGGIO, L. R. D. *et al.* Evaluation of the potential agricultural use of biostimulated sewage sludge using mammalian cell culture assays. **Chemosphere**, v. 199, p. 10–15, 2018b.

SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; LEVY, C. E.; MARIN-MORALES, M. A. Ecotoxicological and microbiological assessment of sewage sludge associated with sugarcane bagasse. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 147, p. 550-557, 2018a.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J. D.; SILVA, É. T. D. Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, p. 91-94, 2005.

TYAGI, M.; DA FONSECA, M. M. R.; DE CARVALHO, C. C. C. R. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. **Biodegradation**, v. 22, n. 2, p. 231–241, 2011.

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

WENDLING, I.; DUTRA, L. F.; GROSSI, F. Produção de mudas de espécies lenhosas. Embrapa Florestas. Colombo, 2006.

WHITE, P.A.; CLAXTON, L.D. Mutagens in contaminated soil: a review. **Mutation Research**, v. 567, p. 227–345, 2004.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006. 478p.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O aumento da densidade populacional têm levado a um aumento na geração de resíduos, como os de LA e LE, decorrentes tanto dos processos de tratamento de água para abastecimento público como de águas residuais, respectivamente;
- O LA é resíduo caracterizado como um aglomerado constituído de areia, silte e argila, material particulado, microrganismos e produtos químicos orgânicos e inorgânicos, muitos deles com potencial tóxico reconhecido;
- O LE é um resíduo rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, microrganismos patogênicos, compostos metálicos e contaminantes emergentes, que apresenta um elevado potencial tóxico;
- Os poluentes encontrados nos lodos de ETA e ETE, por apresentarem potencial tóxico, são capazes de promover alterações ambientais e danos severos aos organismos vivos;
- Os efeitos dos componentes tóxicos dos LA e LE podem ser avaliados e comprovados por meio uma bateria de ensaios ecotoxicológicos, realizados com organismos bioindicadores pertencentes a diferentes táxons (microrganismos, vegetais e animais);
- Para o estabelecimento de propostas para descontaminação de LA e do LE, são necessários estudos que avaliem desde a caracterização química desses resíduos até os efeitos dos produtos tratados sobre a biota e à saúde humana, bem como o desenvolvimento de estratégias que sejam viáveis de serem aplicadas, e que permitam o correto aproveitamento do resíduo;
- Existem algumas possibilidades sustentáveis, comprovadamente viáveis, para a detoxificação dos lodos, tais como a biorremediação, bioestimulação, bioaugmentação, compostagem, atenuação natural monitorada e vermicompostagem;
- A fibra de coco é considerada um agente bioestimulante com potencial para ser aplicados em biorremediação de LA, por já existir registros que comprovam que esse resíduo agroindustrial estimulou o aumento do comprimento da radícula e do hipocótilo de sementes de *L. sativa*;
- Algumas associações avaliadas neste estudo (LE, LA+FC+LE e LA+FC+LE+CE) apresentaram citotoxicidade para *A. cepa*, no período inicial de biorremediação;
- Todas as associações de LA, LE, FC e CE analisadas neste estudo não apresentaram potencial genotóxico para *A. cepa*;

- Pelos ensaios realizados com *A. cepa*, foi possível observar que houve um decaimento da toxicidade, ao longo do processo de biorremediação/bioestimulação, pois o potencial mutagênico observado para T1, T2, T3 foi eliminado após 150 dias de biorremediação;
- A adição da fibra de coco e do composto exaurido de *P. ostreatus* às associações estudadas contribuiu para uma maior aeração do substrato e para o aporte de nutrientes essenciais para o crescimento vegetal;
- Pelos testes do potencial agrônômico, foi possível concluir que as misturas que continham FC foram as mais eficientes para serem usadas como fertilizantes no cultivo de *L. sativa*.
- Os ensaios de fitotoxicidade, realizados com todas as associações usadas no processo de biorremediação, indicaram a necessidade de se monitorar toxicologicamente o processo de biorremediação, para a melhor segurança do uso deste resíduo como biofertilizante, pois algumas misturas levaram a uma diminuição da biomassa seca da radícula de *Z. mays*.
- Os ensaios de potencial agrônômico, também mostraram que seria interessante avaliar o processo de biorremediação além dos 150 dias, para certificar se o processo usado não foi eficiente ou se os tempos usado neste processo de biorremediação foi insuficiente para a detoxicação do LA;
- Foi observado pelas análises químicas, que houve um aumento na concentração de metais ao longo da biorremediação. Portanto, fica evidente a necessidade de monitoramento toxicológico das misturas, ao longo do processo de biorremediação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C. G. **Utilização do substrato pós-cultivo (SMS) de *Agaricus subrufescens* e *Pleurotus ostreatus* na produção de alface e rúcula**. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras. Lavras/MG, p. 79. 2019.
- ACHON, C.L., CORDEIRO, J.S., 2016. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, Brasília.
- ACQUOLINI, G. T. **CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PORTO ALEGRE/RS. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL FACULDADE DE AGRONOMIA**, p. 67, 2017.
- AFIFI, S; ALNAHHAL, S; ABDELALL, S. Developing an Integrated Sustainable Sanitation System for Urban Areas: Gaza Strip Case study. **Science Direct**, v. 26, p. 767 – 774, 2015.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (Brasil); COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo: CESTAÇÃO DE TRATAMENTO ESGOTOB, 2021. Disponível em: <https://cEstação de Tratamento Esgotob.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/> Acesso em: 14 jan. 2021.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950–955, 2016.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sludge quantification at water treatment plant and its management scenario. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 9, p. 453, 2017.
- ALBUQUERQUE, A.; SCALIZE, P. S.; FERREIRA, N. C.; SILVA, F. Multi-criteria analysis for site selection for the reuse of reclaimed water and biosolids. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 22-34, 2015.
- ALCOCK, R. E.; BACON, J.; BARDGET, R. D.; BECK, A. J.; HAYGARTH, P. M.; LEE, R. G. M.; PARKER, C. A.; JONES, K. C. Persistence and fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sewage sludge-amended agricultural soils. *Environmental Pollution*, v. 93, p. 83-92, 1996.
- ALEXANDER, M. Biodegradation and bioremediation. Academic Press, 1999. 453p.
- ALMEIDA, S.F.L.; ANACLETO, G. M.; COSTA, C.A.W. Estudo da viabilidade da utilização de lodo de ETA em blocos vazados de concreto por meio da avaliação de propriedades mecânicas e acústica. 2017. 91 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil) -Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.
- ALMÉRI, N. (). Lodo de esgoto como adubo na agricultura. Negócios S.A.; 2010.
- ALVARENGA, P. *et al.* Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44–52, 2015.
- AMIN, A. W. Evaluation of the Genotoxicity of Residual Repeated Applications of Sewage Sludge on M² Meicytes of Zea Plants. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 5, n. 4, p. 235-250, 2011.

