

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS E ENGENHARIA

Programa de pós-graduação em agronegócio e desenvolvimento

GUILHERME EDUARDO DESTRO

**CARACTERIZAÇÃO E PROPOSIÇÃO DE TRATAMENTO ADEQUADO A
LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS**

TUPÃ - SP

2020

GUILHERME EDUARDO DESTRO

**CARACTERIZAÇÃO E PROPOSIÇÃO DE TRATAMENTO ADEQUADO A
LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronegócio e Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” Campus de Tupã, como requisito para obtenção do título de Mestre em Agronegócio e Desenvolvimento.

Área de concentração: Agronegócio e Desenvolvimento

Linha de Pesquisa: Desenvolvimento e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Silva Braga Junior

Co-orientadora: Profa. Dra. Juliane C. Forti

TUPÃ - SP

2020

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Biblioteca e Documentação da FCE – Unesp, Câmpus Tupã:

D476c Destro, Guilherme Eduardo.
Caracterização e proposição de tratamento adequado a
lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos sólidos
urbanos / Guilherme Eduardo Destro. – Tupã: [s.n.], 2020.
80 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Agronegócio e Desenvolvimento) –
Universidade Estadual Paulista UNESP – Faculdade de Ciências e
Engenharia, 2020.

Orientador: Sérgio Silva Braga Junior
Coorientadora: Juliane Cristina Forti
Inclui bibliografia.

1. Meio Ambiente. 2. Saneamento. 3. Aterro Sanitário. 4.
Chorume. 5 Lógica *Fuzzy*. I. Título. II. Autor.

Fonte: Eliana Kátia Pupim, bibliotecária CRB 8 – 6202.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

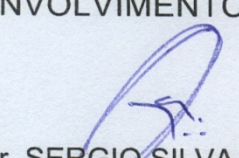
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Caracterização e Proposição de Tratamento Adequado a Lixiviados Produzidos em Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos

AUTOR: GUILHERME EDUARDO DESTRO

ORIENTADOR: SERGIO SILVA BRAGA JUNIOR

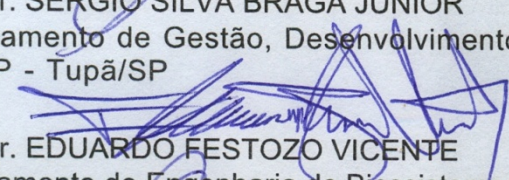
COORIENTADORA: JULIANE CRISTINA FORTI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AGRONEGÓCIO E DESENVOLVIMENTO, pela Comissão Examinadora:



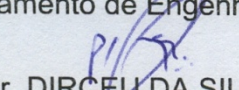
Prof. Dr. SERGIO SILVA BRAGA JUNIOR

Departamento de Gestão, Desenvolvimento e Tecnologia / Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP - Tupã/SP



Prof. Dr. EDUARDO FESTOZO VICENTE

Departamento de Engenharia de Biosistemas / Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP - Tupã



Prof. Dr. DIRCEU DA SILVA

Faculdade de Educação / Universidade de Campinas - UNICAMP - Campinas/SP

Tupã, 14 de fevereiro de 2020

AGRADECIMENTOS

Presto meus agradecimentos aos orientadores Sergio S. Braga Junior e Juliane C. Forti, pelas significativas contribuições ao trabalho como um todo e a todo o processo de desenvolvimento do programa de mestrado, aos professores Luís Roberto Almeida Gabriel Filho e Mario Mollo Neto, pelas significativas contribuições na elaboração e desenvolvimento do modelo apresentado no Artigo 2 deste trabalho, Yasmin S. Tadayozzi, do Laboratório de Química da UNESP (Tupã), pelas análises laboratoriais e contribuições ao trabalho, Alaor A. Almeida, do Centro de Assistência Toxicológica (Ceatox) da UNESP (Botucatu), pelas análises referentes aos metais, Andrea R. Chaves, do Instituto de Química da Universidade Federal de Goiás, pelos resultados referentes ao etinilestradiol, bem como as respectivas instituições envolvidas.

DESTRO, Guilherme Eduardo. **Caracterização e proposição de tratamento adequado a lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 2020. 80 folhas. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Faculdade de Ciências e Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Tupã, 2020.

Resumo

A natureza da problemática da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos apresenta-se de tal forma que esta não é encerrada com a simples destinação destes a uma opção ambientalmente adequada, como os aterros sanitários, pois a produção do chorume nestes locais é apenas o começo de uma nova cadeia de problemas que também necessitam de soluções tecnológicas inovadoras e adequadas à realidade em que se encontram. O presente trabalho foi elaborado em dois artigos distintos. No Artigo 1, foram investigados os efeitos do lixiviado de um aterro sanitário no efluente da estação de tratamento de esgoto para a qual é descartado por amostragem e caracterização dos parâmetros físico-químicos de ambos os locais de estudo. Os resultados mostraram que o lixiviado do aterro possui potencial poluidor, encontrando-se parâmetros acima do valor permitido. Em última análise, a qualidade das águas residuais descarregadas cumpriu todos os critérios regulamentares pré-descarga para os materiais a serem enviados para o corpo d'água receptor, exceto para o parâmetro de cloreto que não está sendo tratado. O estudo também mostrou que não há regulamentação para os limites de descarga de etinilestradiol no Brasil. No Artigo 2, uma metodologia de tomada de decisão de tipologias de tratamento de lixiviados de aterro sanitário foi desenvolvida a partir de revisão bibliográfica e sistemas baseados em lógica fuzzy para fins de recomendação das alternativas mais adequadas de tratamento. Para tanto, foram desenvolvidos quatro modelos a partir de instrumentos que utilizam modelagem em lógica fuzzy a partir da ferramenta Matlab® e então avaliados para um cenário real, com dados oriundos de um aterro sanitário municipal. Os modelos aplicados retornaram alternativas de tratamentos adequadas para os cenários propostos, de modo que as mesmas podem ser consideradas mais adequadas que a situação atual existente.

Palavras-Chave: Meio Ambiente. Saneamento. Aterro Sanitário. Chorume. Lógica Fuzzy.

DESTRO, Guilherme Eduardo. **Characterization and proposition of appropriate treatment for leachate produced in landfills of urban solid waste**. 2020. 80 sheets. Dissertation (Masters in Environment and Development) São Paulo State University (UNESP), School of Sciences and Engineering. Tupã, 2020.

Abstract

The urban solid waste management issue is presented in such a way that it does not finish with the waste's destination to an environmentally safe option such as landfills. The production of leachate in these places is only the beginning of a new chain of problems that also needs innovative and technological solutions that are appropriate to the reality in which they occur. In this way, the present work was elaborated in two distinct articles. The first article investigated the effects of leachate on the effluent of the sewage treatment plant to which it is disposed of by sampling and characterizing the physicochemical parameters of both study sites. The results showed that the landfill leachate has a polluting potential, which were found parameters above the allowed value. Ultimately, the discharged wastewater quality met all of the pre-discharge regulatory criteria for materials being sent to a receiving water body, except for the chloride parameter, which is not being treated at all. The study also found there is no regulation for ethinylestradiol discharge limits in Brazil. In the second article, a decision-making methodology for landfill leachate treatment typologies was developed based on a bibliographic review and systems based on fuzzy logic for the purpose of recommending the most appropriate treatment alternatives. For this objective, four models were developed from fuzzy logic instruments using Matlab® tool and then evaluated for a real scenario, with data from a municipal landfill. The applied models returned suitable treatment alternatives for the proposed scenarios, so that they can be considered more adequate than the current existing situation.

Keywords: Environment. Sanitation. Sanitary Landfill. Leachate. Fuzzy Logic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Técnicas de Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.....	44
Figura 2 - Modelo esquemático de um sistema em Lógica Fuzzy.	50
Figura 3 - Funções de pertinência das variáveis de entrada do modelo.	57
Figura 4 - Sistema em Lógica Fuzzy dos 4 Modelos de recomendação de tratamento de lixiviados de aterro sanitário.....	57
Figura 5 - Funções de pertinência das variáveis de saída do modelo.....	58
Figura 6 - Superfícies referentes à Saída T11 dos Modelos 3 e 4, relacionando as variáveis Capacidade de Investimento (X1), Disponibilidade de Área (X2) e Relação DBO/DQO (X3).....	60

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Enquadramento das técnicas de tratamento consideradas de acordo com os parâmetros operacionais.	44
Quadro 2 - Relação entre os parâmetros e suas variáveis.	52
Quadro 3 - Etapas de tratamento em função de cada tratamento proposto pelos modelos.....	54
Quadro 4 - Relação entre os Modelos Aplicáveis e Tratamentos Associados, conforme presença ou ausência dos parâmetros representativos.	55
Quadro 5 - Interpretação dos conjuntos de saída.	58

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1 - Resultado dos testes dos parâmetros	25
Tabela 2 - Valores regulamentados para cloreto (mg.L^{-1}).....	30
Tabela 3 -Valores regulados para Mn (mg.L^{-1})	32

ARTIGO 2

Tabela 1 - Valores regulamentados adotados como limites para inclusão dos parâmetros representativos em seus respectivos modelos.....	57
Tabela 2 - Definição de funções de pertinência do tipo trapezoidal das variáveis de entrada.....	56
Tabela 3 - Funções de pertinência das variáveis de saída.....	57

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASBR Reator Sequencial em Batelada Anaeróbico

CONAMA Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO Demanda Química de Oxigênio

ETE Estação de Tratamento de Esgoto

CLAE Cromatografia Líquida de Alta Eficiência

LF Lógica Fuzzy

LD Limite de detecção

LQ Limite de Quantificação

MBBR Reator de Leito Móvel com Biofilme

MBR Biorreatores em Membrana

MF Microfiltração

NF Nanofiltração

NTK Nitrogênio Total Kjeldahl

OD Oxigênio Dissolvido

POA Processos Oxidativos Avançados

RBC Reator Biológico Rotativo de Contato

SBR Reator Sequencial em Batelada

SPE Cartuchos de Extração em Fase Sólida

SST Sólidos Suspensos Totais

UASB Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente

UF Ultrafiltração

SUMÁRIO

1. Introdução.....	13
2. Objetivos.....	16
ARTIGO I.....	17
1. Introdução.....	18
2. Experimental.....	20
3. Resultados e Discussões.....	24
4. Conclusões.....	33
5. Referências.....	34
ARTIGO II.....	39
1. Introdução.....	40
2. Procedimentos Metodológicos.....	41
3. Revisão Bibliográfica.....	42
4. Resultados e Discussão.....	50
5. Conclusões.....	60
6. Referências.....	61
4. Considerações Finais.....	66
REFERÊNCIAS.....	67
APÊNDICE.....	70

1. Introdução

Ao se considerar os problemas da ordem ambiental que a sociedade e o poder público enfrentam, a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos, assim como o seu tratamento e sua disposição final ambientalmente adequada, podem ser considerados relevantes desafios a serem equacionados e resolvidos.

A temática está relacionada ao intenso crescimento populacional e êxodo rural experienciado pelo país nas últimas décadas, aliado também ao processo de industrialização e às súbitas mudanças de padrão de consumo. O constante aumento de produção dos resíduos sólidos urbanos (RSU) transformaram-se em um grande imbróglio para a sociedade, em especial para aqueles responsáveis por orquestrar seu gerenciamento e proporcionar aos mesmos uma destinação final ambientalmente adequada: os gestores públicos.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) a quantidade produzida de resíduos no Brasil no ano de 2018 foi de 79 milhões de toneladas. Dentre as regiões brasileiras, a Sudeste é de longe a que mais gera resíduos, pois foi responsável neste mesmo ano pela produção de 42 milhões de toneladas, ou seja, aproximadamente 53,2% da produção total de resíduos no país (ABRELPE, 2019).

Quanto às maneiras de destinação final dos resíduos sólidos, pode-se afirmar que as mais comuns são os lixões, os aterros controlados e os aterros sanitários. Do ponto de vista da proteção ambiental e da viabilidade econômica de execução e implantação, os aterros sanitários têm se apresentado como a técnica mais viável em países em desenvolvimento frente a alternativas mais caras, como a incineração, por exemplo, que mesmo gerando menos rejeitos, ainda ocorre a geração de escória que precisa ser enviada a um aterro especial (NASCIMENTO, 2007).

Dentre estas alternativas, ganham destaque os aterros sanitários, reconhecidos como um método de disposição final destes materiais que minimiza os impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública e também por serem tanto economicamente quanto tecnicamente viáveis em países em desenvolvimento (PAYANDEH; MEHRDADI; DADGAR, 2017; CUBAS et al., 2016).

Todavia, embora certamente mais seguros que aterros controlados ou lixões, estes locais não estão isentos de riscos devido à produção de chorume. Uma vez que a maneira mais adequada de tratamento deste tipo de composto ainda não está bem estabelecida pela literatura, é alto o risco de contaminação do solo, águas superficiais e

subterrâneas, o que pode causar danos irreversíveis aos ecossistemas (ALBUQUERQUE et al., 2018).

Como os lixiviados gerados nestes locais apresentam uma matriz de características variada e complexa, uma alternativa de tratamento que seja ao mesmo tempo econômica e eficiente tem se demonstrado um desafio aos operadores destas instalações, já que suas características variam com a idade do aterro, método de operação, umidade disponível, composição dos resíduos depositados e do material de cobertura, clima, dentre outros (SINGH et al., 2012).

A presença destes compostos químicos nos lixiviados pode causar problemas ambientais se emitidos sem o devido tratamento. Dentre os principais podem ser citados a toxicidade à biota do solo e comunidades aquáticas, a redução de concentração de oxigênio dissolvido e o favorecimento do processo de eutrofização em corpos hídricos (LEITE et al., 2014). Sendo assim, os principais danos ambientais associados a este efluente é a contaminação de águas subterrâneas, superficiais, e do solo, devendo, portanto, ser coletado dos aterros sanitários e tratado (FERRAZ. et al., 2017a; CARDOZO-FILHO et al., 2017).

Além da matéria orgânica, o chorume também pode apresentar quantidades significativas de íons metálicos, que podem variar de acordo com a origem dos resíduos e seu estado de decomposição (TENÓRIO; ESPINOSA, 2004). Tais íons podem comprometer a qualidade do meio ambiente, uma vez que podem sofrer bioacumulação nos organismos vivos e serem passados adiante através da cadeia alimentar, até finalmente chegarem ao consumo humano.

No Brasil, o chorume gerado nos aterros é comumente coletado e depois transportado às estações de tratamento de esgoto, nas quais este resíduo é submetido a processos de degradação biológica (VAZOLLER, 1989). Uma vez tratado, o efluente resultante é lançado juntamente ao esgoto tratado no corpo d'água superficial sem que seja averiguado efetivamente a eliminação dos componentes potencialmente poluidores que compunham o chorume, não sendo possível, portanto, avaliar a real efetividade do tratamento, o que pode potencialmente causar poluição ambiental e danos à saúde pública.

Tendo em vista seu alto poder poluidor devido não só à sua alta carga orgânica, como também à presença de metais pesados, coliformes e macronutrientes, é importante que sua produção e composição seja estudada, pois é através destes dados que será possível propor uma técnica de tratamento para este tipo de contaminante e evitar que o

mesmo exerça impactos ambientais negativos nos corpos d'água superficiais, subterrâneos, bem como ao solo e, consequentemente, à saúde humana.

O constante monitoramento da composição e qualidade do chorume em comparação à qualidade das águas superficiais e subterrâneas apresenta-se então necessário, uma vez que as cidades brasileiras, bem como propriedades rurais, utilizam estas águas para o seu próprio consumo e abastecimento (CELERE et al., 2007).

Portanto, é pertinente determinar a composição do lixiviado para que seja possível propor sua melhor forma de gerenciamento e tratamento para evitar que este composto entre em contato com o solo, as águas superficiais e subterrâneas (GAO et al., 2015).

A proposta e apresentação deste trabalho está dividida em duas partes para atender ao objetivo geral que está sendo proposto. Na primeira parte, denominada de Artigo I foi realizada a caracterização do líquido lixiviado (chorume) produzido no aterro sanitário e comparado os resultados obtidos com os demais dados levantados ao longo da pesquisa, como o efluente da estação de tratamento de esgoto e as características de gestão dos resíduos no âmbito municipal. Desta forma, propõem-se o cruzamento dos dados obtidos para averiguar quantitativamente e qualitativamente a efetividade do tratamento deste pelo poder público, partindo-se para a sugestão de alternativas mais ambientalmente sustentáveis ou que impliquem em menor risco de contaminação dos recursos humanos e naturais que podem ser expostos direta ou indiretamente à esta substância. Na segunda parte, denominada de Artigo II foi proposto um modelo, por meio da Logica Fuzzy, de uma proposição de tratamentos mais adequados para as características físico-químicas encontrada no lixiviado de um aterro sanitário.

Ambos os artigos foram escritos como trabalhos fechados em si, de modo que ambos apresentam resumos, introduções, metodologias, discussões, conclusões e referenciais bibliográficos específicos, porém com um tema comum ao trabalho como um todo, de modo a abranger um único tema e com objetivos e propostas congruentes entre si.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

- Caracterizar e propor um método de tratamento adequado para o lixiviado de aterro sanitário.

2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar as propriedades físico-químicas do lixiviado (Artigo 1);
- Comparar e avaliar a influência do lixiviado do aterro no efluente da estação de tratamento de esgoto (Artigo 1);
- Propor técnica de tratamento adequado ao lixiviado estudado por meio da Lógica Fuzzy (Artigo 2);

ARTIGO I

CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO PRODUZIDO EM UM ATERRO SANITÁRIO E SUA INFLUÊNCIA EM UMA PLANTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Resumo

Embora os aterros sejam geralmente uma opção ambientalmente segura para o descarte de resíduos sólidos, o tratamento e o gerenciamento do lixiviado é uma tarefa crítica. O presente estudo investigou os efeitos do lixiviado de um aterro sanitário no efluente da estação de tratamento de esgoto para a qual é descartado por amostragem e caracterização dos parâmetros físico-químicos de ambos os locais de estudo. Os resultados foram comparados com os estudos existentes, a legislação atual, as práticas municipais de gestão de resíduos e operacionais do aterro. Análises de etinilestradiol também foram realizadas no afluente e efluente da estação de tratamento de esgoto. Os resultados mostraram que o lixiviado do aterro possui potencial poluidor, encontrando-se parâmetros acima do valor permitido, como: DQO ($3510,33 \text{ mg L}^{-1}$), cloreto ($3631,78 \text{ mg L}^{-1}$) e manganês ($21,61 \text{ mg L}^{-1}$). As propriedades do lixiviado indicaram que o aterro ainda estava em fase acidogênica e não influenciou o influente que chegou à planta de tratamento de esgoto de forma alguma. Em última análise, a qualidade das águas residuais descarregadas cumpriu todos os critérios regulamentares pré-descarga para os materiais a serem enviados para o corpo d'água receptor, exceto para o parâmetro de cloreto que não está sendo tratado. O estudo também mostrou que não há regulamentação para os limites de descarga de etinilestradiol no Brasil.

