



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CAMPUS CRATEÚS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

SIGRID MACHADO BINDÁ

**CARACTERIZAÇÃO DO LODO BRUTO DA ETE-MARATOAN DE CRATEÚS-CE
E TRATAMENTO A PARTIR DA COMPOSTAGEM PARA FERTILIZAÇÃO DE
SOLOS**

CRATEÚS

2022

SIGRID MACHADO BINDÁ

CARACTERIZAÇÃO DO LODO BRUTO DA ETE-MARATOAN DE CRATEÚS-CE E
TRATAMENTO A PARTIR DA COMPOSTAGEM PARA FERTILIZAÇÃO DE SOLOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de bacharela em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof. Dra. Luana Viana Costa e Silva

CRATEÚS

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B498 Bindá, Sigrid Machado.
Caracterização do lodo bruto da ETE-Maratoan de Crateús-CE e tratamento a partir da compostagem para fertilização de solos / Sigrid Machado Bindá. – 2022.
104 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Crateús, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Crateús, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Luana Viana Costa e Silva.

1. Caracterização do Lodo bruto. 2. Compostagem. 3. Agricultura. 4. Lodo de esgoto. 5. Valorização. I. Título.

CDD 628

SIGRID MACHADO BINDÁ

CARACTERIZAÇÃO DO LODO BRUTO DA ETE-MARATOAN DE CRATEÚS-CE E
TRATAMENTO A PARTIR DA COMPOSTAGEM PARA FERTILIZAÇÃO DE SOLOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e
Sanitária da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para a obtenção do título
de bacharela em Engenharia Ambiental e
Sanitária.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dra. Luana Viana Costas e Silva (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a. Dra. Thayres de Sousa Andrade
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Débora Nery de Souza (membro externo)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Universidade Federal do Ceará, que me proporcionou a oportunidade de fazer intercâmbio em Portugal, no Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, trazendo-me uma visão de realidade diferente, ampliando horizontes e novas perspectivas que me encorajaram a escolher o tema deste trabalho.

Ao Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC) e toda sua equipe pela oportunidade de poder realizar meus experimentos, vivência com profissionais excelentes e pelas análises de metais pesados gratuitas. Principalmente Lívia, Débora, Pedro, Pedrinho e João, por proporcionar conhecimentos dentro do laboratório, com paciência e dedicação, auxiliando-me até o final e pela contribuição grandiosa neste trabalho, partilhando experiências e estudos complementares. À toda a equipe do Laboratório de Química (LQA).

À minha orientadora, Professora Dra. Luana Viana Costa e Silva, pelo contato direto com os laboratórios para que as análises pudessem ser feitas, por toda a paciência, parceria e ensinamentos durante a minha jornada acadêmica e pessoal, sempre me instruindo com calma e dedicação, por ser exemplo de ser humano e profissional, extremamente competente e determinada.

À equipe da UFC *campus* Crateús, em especial ao químico Antônio Lima Farias Filho, que me auxiliou nas coletas e análises laboratoriais, sem deixar de fora um dos maiores presentes que a Universidade me trouxe, Antônio Neto Saboia, grande amigo e parceiro de caminhada que contribuiu arduamente na construção deste trabalho, sem ele não seria possível.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece) de Crateús e seus funcionários, pelo apoio na pesquisa, coleta de amostras e contribuição ativa do desenvolvimento do projeto.

A todos que não me deixaram desistir e acreditaram que eu era capaz de finalizar este desafio. Em especial minha amada Ana Isabel, que vivenciou ao meu lado todos os altos e baixos da minha vida acadêmica e nunca deixou de admirar meu trabalho.

“Lembre-se de olhar para as estrelas e não para baixo, para os seus pés.
Tente achar sentido no que você vê e pergunte sobre o que faz o Universo existir.
Sejam curiosos e por mais difícil que a vida possa parecer, existe sempre alguma coisa que
você pode fazer e ser bem sucedido.
É importante não desistir.”