- AMIN, A. W.; SHERIF, F. K.; EL-ATAR, H.; EZ-ELDIN, H. Effect of residual and accumulative sewage sludge on heavy metals bioaccumulation: gene action and some yield parameters of *Vicia faba*. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 3, n. 2, p. 60-75, 2009
- ANDRADE, N. A.; MCCONNELL, L. L.; TORRENTS, A.; RAMIREZ, M. Persistence of polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils after biosolids applications. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 58, n. 5, p. 3077-3084, 2010.
- ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W.; HILAL, N.; LEO, C, P. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. **Desalination**, v. 363, p. 2–18, 2015.
- ASSIS, L. R. DE. Avaliação Do Impacto Em Corpos D'Água Devido Ao Lançamento De Resíduos De Uma Estação De Tratamento De Água De Juiz De Fora - Mg. 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. (2004) NBR 10004: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 71 p.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.
- BARBOSA, L. M. S. **Avaliação da fitotoxicidade e citogenotoxicidade de lodo gerado no tratamento de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L.** Dissertação (Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, p. 43, 2016.
- BARNETO, A. G., CARMONA, J. A., ALFONSO, J. E. M., BLANCO, J. D. Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 86, p.108-114, 2009
- BATISTA, I. F. NILIN, j.; MICHELAN, D. C. G. S.; BATISTA, F. D. JESUS, É. P. S. Redução da sobrevivência de microcrustáceos zooplancônicos exposto ao lodo de ETA (Rio Poxim, Sergipe). **Ecotox**, p. 778-780, 2018b
- BATISTA, I. F.; NILIN, j.; MICHELAN, D. C. G. S.; BATISTA, F. D. JESUS, É. P. S. Análise da germinação e crescimento radicular de sementes de alface expostas ao lodo de ETA (Rio Poxim, Sergipe). **Ecotox**, p. 776-777, 2018a
- BERNARDO, L.; DANTAS, A.; VOLTAN, P. E. N. Métodos e técnicas de tratamento dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos: LDiBe Editora, 2012.
- BERTON, R. S.; NOGUEIRA, T. A. R. Uso de lodo de esgoto na agricultura. In: COSCINE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. (Org.). **Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a Resolução nº375 do CONAMA**. Botucatu: editora FEPAF, 407 p, cap. 2, p 31-50, 2010.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349p.

BEZERRA, F. C.; ROSA, M. F. Utilização do pó da casca de coco-verde como substrato para produção de mudas de alface. EMBRAPA, Comunicado Técnico n. 71, Fortaleza, dez. 2002.

BIDONE, F. SILVA, A.P.; MARQUES, M.D. Lodos produzidos nas estações de tratamento de água (Estação de Tratamento de Água): Desidratação em leitos de secagem e codisposição em aterros sanitários. In: Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos - resíduos sólidos de saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Cap. 9., p. 215-244. Projeto PROSAB/REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

BITENCOURT, G.A. Caracterização ecotoxicológica de lodo gerado em estação de tratamento de água. 2016. 125. Tese - (Doutorado em Biologia na Agricultura e Meio Ambiente) Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BOAVENTURA, R.A.; ROCHA, D.; ANTONIO, A.L.; SAMPAIO, A.; MANUEL, F., 2000. In: Proceedings of International Conference on Water Supply and Water Quality, Cracovia, Portugal.

BOSSI, R.; STRAND, J.; SORTKJÆR, O.; LARSEN, M. M. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. **Environmental International**, v. 34, n. 4, p. 443- 450, 2008.

BRAMMER, S. P.; ZANOTTO, M.; CAVERZAN, A. Citogenética vegetal: da era clássica à molecular. Passo Fundo: Embrapa Trigo, p.9, 2007.

BRASIL. Decreto-Lei n. 152, de 19 de junho de 1997. Dispõe sobre recolha, tratamento e descarga de águas residuais no ambiente aquático. Diário da República, Brasília, n. 139, I-série A, p. 2959, 1997.

BRAUTIGAN, D. J.; RENGASAMY P.; CHITTLEBOROUGH, D. J. Especificação e fitotoxicidade do alumínio em solos alcalinos. **Planta e solo**, v. 360, p. 187–196, 2012.

BRUM, F. G. **Estudo ambiental de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos de Palmeira das Missões-RS**. Dissertação (Pós-Graduação em Ciência E Tecnologia Ambiental Curso de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, p. 108, 2018.

CAJTHAML, T. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds by ligninolytic fungi: mechanisms involved in the degradation. **Environmental microbiology**, v. 17, n. 12, p. 4822–4834, 2015

CAJTHAML, T. Biodegradation of endocrine-disrupting compounds by ligninolytic fungi: mechanisms involved in the degradation. **Environmental microbiology**, v. 17, n. 12, p. 4822–4834, 2015. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (Suplemento), p.278-282, 2005.

CARITÁ, R.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A aria. Comparison of the toxicogenetic potential of sewage sludges from different treatment processes focusing agricultural use. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21475-21483, 2019.

CARRIJO, O.A.; LIZ, R.S.; MAKISHIMA, N. Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**, v.20, n.4, p.533-536, 2002.

CARRIJO, O.A.; VIDAL, M.C.; REIS, N.V.B.; SOUZA, R.B.; MAKISHIMA, N. Produtividade do Tomateiro em Diferentes Substratos e Modelos de Casas de Vegetação. **Horticultura Brasileira**, v.22, n.1, p.5-9, 2004.