Palavras-Chave: manejo ambiental, lixiviado, parâmetros físico-químicos, manganês

Abstract

Although landfills are generally an environmentally safe option for the disposal of solid waste, the treatment and management of landfill leachate are critical. The present study investigated the effects of leachate on the effluent of the sewage treatment plant to which it is disposed of by sampling and characterizing the physicochemical parameters of both study sites. The results were compared with those of existing studies, current

legislation, municipal waste management practices, and landfill operations. Ethinylestradiol analyses were also performed on the influent and effluent from the sewage treatment plant. The results showed that the landfill leachate has a polluting potential, being found parameters above the allowed value, such as: DQO ($3510.33 \text{ mg L}^{-1}$), chloride ($3631.78 \text{ mg L}^{-1}$) and manganese (21.61 mg L^{-1}). The properties of the leachate indicated that the landfill was still in the acid formation phase and did not influence the influent that reached the sewage treatment plant in any way. Ultimately, the quality of the discharged wastewater met all of the pre-discharge regulatory criteria for materials being sent to a receiving water body, except for the chloride parameter that is not being treated at all. The study also found there is no regulation for ethinylestradiol discharge limits in Brazil.

Keywords: environmental management, leachate, physical-chemical parameters, manganese

1. INTRODUÇÃO

A geração e o gerenciamento de resíduos sólidos e seus subprodutos representam um grande desafio aos gestores públicos, sendo a questão da eliminação de resíduos uma das principais preocupações de saúde pública e ambientais relacionadas às atividades urbanas (GUERRERO et al., 2013; MALI E PATIL, 2016; NASCIMENTO et al., 2015). Nos países em desenvolvimento, os aterros sanitários são conhecidos por minimizar os efeitos diversos da disposição dos resíduos ao meio ambiente e à saúde pública, sendo ao mesmo tempo economicamente e tecnicamente viáveis (CUBAS et al., 2016; PAYANDEH et al., 2017).

O lixiviado produzido nos aterros sanitários tem como principal origem os resíduos sólidos depositados e pode ser descrito como líquido de aspecto escuro e mau-cheiroso que emana nas partes mais baixas dos sistemas de disposição devido a fatores como o arraste pelas águas da chuva e pela ação da gravidade, que se mistura com a matéria de degradação biológica ao longo das camadas de solo e resíduos (NAVEEN et al., 2017).

Consequentemente, vários tipos diferentes de contaminantes tem sido encontrados no lixiviado de aterros sanitários em todo o mundo (OTURAN et al., 2015). Esses poluentes estão na forma de demanda química e bioquímica de oxigênio (DBO e DQO), turbidez, cor, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal,

metais, e também uma crescente ocorrência de micropoluentes tem sido observada (BESHA et al., 2017; MA et al., 2018).

Micropoluentes têm essa nomenclatura porque são encontrados no ambiente em concentrações muito baixas, na ordem de ng.L^{-1} e $\mu\text{g.L}^{-1}$. Dentre eles estão compostos orgânicos sintéticos, pesticidas, produtos para cuidados com o corpo e produtos farmacêuticos (GOSWAMI et al., 2018). Diante do progresso industrial, a qualidade da água tem sido influenciada pelos fármacos devido ao grande volume de produtos químicos produzidos pela humanidade que são lançados no meio ambiente, causando grandes impactos ambientais, como a alteração do funcionamento dos organismos vivos e à saúde humana (LINS, 2010).

Foram encontrados um grupo de substâncias orgânicas capazes de modificar o funcionamento do sistema endócrino, conhecido como desreguladores endócrinos. Os sistemas de tratamento de água e esgoto não são tão eficazes na remoção desses hormônios, além de serem caros os sistemas para seu tratamento, mas os hormônios podem se acumular em compartimentos ambientais, como água, solo, sedimentos e biota; podem ser degradados ou transferido entre compartimentos, dificultando o processo de tratamento.

Simões et al. (2016) definem que os desreguladores endócrinos são substâncias que podem interferir no sistema endócrino dos seres vivos e podem ser classificados como sintéticos ou naturais. Independentemente da quantidade desses disruptores presentes no organismo, eles podem atuar como estrogênios ou hormônios andrógenos e causar sérias consequências, como a feminilidade dos peixes, o problema de redução de espermatozoides e câncer.

Este fato faz com que a produção de lixiviado resultante se torne um problema incontornável e de longo prazo significativo, fazendo com que também sejam necessários esforços no sentido de propor tecnologias adequadas ao seu tratamento, que devem perdurar inclusive por diversos anos após o encerramento das atividades de recebimento e aterramento de resíduos (LEITE et al., 2014; AZIZ et al., 2012). Deste modo, um tratamento que atenda a todos os requisitos da legislação se torna altamente custosas devido à necessidade de emprego de uma série de técnicas combinadas, frequentemente com alta demanda de substâncias químicas e energia elétrica (FERRAZ et al., 2014).

Para reduzir os custos de implantação, operação e manutenção de aterros sanitários, bem como viabilizar economicamente o sistema de tratamento do lixiviado, o seu co-tratamento com o esgoto doméstico tem sido alternativamente empregado em

diversos países, inclusive no Brasil (FERRAZ et al., 2016; LEITE et al., 2016). Contudo, ainda existem diversas questões e incertezas a respeito dos efeitos de adicioná-lo à estes sistemas de tratamento (ALBUQUERQUE et al., 2018). Todavia, é importante lembrar que esta alternativa é constantemente questionada no meio acadêmico devido à presença de matéria orgânica recalcitrante, metais e demais compostos inibitórios, que podem diminuir a eficiência do tratamento e aumentar a concentração de alguns compostos no efluente final (ABBAS et al., 2009).

O objetivo deste estudo foi caracterizar e analisar o lixiviado produzido em um aterro sanitário, bem como sua presença e influência em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) para a qual o mesmo é enviado. Para isso, foram realizadas análises físico-químicas para verificar as reduções nos possíveis impactos ambientais no recebimento de corpos de água, de acordo com os parâmetros de referência estabelecidos nas normas de controle. Além disso, foram realizados testes para detectar a presença de estrogênios, especificamente etinilestradiol.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Aterro Sanitário

O lixiviado analisado foi gerado em um aterro sanitário localizado no interior do Estado de São Paulo licenciado para o recebimento exclusivo de resíduos sólidos domiciliares urbanos ou com características similares a estes. O local possui licença de operação desde o ano de 2005, estando em operação a aproximadamente 15 anos. De acordo com Rolin et al. (2007), o município onde ocorreram os estudos possui clima *Aw*, ou clima tropical de savana, na classificação de Koppen-Geiger, com temperaturas elevadas durante todo o ano e estações secas e chuvosas bem definidas. Este tipo de clima afeta significativamente a produção do lixiviado, em especial durante a estação chuvosa, de modo que tenham de ser intensificados os esforços para o manejo desta substância e evitar o seu contato com o exterior da célula, devido ao risco de contaminação do solo e lençol freático.

O aterro sanitário estudado foi concebido utilizando-se padrões de engenharia estabelecidos em norma técnica para minimizar os riscos de contaminação do lençol freático e do solo pela infiltração do lixiviado. Isso significa que as células, anteriormente ao recebimento dos resíduos, foram revestidas com solo argiloso do próprio local compactado, sobre o qual foi colocada uma manta geotextil com material

resistente à tração causada pelas toneladas de resíduos a serem depositados. Logo acima desta manta foi instalado um sistema de drenos protegidos por uma camada de pedra rústica, de modo a guiar o lixiviado produzido para os poços de acumulação.

A coleta do lixiviado destes poços é realizada diariamente por um caminhão pipa que o destina à duas lagoas de estabilização operadas em paralelo, onde recebe um tratamento biológico por processos naturais que envolvem a ação de algas e bactérias. Este processo é considerado viável em países tropicais devido às condições climáticas de altas temperaturas e alta incidência de luz solar (LEITE et al., 2016).

Uma vez nas lagoas, o lixiviado é semanalmente enviado à estação de tratamento de esgoto (ETE) que opera no município para receber seu tratamento final e ser lançado junto ao esgoto tratado a um córrego classificado como Classe IV, segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, que o enquadra como a classe mais permissiva em termos de padrões de emissão de efluentes dentro do estabelecido pela legislação, na qual os córregos são destinados apenas às atividades de navegação e paisagismo.

A quantidade média diária de resíduos recebidos no aterro durante o estudo foi de aproximadamente 60 toneladas de lixo doméstico, gerados por uma população de aproximadamente 65 mil pessoas. O município conta com um sistema de coleta de resíduos dividido entre a coleta regular e seletiva, sendo que ambas ocorrem em dias e horários diferentes por equipes e caminhões próprios, mas ambas executadas pela própria municipalidade. Os resíduos coletados pela coleta seletiva são submetidos a uma central de triagem, onde são separados aqueles com potencial econômico para venda e a parcela não aproveitável é destinada ao aterro sanitário. Os resíduos da coleta regular são imediatamente destinados ao aterro sanitário, mesmo que apresentem alguma parcela de resíduos potencialmente recicláveis ou compostáveis.

Uma vez no aterro sanitário, os resíduos são dispostos pelos caminhões coletores em uma área denominada frente de trabalho, onde serão manejados e compactados pelo método de trincheiras, no qual o maquinário dá forma ao talude até serem então cobertos por uma camada de terra vermelha de aproximadamente 15 centímetros. Esta operação é repetida diariamente para reduzir ao máximo o volume dos resíduos e evitar que os mesmos fiquem expostos por muito tempo ao clima e atraiam avifauna, roedores, insetos e demais vetores de doenças. Este tipo de operação também evita o contato com o vento, que pode espalhar os resíduos mais leves e também a proliferação de odores.

2.2 Estação de Tratamento de Esgoto

A ETE estudada possui capacidade total de $156,6 \text{ L.s}^{-1}$ e tempo de retenção de dois dias. O processo utilizado é estritamente biológico, constituído de um decantador primário, dois tanques de aeração, em que o esgoto bruto é agitado e aerado juntamente com o lodo ativado e, por fim, um decantador secundário. O lixiviado chega a esta ETE e é tratado, de modo que tanto o seu afluente quanto efluente foram analisados.

2.3. Metodologias de Análises

Análises físico-químicas foram realizadas logo após as amostras terem sido coletadas e conduzidas nas mesmas condições de pressão e temperatura. Os seguintes parâmetros foram examinados: pH, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade, sódio (Na^+), potássio (K^+), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), cálcio (Ca^{2+}) e metais: chumbo (Pb), mercúrio (Hg), cádmio (Cd), arsênio (As), crômio (Cr), manganês (Mn) e cobre (Cu). Todos os testes foram realizados em triplicata.

2.3.1. pH, Condutividade Elétrica, Sólidos Dissolvidos Totais e Oxigênio Dissolvido

Estes parâmetros foram medidos utilizando um analisador multiparamétrico Sensordirect 150, LovibondWater Test, usando um eletrodo para medidas de pH, um eletrodo para medidas de CE e STD e um eletrodo para medidas de OD. Todos os eletrodos foram calibrados previamente e a temperatura foi mantida constante em 250C durante as análises.

2.3.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO foi avaliada pelo método de Refluxo Fechado - Colorimétrico (ASTM, 1995) utilizando espectrofotômetro Ultravioleta-visível (UV-1800, Shimadzu).

2.3.3. Alcalinidade

A alcalinidade foi determinada empiricamente pela titulação da amostra com uma solução padrão de ácido sulfúrico, usando fenolftaleína e ácido metílico como indicadores.

2.3.4. Sódio e Potássio

O sódio e o potássio foram medidos de acordo com o método fotométrico de emissão de chama e o método fotométrico de chama, respectivamente (APHA, 2012).

2.3.5. Cloreto

A determinação do cloreto foi realizada por titulação argentométrica, com o cromato de potássio como indicador.

2.3.6. Sulfato

O teor de sulfato foi determinado pelo método gravimétrico, utilizando-se cloreto de bário e ácido clorídrico.

2.3.7. Cálcio

O cálcio também foi medido gravimetricamente, usando ácido oxálico como reagente para precipitar o oxalato de cálcio.

2.3.8. Metais

As concentrações de metais (Pb, Hg, Cd, As, Cr, Mn, Cu) foram medidas usando um instrumento de espectrometria de absorção atômica acoplado a um gerador de hidrogênio usando o método GBC AA 932, de acordo com a ASTM (1995).

2.3.9. Etinilestradiol

A presença de etinilestradiol foi analisada usando cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Inicialmente, as extrações foram realizadas utilizando cartuchos de extração em fase sólida (SPE) contendo partículas C-18 (Supelco). Cada cartucho foi colocado em um coletor e condicionado a uma vazão de 3 mL.min⁻¹ com 5 mL de metanol, seguido por 6 mL de acetonitrila e 5 mL de água ultra-purificada. A amostra (6 mL) foi então passada através do cartucho três vezes a uma taxa de fluxo de 1 mL.min⁻¹. Subsequentemente, 3 mL de uma ultra-purificada: etanol (95:5) foi passado através do cartucho a um caudal de 1 mL.min⁻¹ como um passo de limpeza. Para a eluição, 6 mL de acetonitrila foram utilizados a uma vazão de 1 mL.min⁻¹. Esta fração foi utilizada para as análises cromatográficas. As separações foram realizadas em uma coluna Agilent Eclipse XDR C-18 (150x4,6 mm i.d. ; 5 µm). A eluição foi realizada com misturas de acetonitrila: água (80:20). A temperatura do forno foi de 25 °C, o fluxo foi de 0,8 mL.min⁻¹, o volume de injeção foi de 20 L, e a detecção de UV a 254 nm foi usada para adquirir os dados. Os cromatogramas foram registrados e integrados pelo software Class-VP (Shimadzu). Uma curva analítica foi construída para analisar, em triplicata, nove diferentes concentrações de etinilestradiol (0,01-40 µL.mL⁻¹). A curva

exibiu linearidade na faixa escolhida com um coeficiente de regressão (R) de 0,995. O LD foi de 3 ng.mL⁻¹ e o LQ foi de 10 ng.mL⁻¹.

Todos os resultados foram comparados com os regulamentos atuais correspondentes à proteção de solos e recursos hídricos, como os regulamentos do CONAMA e do Ministério da Saúde (Brasil, 2017), bem como observações realizadas no local.

2.4. Produtos Químicos e Reagentes

Todos os produtos químicos utilizados neste estudo foram de grau analítico, e todas as soluções foram preparadas com água purificada Milli-Q. O ácido nítrico (65%) foi obtido de Anidrol, dicromato de potássio (99%) e sulfato de prata (99%) da Dinâmica, ácido sulfúrico (98%) e mercúrio (II) (98%) foram adquiridos da Êxodo Científica. Obteve-se ácido oxálico (> 99,5%) a partir de Vetec, ácido clorídrico (37%), hidróxido de amônio (27%) e os restantes reagentes (pureza > 99%) foram adquiridos de Synth.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises físico-químicas são compilados na Tabela 1.

O pH do chorume varia de acordo com a idade do aterro e com a concentração de compostos como sulfato e cloretos (ALVER; ALTAS, 2017). Os valores de pH foram considerados neutros em todas as amostras e o lixiviado velho teve um pH ligeiramente inferior em comparação ao novo. Nos lixiviados estabilizados, os valores de pH tendem a apresentar variações menores e variam de 7,5 a 9,0, enquanto os das novas amostras apresentam valores próximos a 6,5 (UMAR et al., 2010). Os resultados indicam que as amostras podem estar na fase acidogênica no caso do lixiviado novo e início da fase metanogênica, no caso da amostra antiga.

O pH do lixiviado pode ter um efeito significativo na estabilização dos resíduos e na produção de metano, porque as bactérias metanogênicas preferem valores ótimos de pH entre 6,8 e 7,2 e podem ser inibidas por condições ácidas (ABDALLAH; KENNEDY, 2013).

Tabela 1 - Resultado dos testes dos parâmetros

<i>Parâmetros</i>	<i>Lixiviado</i>		<i>ETE</i>	
	<i>Novo</i>	<i>Velho</i>	<i>Afluente</i>	<i>Efluente</i>
pH	7,67	7,33	7,5	7,45
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	10,19	4,53	4,53	4,34
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	29,72	13,12	1,29	1,27
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	174	918	872	819
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,8	7,7	9,0	7,9
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	3.510,33	1.423,67	503,67	202,56
Sódio (mg.L ⁻¹)	1.189,98	586,68	69,7	69,7
Potássio (mg.L ⁻¹)	1.393,03	564,79	23,14	24,55
Cloreto (mg.L ⁻¹)	3.631,78	2.293,76	955,73	955,73
Cálcio (mg.L ⁻¹)	262,6	61,0	16,8	9,6
Sulfato (mg.L ⁻¹)	4,4	1,0	12,4	18,0
Pb (mg.L ⁻¹)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hg (mg.L ⁻¹)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cd (mg.L ⁻¹)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
As (mg L ⁻¹)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cr (mg.L ⁻¹)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mn (mg.L ⁻¹)	21,61	0,22	0,027	0,019
Cu (mg.L ⁻¹)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02

Fonte: elaborado pelo autor.

A condutividade da água é um indicador de íons inorgânicos dissolvidos e sua capacidade de conduzir uma corrente elétrica. Altos valores desse parâmetro podem ser atribuídos a altos níveis de cátions e ânions, sendo que altos valores de condutividade em corpos de água próximos a aterros sanitários podem indicar contaminação por lixiviado (NAVEEN et al., 2017). Esse parâmetro é importante, pois está relacionado à viabilidade de práticas de reutilização de efluentes, como irrigação, aquicultura e prevenção de corrosão.