Stephen Hawkins

RESUMO

Os lodos de esgoto correspondem a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente, mas possuem grande potencial compostável, por serem constituídos por diversas comunidades microbianas. A destinação final deste resíduo, em sua maioria, é realizada em aterros sanitários, incineração e agricultura e a sua geração cresce ao passo que a quantidade de áreas degradadas também. Ademais, o Brasil é o maior consumidor de fertilizantes químicos e o país com mais áreas agricultáveis do mundo. A compostagem é uma das soluções para evitar a disposição de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários. Os nutrientes contidos no lodo tornam a utilização do mesmo como adubo orgânico uma alternativa promissora, valorável economicamente. O objetivo desta pesquisa foi verificar a viabilidade da compostagem como alternativa sustentável para a destinação final do lodo gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto da cidade de Crateús, Ceará, Brasil, gerando composto com potencial de aumentar a fertilidade de solos. Para a compostagem, construiu-se duas composteiras, sendo a S1 constituída de 30:70 (lodo:estruturante) e a S2 40:60, com duração de 75 dias de funcionamento. Foi realizada uma coleta antes do início da compostagem, para caracterização físico-química e microbiológica do lodo *in natura*, e uma no fim do processo de tratamento para caracterização dos compostos formados. Após as coletas, foram realizadas as análises dos parâmetros: temperatura, pH, alcalinidade total, condutividade elétrica, Ácidos Graxos Voláteis (AGV), teor de umidade, série de sólidos e nitrogênio, fósforo total, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), sulfetos e sulfatos, além de coliforme total e *Escherichia coli* (*E. coli*) e substâncias inorgânicas (metais pesados e alguns nutrientes). Durante a compostagem foram feitas análises diárias do pH, temperatura, umidade e luminosidade, através do Medidor de pH do solo PHD-3000 digital 4 em 1. Os resultados obtidos indicaram que os compostos finais das composteiras contêm nutrientes, como nitrogênio e fósforo, são capazes de proporcionar a mineralização líquida destes, necessária ao crescimento das plantas, e ciclagem dos nutrientes no solo. A estabilidade dos dois compostos apresentou-se abaixo de 0,70 (SV/ST), bem como a ocorrência de mineralização líquida dos nutrientes, sendo favorável para fins de aplicação agrícola e sendo possível qualificá-los em biossólidos. As concentrações de metais também apresentaram valores abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, permitindo a sua valorização. Todavia, embora tenha havido reduções significativas da concentração inicial de *E. Coli*, esse parâmetro coloca restrição ao uso agrícola em virtude de as concentrações excederem o limite máximo de concentração permitido pela Resolução CONAMA Nº 375/2006. Conclui-se que há necessidade de maior tempo de retenção para se atingir temperatura ideal para completa higienização dos compostos.

Palavras-chave: Compostagem, Lodo de Esgoto, Agricultura, Caracterização de lodo.

ABSTRACT

Sewage sludge corresponds to a potential source of risks to public health and the environment, but they have great compostable potential, because it consists of several microbial communities. The final disposal of this waste, for the most part, is carried out in landfills, incineration and agriculture and its generation grows while the amount of degraded areas also, Brazil is the largest consumer of chemical fertilizers and the country with the most agricultural areas in the world. Composting is one of the solutions to avoid the disposal of biodegradable waste in landfills. The nutrients contained in the sludge make the use of it as organic fertilizer a promising alternative, transforming it into something economically valuable. The objective of this research was to verify the feasibility of composting as a sustainable alternative for the final disposal of sludge generated at sewage treatment plants in the city of Crateús, Ceará, Brazil, generating a compound with the potential to increase soil fertility. For composting, two composters were built, with S1 consisting of 30:70 (soda:structuring) and S2 40:60, with a duration of 75 days of operation. A collection was performed before the beginning of composting, for physicochemical and microbiological characterization of fresh sludge and one at the end of the treatment process for characterization of the compounds formed. After the collections, the parameters were analysed: temperature, pH, total alkalinity, electrical conductivity, volatile fatty acids (GVA), moisture content, solids and nitrogen series, total phosphorus, Chemical Oxygen Demand (WFD), Total Organic Carbon (TOC), sulfides and sulfates, as well as total coliform and *Escherichia coli* (*E. coli*) and inorganic substances (heavy metals and some nutrients). During composting, daily analyses of pH, temperature, humidity and luminosity were performed using the PHD-3000 digital soil pH meter 4 in 1. The results obtained indicate that the final compounds of the compost trees contain nutrients, such as nitrogen and phosphorus, are capable of providing the liquid mineralization of these necessary for plant growth, and cycling of nutrients in the soil. There were significant reductions in the initial concentration of *E. Coli* after treatment, the stability of the two compounds was below 0.70 (SV/ST) being favorable for agricultural application purposes and possible to qualify them in biosolids. The concentrations of metals also presented values below the limits established by Brazilian legislation, allowing their valorization. However, there is only a restriction on the amount of *E. Coli* found because the concentrations exceed the maximum concentration limit allowed by CONAMA Resolution No. 375/2006.