CARVALHO, A. R.; OLIVEIRA, M. V. C. Princípios básicos do saneamento do meio. 10 ed. São Paulo: Senac São Paulo, 2010. 400 p.

CEFA. China Edible Fungus Association. 2014. The survey results for the edible fungus 2013 annual analysis of China Edible Fungus Association.

CHAO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHAZIRAKIS, P.; GIANNIS, A.; GIDARAKOS, E.; WANG, J.; STEGMANN, R. Application of sludge, organic solid wastes and yard trimmings in aerobic compost piles. **Global NEST Journal**, v.13, p. 405–411, 2011.

CHEN, H.; YAN, S.H.; YE, Z.L.; MENG, H.J. ZHU, Y.G. Utilization of urban sewage sludge: Chinese perspectives. **Environmental Science Pollution Research**. v.19, p.1454–1463, 2012.

CHERIFI, M.; HAZOURLI, S.; PONTVIANNE, S.; LECLERC, J.P.; LAPICQUE, F. Electrokinetic removal of aluminum from water potabilization treatment sludge. **Desalination**, v. 281, n. 17, p. 263–270, 2011.

ÇIFCI, D.I., KINACI, C., ARIKAN, O.A. Occurrence of phthalates in sewage sludge from three wastewater treatment plants in Istanbul, Turkey. **Clean. - Soil, Air, Water**, v. 41, n.9, p. 851-855, 2013.

CINCINELLI, A., MARTELLINI, T., MISURI, L., LANCIOTTI, E., SWEETMEN, A., LASCHI, S., PALCHETTI, I. PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land applications. **Environmental Pollution**, v.161, p. 229-243, 2012.

CLARKE, B.O.; PORTER, N. A.; MARRIOTT, P. J.; BLACKBEARD, J. R. Investigating the levels and trends of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl in sewage sludge. **Environment International**, v. 36, n.4, p. 323-329, 2010.

CLARKE, B.O; SMITH, S.R. Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. **Environmental International**, v.37, p.226-247, 2011.

COLAZO, A. B.; SÁNCHEZ A.; FONT, X.; COLÓN, J. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. **Waste Management**, v. 43, p. 84-97, 2015.

COUTO, T. R.; JASMIM, J. M.; CARVALHO, V. S. Resíduos da agroindústria como substrato na aclimatização de mudas micropropagadas de bromélia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v. 7, n. 2, p. 242-246, 2012.

- CUNHA MARTINS, C. A.; SANTOS, F. S.; PORTZ, A.; SANTOS, A. M. Desenvolvimento inicial do milho (*Zea mays* L.) em substrato contendo lodo de esgoto compostado. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, v. 48, p. 69-79, 2018.
- CUNNINGHAM, V. L.; D'ACO, V. J.; PFEIFFER, D.; ANDERSON, P. D.; BUZBY, M. E.; HANNAH, R. E.; PARKE, N. J. Predicting concentrations of trace organic compounds in municipal wastewater treatment plant sludge and biosolids using the PhATE™ model. **Integrated environmental assessment and management**, v. 8, n.3, p. 530-542, 2012.
- DAS, S.; DASH, H. R. Microbial Bioremediation: A Potencial Tool for Restoration of Areas. In: **Microbial Biodegradation and Bioremediation**. ed. 1, p. 1–18.
- DEMIRABAS, A. Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. **Energy Conversion and Management**. v. 52, p. 1280-1287, 2011.
- EID, E. M.; ALRUMMAN, S. A.; EL-BEBANY; A. F.; HESHAM, A. E. L.; TAHER, M. A.; FAWY, K. F. The effects of different sewage sludge amendment rates on the 60 heavy metal bioaccumulation, growth and biomass of cucumbers (*Cucumis sativus* L.). **Environmental Science and Pollution Research**. 2017.
- ELANGOVEN C.; SUBRAMANIAN K. Reuse of alum sludge in clay brick manufacturing. **Water Science & Technology: water supply**, v.11, n. 3, p. 33- 341, 2014.
- EVUTI, A.M.; LAWAL, M. Recovery of coagulants from water works sludge: a review. **Advances in Applied Science Research**. v. 2, n. 6, p. 410–417, 2011.
- FARIA, J. C. T.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMELINA, W. M.; LACERDA, L. C.; OLIVEIRA, E. G. Substratos à base de lodo de esgoto na produção de mudas de *Senna alata*. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 4, p. 342-351, 2013.
- FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. **Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA**, p. 45-67, 2000.
- FERNANDEZ, P.; ALDER, A. C.; SUTER, M. J. F.; GIGER, W. Determination of the quaternary ammonium surfactant ditallowdimethylammonium in digested sludges and marine sediments by supercritical fluid extraction and liquid chromatography with postcolumn ion-pair formation. **Analytical chemistry**, v. 68, n. 5, p. 921-929, 1996.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Produtividade e concentração de nutrientes e metais pesados em milho adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caçado. **Engenharia na Agricultura**, v.14, p.39-50, 2006.
- FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK M. J. The presence of contaminations in sewage sludge e the current situation. **Journal of Environmental Management**, v.3, p. 1-11, 2017.
- FIORE, F. A.; RODGHER, S.; ITO, C. Y. K.; BARDINI, V. S. D. S.; KLINSKY, L. M. G. Quality of surface water and generation of sludge at water treatment plants. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, p.1-12, 2020.
- FISKEJÖ, G. The *Allium* test as a standart in environmental monitoring. **Hereditas**, v.102, p.99-112,1985.