Os maiores valores de condutividade elétrica encontrados tanto nas amostras novas quanto nas antigas de chorume, em comparação com os valores da ETE, podem ser justificadas pelas maiores concentrações de cátions e ânions, como mostra a Tabela 1. A lixiviação e subsequente diluição de material orgânico e inorgânico pela precipitação pluviométrica ao longo dos anos foi considerado o fator predominante para a diminuição dos valores de condutividade elétrica das novas amostras de percolado em relação às antigas. As concentrações mais elevadas destes compostos, no entanto, não

parecem influenciar as amostras de ETE, cujos valores para o mesmo parâmetro foram significativamente menores, com nenhuma diferença significativa deste parâmetro entre o seu afluente e efluente.

A quantidade total de sólidos dissolvidos é um reflexo da mineralização que ocorre no lixiviado, a qual pode causar mudanças em suas características físicas e químicas, tais como aumento na salinidade e toxicidade (AL-YAQOUT; HAMODA, 2003; UMAR et al., 2010). Os maiores valores de sólidos totais dissolvidos foram encontrados nas amostras da ETE, não sendo detectada diferença entre as amostras de afluente e efluente, e os valores foram comparáveis aos encontrados por Ferraz et al. (2014).

Nas novas amostras de percolado, as concentrações de sólidos dissolvidos totais foram menores que as encontradas por Ferraz et al. (2014) e Leite et al. (2016), mas semelhantes aos encontrados por Kamaruddin et al. (2017), o que indica que o lixiviado novo está na fase de acidogênese.

Altas concentrações de sólidos dissolvidos podem reduzir a limpidez da água, contribuir para as limitações da luz e resultar em uma redução da fotossíntese. Isso afeta o desenvolvimento de componentes bióticos, como bactérias fotossintéticas e algas, o que pode deteriorar as condições do corpo hídrico e causar a morte de indivíduos (NAVEEN et al., 2017).

A alcalinidade está relacionada à presença de hidróxidos, carbonatos e íons de bicarbonato na água e é tipicamente alta em lixiviados de aterro devido a processos como decomposição bioquímica e dissolução de íons. Este fenômeno resulta na produção e uma quantidade significativa de bicarbonato que pode servir como fonte de íons de hidróxido dissolvido (MAHAPATRA et al., 2011).

Os níveis de alcalinidade foram maiores nas novas amostras de chorume do que nas demais, mas ainda muito pequenos em comparação a outros estudos, como apresentado por Schiopu e Gavrilescu (2010) e Costa et al. (2019). O maior valor desse parâmetro nas novas amostras de chorume indica que o processo de biodegradação ocorreu em intensidade mais alta; isso também foi corroborado pelos valores mais altos de DQO.

A matéria orgânica, que estava presente em altas concentrações em todas as amostras, foi purificada através de reações de oxidação química e bioquímica conduzidas por microrganismos, que consumiram o oxigênio dissolvido (VALENTE et al., 1997).

Para a ETE, o valor medido de oxigênio dissolvido no afluente foi maior que o

valor de saturação de oxigênio para condições normais de temperatura e pressão. Esse valor alto pode ser atribuído à turbulência que o afluente sofre logo a montante do ponto de coleta, o que adiciona oxigênio à solução. No efluente, o alto valor do oxigênio dissolvido poderia ter sido devido ao uso de lagoas aeradas. Um valor elevado de oxigênio dissolvido no efluente de ETE indica baixas concentrações de matéria orgânica, que é desejável para a sua libertação no corpo d'água.

As concentrações de oxigênio dissolvido no lixiviado indicam que o aterro estava operando sob condições aeróbicas ou semi-aeróbicas durante o período de coleta de amostras. Os resultados indicam que o aterro ainda não se iniciou na fase metanogênica e ainda está em fase de formação de ácidos.

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonosa composta de vários compostos orgânicos, como proteínas, lipídios e carboidratos (VON SPERLING, 1996). Como mostrado na Tabela 1, os valores deste parâmetro nas amostras de chorume foram significativamente maiores do que aqueles nas amostras de ETE, com os maiores valores detectados no lixiviado jovem.

Embora os valores no lixiviado fossem significativamente maiores que os encontrados na ETE, os valores de DQO tanto do afluente como do efluente estavam dentro dos valores esperados para esse tipo de efluente, conforme demonstrado por Von Sperling (1996). Embora a carga de lixiviado enviada à ETE fosse significativa, não se observou sinais de influência deste, uma vez que os valores encontrados na ETE estavam dentro do intervalo esperado para esse parâmetro em condições operacionais normais.

Os resultados mostram que houve uma redução de aproximadamente 40% na carga orgânica do novo para o antigo lixiviado. Isso ocorre conforme esperado, visto que a DQO tende a diminuir com o aumento da idade do aterro (UMAR et al., 2010).

Mesmo com essa redução, os altos valores de DQO representam um potencial poluidor significativo para ambos os tipos de amostras de chorume, especialmente quando comparados aos valores de esgoto bruto analisados da ETE. Os valores mostram que essa substância não pode ser liberada indiscriminadamente em corpos de água, direta ou indiretamente, sem tratamento prévio adequado, pois os valores excedem os estabelecidos pela legislação vigente (BRASIL, 2010).

Uma diferença notável pode ser observada entre os tipos de matéria orgânica presentes nos lixiviados do aterro de acordo com sua idade (SINGH et al., 2012). O chorume pode ser considerado novo ou velho de acordo com suas características físico-

químicas e a fase de biodegradação dos resíduos nele depositados, onde novos compostos compõem aproximadamente 80% da matéria orgânica facilmente biodegradável por processos microbiológicos (FERRAZ et al., 2016; KAMARUDDIN et al., 2017). Embora o lixiviado jovem possa ser facilmente tratado usando técnicas biológicas, o lixiviado velho apresenta uma demanda bioquímica inferior à ideal, devido à presença de matéria orgânica recalcitrante (DEL MORO et al., 2014; RENOU et al., 2008; SINGH et al., 2012).

Como a amostra de lixiviado antigo provem de um maciço de resíduos de aproximadamente 10 anos ao ser coletada, uma parte da DQO medida foi parcialmente apresentada como matéria de difícil biodegradação, o que pode afetar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto se o lixiviado for transportado para uma dessas estações, por este sistema ser ineficiente para o lixiviados maduros de aterros sanitários (PAYANDEH et al., 2017). Lima et al. (2017) mencionam que estudos envolvendo a quantificação, identificação e remoção de substâncias húmicas ainda são necessários para avaliar a eficiência dos tratamentos convencionais para lixiviados antigos.

Os valores de DQO obtidos para o lixiviado foram semelhantes aos valores encontrados para outros aterros, como os obtidos por Costa et al. (2018), que verificaram valores médios de DQO de 1931 mg.L^{-1} para um lixiviado considerado jovem de um aterro localizado no Rio de Janeiro, enquanto o valor do mesmo parâmetro para um lixiviado considerado maduro, retirado de outro aterro antigo, foi 2194 mg.L^{-1} .

Uma vez aterrado, os resíduos sofrem biodegradação devido às interações entre diferentes espécies de microorganismos. Os aterros sanitários são frequentemente considerados um tipo de biorreator anaeróbico, devido ao consumo total de oxigênio que pode ocorrer em seu interior (GRISA et al., 2012).

A diferença entre os valores de DQO nas amostras de lixiviados novos e antigos sugere que a porção prontamente biodegradável da matéria nos resíduos foi consumida ao longo dos anos. Como o tipo de resíduo disposto no local não se alterou ao longo dos anos de operação, a biodegradação da matéria orgânica nos dejetos depositados foi considerada o fator determinante na redução dos valores de DQO.

Embora a DQO tenha diminuído consideravelmente ao longo do tempo, é necessário notar que houve uma diferença de aproximadamente dez anos entre as idades das amostras coletadas. Além disso, a taxa de biodegradação tende a diminuir ao longo do tempo, com matéria orgânica que de difícil biodegradação ainda presente no final (LIMA et al., 2017).

A razão para o decaimento da matéria orgânica biodegradável ao longo do

tempo é o processo de estabilização, o que dificulta a aplicação de técnicas de tratamento biológico do lixiviado devido à presença de uma fração de matéria orgânica recalcitrante (LEITE et al., 2016). Assim, tecnologias que podem mineralizar ou transformar essa matéria orgânica em compostos mais biodegradáveis, como técnicas de oxidação química ou ozonização, bem como aquelas que podem transferir estas substâncias para outros sólidos, como técnicas de coagulação e floculação, podem ser aplicadas para remover esses compostos previamente ao processo de tratamento convencional em ETEs (SINGH et al., 2012).

Uma das maneiras de melhorar a degradação biológica em antigas células de aterro sanitário é através da recirculação de lixiviados, pois estes aumentam a umidade na célula (ABDALLAH; KENNEDY, 2013). Ao analisar o manejo do lixiviado gerado no aterro estudado, verificou-se que essa prática não é adotada, mas sua aplicação poderia potencialmente melhorar tanto as taxas de degradação quanto auxiliar no manejo desse efluente, permitindo assim o material permanecer por mais tempo no aterro e evitar cargas elevadas de matéria orgânica no ponto de entrada na ETE.

O alto conteúdo mineral reflete o alto poder poluidor do lixiviado. Sua concentração de sal é relacionada à presença de potássio, sódio, cloreto e sulfato, entre outros. Isso foi determinado pela presença de íons cloreto e sulfato (SMAHI et al., 2013). A concentração de cloreto foi significativa, pois o cloreto é excepcionalmente móvel e é um indicador importante para determinar as plumas de contaminação nas águas subterrâneas causadas pelo lixiviado (KUMAR; ALAPPAT, 2005).

Os valores de cálcio, magnésio, sódio e potássio foram considerados típicos para os cátions, que normalmente estão presentes no lixiviado do aterro, uma vez que os valores obtidos aproximam-se das concentrações apresentadas por Kamaruddin et al. (2017) e Kjeldsen et al. (2002). Estas concentrações indicam que o aterro está na fase de formação de ácido e sua presença pode ter sido devido à natureza dos resíduos depositados e relacionada à fase de estabilização do aterro (CHRISTENSEN et al., 2001).

As concentrações desses cátions foram relativamente maiores no lixiviado do que aquelas obtidas no efluente da ETE, com exceção do sulfato. Este resultado foi consistente com os resultados esperados, indicando valores de condutividade significativamente maiores no lixiviado em comparação ao efluente da ETE.

As concentrações de cálcio em ambos os tipos de amostras de chorume estavam dentro das faixas de valores correspondentes às fases de fermentação acidogênica e metanogênica, conforme dados compilados de vários estudos por Kamaruddin et al.

(2017). As maiores concentrações deste parâmetro são indicativas da presença da fase acidogênica. O mesmo estudo também indicou que maiores concentrações de sulfato estão associadas à esta etapa.

O cloreto também estava presente em concentrações na faixa que caracteriza a etapa acidogênica. Em termos de valores regulamentadores para as águas subterrâneas, apenas os valores de cloro estavam acima da faixa máxima permitida, segundo a Resolução CONAMA nº 396/2008, tanto para as amostras de chorume de aterro como para as amostras da ETE. Isso sugere que esse parâmetro não está sendo tratado adequadamente e que atualmente há riscos inaceitáveis de contaminação ambiental. Em particular, as concentrações de cloreto no aterro sugerem que o lixiviado apresenta um alto risco de contaminação para o lençol freático circundante.

Os valores de cloreto em ambas as amostras de chorume e ETE também excederam os limites de emissão permitidos para os rios de superfície Classe I e III, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Tabela 2). Para os corpos d'água de Classe IV, como o que recebe esses efluentes, tais valores não foram estipulados e, portanto, os padrões de descarga não violam a legislação vigente.

No entanto, deve-se notar que, para esta classe de qualidade, o corpo de água pode ser usado apenas para fins de navegação e paisagismo, embora seja conhecido pelas observações feitas ao longo do córrego que a área é frequentemente utilizada na dessedentação de gado pelos proprietários de áreas ribeirinhas. Este parâmetro também foi encontrado acima dos valores máximos permitidos pela Portaria de Consolidação 05/2017, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), que estabelece os valores para consumo humano.

Tabela 2 - Valores regulamentados para cloreto (mg.L⁻¹)

<i>Resoluções CONAMA</i>				<i>Portaria de</i>	
<i>396/2008</i>		<i>357/2005</i>		<i>Consolidação 05/2017</i>	
Consumo Humano	250	Classe I	250	MVP ^a	250
Dessedentação de animais	n.i. ^b	Classe III	250	-	-
Irrigação	700	-	-	-	-
Recreação	400	-	-	-	-

^a *Maximo valor permitido;* ^b *não informado*

Fonte: adaptado de Brasil (2008, 2005, 2017).

Dentre todos os compostos presentes nos lixiviados, os metais pesados podem ter os impactos adversos mais significativos sobre o meio ambiente. Deste modo as

decisões sobre a implementação de alternativas de tratamento geralmente dependem das concentrações destes parâmetros (SOUZA et al., 2018). Todavia, este estudo apresentou resultados baixos deste parâmetro quando comparados aos lixiviados de outros aterros sanitários (RIBEIRO et al., 2015). Isso sugere que os resíduos depositados no aterro eram compostos principalmente por matéria orgânica, como também indicado pela presença de altos valores de DQO e observações visuais *in loco*.

Durante a fase metanogênica, os metais permanecem insolúveis e em baixas concentrações, enquanto na fase acetogênica, a solubilidade dos mesmos aumenta, o que pode levar a aumentos nas concentrações de ferro, manganês, cálcio e magnésio (KAMARUDDIN et al., 2017). Como os resultados foram semelhantes para amostras de chorume novo e velho, pode-se inferir que esse mecanismo não foi o fator determinante para a ausência de metais nas amostras, que pode ser provavelmente associada à natureza dos resíduos depositados no local.

As concentrações de metais detectadas nos experimentos foram predominantemente abaixo dos níveis de detecção; manganês foi a exceção e corroborou o fato da presença desses componentes não ser considerada um fator problemático em tais aterros (ALBUQUERQUE et al., 2018). Outro fator importante que pode desempenhar papel significativo na redução da concentração de metais tóxicos é a cobertura diária dos resíduos por solo argiloso durante a operação do aterro. Esta medida permite que os metais sejam adsorvidos pela matéria orgânica presente no lixiviado e consequentemente diminui sua concentração no efluente (NAVEEN et al., 2017).

A falha em atingir os limites de detecção pode ser justificada também pela configuração do gerenciamento de resíduos sólidos à nível municipal, que envolve um sistema de logística reversa e coleta seletiva de materiais com maior potencial de conter metais tóxicos, como plásticos, tintas, cosméticos, produtos médicos domésticos, pesticidas e baterias (SMITH, 2009).

Para o manganês, suas concentrações nas novas amostras de chorume estavam bem acima dos limites permitidos pela legislação para corpos hídricos no Brasil, sugerindo que qualquer falha nos sistemas de proteção e impermeabilização do aterro apresentaria riscos potenciais de contaminação às águas subterrâneas. A Tabela 3 apresenta os limites de manganês estabelecidos pelos regulamentos atuais.

Tabela 3 -Valores regulados para Mn (mg.L⁻¹)

Resoluções CONAMA						Portaria de Consolidação 05/2017	
420/2009		396/2008		357/2005			
Investigação	0,4	Consumo Humano	0,1	Classe I	0,1	MVP ^a	0,1
-	-	Dessedentação de Animais	0,5	Classe III	0,5	-	-
-	-	Irrigação	0,2	-	-	-	-
-	-	Recreação	0,1	-	-	-	-

^aMaximo valor permitido;

Fonte: adaptado de Brasil (2008, 2005, 2017).

A presença de manganês em aterros sanitários tem sido associada ao descarte de garrafas, lâminas, fármacos, pigmentos e tintas, inseticidas e cosméticos junto aos resíduos domiciliares (KANMANI; GANDHIMATHI, 2013). No entanto, não há evidências de que esses tipos de resíduos tenham sido depositados no aterro, pois o município possui um sistema de coleta seletiva para resíduos recicláveis e resíduos hospitalares e também inspeciona os resíduos que chegam ao aterro sanitário, o que coíbe a prática de disposição irregular.

Ao estudar o lixiviado produzido em aterros sanitários exclusivos de resíduos de construção, Córdoba e Schalch (2015) encontraram altas concentrações de manganês, até 2,29 mg.L⁻¹. Este valor apresenta-se níveis acima dos limites regulatórios, mas muito inferior aos detectados no presente estudo.

O manganês é considerado comum em locais onde ocorre o despejo de resíduos de construção, especialmente quando misturado com latossolo vermelho, naturalmente rico em ferro e manganês. Deste modo, concentrações elevadas deste elemento no lixiviado poderiam ser justificadas pela prática de cobertura diária dos resíduos com uma camada desse tipo de solo. Consequentemente, embora tenha excedido consideravelmente os valores regulatórios, o manganês não pode ser prontamente considerado uma fonte potencial de contaminação sem a prévia análise de solo.

Com relação à proteção dos corpos d'água superficiais, pode-se concluir que a ETE que recebe esse efluente no município pode reduzir as concentrações de manganês para níveis que atendam a todos os padrões de qualidade para este parâmetro específico e na presente situação este constituinte parece não representar um risco para a saúde pública e aos ecossistemas.

Amostras padrão de etinilestradiol foram observadas no tempo de retenção de 1,963 minutos. Para as amostras de ETE (afluente e efluente) a presença de estrogênio

não foi observada. Embora esta droga seja comumente usada, não houve evidência de contaminação na ETE causada pelo lixiviado.

4. CONCLUSÕES

O desenvolvimento de soluções adequadas para o manejo e tratamento do lixiviado produzido em aterros sanitários é de particular importância do ponto de vista da proteção ambiental. Neste estudo foram analisadas as características dos lixiviados. Os valores de DQO, cloreto e manganês foram maiores do que os limites máximos estabelecidos pela legislação pertinente e, portanto, pode-se esperar que as descargas diretas desta substância afetem quaisquer corpos hídricos receptores negativamente.

Embora o sistema de manejo de chorume no aterro sanitário tenha sido adequado, práticas adicionais como a recirculação poderiam levar a melhorias em sua qualidade, a biodegradabilidade de compostos recalcitrantes, reduções de risco do solo e da água subterrânea nas proximidades do aterro devido ao aumento do tempo de retenção nas células.