- FRANCO, N. M. Manejo de lodo de estação de tratamento de água, visando ao aproveitamento na agricultura como condicionante de solos. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, p. 83, 2019.
- FUNG, J. J.; JIA, L.; LIU, Q. Z.; CHEN, X. L., CHENG, J. P. (2018) Source identification of heavy metals in sewage sludge and the effect of influent characteristics: a case study from China. **Urban Water Journal**, v.15, n.4, p.381-387.
- GASCÓ, G. CELY,P.; PAZ-FERREIRO, J.; PLAZA , C.; MÉNDEZ, A. Relation between biochar properties and effects on seed germination and plant development. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 32, n. 4, p. 237–247, 2016.
- GASPARD, P. G.; SCHWARTZBROD, J. Parasite contamination (helminth eggs) in sludge treatment plants: Definition of a sampling strategy. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 206, n. 2, p. 117–122, 2003.
- GIANICO, A.; BRAGUGLIA, C.M.; MASCOLO, G.; MININNI, G. Partitioning of nutrientes and micropollutants along the sludge treatment line: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v.20, p.6256-6265, 2013.
- GIBBONS, M. K.; GAGNON, G. A. Adsorption of arsenic from a Nova Scotia groundwater onto water treatment residual solids, **Water Research**, v. 44, p. 5740-5749, 2010.
- GOMES, S. D. C.; ZHOU, J. L.; LI, W.; LONG, G. Progress in manufacture and properties of construction materials incorporating water treatment sludge: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 145, p. 148-159, 2019.
- GONÇALVES, M. M. C.; ALMEIDA LOPES, A. C.; GOMES, R. L. F.; MELO, W. J.; ARAUJO, A. S. F.; PINHEIRO, J. B.; MARIN-MORALES, M. A. Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 1-10, 2020
- GOUVEA, G. D. M. C.; SOUZA, V. V.; MELLO, G. C.; SILVA, T. S. Effects of sewage sludge on the growth of coffee arabica seedlings and cell cycle of *Allium cepa*. **Holos Environment**, v. 19, n. 4, p. 657-671, 2019.
- GRANT, W.F. Chromosome aberration assays in *Allium*. **Mutation Research**, v.99, p.273-291, 1982.
- GRAY, N.F. Sludge treatment and disposal. In: GRAY, N.F. Water Technology. An Introduction for Environmental Scientists and Engineers (Third Edition). **Elsevier**, p. 645-685, 2010.
- GUO, M.; CHOROVER, J.; FOX, R. H. Effects of spent mushroom substrate weathering on the chemistry of underlying soils. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.2127-2134, 2001.
- HARGREAVES, J.C.; ADL, M.S.; WARMAN, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.123, n. 1-3, p. 1–14, 2008
- HARMSSEN, J. Possibilities and limitations of landfarming for cleaning contaminated sites. In: HINCHEE, R.E.; OLFENBUTTEL, R.F. (Eds.), On-site Bior- eclamation: Processes for Xenobiotic and Hydrocarbon Treatment. Butter- worth-Heinemann, London, 1991.
- HEBERER, T. Occurrence, fate, and assessment of polycyclic musk residues in the aquatic environment of urban areas — a review. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 30, n. 5-6, p. 227-243, 2002.

- HEIDLER, J.; HALDEN, R. U. Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. **Chemosphere**, v. 66, n. 2, p. 362-369, 2007.
- HERNÁNDEZ, T.; MORENO, J.L.; COSTA, F. Influence of sewage sludge application on crop yields in heavy metal availability. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37, n. 2, p. 201-210, 1991.
- HERREN, D.; BERSET, J. D. Nitro musks, nitro musk amino metabolites and polycyclic musks in sewage sludges: quantitative determination by HRGC-ion-trap-MS/MS and mass spectral characterization of the amino metabolites. **Chemosphere**, v. 40, n. 5, p. 565-574, 2000.
- HOSSAIN, M. K., STREZOV, V., NELSON, P. F. Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v.85, p.442-446, 2009
- HOVSEPYAN, A.; BONZONGO, J. C. Aluminum drinking water treatment residuals (Al-WTRs) as sorbent for mercury: implication for soil remediation, **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p.73-80, 2009.
- HU, Y. S.; ZHAO, Y. Q.; SOROHAN, B. Removal of glyphosate from aqueous environment by adsorption using water industrial residual. **Desalination**, v. 271, p. 150-156, 2011.
- HULTBERG, M.; AHRENS, L.; GOLOVKO, O. Use of lignocellulosic substrate colonized by oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) for removal of organic micropollutants from water. **Journal of Environmental Management**, v. 272, p. 1-6, 2020.
- IBGE. 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- IPPOLITO, J. A.; SCHECKEL, K. G.; BARBARICK, K.A. Selenium adsorption to aluminum-based water treatment residuals. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 338, p.48-55, 2009.
- IQBAL, M.K.; SHAFIQ, T.; HUSSAIN, A.; AHMED, K. Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. **Bioresource Technology**, v.101, n. 15, p. 5969–5977, 2010.
- IRAWAN, C.; LIU, J.C.; WU, C. C. Removal of boron using aluminum-based water treatment residuals (Al-WTRs). **Desalination**, v. 276, p. 322-327, 2011.
- ISOPPO, M. Toxicidade de solos alterados utilizando modelos vegetais e animais. 2012. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, Santa Catarina. 2012.
- JALALI, M., JALALI, M. Sewage Sludge Application Effects on Phosphorus Uptake by Cucumber and on Rhizosphere and Non-rhizosphere Soils Under Greenhouse Conditions. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, p. 596–611, 2021.
- KAGGWA, R. C. *et al.* The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 795–807, 2001.
- KATAYAMA, V.T. **Quantificação da produção de lodos de estação de tratamento de água de ciclos completo: uma análise crítica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia – Engenharia Hidráulica)-Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, p. 144, 2012.

- KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A.S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v.32, p.1186-1195, 2012.
- KEPKA, W.; ANTONKIEWICZ, J.; JASIEWICZ, C.; GAMBUŚ, F.; WITKOWICZ, R. The effect of municipal sewage sludge on the chemical composition of spring barley. **Soil Science Annual**, v. 67, n. 3, p. 124-130, 2016.
- KINNEY, C. A.; FURLONG, E. T.; ZAUGG, S. D.; BURKHARDT, M.R.; WERNER, S. L.; CAHILL, J. D.; GRETCHEN, R. JORGENSEN. Survey of organic wastewater contaminants in biosolids destined for land application. **Environmental Science Technology**, v. 40, n. 23, p. 7207–7215, 2006.
- KOŃCZAK, M.; OLESZCZUK, P. Application of biochar to sewage sludge reduces toxicity and improve organisms growth in sewage sludge-amended soil in long term field experiment. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 8-15, 2018.
- KÚRAS, M.; NOWAKOWSKA, J.; SLIWINSKA, E.; PILARSKI, R.; ILASZ, R.; TYKARSKA, T.; GULEWICZ, K. Changes in chromosome structure, mitotic activity and nuclear DNA content from cells of *Allium test* induced by barck water extract of *Uncaria tomentosa* (Willd) DC. **Chemosphere, Oxford**, v.107, p.211-221, 2006.
- LEAL, A. Análise da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Distrito de Pilar-Ba. **Revista de Comunicação e Cultura no Semiárido (Com Sertões)**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2016.
- LEME, D. M; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. **Mutation Research**, v. 682, p. 71-81, 2009.
- LI, Z.; JIANG, N.; WU, F.; ZHOU, Z. Experimental investigation of phosphorus adsorption capacity of the waterworks sludges from five cities in China. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 165-172, 2013.
- LIMA, D.F. Avaliação de processos geoquímicos e da eficiência de consórcios fúngicos em testes de simulação da biorremediação em sedimentos de manguezal contaminados com óleo. 2014. 228 f. Tese – (Doutorado em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos) - Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2014.
- LOGANATHAN, B. G.; SAJWAN, K. S.; SINCLAIR, E.; SENTHIL, K. K.; KANNAN, K. Perfluoroalkyl sulfonates and perfluorocarboxylates in two wastewater treatment facilities in Kentucky and Georgia. **Water Research**, v. 41, n. 20, p. 4611-4620, 2007.
- LU, T.; YUAN, H.; WANG, Y.; HUANG, H.; CHEN, Y. Characteristic of heavy metals in biochar derived from sewage sludge. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n.1, p. 725-733, 2015.
- LUCENA, L. C. F. L; JUCA, J. F. T.; SOARES, J. B.; PORTELA, M. G. Potential uses of sewage sludge in highway construction. *Journal of Materials in Civil Engineering*, v. 26, n.9, pag. 1-7, 2014.
- LUO, N.; WEN, J.; LI, Z.; HUANG, M.; YANG, R. Passivating Effect of Dewatered Sludge and Biochar on As-Contaminated Soil. **Water Air Soil Pollution**, v. 231, p. 1-10, 2020.
- MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO-FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MAHER, M. J.; SMYTH, S.; DODD, V. A.; MCCABE, T.; MAGETTE, W. L.; DUGGAN, J.; HENNERTY, M. J. Managing Spent Mushroom Compost. **Teagasc**, p. 1-34, 2000.

MAIDEN, P.; HEARN, M.T.W.; BOYSEN, R.I; CHIER, P.; WARNECKE, M.; JACKSON, W.R. Alum sludge re-use, Investigation (10OS-42) prepared by GHD and Centre for Green Chemistry (Monash University) for the Smart Water Fund, Victoria, ACTEW Water & Seawater. **Melbourne, Australia**, 2015

MAKRIS, K. C.; SARKAR, D.; DATTA, R. Aluminum-based drinking-water treatment residuals: A novel sorbent for perchlorate removal. **Environmental Pollution**, v. 140, p.9-12, 2006.

MAÑAS, P.; DE LAS HERAS, J. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lepidium sativum* L. seeds. **International journal of environmental science and technology**, v. 15, n. 2, p. 273-280, 2018.

MANZETTI, S.; SPOEL, D. V. D. Impact of sludge deposition on biodiversity. **Ecotoxicology**, v.24, n.9, 1799-1814, 2015.

MARTÍNEZ-CARBALLO, E.; GONZALEZ-BARREIRO, C.; SITKA, A.; KREUZINGER, N.; SCHARF, S.; GANS, O. Determination of selected quaternary ammonium compounds by liquid chromatography with mass spectrometry. Part II. Application to sediment and sludge samples in Austria. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 2, p. 543-547, 2007.

MARTINS, M. N. C.; SOUZA, V. V.; SILVA, T. S. Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium cepa*. **Chemosphere**, v. 148, p. 481-486, 2016.

MARTINS, M. N. C.; SOUZA, V. V.; SOUZA, T. S. Genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on higher plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 124, p. 489-496, 2016.

MATSUMOTO, S. T.; MANTOVANI, M. S.; MALAGUTTI, M. I. A.; DIAS, A. L.; FONSECA, I. C.; MARIN-MORALES, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology**, v. 29, n.1, p. 148-158, 2006.

MAZARI, L.; ABDESSEMED, D.; SZYMCHYK, A. Evaluating reuse of alum sludge as coagulant for tertiary wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 12, p. 1-7, 2018.

MAZIVIERO, G. T. **Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico de lodo de esgoto por meio dos sistemas-teste *Allium cepa* e *Tradescantia pallida***. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2011.

MAZZEO, D. E. C.; CASADO, M.; PIÑA, B.; MARIN-MORALES, M. A. Detoxification of sewage sludge by natural attenuation and implications for its use as a fertilizer on agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 978-985, 2016a.

MAZZEO, D. E. C.; FERNANDES, T. C. C.; MARIN-MORALES, M. A. Attesting the efficiency of monitored natural attenuation in the detoxification of sewage sludge by means of genotoxic and mutagenic bioassays. **Chemosphere**, v. 163, p. 508-515, 2016 b.