Dentre os metais, os resultados mostraram que apenas o manganês estava acima do limite permitido para a disposição do lixiviado. Para confirmar a possível fonte da contaminação, no entanto, será necessário verificar as concentrações naturais de manganês no solo da região e analisar as amostras coletadas nos poços de monitoramento das águas subterrâneas. É possível que os altos níveis de manganês se devam ao uso de coberturas de solo no aterro, que é uma parte necessária do sistema geral de disposição final adequada de resíduos. É importante ressaltar que o manganês não apresentou risco para os corpos d'água que receberam o efluente da ETE, pois foram detectados valores baixos nas amostras, indicando que as concentrações no lixiviado não foram suficientes para aumentar consideravelmente os valores deste parâmetro na ETE.

Quanto aos baixos níveis de outros metais, isso pode ser atribuído às práticas operacionais no aterro e às práticas de manejo de resíduos no nível municipal, especialmente no que se refere à logística reversa e coleta seletiva de materiais recicláveis. Estas medidas são tidas como importantes para a prevenção de contaminação do solo e dos recursos hídricos pelos metais presentes neste tipo de resíduos.

Não foi possível encontrar os limites de descarga legal para o parâmetro do etinilestradiol na legislação brasileira e regulamentação geral, mostrando que esse

parâmetro ainda é relativamente desconhecido tanto pelos formuladores de políticas quanto pelas autoridades públicas. Portanto, sugere-se mais atenção aos parâmetros farmacêuticos em trabalhos futuros para garantir maior nível de proteção à saúde pública e ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6 n. 4, p. 672-684, 2009. Disponível em: <<https://thescipub.com/pdf/10.3844/ajassp.2009.672.684>>. Acesso em: 07 Ago 2019.
- ABDALLAH, M.; PETRIU, E.; KENNEDY, K.; NARBAITZ, R.; WARITH, M. Application of Fuzzy Logic in Modern Landfills. In: 2011 IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTATIONAL INTELLIGENCE FOR MEASUREMENT SYSTEMS AND APPLICATIONS (CIMS) PROCEEDINGS, Ottawa, Canada, 2011, pp. 1-6. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/6059929>>. Acesso em: 10 Ago 2019.
- ADHIKARI, B.; KHANAL, S. N. Qualitative Study of Landfill Leachate from Different Ages of Landfill Sites of Various Countries Including Nepal. **IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)**, v. 9, p. 23-36. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/271511804_Qualitative_Study_of_Landfill_Leachate_from_Different_Ages_of_Landfill_Sites_of_Various_Countries_Including_Nepal/citation/download>. Acesso em 07 Ago 2019.
- AHADI, F. S.; DESAI, M. R.; LEI, C.; LI, Y.; JIA, R. Feature-Based Classification and Diagnosis of Breast Cancer Using Fuzzy Inference System. In: PROCEEDINGS OF THE 2017 IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON INFORMATION AND AUTOMATION (ICIA), Macau, China, 2017, pp. 517-522. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/8078962>>. Acesso em: 10 Ago 2019.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review, **Desalination**, v. 287, p. 41-54, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411010320>>. Acesso em 10 Ago 2019.
- AHN, W-Y.; KANG, M-S.; YIM, S-K.; CHOI, K-H. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process, **Desalination**, v. 149, n. 1-3, p. 109-114, 2002, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916402007403>>. Acesso em: 11 Ago 2019.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, **Water Research**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135497001474>>. Acesso em: 11 Ago 2019.
- ANDRADE, M.; JACQUES, M. A. P. Estudo comparativo de controladores de Mamdani e Sugeno para controle de tráfego em interseções isoladas. **Transportes**, v. 16, n. 2, p. 24-31, 2008. Disponível em: <<https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/24>>. Acesso em 10 Ago 2019.
- AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; BASHIR, M.; MOJIRI, A. Municipal Landfill Leachate Treatment Techniques: An Overview. **Wastewater Engineering: Types, Characteristics and Treatment Technologies**, 2014. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/280126045_Municipal_Landfill_Leachate_Treatment_Techniques_An_Overview>. Acesso em: 07 Ago 2019.

BODZEK, M.; SURMACZ-GÔRSKA, J. HUNG, Y-T. Treatment of Landfill Leachate In: In: WANG, K. W.; HUNG, Y-T.; LO, H. H.; YAPIJAKIS, C. **Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment**, 2º Ed. Nova Iorque. Marcel Dekker, Inc. 2004. cap. 8, p. 1257-1320.

CAMASTRA, F. et al.; A fuzzy decision system for genetically modified plant environmental risk assessment using Mamdani inference, **Expert Systems with Applications**, v. 42, n. 3, p. 1710-1716, 2015. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957417414005946>>. Acesso em 12 Dez 2019.

CHEN, Q.; YAO, Y.; LI, X.; LU, J.; ZHOU, J.; HUANG, Z. Comparison of heavy metal removals from aqueous solutions by chemical precipitation and characteristics of precipitates, **Journal of Water Process Engineering**, v. 26, p. 289-300, 2018, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714418303465>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

COLOMBO, A.; MÓDENES A. N.; TRIGUEROS, D. E. G.; da COSTA, S. I. G.; BORBA, F. H.; ESPINOZA-QUINONES, F. R. Treatment of sanitary landfill leachate by the combination of photo-Fenton and biological processes, **Journal of Cleaner Production**, v. 214, p. 145-153, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618340411>>. Acesso em 07 Ago 2019.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview, **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110-116, 2019, <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718312714>>. Acesso em 07 Ago 2019.

CREMASCO, C. P. **Aplicação da Lógica Fuzzy para avaliação do faturamento do consumo de energia elétrica e demanda de uma empresa de avicultura de postura**. 2008. ix, 97 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2008.

DI IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, **Biochemical Engineering Journal**, v. 31, n. 2, p. 118-124, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X06001392>>. Acesso em 10 Ago 2019.

FLECK, E. et al.; Evaluation of the treatability of municipal waste landfill leachate in a SBR and by coagulation-flocculation on a bench scale. **Braz. J. Chem. Eng.**, São Paulo , v. 33, n. 4, p. 851-861, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-66322016000400851&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 25 Ago 2018.

KAMARUDDIN, M. A.; YUSOFF, M. S.; AZIZ, H. A.; HUNG Y. Sustainable Treatment of Landfill Leachate. In: RAGAZZI, M. **Sewage and Landfill Leachate Assessment and Remediation of Environmental Hazards**. Canada. Apple Academic Press, Inc. 2016. cap. 1. p. 26-53.

KAMARUDDIN, M. A. et al. **An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives**. **EnvironSciPollut Res**. v. 24. n. 35. p. 26988–27020. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-0303-9>>. Acesso em: 23 Nov 2018.

KJELDSSEN P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380290813462>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438940500467X>>. Acesso em 10 Ago 2019.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review, **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 40, n. 3-4, p. 223-250, 1998. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00163730>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

LINDE, K.; JÖNSSON, A.; WIMMERSTEDT, R. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis, **Desalination**, v. 101, n. 1, p. 21-30, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/001191649500004L>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

LIPPI M.; ROMARIZ M. B.; LEY G.; MENDEZ G. P. Z.; CARDOSO JUNIOR R. A. F. State of art of landfill leachate treatment: literature review and critical evaluation. **Ciência e natureza**, v. 40, 2018. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/35239>>. Acesso em 07 Ago 2019.

LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment, **Environmental Pollution**, v. 111, n. 2, p. 273-281, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749100000695>>. Acesso em 11 Ago 2019.

MARCO, A. ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment, **Water Science and Technology**, v. 35, n. 4, p. 321-327, 1997, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397000413>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS JUNIOR, A. B. de; COSTA, R. H. R. da. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522010000400013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 Ago. 2019.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates, **Chemosphere**, v. 46, n. 6, p. 851-858, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653501001503>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MAMDANI, E. H. Application of fuzzy algorithms for control of simple dynamic plant, In: **Proceedings of the Institution of Electrical Engineers**, v. 121, n. 12, p. 1585-1588, 1974. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/5250910>>. Acesso em 10 Ago 2019.

MEHER, S. K.; BEHERA, S.K.; RENE, E.R.; PARK, H-S. Comparative analysis on the application of neuro-fuzzy models for complex engineered systems: Case study from a landfill and a boiler. **Expert Systems**, v. 34. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/exsy.12215>>. Acesso em 10 Ago 2019.

MENDEL, J. M.; MOUZOURIS, G. C. Designing fuzzy logic systems, In: **IEEE Transactions on Circuits and Systems II: Analog and Digital Signal Processing**, v. 44, n. 11, pp. 885-895, 1997. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/644042>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

MOHAJERI, S.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZAHED, M. A.; ADLAN, N. Statistical optimization of process parameters for landfill leachate treatment using electro-Fenton technique, **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, n. 1–3, p. 749-758, 2010, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409018998>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MOHAMMADI, A.; KHADIR, A.; TEHRANI, R. M. A. Optimization of nitrogen removal from an anaerobic digester effluent by electrocoagulation process, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, 2019, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343719303185>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHYAY, S.; HASHIM, M. A.; SENGUPTA, B. Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 45. 472-590. 2015. Disponível em: <https://pure.qub.ac.uk/portal/files/11665045/Contemporary_environmental_issues_of_landfill_leachate_assessment_and_remedies.pdf>. Acesso em: 07 Ago 2019.

de OLIVEIRA, M. S.; da SILVA, L. F.; BARBOSA, A. D.; ROMUALDO, L. L.; SADOYAMA, G.; ANDRADE, L. S. Landfill Leachate Treatment by Combining Coagulation and Advanced Electrochemical Oxidation Techniques. **ChemElectroChem**, v. 6. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/celec.201801677>>. Acesso em 07 Ago 2019.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3. p. 468-493. 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389407013593>>. Acesso em: 27 Out 2018.

SARI, H.; YETILMEZSOY, K.; ILHAN, F. et al. Fuzzy-logic modeling of Fenton's strong chemical oxidation process treating three types of landfill leachates. **Environ Sci Pollut**, v. 20. 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-012-1370-6>>. Acesso em 10 Ago 2019.

SCHIOPU, A-M.; GAVRILESCU, M. Municipal solid waste landfilling and treatment of resulting liquid effluents. **Environmental Engineering and Management Journal**, 9. 993-1019. 2010. <https://www.researchgate.net/publication/286204517_Municipal_solid_waste_landfilling_and_treatment_of_resulting_liquid_effluents>. Acesso em 07 Ago 2019.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY; ENVIRONMENT & HERITAGE SERVICE (SEPA). Guidance for the Treatment of Landfill Leachate. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Sector Guidance Note IPPC S5.03. Reino Unido. 2007. Disponível em: <<https://www.sepa.org.uk/media/61145/ippc-s503-guidance-for-the-treatment-of-landfill-leachate-part-1.pdf>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

SERDAREVIC, A. Landfill Leachate Management—Control and Treatment. In: Hadžikadić M., Avdaković S. (eds) *Advanced Technologies, Systems, and Applications II*. IAT 2017. **Lecture Notes in Networks and Systems**, v. 28. Springer, Cham. 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-71321-2_54>. Acesso em: 07 Ago 2019.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653503010014>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

SMAOUI, Y.; MLAIK, N.; BOUZID, J.; SAYADI, S. et al. Improvement of anaerobic digestion of landfill leachate by using coagulation-flocculation, Fenton's oxidation and air stripping pretreatments **Environmental Progress & Sustainable Energy**. v. 37, n.3, p. 1041-1049. 2018. Disponível em: <<https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.12781>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

TALALAJ, I.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. **Environmental Chemistry Letters**. 2019. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-019-00860-6>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

VAN HULLE, S. W. H.; VANDEWEYER, H. J. P.; MEESSCHAERT, B. D. M.; P. A.; DEJANS, P.; DUMOULIN, A. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams, **Chemical Engineering Journal**, v. 162, n. 1, p. 1-20, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894710004766>> Acesso em: 10 Ago 2019.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; MILKSCH, K.; WEBER, V. J. Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. **Environmental Chemistry Letters**. v 4. p 51-61. 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/226736557_Landfill_Leachate_Treatment_Methods_A_Review>. Acesso em 07 Ago 2019.

WEBLER, A. D.; MAHLER, C. F.; DEZOTTI, M. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, airstripping, ozonização e lodo ativado. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 5, p. 901-911, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000500901>. Acesso em: 07 Ago 2019.

YILMAZ, A.; AYAN K.; ADAK, E. Risk analysis in cancer disease by using fuzzy logic," In: 2011 ANNUAL MEETING OF THE NORTH AMERICAN FUZZY INFORMATION PROCESSING SOCIETY, El Paso, TX, 2011, pp. 1-5. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/5752012>>. Acesso em 10 Ago 2019.

ZADEH, L. A. Fuzzy sets, **Information and Control**, v. 8, n. 3, p. 338-353, 1965. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001995586590241X>>. Acesso em 10 Ago 2019.

ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation, **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, n. 2-3, p. 911-915, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408017998>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

ARTIGO II

ELABORAÇÃO DE MODELO EMPREGANDO LÓGICA FUZZY PARA PROPOSIÇÃO DE TRATAMENTO ADEQUADO A LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERROS SANITÁRIOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Resumo

O tratamento adequado dos lixiviados de aterro sanitários pode ser considerado uma tarefa significativamente importante do ponto de vista do saneamento ambiental, porém que apresenta consideráveis complicações do ponto de vista dos responsáveis por sua operacionalização e pelos tomadores de decisão. No presente trabalho, uma metodologia de tomada de decisão de tipologias de tratamento de lixiviados de aterro sanitário foi desenvolvida a partir de revisão bibliográfica e sistemas baseados em lógica fuzzy para fins de recomendação das alternativas mais adequadas de tratamento. Para tanto, foram desenvolvidos quatro modelos a partir de instrumentos que utilizam modelagem em lógica fuzzy a partir da ferramenta Matlab® e então avaliados para um cenário real, com dados oriundos de um aterro sanitário municipal. Os modelos aplicados retornaram alternativas de tratamentos adequadas para os cenários propostos, de modo que as mesmas podem ser consideradas mais adequadas que a situação atual existente.

Palavras-Chave: Saneamento Ambiental, Aterro Sanitário, Lógica Fuzzy;

Abstract

Adequate treatment of landfill leachate can be considered a significantly important task from the point of view of environmental sanitation, but it presents considerable complications from the point of view of those responsible for its operation and decision makers. In the present work, a decision-making methodology for landfill leachate treatment typologies was developed based on a bibliographic review and systems based on fuzzy logic for the purpose of recommending the most appropriate treatment alternatives. For this purpose, four models were developed from instruments that use fuzzy logic Matlab® tool and then evaluated for a real scenario, with data from a municipal landfill. The applied models returned suitable treatment alternatives for the

proposed scenarios, so that they can be considered more adequate than the current existing situation.

Keywords: Environmental Sanitation, Landfill, Fuzzy Logic;

1. INTRODUÇÃO

A disposição em aterros sanitários ainda é a alternativa tecnológica mais utilizada para a destinação final para os resíduos sólidos urbanos no Brasil devido à suas vantagens econômicas e facilidade de operação, sendo considerada bem estabelecida e segura, minimizando-se potenciais danos ambientais ao permitir que os resíduos sejam dispostos e manuseados em condições controladas (CUBAS et al., 2016; POVINELLI et al., 2016).

A rotineira operação dos resíduos nestes locais tem como resultado a produção de um lixiviado de coloração escura, de matriz complexa e altamente variável, originado tanto da fração de água presente na massa de resíduos quanto da água pluvial que nela infiltra, conhecido mais popularmente como chorume, sendo este considerado como um dos maiores problemas resultantes do processo de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (POVINELLI et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2016; CUBAS et al., 2016).

Estudos têm demonstrado que os elementos mais comumente encontrados nesta substância são matéria orgânica e inorgânica, tanto recalcitrante, como ácidos húmicos e fúlvicos, quanto facilmente biodegradável; amônia, metais pesados, compostos orgânicos clorados, sais inorgânicos, sólidos dissolvidos, e também substâncias tóxicas e carcinogênicas, como os micropoluentes, sendo todos estes fatores importantes para se avaliar e planejar os sistemas de tratamento (BERNARDES et al., 2015; POVINELLI et al., 2018; FERRAZ et al., 2017a; BEZERRA et al., 2015; CARDOZO-FILHO et al., 2017).

A alternativa ideal de tratamento dos lixiviados produzidos em aterros sanitários que previna seus impactos ambientais negativos, seja eficiente e barata, e que ainda atenda a todas as exigências da legislação brasileira ainda é considerada um desafio para os pesquisadores da área e responsáveis pelos aterros sanitários (POVINELLI et al., 2018; BEZERRA et al., 2015; MARANHO et al. 2015; KROUMOV et al., 2018).

Devido à alta complexidade e variabilidade da matriz deste efluente, é muito difícil formular recomendações gerais para o seu tratamento, tornando a proposição de alternativas para tal o desafio de hoje (ABBAS et al., 2009). Consequentemente, a

proposição de um tipo de tratamento universal não é aplicável, visto que todas as estratégias possíveis possuem vantagens e desvantagens em termos de eficiência, economia, viabilidade operacional e de área, bem como de logística (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019; BODZEK; SURMACZ-GÔRSKA; HUNG, Y-T, 2004; LIPPI et al., 2018).

Nesta conjuntura, os modelos fuzzy apresentam-se uma opção viável para a elaboração de modelo de proposição de alternativas de tratamento de lixiviados. Os modelos que empregam a Lógica Fuzzy (LF) surgiram com o objetivo de facilitar a caracterização e definição de informações imprecisas e incompletas e para analisar sistemas e processos de decisão cuja complexidade e definição de informações não permitem a utilização de técnicas matemáticas convencionais (ZADEH, 1965; ANDRADE; JACQUES, 2008).

Os sistemas em LF são de fácil entendimento e possuem a vantagem de se basearem em linguagem natural e serem relativamente mais flexíveis e que os demais métodos computacionais. Devido à estas características, este tipo de modelagem pode eficientemente lidar com sistemas de engenharia imprecisos e de alta complexidade, como é o caso do tratamento dos lixiviados de aterros sanitários (MEHER et al., 2017).

Estes modelos empregam regras de controle linguísticas para capturar o *know-how* de operadores humanos experientes e têm sido amplamente utilizadas para modelar sistemas complexos e com processos mal definidos, como os de aterros sanitários (ABDALLAH et al., 2011). Deste modo, se o comportamento de um determinado sistema pode ser modelado por regras linguísticas ou requerem um modelo não linear complexo, pode-se empregar a ele LF (YILMAZ; AYAN; ADAK, 2011).