- MAZZEO, D. E. C.; MISOVIC, A.; OLIVEIRA, F. A.; LEVY, C. E.; OEHLMANN, J.; MARCHI, M. R. R. Effects of biostimulation by sugarcane bagasse and coffee grounds on sewage sludges, focusing agricultural use: Microbial characterization, respirometric assessment and toxicity reduction. **Waste Management**, v. 118, p. 110-121, 2020.
- MAZZEO, D. E. C.; VENTURA, B. C.; SOMMAGGIO, L.R.D.; MARINMORALES, M. A. Endpoints and bioassays to assess bioremediation efficiency of contaminated soils. **Bioremediation: Processes, Challenges and Future Prospects**, p. 243-268, 2014.
- MAZZEO, D.E.C., FERNANDES, T.C.C., LEVY, C.E., FONTANETTI, C.S., MARINMORALES, M.A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60–69, 2015.
- MCAVOY, D. C; SCHATOWITZ, B.; JACOB, M.; HAUK, A.; ECKHOFF, W. S. Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, p. 1323-1329, 2002.
- MCINTYRE, A.; LESTER, J. Occurrence and distribution of persistent organochlorine compounds in U.K. sewage sludges. **Water Air Soil Pollut**, v. 23, p. 397–415, 1984.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.
- MENA, E.; GARRIDO, A.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Bioremediation of sewage sludge by composting. **Communications in soil Science and plant analysis**, v. 34, p. 957-971, 2003.
- MESSIAS, T. G. Avaliação Ecotoxicológica de Lodo Gerado por Estação de Tratamento de Água. 2013. 163 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciências, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.
- MEYER, S. T. O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 99-110, 1994.
- MIRANDA, L. A. S., MONTEGGI, L. O. Sistemas e processos de tratamento de águas de abastecimento – Guia do profissional em treinamento. Studio S: Diagramação & Arte Visual. Porto Alegre: (S. n.), 2007. 148p.
- MOHAMMED, R.; ZHANG, Z. F.; KAN, Z.; JIANG, C.; LIU, L. Y.; MA, W. L.; LI, Y. F. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Methylated Derivatives in Sewage Sludge from Northeastern China: Occurrence, Profiles and Toxicity Evaluation. **Molecules**, v. 26, n. 9, p. 2739, 2021.
- MOLINA-BARAHONA, L.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R.; HERNÁNDEZVELASCO, M.; VEJA-JARQUÍN, C.; ZAPARA-PÉREZ, O.; MENDOZA-CANTÚ, A.; ALBORES, A. Diesel removal from contaminated soils by biostimulation and supplementation with crop residues. **Applied Soil Ecology**, v. 27, p. 165-175, 2004.
- MONTGOMERY, J. M. Water Treatment Principles and Design. **John Wiley & Sons**, 1985.
- MUISA, N.; HOKO, Z.; CHIFAMBA, P. Impacts of alum residues from Morton Jaffray Water Works on water quality and fish, Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the**

Earth, v. 36, n. 14–15, p. 853–864, 2011.

MUTER, O.; INGUS, P.; SELGA, T.; BERZINS, A.; GUDRA, D.; RADOVICA-SPALVINA.; IBARTKEVICS, V. Removal of pharmaceuticals from municipal wastewaters at laboratory scale by treatment with activated sludge and biostimulation. **Science of The Total Environment**, v.584, p. 402-413, 2017.

NAGAR, R.; SARKAR, D.; MAKKRIS, K. C. Effect of solution chemistry on arsenic sorption by Fe- and Al-based drinking-water treatment residuals. **Chemosphere**, v. 78, p.1028-1035, 2010.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The Reuse of Water Treatment Sludge as a Coagulant for Post-Treatment of UASB Reactor Treating Urban Wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272–281, 2015.

NASCIMENTO, A. L. .; SAMPAIO, R. A.; BRANDÃO JUNIOR, D. S.; ZUBA JUNIOR, G. R.; FERNANDES, L. A. Crescimento e produtividade de semente de mamona tratada com lodo de esgoto. **Revista Caatinga**. v.24. p.145-151, 2011.

NEVES, José Maria Gomes; DA SILVA, Humberto Pereira; DUARTE, Rômulo Fredon. Uso de substratos alternativos para produção de mudas de moringas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 1, p. 173-177, 2010.

NORTH, K. D. Tracking polybrominated diphenyl ether releases in a wastewater treatment plant effluent, Palo Alto, California. **Environmental science & technology**, v. 38, n. 17, p. 4484-4488, 2004

OBIDOSKA, G.; KARACZUN, Z.; ŻARSKA, B. Phytotoxicity and phytogenotoxicity of municipal sewage sludge. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Horticulture and Landscape Architecture*, v. 41, p. 29-35, 2020.

OBIDOSKA, Grażyna; KARACZUN, Zbigniew; ŻARSKA, Barbara. Phytotoxicity and phytogenotoxicity of municipal sewage sludge. **Annals of Warsaw University of Life Sciences–SGGW. Horticulture and Landscape Architecture**, n. 41, p. 29-35, 2020.

ODIMEGWU, T. C.; ZAKARIA, I.; ABOOD, M. M.; NKETSIAH, C. B. K.; AHMAD, M. Review on different beneficial ways of applying alum sludge in a sustainable disposal manner. **Civil Engineering Journal**, v. 4, n. 9, p. 2230-2241, 2018.

OLIVEIRA, L. M.; VOLTOLINI, J. C.; BARBÉRIO, A. Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa*. **Ambi-Agua**, v. 6, n. 1, p. 90-103, 2011.

PAIXÃO, L.; YOSHIMURA, H.; ESPINOSA, D. C. R.; TENÓRIO, J. A. S. Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa (Effect of addition of high iron content sludge from water treatment plant on a clay-based ceramic). **Cerâmica**, v.54, p. 63-76, 2008.

PALMIERI, M. J.; LUBER, J.; ANDRADE-VIEIRA, L. F.; DAVIDE, L. C. Cytotoxic and phytotoxic effects of the main chemical components of spent pot-liner: A comparative approach. **Mutation Research**, v.763, p.30–35, 2014.

PANDARD, P.; DEVILLERS, J.; CHARISSOU, A. M.; POULSEN, V.; JOURDAIN, M.J.; FÉRARD, J. F.; GRAND, C.; BISPO, A. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. **Science of the Total Environment**, v. 363, p. 114-125, 2006.

PARAÍBA, L. C.; QUEIROZ, S. C.; SOUZA, D. R.; SAITO, M. L. Risk simulation of soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge used as fertilizers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 6, p.1156-1163, 2011.

PAREDES, C., MEDINA, E., BUSTAMANTE, M. A., & MORAL, R. Effects of spent mushroom substrates and inorganic fertilizer on the characteristics of a calcareous clayey-loam soil and lettuce production. **Soil Use and Management**, v. 32, n. 4, p. 487-494, 2016.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 17, p. 89-188, 2010.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. 2567-2574, 2017.

PEREIRA, S. L. DE M. Características Físicas, Químicas e Microbiológicas do Lodo das Lagoas da ETA Gramame. **universidade Federal da Paraíba**, 2011.

PEREIRA, V.E. **Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido**. Dissertação (Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) -Universidade Estadual de Campinas. Campinas, p. 170, 2011.