No presente trabalho, buscou-se propor uma alternativa de tratamento ao lixiviado caracterizado no Artigo I. Para tanto, utilizou-se do emprego da LF para a elaboração de um modelo capaz de considerar diversas alternativas de tratamento possíveis, considerando o estado da arte em matéria de tratamento deste efluente, bem como as características quali-quantitativas levantadas em laboratório.

2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A presente pesquisa com fins de elaboração de um modelo que proponha a técnica de tratamento de lixiviado de aterros sanitários foi concebida em diversas etapas, as quais são descritas na sequência:

1º Foi realizada extensa Revisão Bibliográfica para definição das técnicas de tratamento a serem empregadas no modelo, bem como de revisão a respeito de conceitos teóricos e práticos de Lógica Fuzzy para fins de aplicações aplicação no presente trabalho. Para tanto, foram consultados artigos científicos e livros nas bases de dados *Scopus*, *Web of Science* e *Scielo*. Adicionalmente, foi realizada uma pesquisa na legislação brasileira para fins de determinação dos padrões de emissão de qualidade de águas superficiais e subterrâneas para adoção no método elaborado.

2º Com base nestas informações, foram definidos os parâmetros e elementos a serem empregados no modelo elaborado, bem como definição da base de regras para construção do instrumento de recomendação de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário;

3º Elaboração da metodologia de construção do instrumento previamente citado, bem como sua elaboração no *software* Matlab®;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

A seleção da tecnologia de tratamento mais adequada para o lixiviado gerado em aterros sanitários depende de diversos fatores, como a qualidade e quantidade gerada, idade dos resíduos, flexibilidade e condições operacionais, bem como de parâmetros econômicos, que possuem um importante papel no processo de tomada de decisão (TALALAJ; BIEDKA; BARTKOWSKA, 2019). Os parâmetros característicos essenciais para se determinar o tratamento do lixiviado são a DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, metais e condutividade, referente à presença de sais (LINDE; JÖNSSON; WIMMERSTEDT, 1995).

Os parâmetros físico-químicos podem ser divididos em quatro subgrupos, conforme sugerido por Renou et al. (2008), sendo eles: Orgânicos, Nutrientes, Sais e Elementos-Traço. Esta separação é justificada devidos às suas características semelhantes dos elementos de um mesmo grupo, metodologias de tratamento específicas para os mesmos e os modos como afetam a matriz do lixiviado e o ambiente aquático em que podem ser potencialmente lançados.

A concentração dos parâmetros do lixiviado é altamente associado à sua idade devido às reações que ocorrem ao passar do tempo, esta pode ser considerada para determinar o tipo de tratamento mais adequado a ser adotado. Deste modo, o lixiviado

foi separado em três idades, conforme definido no trabalho de Costa, Alfaia e Campos (2019), sendo elas "novo", "médio" e "velho", nas quais os lixiviados tem respectivamente: menos de cinco anos, entre cinco e dez anos, e mais de dez anos.

A partir das referências pesquisadas foi possível elaborar o Quadro 1, que relaciona cada uma das técnicas de tratamento aos parâmetros operacionais selecionados, conforme sugerem os autores previamente citados.

Tratamentos considerados caros o são devido a fatores como alto consumo de energia, uso de reagentes caros e em grande quantidade, necessidade de contratação de mão de obra especializada, necessidade de troca constante de componentes (como membranas) e preço dos componentes (tanto instalação quanto manutenção).

Para garantir uma alta qualidade do efluente final, tradicionalmente são utilizadas técnicas de tratamento em vários estágios e de maneira integrada, com combinações alternadas de tratamentos físico-químicos e biológicos (AZIZ et al., 2014).

Recentemente, a combinação de tratamentos biológicos com físico-químicos tem se mostrado uma solução eficiente (TALALAJ; BIEDKA; BARTKOWSKA, 2019).

Durante o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, processos físico-químicos são empregados geralmente como pré-tratamento ou polimentos, sendo os mais comuns a coagulação-floculação, adsorção, e oxidação química, quando os processos biológicos são prejudicados devido à presença de compostos refratários ou para o tratamento de elementos alvo (KAMARUDDIN et al., 2016).

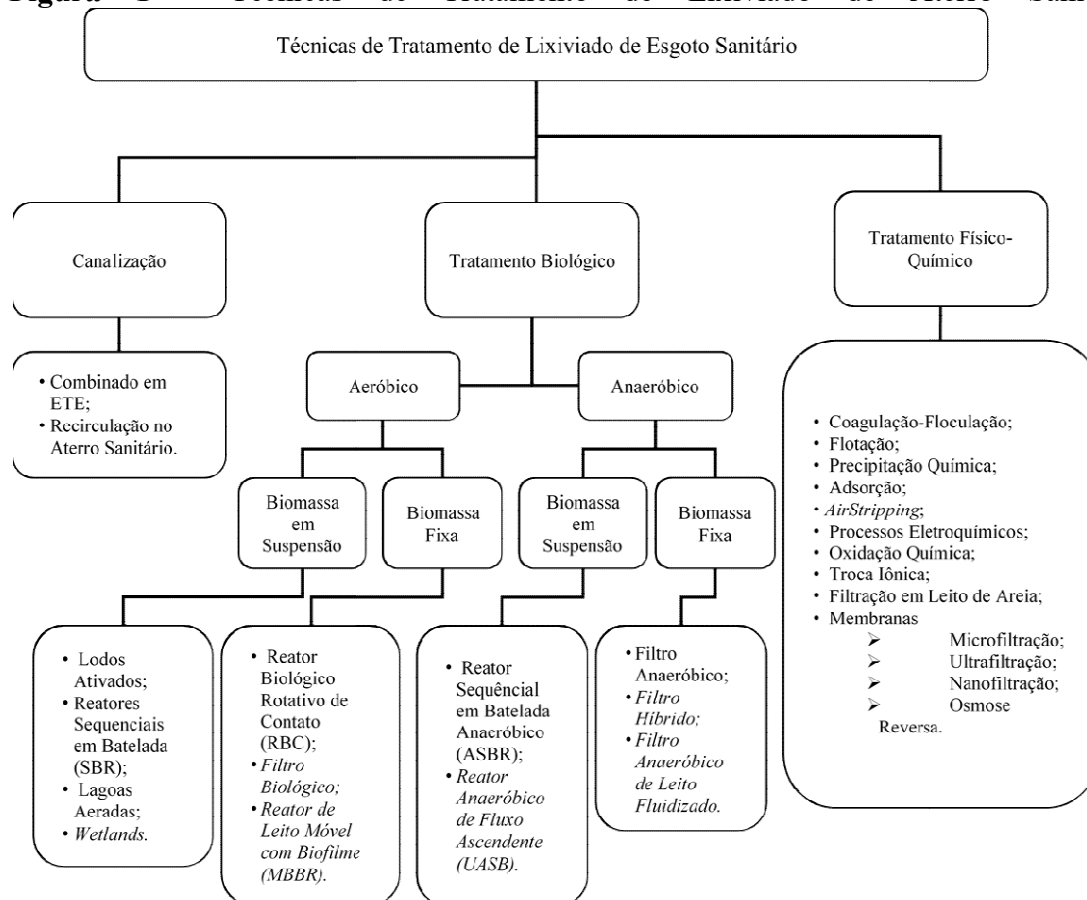
A relação entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica, na forma da relação DBO/DQO, pode prover um critério útil para escolher o tratamento mais adequado ao lixiviado de aterros sanitários (ABBAS et al., 2009). Deste modo, este parâmetro foi escolhido como base para o modelo proposto, sobre o qual foram adicionados todos os demais parâmetros.

Para um lixiviado contendo alta concentração de materiais orgânicos ($> 10.000,00 \text{ mg.L}^{-1}$), o tipo de tratamento mais apropriado é o biológico. Todavia, para lixiviados com alta concentração de nitrogênio amoniacal e baixa biodegradabilidade, o tipo de tratamento mais adequado é através de processos físico-químicos, com a possibilidade de utilizar-se em combinação com o tratamento biológico (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019).

Dentre as alternativas de tratamentos biológicos convencionais, os sistemas de lodos ativados, lagoas aeradas, reatores sequenciais em batelada, UASB, MBR e RBC são amplamente empregados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários com

altas concentrações de DBO (AHMED; LAN, 2012; KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006).

Figura 1 - Técnicas de Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário



Fonte: elaborado pelo autor a partir de Costa, Alfaia e Campos (2019) e Aziz et al. (2014).

Tratamentos biológicos apresentam boa relação custo-benefício e também possuem como vantagem a simplicidade de operação, podendo ser aplicados em lixiviados considerados jovens, com altas concentrações de matéria orgânica facilmente biodegradável e relação DBO/DQO alta (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019; LIPPI et al., 2018).

Ao passo que a idade do aterro avança, a remoção de matéria orgânica é diminuída devido à presença de compostos refratários, o que torna necessário a aplicação de tecnologias avançadas para atender aos limites da regulamentação, o que consequentemente aumenta a complexidade e os custos do tratamento (MARTINS; CASTILHOS JUNIOR; COSTA, 2009).

Lagoas aeradas são geralmente empregadas como uma alternativa de tratamento efetiva e de baixo custo para a remoção de patógenos, matéria orgânica e inorgânica,

transformado-as em uma opção popular para o tratamento de efluentes, especialmente em países em desenvolvimento (ABBAS et al., 2009).

Quadro 1 - Enquadramento das técnicas de tratamento consideradas de acordo com os parâmetros operacionais.

Capacidade de Investimento		Disponibilidade de Área	
Alta	Baixa	Alta	Baixa
Troca Iônica	Coagulação/Floculação	<i>Air Stripping</i>	Troca Iônica
Processos Eletroquímicos	Precipitação Química	ASBR	Processos Eletroquímicos
Flotação	Adsorção	SBR	Coagulação/Floculação
<i>Air Stripping</i>	UASB	Lagoa Aerada	Flotação
Oxidação Química	Filtro Anaeróbico	<i>Wetlands</i>	Precipitação Química
Osmose Reversa	<i>Wetlands</i>	Lagoa Anaeróbica	Adsorção
Ultrafiltração	ASBR	Lodos Ativados	Oxidação Química
Nanofiltração	Combinado com ETE	MBR	Filtração em leito de areia
Filtro Híbrido	Recirculação	MBBR	Osmose Reversa
Leito Fluidizado Anaeróbico	SBR		Ultrafiltração
MBR	Lagoa Anaeróbica		Nanofiltração
Filtro Biológico	Lagoa Aerada		UASB
RBC			Filtro Anaeróbico
MBBR			Filtro Híbrido
Lodos Ativados			Leito Fluidizado Anaeróbico
			Filtro Biológico
			RBC

Fonte: elaborado pelo autor a partir de Costa, Alfaia e Campos (2019), Talalaj, Biedka, e Bartkowska (2019), Adhikari e Khanal (2015), Abbas et al. (2009), Aziz et al. (2014), Schiopu e Gavrilescu (2010), Mukherjee et al. (2015), Kjelsen et al. (2002), Kammarudin et al. (2017) e Renou et al. (2008),

A técnica de lodos ativados é uma das formas mais comuns de tratamento do lixiviado, pois além de reduzir a carga de DBO, remoção de nutrientes e compostos orgânicos, também podem realizado o processo de nitrificação da amônia (SERDAREVIC, 2018). Além disso, a presença de compostos orgânicos refratários e altas concentrações de nitrogênio ainda podem afetar de maneira negativa este tratamento, reduzindo a sua eficiência (VAN HULLE et al., 2010; DI IACONI; RAMADORI; LOPEZ, 2006)

Para o tratamento de lixiviados de aterros antigos, com baixa biodegradabilidade e com baixa concentração de amônia, as *wetlands* tem se apresentado como uma alternativa viável e de custo baixo tanto de implantação quanto manutenção, inclusive podendo ser empregada como alternativas baratas de polimento após tratamento biológico ou até mesmo como pré-tratamento (BODZEK; SURMACZ-GÔRSKA; HUNG, 2004).

O tratamento por reatores anaeróbicos é aplicado principalmente a lixiviados jovens, que apresentam altos valores de DBO (WISZNIOWSKI et al., 2006). Apesar deste ser um processo eficiente, em alguns casos a DBO e DQO remanescente ainda podem apresentar valores altos, tornando necessária alguma etapa adicional de tratamento antes do efluente ser destinado ao meio ambiente (SERDAREVIC, 2018).

O tratamento combinado do lixiviado com o esgoto sanitário é uma alternativa de baixo custo de operação e fácil manutenção, deste modo, optou-se por esta solução nos casos em que o parâmetro custo é baixo, independente da relação DBO/DQO. Todavia, Abbas et al. (2009) alertam que o tratamento combinado com esgoto sanitário é questionado no meio acadêmico devido fatores como presença de matéria orgânica recalcitrante, metais e demais compostos inibitórios, que podem diminuir a eficiência do tratamento e aumentar a concentração de alguns compostos no efluente final.

Os tratamentos biológicos tem potencial para remover os metais dos lixiviados de aterros sanitários. Uma significativa remoção de alguns metais, como zinco, cromo e cobre tem sido reportada durante o tratamento biológico aeróbico. No caso do tratamento anaeróbico em presença de sulfato, a produção de sulfeto de hidrogênio devido à redução do sulfato faz com que a maioria dos metais tóxicos precipitem e se acumulem nos lodos (SEPA, 2004).

Nitrogênio amoniacal é um tipo de poluente que pode aumentar a toxicidade do efluente se não corretamente tratado e altos níveis desta substância geralmente são encontradas em lixiviados de aterros sanitários (MARTTINEN et al., 2002). Como alternativa de tratamento, a técnica conhecida por *Air Stripping* é amplamente empregada (ABBAS et al., 2009; SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2004). Neste caso, a amônia é removida em sua fase gasosa e é tida como uma alternativa à nitrificação biológica, mas custosa quando se deseja obter concentrações menores a 50 mg.L^{-1} deste parâmetro no efluente final (SEPA, 2004).

Para que a amônia apresente efeitos inibitórios aos processos biológicos, é necessário concentrações superiores a 1500 mg.L^{-1} , enquanto valores de 50 a 200 mg.L^{-1} são considerados benéficos aos processos anaeróbicos e valores de 200 a 1000 mg.L^{-1} não apresentam efeitos adversos (ADHIKARI; KHANAL, 2015; SMAOUI et al., 2018).

Também é importante destacar que o tratamento biológico anaeróbico não é capaz de remover o nitrogênio amoniacal, podendo inclusive aumentar a concentração deste parâmetro no efluente final (MOHAMMADI; KHADIR; TEHRANI, 2019).

Caso o processo de *Air Stripping* não possa ou não convenha ser aplicado, o nitrogênio amoniacal também pode ser removido por meio do processo de nitrificação a nitrato que ocorrem em processos biológicos (MARTTINEN et al., 2002). Para tal podem ser sugeridos o emprego de reatores sequenciais em batelada e MBBR, mais adaptados e menos sensíveis às concentrações maiores de nitrogênio amoniacal, embora mais custosos (AHMED; LAN, 2012). Já o tratamento de altas cargas deste parâmetro por lodos ativados não é recomendado, mesmo ocorrendo o processo de nitrificação, devido ao processo de inibição tóxica (LOUKIDOU; ZOUBOULIS, 2001; LEMA; MENDEZ; BLAZQUEZ, 1988).

O tratamento por precipitação química tem sido extensivamente empregado em lixiviados de aterros sanitários devido à sua simplicidade, baixo custo do equipamento e de área necessário (AZIZ et al., 2014). Esta técnica pode ser aplicada como um pré-tratamento em lixiviados que requerem remoção de nitrogênio amoniacal, além de também ser eficiente na remoção de compostos não biodegradáveis e metais (ZHANG; DING; REN, 2009; CHEN et al., 2018).

Para os casos em que o tratamento biológico seja ineficiente devido à presença de matéria recalcitrante ou poluentes e solutos tóxicos, o método de oxidação química pode ser empregado como pré-tratamento (MOHAJERI et al., 2010; MARCO; ESPLUGAS; SAUM, 1997; WISZNIOWSKI et al., 2006). Esta técnica pode ser empregada para melhorar a biodegradabilidade através da mineralização da matéria recalcitrante de um efluente e reduzir sua DQO, mas é improvável que forneçam um tratamento completo, sendo necessário uma etapa posterior de tratamento biológico (DE OLIVEIRA et al., 2019).

Ainda assim, esta é uma alternativa de tratamento custosa e considerada ineficiente para a remoção de nitrogênio amoniacal, recomendada para efluentes com baixa concentração de amônia (AZIZ et al., 2014).

Para a remoção de elementos traços e impurezas, ânions, como cloretos, e cátions, como sódio e cálcio, visando atingir altos níveis de eficiência, uma etapa de tratamento via Troca Iônica pode ser proposta (AZIZ et al., 2014). É recomendado, contudo, que o lixiviado passe primeiro por um processo de pré-tratamento para a remoção de sólidos suspensos (ABBAS et al., 2009).

Por ser uma técnica amplamente aceita, relativamente simples, de baixo custo e baixa demanda de área, uma etapa de tratamento via coagulação-floculação pode ser empregada para o caso em que o lixiviado apresentar matéria orgânica recalcitrante, sendo mais eficiente para baixa relação DBO/DQO e concentrações de DBO entre 300-

500 mgO₂.L⁻¹ (AMOKRANE; COMEL; VERON, 1997; SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2004; KAMMARUDIN et al., 2016).

Este mesmo processo também pode ser empregado para a remoção de materiais presentes na forma de orgânicos suspensos e coloidal, bem como de compostos dissolvidos ou que não podem ser removidos via processos físicos convencionais (SMAOUI et al., 2018; DE OLIVEIRA ET AL., 2019). Além disso, com esta técnica de tratamento também é possível a remoção de parte da DQO, cor e turbidez, podendo ser empregada como pré-tratamento da Osmose Reversa ou como polimento para remoção de matéria orgânica não biodegradável (BODZEK; SURMACZ-GÔRSKA; HUNG, 2004; ABBAS et al., 2009).

Microfiltração é uma técnica de tratamento por membrana utilizada na separação de partículas suspensas e coloidais e geralmente é empregada como pré-tratamento para os outros tipos de membrana (ultrafiltração, nanofiltração, osmose reversa) ou em combinação com outros tipos de tratamento físico-químicos, mas não pode ser utilizada de maneira isolada (AZIZ et al., 2014). Já na ultrafiltração, são removidas moléculas em suspensão e solutos de maior peso molecular que costumam entupir as membranas utilizadas na osmose reversa. Através da ultrafiltração também é removido DQO e geralmente podem ser utilizadas em conjunto com biorreatores (ABBAS et al., 2009).

Com propriedades entre a Ultrafiltração e Osmose Reversa, a Nanofiltração pode ser utilizada para a remoção de compostos orgânicos recalcitrantes e metais dos lixiviados (ABBAS et al., 2009). Adicionalmente, durante a nanofiltração também ocorre a remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, sais de sulfato e íons (LINDE; JÖNSSON; WIMMERSTEDT, 1995).

A Osmose Reversa é uma técnica relativamente nova que pode ser aplicada como uma última etapa de polimento para o tratamento dos lixiviados (AZIZ et al., 2014). Este é o tipo de separação mais eficiente conhecido, podendo remover componentes não degradáveis do lixiviado, como cloretos, sais, DQO residual e metais, obtendo-se um permeado de alta qualidade (SEPA, 2004).

O processo de Osmose Reversa precedido de tratamento biológico tem se provado bem sucedido para o emprego nos lixiviados de aterro sanitário (LINDE; JÖNSSON; WIMMERSTEDT, 1995; AHN et al., 2002; AHMED; LAN, 2012). No entanto, este tipo de tratamento não pode ser aplicado diretamente sobre o lixiviado sem antes ser submetido a um pré-tratamento, seja ele por membranas (MF, UF, NF), físico-químico ou biológico (WISZNIOWSKI et al., 2006). Do ponto de vista deste pré-tratamento, reatores em biomembrana (MBR) apresentaram-se como uma excelente

alternativa antes de serem submetidos ao processo de osmose reversa (TALALAJ; BIEDKA; BARTKOWSKA, 2019). Outro pré-tratamento adequado que pode ser empregado trata-se da coagulação-floculação, evitando-se assim o entupimento das membranas e consequente encarecimento do processo (BODZEK; SURMACZ-GÔRSKA; HUNG, 2006).

3.2. Lógica Fuzzy e Sistema de Inferência Fuzzy

A implementação de um controlador fuzzy depende do uso de programas computacionais. No caso do presente artigo, utilizou-se a ferramenta FuzzyLogic Toolbox do software Matlab®14n, (MathWorks, Inc. Copyright 1994-2017) licenciado para o uso na Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE/UNESP, Campus de Tupã - SP.

Um sistema baseado em Lógica Fuzzy (LF) consiste de quatro elementos básicos, sendo eles: o fuzzificador das variáveis de entrada, a base de regras fuzzy, o motor de inferência e o defuzzificador (MENDEL; MOUZOURIS, 1997).

O controlador construído no presente trabalho foi elaborado com base no trabalho de Mamdani (1973), no qual cada regra é uma proposição condicional baseada em termos linguísticos nos quais diferentes relações de variáveis $U \times V \times W$ podem ser derivadas (ANDRADE; PRUDÊNCIO; JACQUES, 2008).

O controlador Mamdani opera de acordo com um sistema preestabelecido de base de regras do tipo SE-ENTÃO a partir do qual o motor de inferência pode emular o conhecimento tácito de um especialista humano. Isso ocorre ao se correlacionar os conjuntos de valores das variáveis de entrada com a base de regras e, então, com os conjuntos de valores das variáveis de saída, de modo a apresentar, ao final da operação, um valor numérico real que pode ser associado à tomada de decisão proposta pelo modelo.

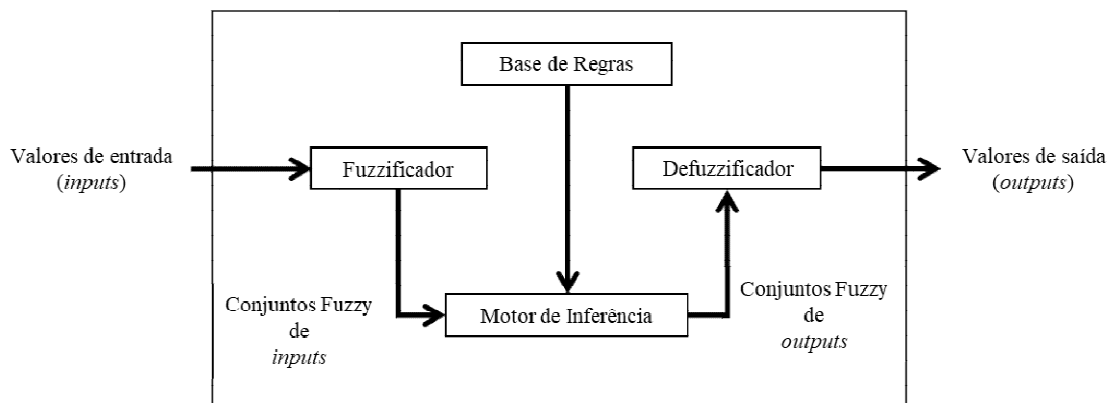
Camastra et al. (2015) apresentam, de maneira sucinta, o modo como um controlador Mamdani pode ser resumidamente descrito para duas variáveis genéricas de acordo com o seguinte exemplo:

Premissa 1: SE x é A ENTÃO y é B

Premissa 2: x é A'

Conclusão: y é B' , onde A , A' , B e B' são Conjuntos Fuzzy

Figura 2 - Modelo esquemático de um sistema em Lógica Fuzzy.



Fonte: adaptado pelo autor a partir de (AHADI et al., 2017).

O primeiro passo para desenhar um modelo utilizando-se LF é a definição de uma base de dados sobre a qual possam ser definidas funções de pertinência para cada variável de entrada (*input*) e de saída (*output*). Na fase de fuzzificação, as variáveis de *input* e *output* são definidas e mapeadas de acordo com variáveis linguísticas (ABDALLAH et al., 2011).

Na etapa de fuzzificação, as variáveis numéricas são transformadas em termos linguísticos baseados nas funções de pertinência estabelecidas no sistema de inferência (SARI et al., 2013).

No caso dos modelos em LF, o grau de pertinência de um determinado valor é definido pela função de pertinência μ_A , que é representada por um número real entre $[0, 1]$. Quanto mais próximo das extremidades deste intervalo, maior a pertinência do indicador pertencer ou não a um determinado conjunto. Deste modo, quanto mais um indicador se afasta de uma função de pertinência, mais se aproxima de outra, o que é benéfico para a modelação de problemas envolvendo aterros sanitários, em especial a idade dos lixiviado. Esta variação não linear de resposta considerada uma das maiores vantagens dos sistemas modelados a partir de LF (ABDALLAH et al., 2011).

Para o método de defuzzificação, optou-se por empregar o método do Centróide por ser a técnica mais comumente utilizada (CREMASCO, 2008).

4. Resultados e Discussões

4.1. Construção Teórica do Modelo

Ao se definir os *inputs* do modelo foram considerados os parâmetros físico-químicos do lixiviado, chamados parâmetros representativos, bem como os operacionais, sendo estes a disponibilidade de área necessária para a instalação do sistema e o seu custo, representado pela capacidade de investimento.

Ao definir os parâmetros representativos, foram definidos como *inputs* parâmetros quantitativos, ou seja, aqueles que podem ser definidos por ensaios de laboratório. Para alimentar o sistema fuzzy com estes dados, é necessário definir as faixas de valores de enquadramento dos parâmetros, de modo a saber o tratamento adequado.

Para que seja possível determinar os tipos de tratamentos a serem considerados no modelo construído, foi necessário realizar uma extensa pesquisa bibliográfica para adaptar as possibilidades existentes ao estado da arte em matéria de tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Como a literatura já é extensamente rica em termos de explicação e detalhamento de cada tipo de tratamento e suas peculiaridades, bem como para não perder o foco da proposta, optou-se por não entrar no mérito de descrever o funcionamento de cada um dos tratamentos selecionados, mas sim apenas a justificativa de escolha dentro do modelo, conforme apresentado no item anterior.

No Quadro 2 estão relacionados todos os parâmetros e suas respectivas variações a serem utilizados pelos método de recomendação de tratamento de lixiviados de aterro sanitários neste trabalho.

Embora a categorização dos parâmetros em termos linguísticos como "alto" e "baixo" possa parecer subjetiva, é necessário resgatar que esta subjetividade é justamente uma das justificativas de se empregar um modelo baseado em LF, visto que a quantidade de variações possíveis nos parâmetros de projeto torna muito difícil categorizá-los em termos numéricos. Ainda neste tópico, cabe ponderar que o modelo proposto tem como objetivo integrar uma pré-análise de configuração possível ao tratamento do lixiviado, com vista a reduzir o tempo de projeto e aumentar a eficiência do fluxo de trabalho. É importante esclarecer que a escolha final da configuração de tratamento somente pode ser definida após testes em escala piloto para garantir a proteção adequada ao efluente de acordo com a legislação em vigor para o seu lançamento.

Após considerar todos os parâmetros operacionais e representativos a serem utilizados na elaboração do modelo, iniciou-se o processo de como relacionar e combinar os mesmos entre si, o que permitiu a decisão de um tratamento adequado para cada um dos casos encontrados. Deste modo, optou-se por dividir os tipos de tratamento

possíveis em Físico-Químico, Biológico, Co-tratamento com esgoto sanitário, conforme recomendado por (LIPPI et al., 2018), e combiná-los entre todos os parâmetros, conforme demonstra o Quadro 2.

Quadro 2 - Relação entre os parâmetros e suas variáveis.

Relação DBO/DQO ¹	Capacidade de Investimento	Disponibilidade de Área	Presença ou Ausência de:
Baixa	Baixa	Baixa	Nutrientes
Média	Alta	Alta	Sais
Alta			Elementos-Traço

Fonte: elaborado pelo autor.

A combinação entre todos estes parâmetros representativos do lixiviado e os parâmetros operacionais culminou em 48 situações possíveis, das quais, por meio de revisão bibliográfica aplicada a cada um dos casos, foi possível propor 21 tipologias de tratamento diferentes para abranger adequadamente a todos.

No Quadro 3 são apresentadas todas as tipologias de tratamento sugeridas pelo modelo, bem como todas as etapas de cada uma delas. É importante ressaltar que estão elencadas apenas os módulos principais de cada etapa de tratamento, sendo que uma planta real necessita de equipamentos extras para preparar o lixiviado para cada um destes módulos, como clarificadores, tanques de sedimentação, tanques de diluição, misturadores, equalizadores de vazão, caixas para remoção de sólidos grosseiros, dentre outros.

Deste modo, optou-se por empregar a técnica de *Air Stripping* ao modelo quando os parâmetros de custo alto e amônia forem atendidos. Em alguns casos, no entanto, optou-se pelo tratamento biológico como vai principal de remoção de nitrogênio amoniacal.

Uma vez que não há um único procedimento de tratamento para um lixiviado de aterro sanitário, sendo necessária a combinação de processos para propiciar um tratamento adequado (WEBLER; MAHLER; DEZOTTI, 2018), para cada tratamento T_i proposto, está associado um fluxograma de tratamento, conforme demonstrado no Quadro 3.

¹ Relação DBO/DQO refere-se à biodegradabilidade da amostra de lixiviado, ou seja, o quão fácil será para os microorganismos oxidarem a matéria orgânica da amostra, consumindo oxigênio. É um valor entre o intervalo 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de zero, menor a biodegradabilidade e vice-versa.

De acordo com a presença ou ausência dos parâmetros representativos (nutrientes, elementos-traço e sais) nas amostras laboratoriais de lixiviados foram elaborados quatro modelos em LF específicos, de modo a abranger todas as seis combinações possíveis de situações, conforme demonstrado no Quadro 4. Em cada um destes quatro modelos são incluídos apenas os tratamentos T_i considerados adequados à situação delimitada, conforme previamente estabelecido por revisão bibliográfica.

A presença do elementos-alvo deve ser considerada no modelo quando o valor máximo determinado pela legislação de pelo menos um dos elementos descritos na Tabela 2 for atingido ou superado. A exceção é o parâmetro Nitrogênio, cujo limite considerado para inclusão é de 1.000 mg/L, já que valores superiores a estes podem ter efeitos adversos em tratamento biológicos (ADHIKARI; KHANAL, 2015; SMAOUI et al., 2018). Este método resulta em uma simples escolha binária de sim ou não, o que facilita a aplicação do modelo do ponto de vista de usuários sem conhecimento da área.

Para fins de se definir os valores orientadores de emissão em águas superficiais e subterrâneas dos parâmetros utilizados no presente trabalho, considerou-se a legislação brasileira aplicável na forma das Resoluções CONAMA nº 357/2005 e CONAMA nº 396/2008 e suas respectivas alterações, bem como a Decisão de Diretora CETESB DD 256/2016/E, específica para o Estado de São Paulo.

Cada uma das variáveis utilizadas em um modelo Fuzzy é expressa em termos linguísticos, chamados de Conjuntos Fuzzy, nos quais para cada variável de entrada é definido um intervalo de valores (limite) dentro do conjunto dos números reais. No caso dos lixiviados de aterro sanitários, podemos atribuir aos valores numéricos dos testes de laboratório dos parâmetros valores linguísticos relacionados à idade do lixiviado, sendo elas "novo", "intermediário" ou "velho", que podem ser então relacionados à Relação DBO/DQO "alta", "média" e "baixa".

A mesma relação pode ser determinada para os parâmetros Capacidade de Investimento e Disponibilidade de Área, avaliadas para fins de modelação como "baixa" e "alta", de modo que os valores de entrada mais próximos à zero sejam associado à pouca área disponível para a instalação dos instrumentos necessários ao tratamento, o que deverá priorizar estações compactas, e também associados à baixa capacidade de investimento, casos em que o modelo deverá sugerir tratamentos menos onerosos, porém com menor eficiência de remoção dos parâmetros alvo estabelecidos ou soluções alternativas, como a disposição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto próximas.

O tipo de função, as variáveis de entrada e os delimitadores utilizados nos quatro modelos construídos, são apresentados na Tabela 2, a partir da qual foi possível construir os gráficos de funções de pertinência, demonstrados na Figura 3.

Quadro 3 - Etapas de tratamento em função de cada tratamento proposto pelos modelos.

Tratamento	Etapas			
T_1	Coagulação/Floculação	<i>Wetland</i> (Fluxo Vertical)	Combinado com ETE	-
T_2	UASB	Combinado com ETE	-	-
T_3	RSB	Combinado com ETE	-	-
T_4	<i>Wetland</i> (Fluxo Vertical)	Combinado com ETE	-	-
T_5	Coagulação/Floculação	Precipitação Química	<i>Wetland</i> (Fluxo Vertical)	Combinado com ETE
T_6	Coagulação/Floculação	RSB	Combinado com ETE	-
T_7	Coagulação/Floculação	UASB	Combinado com ETE	-
T_8	Coagulação/Floculação	<i>Wetland</i> (Fluxo Horizontal)	Combinado com ETE	-
T_9	Lagoa Aerada	Combinado com ETE	-	-
T_{10}	Lagoas Anaeróbica	Combinado com ETE	-	-
T_{11}	Coagulação/Floculação	Precipitação Química	<i>Wetland</i> (Fluxo Horizontal)	Combinado com ETE
T_{12}	Coagulação/Floculação	Lagoa Aerada	<i>Wetlands</i> (Fluxo Horizontal)	Combinado com ETE
T_{13}	Coagulação/Floculação	Lagoa Anaeróbica	Combinado com ETE	-
T_{14}	RBC / Filtro Biológico	Osmose Reversa	-	-
T_{15}	POA	Filtro Biológico	Osmose Reversa	-
T_{16}	POA	RBC / Filtro Biológico	Troca Iônica	Osmose Reversa
T_{17}	MF	UF	NF	Osmose Reversa
T_{18}	MBBR	Osmose Reversa	-	-
T_{19}	<i>Air Stripping</i>	MBBR	Osmose Reversa	-
T_{20}	POA	MBBR	Osmose Reversa	-
T_{21}	<i>Air Stripping</i>	Precipitação Química	MBBR	Osmose Reversa

Fonte: elaborado pelo autor.

Conforme demonstrado em item anterior, a opção por cada um dos quatro modelos é definida a partir da combinação entre a presença ou ausência dos parâmetros representativos alvo (Sais, Nutrientes e Elementos-Traço) nas amostras de lixiviado.

Uma vez definido qual dos modelos utilizar, o usuário deverá inserir os valores das variáveis de entrada (X_i) que serão utilizadas nos processos de fuzzificação e

defuzzificação, com base no conjunto de regras, para determinar as relações entre as variáveis de entrada e os conjuntos de saída.

Quadro 4 - Relação entre os Modelos Aplicáveis e Tratamentos Associados, conforme presença ou ausência dos parâmetros representativos.

Elementos-Alvo	Presença	Modelo Aplicável	Tratamentos Associados		
Nutrientes	Não	Aplicar Modelo 1	T_1	T_2	T_3
Sais	Não		T_8	T_9	T_{10}
Elementos-Traço	Não		T_{14}	T_{18}	
Nutrientes	Sim	Aplicar Modelo 2	T_3	T_4	T_9
Sais	Não		T_{15}	T_{17}	T_{19}
Elementos-Traço	Não				
Nutrientes	Não	Aplicar Modelo 3	T_5	T_6	T_7
Sais	Sim		T_{11}	T_{12}	T_{13}
Elementos-Traço	Sim		T_{16}	T_{17}	T_{20}
Nutrientes	Não	Aplicar Modelo 3	T_5	T_6	T_7
Sais	Não		T_{11}	T_{12}	T_{13}
Elementos-Traço	Sim		T_{16}	T_{17}	T_{20}
Nutrientes	Não	Aplicar Modelo 3	T_5	T_6	T_7
Sais	Sim		T_{11}	T_{12}	T_{13}
Elementos-Traço	Não		T_{16}	T_{17}	T_{20}
Nutrientes	Sim	Aplicar Modelo 4	T_5	T_6	T_{11}
Sais	Sim		T_{12}	T_{13}	T_{17}
Elementos-Traço	Sim		T_{21}		

Fonte: elaborado pelo autor.