PEREZ-ARMENDÁRIZ, B.; LOERA-CORRAL, O.; FERNANDEZ-LINARES, L.; ESPARZA-GARCÍA, F.; RODRIGUES-VARQUES, R. Biostimulation of microorganisms from sugarcane bagasse pith for me removal of weathered hydrocarbon from soil. **Letter in Applied Mocrinology**, v.38, 373-377p, 2004.

PHILLIPS, T.M.; LIU, D.; SEECH, A.G.; LEE, H.; TREVORS, J.T. Monitoring bioremediation in creosote-contaminated soils using chemical analysis and toxicity tests. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v.24, p.132–139, 2000.

PLAZA, C.; SENESI, N.; POLO, A.; BRUNETTI, G.; GARCIA-GIL, J. C.; D’ORAZIO, V. Soil fulvic acid properties as a means to assess the use of pig slurry amendment. **Soil Tillage Research**, v. 74, p. 179-190, 2003.

PLAZA, G., NALECZ-JAWECKI, G., ULFIG, K., BRIGMON, R.L. The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation. **Chemosphere**, v.59, p.289-296, 2005.

POLLETI, E. C. C., SILVA, J. D. P. P.; AMORIM, M. F., PAIXÃO FILHO, J. L., PIRES, M. S. G. Análise de sensibilidade e de efeitos toxicológicos da aplicação de lodo de esgoto em sementes. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.8, n. 2, p. 130-137, 2017.

PORTELA, K. F. *et al.* Caracterização Físico-Química do Lodo Centrifugado da Estação de Tratamento de Água Passaúna – Curitiba-PR. **22º Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária Ambiental**, p. 10, 2003.

PRAKASH, N. B.; SOCKAN, V.; JAYAKARAN, P. Waste Water Treatment by Coagulation and Flocculation. **Certified International Journal of Engineering Science and Innovative Technology**, v. 3, n. 2, p. 2319–5967, 2014.

RAK, J. R.; KUCHARSKI, B. Sludge Management in Water Treatment Plants. **Environment Protection Engineering**, v. 35, n. 2, p. 15–21, 2009.

RANDERATH, K., RANDERATH, E., ZHOU, G.D., SUPONPONG, N., HE, L.Y.,

- MCDONALD, T.J., DONNELLY, K.C. Genotoxicity of complex PAH mixtures recovered from contaminated lake sediments as assayed by three different methods. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v.33, p.303-312, 1999.
- RANJBAR, Leila *et al.* Toxicity assessment of Tehran water treatment sludges using bioassay tests. **Toxin Reviews**, v. 37, n. 1, p. 27-34, 2018.
- RAZALI, M.; ZHAO, Y. Q.; BRUEN, M. Effectiveness of a drinking-water treatment sludge in removing different phosphorus species from aqueous solution. **Separation and Purification Technology**, v.55, n.3, p. 300-306, 2007.
- RIBEIRO, M. S. S.; ZAMPIERON, J. V. Caracterização do solo e de plantas utilizadas como possíveis bioindicadores da presença dos componentes da escória de níquel. **Ciência ET Praxis**, v. 4, n. 08, p. 17-22, 2011.
- RICHTER, C. A. Resíduos das Estações de Tratamento de Água. In: **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Editora Edgard Blücher LTDA, 2001.
- RODRIGUES, G., S. Bioensaios de toxicidade genética com plantas superiores Tradescantia (MCN e SHM), milho e soja. **Embrapa Meio Ambiente**. Jaguariúna, São Paulo, 56 p., 1999.
- ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MARTI, E.; NAVALON-MADRIGAL, P.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 425, p. 99-109, 2012.
- SABESP. Tratamento de esgotos. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=49>. Acesso em: 14 jan. 2021.
- SÁNCHEZ, J. E; ZIED, D. C; ALBERTO, E. Edible Mushroom production in the Americas. **Moving Toward Edible Fungi Industry 4.0**. p. 2-11, 2018.
- SANTOS, T. Avaliação da detoxificação de associações de lodos de ETE e ETA pelo bioensaio de *Allium cepa*. 2018. 38 f. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências (Campus de Rio Claro).
- SCALIZE, P. S. Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento. **Universidade de São Paulo**, 2003.
- SILVA, J. D. O. **Caracterização do potencial energético e estudo físico-químico do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto do DMAE-Uberlândia-MG**. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, p, 66. 2011.
- SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, v.28, p.347-358, 2008.
- SIQUEIRA, W. N., FRANÇA, E. J., PEREIRA, D. R., VASCONCELOS LIMA, M., SILVA, H. A. M. F., ARAÚJO, H. D. A., MELO, A. M. M.A. Study of genotoxic and cytotoxic effects after acute and chronic exposures to industrial sewage sludge on *Biomphalaria glabrata* hemocytes. **Chemosphere**, v. 249, p.1-8, 2020
- SOARES, V. L.; ACHON, L.C.; MEGDA, R. C. **Impactos ambientais provocados pelo lançamento in natura de lodos provenientes de estações de tratamento de água**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2. 2004, Florianópolis. Anais... Florianópolis: ICTR. 2014.

SOMMAGGIO, L. R. D. **Avaliação da possibilidade de detoxificação e utilização agrícola de lodo de esgoto, após bioestimulação, por meio de diferentes bioensaios**. Dissertação (Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Paulista. p. 112, 2016.

SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; LEVY, C. E.; MARIN-MORALES, M. A. Ecotoxicological and microbiological assessment of sewage sludge associated with sugarcane bagasse. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 147, p. 550-557, 2018b.

SOMMAGGIO, L. R. D.; MAZZEO, D. E. C.; PAMPLONA-SILVA, M. T.; MARIN-MORALES, M. A. Evaluation of the potential agricultural use of biostimulated sewage sludge using mammalian cell culture assays. **Chemosphere**, v. 199, p. 10–15, 2018a.

SOTERO-SANTOS, R. B, ROCHA, O.; POVINELLI, J. Avaliação da toxicidade de lodos de tratamento de água pelo bioensaio *Daphnia*. **Water Research**, v.39, n. 16, p. 3909–3917, 2005.

SOUZA, M. N. D. Efetividade da biorremediação de lodo de esgoto aeróbio bioestimulado, avaliada pelo ensaio de *Allium cepa*. 2018. 48 f. Trabalho de conclusão de curso (Ciencias Biológicas) - - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências (Campus de Rio Claro).