Na Figura 4 é demonstrado a representação do Modelo 1 elaborado e seus respectivos *inputs* e *outputs*, de modo que é equivalente para os demais modelos.

Uma vez que as variáveis de *input* e *output* e as funções de pertinências correspondentes são definidas, então um sistema de regras SE x ENTÃO y é elaborado para que ocorra a inferência fuzzy, que produzirá o *output*. O *output* é então defuzzificado durante a fase de defuzzificação para produzir um número inteiro não negativo que, por final, irá realizar a predição que necessitamos para definir o tipo de tratamento indicado para o lixiviado de aterro sanitário, conforme os parâmetros inseridos. Quanto maior o índice $i = [1,5]$ em N_i , obtido no sistema baseado em regras fuzzy, maior o grau de possibilidade do tratamento sugerido ser adequado à situação apresentada pelo usuário.

Os conjuntos fuzzy e respectivas funções de pertinência das variável de saída são definidas na Tabela 3 e apresentados na Figura 5. As funções triangulares visualizadas na Figura 5 foram adotadas por terem sido adotados intervalos regulares de três valores numéricos, cuja maior pertinência é o valor central.

Desta forma, foi possível propor uma forma de relacionar o valor da *Nota* de cada regra à um dos conjuntos fuzzy de saída N_i , $i=1,...,5$. Esta associação de cada regra à um conjunto fuzzy de saída foi feita conforme demonstra o Quadro 5.

Tabela 1 - Valores regulamentados adotados como limites para inclusão dos parâmetros representativos em seus respectivos modelos.

Elementos-Alvo	Parâmetros	Limite (mg.L ⁻¹)
Sais	Sódio	200
	Cloreto	250
	Sulfato	250
Nutrientes	Nitrogênio (NTK)	1.000
Elementos-Traço	Pb	0,01
	Hg	0,0001
	Cd	0,005
	As	0,01
	Cr	0,05
	Mn	0,1
	Cu	0,009

Fonte: elaborado pelo autor a partir de Resolução CONAMA n 357/2005, Resolução CONAMA n° 396/2008, Decisão de Diretoria CETESB DD n° 256/2016/E e (ADHIKARI; KHANAL, 2015; SMAOUI et al., 2018).

Tabela 2 - Definição de funções de pertinência do tipo trapezoidal das variáveis de entrada.

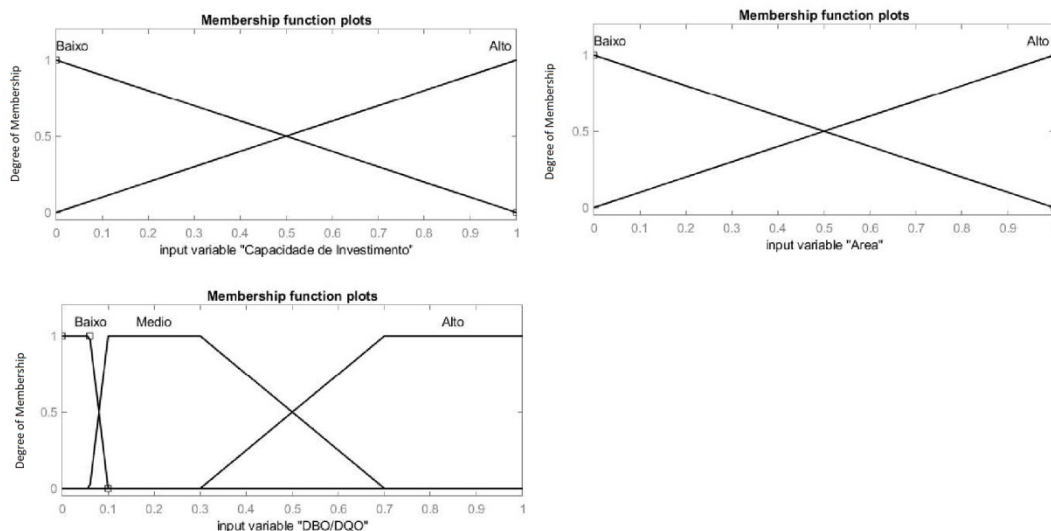
Tipo	Variável de Entrada	Tipo de Variável	Limites	Conjuntos Fuzzy	Delimitadores das funções de pertinência
X_1	Capacidade de Investimento	contínua	[0 1]	Baixa (B) Alta (A)	$[-1 \ 0 \ 1]$ $[0 \ 1 \ 2]$
X_2	Disponibilidade de Área	contínua	[0 1]	Baixa (B) Alta (A)	$[-1 \ 0 \ 1]$ $[0 \ 1 \ 2]$
X_3	Relação DBO/DQO	contínua	[0 1]	Baixa (B) Média (M) Alta (A)	$[-0.04 \ 0 \ 0.06 \ 0.1]$ $[0.06 \ 0.1 \ 0.3 \ 0.7]$ $[0.3 \ 0.7 \ 1 \ 1.4]$

Fonte: elaborado pelo autor.

Um parâmetro pode ser considerado restritivo quando este apresenta-se como um impedimento à escolha do tratamento (i.e. o parâmetro área torna-se restritivo quando o usuário especificamente indica que possui baixa disponibilidade de área ou capacidade de investimento, visto que não poderá optar pelos tratamento em que estes parâmetros é "alto"). Análogamente, um parâmetro é não restritivo quando o usuário indicar que possui alta disponibilidade de área e alta capacidade de investimento, de

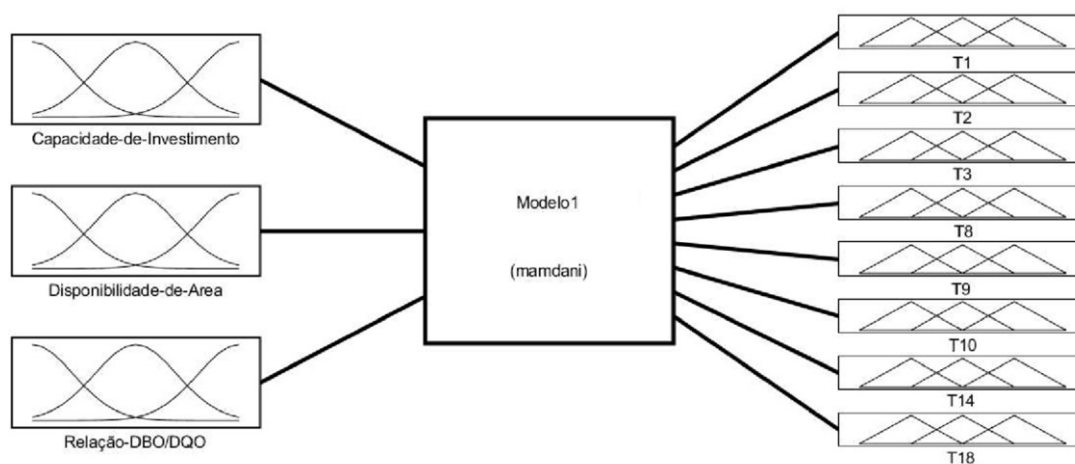
modo que opções consideradas "baixas" deste parâmetros ainda podem ser utilizadas, porém não são as opções mais adequadas.

Figura 3 - Funções de pertinência das variáveis de entrada do modelo.



Fonte: *printscreen* do software Matlab®.

Figura 4 - Sistema em Lógica Fuzzy dos 4 Modelos de recomendação de tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

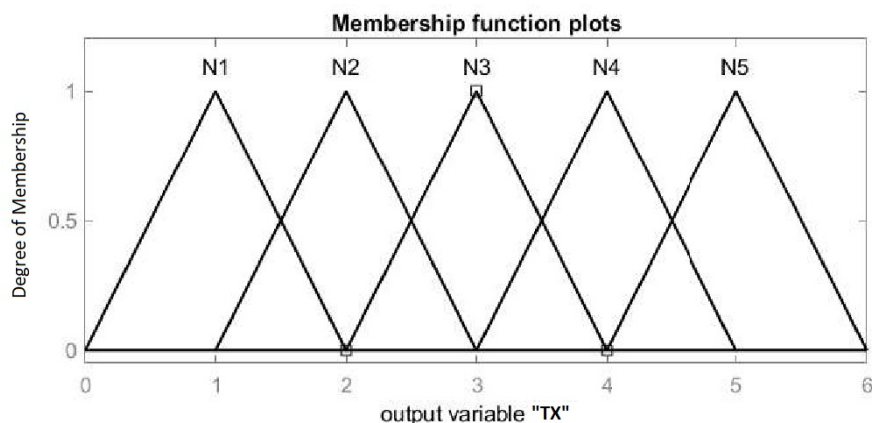


Fonte: *printscreen* do software Matlab®.

Tabela 3 - Funções de pertinência das variáveis de saída.

Conjuntos Fuzzy	Delimitadores das funções de pertinência
N_1	[0 1 2]
N_2	[1 2 3]
N_3	[2 3 4]
N_4	[3 4 5]
N_5	[4 5 6]

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 5 - Funções de pertinência das variáveis de saída do modelo

Fonte: *printscreen* do *software* Matlab®.

Quadro 5 - Interpretação dos conjuntos de saída.

Conjunto	Intervalo	Interpretação
N_1	0 a 2	Não recomendado de forma alguma pois um ou mais dos parâmetros apresentam-se restritivos.
N_2	1 a 3	Não recomendado, pois algum dos parâmetros referentes à relação DBO/DQO, Disponibilidade de Área ou Capacidade de Investimento apresentam-se restritivos.
N_3	2 a 4	Pode ser recomendado, já que nenhum parâmetro é restritivo, mas pode existir alternativa melhor em termos de custo E disponibilidade de área
N_4	3 a 5	Pode ser recomendado, já que nenhum parâmetro é restritivo, mas pode existir alternativa melhor em termos de custo OU disponibilidade de área
N_5	4 a 6	É o tratamento mais recomendado para esta situação tanto em termos de disponibilidade de área, capacidade de investimento e faixa de biodegradabilidade.

Fonte: elaborado pelo autor.

4.2. Discussão Teórica: Análise das Saídas

Uma vez finalizados os quatro modelos, foram gerados os gráficos tridimensionais de superfície que demonstram as combinações possíveis dentro dos parâmetros estabelecidos de biodegradabilidade, nos termos de Relação DBO/DQO, Disponibilidade de Área e Capacidade de Investimento. Para cada um dos vinte e um tratamentos estabelecidos, optou-se por demonstrar e explicar apenas um dos resultados, representado na Figura 6, uma vez que para todos os demais a análise é análoga.

Por fim, vale lembrar que os diferentes modelos apenas determinam os diferentes tratamentos T_i a serem utilizados, sem alterar a configuração da superfície dos mesmos caso estes se encontrem em dois ou mais modelos diferentes, visto que os

gráficos de superfícies são gerados exclusivamente a partir da combinação entre as três variáveis de entrada (X_1, X_2 e X_3).

O tratamento T_{11} é composto por um pré-tratamento por Coagulação/Floculação, seguido por uma etapa de Precipitação Química para a remoção de Elementos-Traço, uma wetland de fluxo horizontal e, por fim, polimento junto à ETE previamente ao lançamento final em corpos d'água.

Este tratamento é presente tanto no Modelo 3 e quanto no Modelo 4, de modo que a quantidade de módulos presentes para o tratamento é justificado pela presença de todos os parâmetros representativos, exceto nutrientes para o caso do Modelo 3.

As Superfícies 1, 2 e 3 são dispostas de modo que no plano cartesiano (x, y) estejam as variáveis de entrada (X_1, X_2, X_3), representadas dois a dois. Assim, são necessárias três superfícies para representar todas as possíveis combinações entre as variáveis de entrada (X_1, X_2), (X_1, X_3) e (X_2, X_3). No eixo z das superfícies está representada a nota de cada tratamento T_i em relação à combinação das variáveis de entrada no plano cartesiano, que pode ser um valor entre zero e cinco, sendo valores mais próximos a cinco mais recomendados do que valores próximos a zero.

Esta nota está diretamente ligada à base de regras determinada previamente para cada modelo elaborado. Assim, observa-se que quanto mais recomendado o tratamento, ou seja, quanto maior a nota, mais próxima da cor amarela encontra-se a superfície e, inversamente, quanto menos recomendado mais próximo da cor azul.

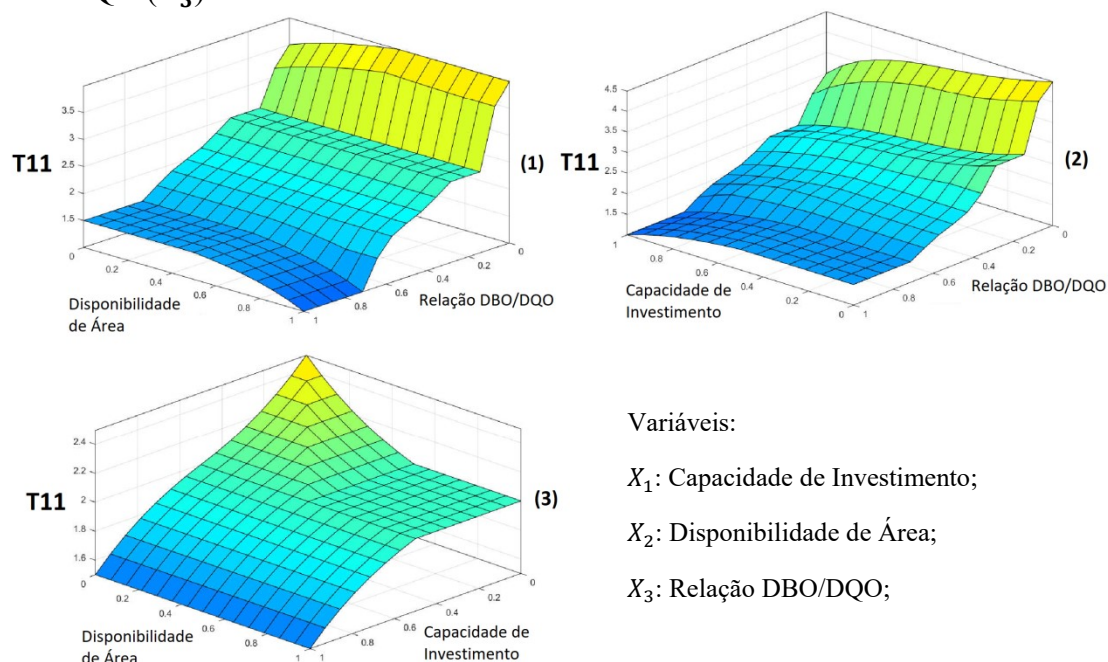
Na Superfície (1) é possível verificar que quanto mais próximo do valor um as variáveis (X_2, X_3) se encontram simultaneamente, menor o respectivo valor no eixo z , indicando a menor nota possível ao tratamento T_{11} . Simplificadamente, isso quer dizer que quanto maior a área disponível e mais biodegradável for o lixiviado, menos este tratamento é recomendado. Se fixarmos o valor da variável X_2 , ao passo que a biodegradabilidade do lixiviado diminui, o tratamento T_{11} passa a ser progressivamente mais recomendado. Fixando-se X_3 , no entanto, observa-se que a variação de X_2 não é relevante o suficiente para alterar de maneira significativa a nota do tratamento.

Esta nota está diretamente ligada à base de regras determinada previamente para cada modelo elaborado. Assim, observa-se que quanto mais recomendado o tratamento, ou seja, quanto maior a nota, mais próxima da cor amarela encontra-se a superfície e, inversamente, quanto menos recomendado mais próximo da cor azul.

Na Superfície (1) é possível verificar que quanto mais próximo do valor um as variáveis (X_2, X_3) se encontram simultaneamente, menor o respectivo valor no eixo z , indicando a menor nota possível ao tratamento T_{11} . Simplificadamente, isso quer dizer

que quanto maior a área disponível e mais biodegradável for o lixiviado, menos este tratamento é recomendado. Se fixarmos o valor da variável X_2 , ao passo que a biodegradabilidade do lixiviado diminui, o tratamento T_{11} passa a ser progressivamente mais recomendado. Fixando-se X_3 , no entanto, observa-se que a variação de X_2 não é relevante o suficiente para alterar de maneira significativa a nota do tratamento.

Figura 6 - Superfícies referentes à Saída T_{11} dos Modelos 3 e 4, relacionando as variáveis Capacidade de Investimento (X_1), Disponibilidade de Área (X_2) e Relação DBO/DQO (X_3).



Fonte: elaborado pelo autor.

Como pode ser verificado na Superfície (3), T_{11} é uma solução de relativo baixo custo e baixa utilização da área no contexto dos Modelos 3 e 4, em comparação aos outros tratamentos pertencentes aos mesmos modelos, já que os maiores valores do eixo z ocorrem para os menores valores das variáveis X_2 e X_3 . Deste modo, a análise das Superfícies (1) e (2) nos permite verificar que T_{11} é recomendável apenas nos casos de baixa biodegradabilidade, baixa capacidade de investimento e baixa disponibilidade de área.

5. Conclusões

A escolha de soluções adequadas para o tratamento do lixiviado produzido em aterros sanitários é de particular importância do ponto de vista da proteção ambiental e

também do manejo responsável dos recursos públicos. Neste contexto, o presente estudo visou aliar ambos os pontos de vista a fim de se elaborar uma metodologia fundamentada em revisão bibliográfica e nos modelos em Lógica Fuzzy para realizar a recomendação dos tratamentos mais adequados para diferentes cenários com base em parâmetros já bem estabelecidos em literatura, dos quais são relevantes tanto a caracterização físico-química do lixiviado quanto os parâmetros operacionais da planta, como o custo e o espaço necessário para a instalação dos equipamentos.

Do ponto de vista do modelo desenvolvido, o parâmetro referente à biodegradabilidade apresentou-se como o mais significativo e preciso dentre todos os parâmetros de entrada considerados, de modo que os demais, referentes à capacidade de investimento e disponibilidade de área, apenas tornaram-se relevantes nas extremidades de seus intervalos, ou seja, próximos dos valores zero ou de um.

Para contornar esta questão e incrementar a confiabilidade do modelo, sugere-se para trabalhos futuros a criação de metodologias que melhor descrevam as funções de pertinência das variáveis capacidade de investimento e disponibilidade de área, visto que no presente trabalho estas foram simplificadas para beneficiar a viabilidade do modelo construído. Um exemplo provável seria adaptar estes parâmetros à vazão do lixiviado produzido no aterro, pois certamente impactará o dimensionamento da planta de tratamento e consequentemente seu custo.

Por fim, conclui-se que os instrumentos de decisão construídos a partir de controladores fuzzy se apresentam como ferramentas poderosas em benefício da área de saneamento ambiental, podendo ser aplicados de maneira inovadora para auxiliar sobremaneira os processos de tomada de decisão por parte dos gestores públicos e até mesmo por profissionais da área que buscam otimizar seus fluxogramas de trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6 n. 4, p. 672-684, 2009. Disponível em: <<https://thescipub.com/pdf/10.3844/ajassp.2009.672.684>>. Acesso em: 07 Ago 2019.
- ABDALLAH, M.; PETRIU, E.; KENNEDY, K.; NARBAITZ, R.; WARITH, M. Application of Fuzzy Logic in Modern Landfills. In: 2011 IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTATIONAL INTELLIGENCE FOR MEASUREMENT SYSTEMS AND APPLICATIONS (CIMSAP) PROCEEDINGS, Ottawa, Canada, 2011, pp. 1-6. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/6059929>>. Acesso em: 10 Ago 2019.
- ADHIKARI, B.; KHANAL, S. N. Qualitative Study of Landfill Leachate from Different Ages of Landfill Sites of Various Countries Including Nepal. **IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)**, v. 9. p. 23-36. 2015.

Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/271511804_Qualitative_Study_of_Landfill_Leachate_from_Different_Ages_of_Landfill_Sites_of_Various_Countries_Including_Nepal/citation/download>. Acesso em 07 Ago 2019.

AHADI, F. S.; DESAI, M. R.; LEI, C.; LI, Y.; JIA, R. Feature-Based Classification and Diagnosis of Breast Cancer Using Fuzzy Inference System. In: PROCEEDINGS OF THE 2017 IEEE INTERNATIONAL CONFERENCE ON INFORMATION AND AUTOMATION (ICIA), Macau, China, 2017. pp. 517-522. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/8078962>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review, **Desalination**, v. 287, p. 41-54, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411010320>>. Acesso em 10 Ago 2019.

AHN, W-Y.; KANG, M-S.; YIM, S-K.; CHOI, K-H. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process, **Desalination**, v. 149, n. 1-3, p. 109-114, 2002, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916402007403>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, **Water Research**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135497001474>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

ANDRADE, M.; JACQUES, M. A. P. Estudo comparativo de controladores de Mamdani e Sugeno para controle de tráfego em interseções isoladas. **Transportes**, v. 16, n. 2, p. 24-31, 2008. Disponível em: <<https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/24>>. Acesso em 10 Ago 2019.

AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; BASHIR, M.; MOJIRI, A. Municipal Landfill Leachate Treatment Techniques: An Overview. **Wastewater Engineering: Types, Characteristics and Treatment Technologies**. 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/280126045_Municipal_Landfill_Leachate_Treatment_Techniques_An_Overview>. Acesso em: 07 Ago 2019.

BODZEK, M.; SURMACZ-GÓRSKA, J. HUNG, Y-T. Treatment of Landfill Leachate In: In: WANG, K. W.; HUNG, Y-T.; LO, H. H.; YAPIJAKIS, C. **Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment**. 2º Ed. Nova Iorque. Marcel Dekker, Inc. 2004. cap. 8, p. 1257-1320.

CAMASTRA, F. et al.; A fuzzy decision system for genetically modified plant environmental risk assessment using Mamdani inference, **Expert Systems with Applications**, v. 42, n. 3, p. 1710-1716, 2015. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957417414005946>>. Acesso em 12 Dez 2019.

CHEN, Q.; YAO, Y.; LI, X.; LU, J.; ZHOU, J.; HUANG, Z. Comparison of heavy metal removals from aqueous solutions by chemical precipitation and characteristics of precipitates, **Journal of Water Process Engineering**, v. 26, p. 289-300, 2018, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714418303465>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

COLOMBO, A.; MÓDENES A. N.; TRIGUEROS, D. E. G.; da COSTA, S. I. G.; BORBA, F. H.; ESPINOZA-QUINONES, F. R. Treatment of sanitary landfill leachate by the combination of photo-Fenton and biological processes, **Journal of Cleaner Production**, v. 214, p. 145-153, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618340411>>. Acesso em 07 Ago 2019.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview, **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110-116, 2019, <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718312714>>. Acesso em 07 Ago 2019.

CREMASCO, C. P. **Aplicação da Lógica Fuzzy para avaliação do faturamento do consumo de energia elétrica e demanda de uma empresa de avicultura de postura**. 2008. ix, 97 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2008.

DI IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, **Biochemical Engineering Journal**, v. 31, n. 2, p. 118-124, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X06001392>>. Acesso em 10 Ago 2019.

FLECK, E. et al.; Evaluation of the treatability of municipal waste landfill leachate in a SBR and by coagulation-flocculation on a bench scale. **Braz. J. Chem. Eng.**, São Paulo , v. 33, n. 4, p. 851-861, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-66322016000400851&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 25 Ago 2018.

KAMARUDDIN, M. A.; YUSOFF, M. S.; AZIZ, H. A.; HUNG Y. Sustainable Treatment of Landfill Leachate. In: RAGAZZI, M. **Sewage and Landfill Leachate Assessment and Remediation of Environmental Hazards**. Canada. Apple Academic Press, Inc. 2016. cap. 1. p. 26-53.

KAMARUDDIN, M. A. et al. **An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives**. **EnvironSciPollut Res.**, v. 24, n. 35. p. 26988–27020. 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-0303-9>>. Acesso em: 23 Nov 2018.

KJELDSEN P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380290813462>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1–3, p. 80-100, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438940500467X>>. Acesso em 10 Ago 2019.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review, **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 40, n. 3-4, p. 223-250, 1998. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00163730>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

LINDE, K.; JÖNSSON, A.; WIMMERSTEDT, R. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis, **Desalination**, v. 101, n. 1, p. 21-30, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/001191649500004L>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

LIPPI M.; ROMARIZ M. B.; LEY G.; MENDEZ G. P. Z.; CARDOSO JUNIOR R. A. F. State of art of landfill leachate treatment: literature review and critical evaluation. **Ciência e natureza**, v. 40, 2018. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/35239>>. Acesso em 07 Ago 2019.

LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment, **Environmental Pollution**, v. 111, n. 2, p. 273-281, 2001. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749100000695>>. Acesso em 11 Ago 2019.

MARCO, A. ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment, **Water Science and Technology**, v. 35, n. 4, p. 321-327, 1997, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397000413>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS JUNIOR, A. B. de; COSTA, R. H. R. da. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522010000400013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 Ago. 2019.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates, **Chemosphere**, v. 46, n. 6, p. 851-858, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653501001503>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MAMDANI, E. H. Application of fuzzy algorithms for control of simple dynamic plant, In: **Proceedings of the Institution of Electrical Engineers**, v. 121, n. 12, p. 1585-1588, 1974. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/5250910>>. Acesso em 10 Ago 2019.

MEHER, S. K.; BEHERA, S.K.; RENE, E.R.; PARK, H-S. Comparative analysis on the application of neuro-fuzzy models for complex engineered systems: Case study from a landfill and a boiler. **Expert Systems**, v. 34. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/exsy.12215>>. Acesso em 10 Ago 2019.

MENDEL, J. M.; MOUZOURIS, G. C. Designing fuzzy logic systems, In: **IEEE Transactions on Circuits and Systems II: Analog and Digital Signal Processing**, v. 44, n. 11, pp. 885-895, 1997. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/644042>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

MOHAJERI, S.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZAHED, M. A.; ADLAN, N. Statistical optimization of process parameters for landfill leachate treatment using electro-Fenton technique, **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, n. 1-3, p. 749-758, 2010, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409018998>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MOHAMMADI, A.; KHADIR, A.; TEHRANI, R. M. A. Optimization of nitrogen removal from an anaerobic digester effluent by electrocoagulation process, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, 2019, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343719303185>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHYAY, S.; HASHIM, M. A.; SENGUPTA, B. Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 45. 472-590. 2015. Disponível em: <https://pure.qub.ac.uk/portal/files/11665045/Contemporary_environmental_issues_of_landfill_leachate_assessment_and_remedies.pdf>. Acesso em: 07 Ago 2019.

de OLIVEIRA, M. S.; da SILVA, L. F.; BARBOSA, A. D.; ROMUALDO, L. L.; SADOYAMA, G.; ANDRADE, L. S. Landfill Leachate Treatment by Combining Coagulation and Advanced Electrochemical Oxidation Techniques. **ChemElectroChem**, v. 6. 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/celec.201801677>>. Acesso em 07 Ago 2019.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity.

Journal of Hazardous Materials, v. 150, n. 3. p. 468-493. 2008. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389407013593>>. Acesso em: 27 Out 2018.

SARI, H.; YETILMEZSOY, K.; ILHAN, F. et al. Fuzzy-logic modeling of Fenton's strong chemical oxidation process treating three types of landfill leachates. **Environ Sci Pollut**, v. 20. 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-012-1370-6>>. Acesso em 10 Ago 2019.

SCHIOPU, A-M.; GAVRILESCU, M. Municipal solid waste landfilling and treatment of resulting liquid effluents. **Environmental Engineering and Management Journal**, 9. 993-1019. 2010. <https://www.researchgate.net/publication/286204517_Municipal_solid_waste_landfilling_and_treatment_of_resulting_liquid_effluents>. Acesso em 07 Ago 2019.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY; ENVIRONMENT & HERITAGE SERVICE (SEPA). Guidance for the Treatment of Landfill Leachate. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Sector Guidance Note IPPC S5.03. Reino Unido. 2007. Disponível em: <<https://www.sepa.org.uk/media/61145/ippc-s503-guidance-for-the-treatment-of-landfill-leachate-part-1.pdf>>. Acesso em: 10 Ago 2019.

SERDAREVIC, A. Landfill Leachate Management—Control and Treatment. In: Hadžikadić M., Avdaković S. (eds) *Advanced Technologies, Systems, and Applications II*. IAT 2017. **Lecture Notes in Networks and Systems**, v. 28. Springer, Cham. 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-71321-2_54>. Acesso em: 07 Ago 2019.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653503010014>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

SMAOUI, Y.; MLAIK, N.; BOUZID, J.; SAYADI, S. et al. Improvement of anaerobic digestion of landfill leachate by using coagulation-flocculation, Fenton's oxidation and air stripping pretreatments **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 37, n.3, p. 1041-1049. 2018. Disponível em: <<https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.12781>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

TALALAJ, I.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. **Environmental Chemistry Letters**, 2019. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-019-00860-6>>. Acesso em: 07 Ago 2019.

VAN HULLE, S. W. H.; VANDEWEYER, H. J. P.; MEESCHAERT, B. D. M.; P. A.; DEJANS, P.; DUMOULIN, A. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams, **Chemical Engineering Journal**, v. 162, n. 1, p. 1-20, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894710004766>> Acesso em: 10 Ago 2019.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; MILKSCH, K.; WEBER, V. J. Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. **Environmental Chemistry Letters**, v 4. p 51-61. 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/226736557_Landfill_Leachate_Treatment_Methods_A_Review>. Acesso em 07 Ago 2019.

WEBLER, A. D.; MAHLER, C. F.; DEZOTTI, M. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, airstripping, ozonização e lodo ativado. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 5, p. 901-911, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000500901>. Acesso em: 07 Ago 2019.

YILMAZ, A.; AYAN K.; ADAK, E. Risk analysis in cancer disease by using fuzzy logic," In: 2011 ANNUAL MEETING OF THE NORTH AMERICAN FUZZY INFORMATION PROCESSING SOCIETY, El Paso, TX, 2011, pp. 1-5. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/5752012>>. Acesso em 10 Ago 2019.

ZADEH, L. A. Fuzzy sets, **Information and Control**, v. 8, n. 3, p. 338-353, 1965. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S00199586590241X>>. Acesso em 10 Ago 2019.

ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation, **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, n. 2-3, p. 911-915, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408017998>>. Acesso em: 11 Ago 2019.

4. Considerações Finais

No presente trabalho, a investigação quali-quantitativa do chorume produzido em um aterro sanitário de médio porte resultou na elaboração de um modelo a partir de conceitos de Lógica Fuzzy que apresenta como resultado recomendações de tipologias de tratamentos que podem ser adotados em diferentes casos.

No Artigo 1, realizou-se a caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário, de modo que foi possível identificar as principais fontes de riscos ambientais, na forma dos parâmetros cloreto e manganês. Com o auxílio de observações *in loco*, análise documental, de projeto e operacional, bem como consulta aos gestores, foi possível determinar as prováveis causas dos valores apresentados pelos parâmetros investigados, bem como possíveis meios de melhorar a gestão e operação no local.

Adicionalmente, também foi possível alertar para a importância de adição de novos tipos de contaminantes de origem farmacêutica dentre os parâmetros analisados, como o etinilestradiol, ainda pouco considerados pelos gestores.

No Artigo 2, foi proposto um modelo de pré-escolha de tipologias de tratamento de lixiviados de aterro sanitário, cujas bases de regra foram elaboradas a partir de revisão bibliográfica sobre o estado da arte em matéria de tratamento deste tipo de resíduo. O modelo foi testado utilizando-se dados reais obtidos a partir da caracterização realizada no Artigo 1, de modo que os resultados apresentados pelo modelo desenvolvido demonstraram-se uma evolução perante a atual prática de tratamento do lixiviado adotada pela gestão pública responsável pelo aterro analisado.

A determinação de tratamento adequado aos lixiviados de aterro sanitários por si só pode ser considerado uma tarefa complexa que demanda extensa análise, porém, uma pré-análise baseada em parâmetros chave e considerações simplificadas pode pré-

selecionar alternativas mais compatíveis aos cenários apresentados, de modo a aliar a proteção ambiental com a disponibilidade operacional e tecnológica do responsável pela gestão dos resíduos.

Para trabalhos futuros, pode-se sugerir o aprofundamento das análises realizados no Artigo 1 para fins de refinamento do modelo elaborado no Artigo 2, bem como investigar outros aterros sanitários de diferentes regiões e de características distintas, também com o objetivo de melhorar e refinar o modelo proposto. Adicionalmente, pode-se analisar e estudar diferentes plantas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário a fim de se incorporar seus parâmetros operacionais ao modelo construído.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 23^aed. Washington, DC, New York: American Public Health Association; 2005.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **Standard test methods for chemical oxygen demand (dichromate oxygen demand) of water**. D1252-95, ASTM Annual Book of Standards. American Soc. Testing & Materials, Philadelphia, Pa. 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo, 2019. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019>> Acesso em: 23 Fev. 2020

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas: Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419: Apresentação de Projetos de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7.181: Solo: Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro, 1984

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 1999.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei 9.605 de 12 de Fevereiro de 1998; e da outras providências. Brasília, DF. 2010.

Celere, M. S., Oliveira, A. da S., Trevilato, T. M, B., & Segura-Muñoz, S. I. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 23 (4):939-947, abr, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo. 396 p. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Norma Técnica L5.102**. Determinação de Alcalinidade em Águas - método da titulação potenciométrica até pH pré-determinado: método de ensaio. São Paulo. 11 p. 1992.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Glossário**. 2017. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/glossario/#1500038602458-730ddd40-ba77>> Acessado em: 29/09/2017

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). 1997. **Aterro Sanitário**. Apostilas Ambientais. 40p.

ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (USP). DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANITÁRIA. **Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltados para a análise de águas e esgotos sanitário e industrial**. 2004.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica – Estudo de caso**. 2011.147 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Energia. Universidade de São Paulo. 2011.

GADOTTI, R. F. 1997. **Avaliação da Contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao “lixão” da cidade de São Carlos**. 150p. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia. Universidade de São Paulo. São Carlos. SP.

LECKIE, J.O.; PACEY, J. G.; HALVADAKIS, C. (1979) Landfill management with moisture control. **Journal of Environmental Engineering Divisi**, ASCE, v. 105, n. EE2, 337-355p.

LEITE, J. C. **Metodologia para Elaboração de Carta de Susceptibilidade à Contaminação e Poluição das Águas Subsuperficiais**. 1995.219 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

LIMA, L. M. Q. 1991. **Tratamento de lixo**. 2ª ed. Revista. Hemus Editora Ltda. 240p.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2000. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Acesso em 27 de Setembro de 2017, Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/default.shtm>>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Cidades**. Tupã. Brasília, 2016.

IPT/CEMPRE - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO /COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. 2000. **Lixo Municipal**: Manual de Gerenciamento Integrado. 2. ed. São Paulo.

MC BEM, E. A.; ROVERS F.A; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design**. New Jersey: Prentice Hall PTR; 1995.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos.** 2007.160p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PASCHOALATO, C. F. P. R. (2000). **Caracterização dos líquidos percolados gerados por disposição de lixo urbano em diferentes sistemas de aterramento.** São Carlos. 97 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PEIXOTO A. L. C. **Ozonização catalítica do chorume proveniente do antigo aterro controlado da cidade de Guaratinguetá-SP utilizando os íons Fe^{2+} , Fe^{3+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} e Cr^{3+} .** 2008.211 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2008.

PIMENTEL JUNIOR, A.C.N. 1998. **Monitoramento integrado em aterro sanitário com codisposição de resíduos sólidos industriais não inertes e inertes: experiência do município de Leimeira-SP.** 78 p. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia. Universidade de São Paulo São Carlos. SP.

REGO, D. R.; NASCIMENTO, F. C.; AVERNA, F. R. J.; IDA, H. **Lixão de Franco da Rocha: Uma reflexão a respeito dos impactos e aspectos ambientais gerados.** Trabalho de Conclusão de Curso, Faculdade de Saúde Pública da USP, 2002.

REICHERT, G.A. 1999. **A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 136 p. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre. RS.

SOARES, R. P. **Caracterização geoquímica dos solos lateríticos da área do sítio de disposição final de resíduos urbanos de Londrina, PR.** 155 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina (UEL), Londrina, PR. 2006.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2008. 371 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

TENORIO, J. A. S.; ESPINOSA, D. C. R. (2004). **Controle Ambiental de Resíduos.** In: Curso de Gestão Ambiental PHILLIPI, A. Jr; ROMÉRIO, M. A.; BRUNA G. C.; Universidade de São Paulo

APÊNDICE

SUPERFÍCIES GERADAS PELOS MODELOS APRESENTADOS NO ARTIGO 2