SOUZA, S. T.; LACERDA, D., AGUIAR, L. L.; MARTINS, M. N. C.; OLIVEIRA, D. J. A. Toxic potential of sewage sludge: Histopathological effects on soil and aquatic bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 111, p. 1 – 13, 2020.

SOUZA, T.S., HENCKLEIN, F.A., ANGELIS, D.F., GONÇALVES, R.A., FONTANETTI, C.S. 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**, v. 72, n. 5, p. 1363-1368, 2009.

STERRITT, R. M.; LESTER, J. N. The value of sewage sludge to agriculture and effects of the agricultural use of sludges contaminated with toxic elements: a review. *Science of the Total Environment*, v.16, p. 55-90, 1980.

STEVENS, J. L.; NORTHCOTT, G. L.; STERN, G. A.; TOMY, G. T.; JONES, K. C. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks, and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 3, p. 462-467, 2003.

SUN, J.; ZHU, L.; PAN, L.; WEI, Z.; SONG, Y.; ZHANG, Y.; ZHAN, Y. Detection of methoxylated and hydroxylated polychlorinated biphenyls in sewage sludge in China with evidence for their microbial transformation. **Scientific reports**, v. 6, p. 1-9, 2016.

ŚWIERCZEK, L.; CIEŚLIK, B. M.; KONIECZKA, P. The potential of raw sewage sludge in construction industry—a review. **Journal of cleaner production**, v. 200, p. 342-356, 2018.

TAS, D. O. Respirometric assessment of aerobic sludge stabilization. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2592–2599, 2010.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Aplicação de lodo de estação de tratamento de água em solo degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 91-94, 2005.

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution*, v. 93, p. 249–256, 1996.

- TRABALLI, R. C.; MAKIYA, I. K.; BREDA, C. C. Bases ecossustentáveis para o desenvolvimento urbano: potencial energético a partir de lodo de esgoto e resíduos sólidos. III Encontro de sustentabilidade. Itajaí, Anais, 2009.
- TRAZZI, P. A.; CALDEIRA, M. V. W.; REIS, E. F. D.; SILVA, A. G. D. Produção de mudas de *Tectona grandis* em substratos formulados com biossólido. **Cerne**, v. 20, n. 2, p. 293-302, 2014.
- TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água no Estado de São Paulo. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.
- VASUDEVAN, N.; RAJARAM, P. Bioremediation of oil sludge contaminated soil. **Environmental international**, v.26, n. 5-6, p. 409-411, 2001.
- VEGA, F. V. A.; BOVI, M. L. A.; GODOY JÚNIOR, G.; BERTON, R. S. Lodo de esgoto e sistema radicular da pupunheira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.259-268, 2005.
- VELHO, P. L. T.; BERNARDIN, A. M. Reaproveitamento de lodo de ETE para produção industrial de engobes. **Cerâmica Industrial**, v. 16, n. 2, p. 20-23, 2011.
- VINITNANTHARAT, S.; KOSITCHAIYONG, S.; CHIARAKORN, S. Removal of fluoride in aqueous solution by adsorption on acid activated water treatment sludge, **Applied Surface Science**, v. 256, p. 5458-5462, 2010.
- WAGNER, L. F.; PEDROSO, K. Disposição de resíduos das estações de tratamento de água. **Revista TechnoEng**, v. 1, n. 9, 2014.
- WALTER, I.; MARTÍNEZ, F.; CALA, V. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. **Environmental Pollution**, v.139, p.507-514, 2006.
- WANG, C. H.; PEI, Y. The removal of hydrogen sulfide in solution by ferric and alum water treatment residuals. **Chemosphere**, v. 88, p. 1178-1183, 2012.
- WANG, Y.; ZHANG, Q.; LV, J.; LI, A.; LIU, H.; LI, G.; JIANG, G. Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in sewage sludge of wastewater treatment plants in China. **Chemosphere**, v. 68, n. 9, p. 1683-1691, 2007.
- WEI, H.; GAO, B.; REN, J.; LI, A.; YANG, H. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608–631, 2018.
- WHITE, P.A.; CLAXTON, L.D. Mutagens in contaminated soil: a review. *Mutation Research*, v. 567, p. 227–345, 2004.
- WILD, S. R.; BERROW, M. L.; JONES, K. C. The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 72. n. 2, p. 141-157, 1991.
- WILLIAMS, B. C.; McMULLAN, J. T.; McCAHEY, S. 2001. An initial assessment of spent mushroom compost as a potential energy feedstock. *Bioresource Technology*, v.79, p.227-230.

YANG, Y.; TOMLINSON, D.; KENNEDY, S. Dewatered alum sludge: a potential adsorbent for phosphorus removal, *Water Science Technology*, v. 54, p. 207-213, 2006.

YANG, Y.; ZHAO, Y. Q.; BABATUNDE, A. O.; WANG, L.; REN, Y. X.; HAN, Y. Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on dewatered alum sludge, ***Separation and Purification Technology***, v.51, p.193-200, 2006.

YU, J. The foreground analysis of sewage sludge agriculture application in China. ***Advanced Materials Research***, v.335-336, p. 1316-1320, 2011.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa, 2006. 478p.

ZANATTA, M. C. **Caracterização da Toxicidade de Lodos de Estação de Tratamento de Esgoto com vistas a sua aplicação agrícola**. Dissertação (Pós Graduação em Tecnologia) – Universidade Estadual de Campinas. Limeira, p. 79, 2014

ZENG, X.; SHENG, G.; XIONG, Y.; FU, J. Determination of polycyclic musks in sewage sludge from Guangdong, China using GC–EI–MS. ***Chemosphere***, v. 60, n. 6, p. 817-823, 2005.

ZHAO, Y.; CHRISTENSEN, T. H.; LU, W.; WU, H.; WANG, H. Environmental impact assessment of solid waste management in Beijing City. ***Waste Management***, v. 31, n. 4, p. 793-799, 2011.

ZUFIAURRE, R.; OLIVAR, A.; CHAMORRO, P.; NERÍN, C.; CALLIZO, A. Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses. ***Analyst***, v. 123, n.2, p. 255-259, 1998.