Keywords: Composting, Sewage Sludge, Agriculture, Sludge Characterization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização do município de estudo.....	56
Figura 2 - Fotografia aérea da ETE-MARATOAN.....	57
Figura 3 - Coleta do lodo bruto.....	58
Figura 4 - Lodo coletado.....	59
Figura 5 - Vagens sexas particionadas.....	59
Figura 6 - Layout dos reatores.....	61
Figura 7 - Alimentação dos reatores com material estruturante e lodo bruto.....	62
Figura 8 - Reatores em operação.....	62
Figura 9 - Pontos amostrais de análise diária.....	63
Figura 10- Medições de rotina durante a compostagem.....	63
Figura 11- Passo a passo da análise de Sólidos.....	66
Figura 12- TOC-L e SSM-5000A da Shimadzu.....	67
Figura 13- Procedimento de preparação de amostras para análise de DQO.....	68
Figura 14- kit colilert e incubadora.....	69
Figura 15- Cartelas com resultados.....	69
Figura 16- Digestor e Destilador Kjeldahl.....	71
Figura 17- Espectrofotômetro.....	72
Figura 18- Filtragem e montagem de experimento para determinação das formas de enxofre.....	73
Figura 19- Crescimento de vegetais ao longo do tratamento.....	74

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Análises do potencial de hidrogênio por sensor de solo.....	75
Gráfico 2 – Análise das condições ambientes ao longo a compostagem.....	77
Gráfico 3 – Temperaturas dos sistemas.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites de patógenos presentes no lodo de esgoto para valorização agrícola.....	29
Tabela 2 - Resultados de estudos sobre concentração de microrganismos presentes no lodo de esgoto.....	29
Tabela 3 - Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto (mg/kg, base seca).....	31
Tabela 4 - Parâmetros e metodologias utilizadas para análise físico-química e microbiológica do lodo de esgoto.....	65
Tabela 5 - Redução final do volume nos reatores.....	76
Tabela 6 - Resultados das análises físico-químicas do lodo bruto e composto.....	81
Tabela 7 - Sólidos em percentagem.....	82
Tabela 8 - Análises de metais na amostra <i>in natura</i> e tratada.....	90
Tabela 9 - Análises microbiológicas realizadas.....	91

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Objetivos	19
1.1.1	<i>Objetivo geral</i>	19
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	19
2	ORIGEM DOS LETES	20
3	CARACTERIZAÇÃO DOS LODOS DE ETES (LETES)	25
4	GERENCIAMENTO DOS LETES	30
4.1	Panorama do Gerenciamento de LETES	35
5	COMPOSTAGEM DE LETE	36
5.1	Etapas da Compostagem	38
5.2	Métodos de Compostagem	40
5.3	Parâmetros de monitoramento do processo	41
7	LETES E A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA	45
8	VALORIZAÇÃO DOS LETES	50
8.1	Uso Agronômico	51
8.2	Necessidades nutricionais vegetais	53
9	METODOLOGIA	55
9.1	Local de Estudo	56
9.2	Procedimento de coleta de resíduos e material estruturante	58
9.2.1	Condicionamento do lodo e do material estruturante	60
9.3	Sistemas experimentais	60
9.3.1	<i>Manutenção e monitoramento dos sistemas</i>	65
9.4	Análises laboratoriais	64
9.4.1	<i>Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Fixos (SF), Teor de Umidade (TU) e Carbono Orgânico Total (COT)</i>	65
9.4.2	<i>Demanda Química Orgânica (DQO)</i>	67
9.4.3	<i>Microbiológica</i>	688
9.4.4	<i>Metais</i>	700
9.4.4	<i>Nutrientes</i>	70

9.5	Tratamento de dados.....	73
10	RESULTADOS E DISCUSSÕES	73
10.1	Parâmetros de monitoramento.....	74
10.2	Caracterização do lodo bruto e dos compostos.....	80
11	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

1 INTRODUÇÃO

As últimas décadas de crescimento populacional intenso vem ocasionando também uma elevada demanda por serviços básicos. A falta de investimentos no setor de planejamento urbano, as disparidades sociais, a descontinuidade e a instabilidade das políticas públicas, são algumas das causas da perpetuação do grande déficit de saneamento do Brasil.

Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019) coletados em 2019, atestam que 46,9% da população ainda não têm coleta de esgoto e 51,9% do esgoto gerado não possui sistema de tratamento no Brasil. Quanto aos índices de atendimento, de acordo com a Organização Pan-Americana da Saúde - OPAS (2005), a qualidade e a quantidade dos serviços prestados decrescem dos ricos para os pobres, tanto no meio urbano como no rural.

O “esgotômetro”, medidor do esgoto brasileiro despejado na natureza sem tratamento, indica que o equivalente a mais de 1,5 milhão de piscinas olímpicas de esgoto foi lançado ao meio ambiente no Brasil desde 1º de janeiro de 2019 (AGÊNCIA SENADO, 2019).

Essa ação corrobora para que a capacidade de depuração dos ambientes receptores seja ultrapassada e haja a contribuição para sua poluição, alterando o equilíbrio ecossistêmico, o que pode degradar também a qualidade de vida da população local, gerando ambientes insalubres e exclusão social. Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019), a média de investimentos no setor cresceu consideravelmente, de R\$ 13,2 bilhões, em 2018, para R\$ 15,7 bilhões ao ano em 2019, um aumento de 18,9%.

As políticas governamentais no setor de saneamento básico, até o final dos anos 1960, eram caracterizadas como esporádicas e localizadas (IBGE, 2000). Barat (1998) relata ainda que a prestação de serviços de saneamento básico era realizada, tradicionalmente, pelos municípios, de modo que aqueles que possuíam maior disponibilidade de recursos financeiros conseguiam prestá-los mais adequadamente. Sendo assim, a maioria dos municípios não conseguiam ofertar serviço de qualidade, apontando-se como causa seus reduzidos orçamentos, denotando a insuficiência das tarifas cobradas para a cobertura dos custos e dos necessários investimentos, agravando o desequilíbrio entre demanda e oferta de serviços de água e esgoto (IPEA, 2006).

Segundo o Atlas Esgotos – Despoluição de Bacias Hidrográficas (ANA, 2017), 81% dos municípios brasileiros ainda lançam ao menos metade de seus efluentes sem nenhum tratamento nos corpos hídricos.

Em 1864, segundo BRK Ambiental (2018), a fim de amenizar esse cenário, foram inauguradas as primeiras Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no Brasil. Em geral, a

configuração das ETEs brasileiras conta com sistema convencional de tratamento por meio de lagoas de estabilização, reatores UASB e/ou sistema de lodos ativados.

Entre os resíduos gerados nelas, os lodos se destacam como os mais críticos, em função da grande quantidade produzida e dos custos elevados de processamento e disposição final (PEGORINI e ANDREOLI, 2006). A eficiência de um sistema de esgotamento sanitário está fundamentada, também, na destinação final adequada do lodo, visto que o principal objetivo da planta é gerir impactos ambientais, caso contrário, torna-se uma falha de projeto.

O lodo é um resíduo que possui características qualitativas e quantitativas intrínsecas ao tipo de tratamento que lhe deu origem, ao tipo de esgoto, industrial ou urbano, e do grau de qualidade final do esgoto.

Pinto e Andreoli (2001) relatam que, no Brasil, a estimativa de geração de lodo é entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, havendo uma tendência de aumento substancial. Quantidade essa prevista de acordo com a disposição de tratamentos por ETEs há 21 anos atrás, e a produção de matéria seca, nos dias atuais, é impreterivelmente maior, devido ao aumento da oferta dos serviços de tratamento.

Os lodos correspondem a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente, potencializam a proliferação de vetores e organismos nocivos, além do potencial de conterem metais pesados. Dessa forma, seu adequado manejo, é medida que se impõe com urgência.

O gerenciamento do lodo é um processo bastante complexo, o qual vai desde sua geração e tratamento, até a destinação final. No tratamento, o lodo pode passar por etapas como estabilização, remoção da umidade e higienização. Cada etapa desta pode ser realizada por diferentes processos e depende da qualidade do lodo que se deseja obter e de qual tipo de destinação final será adotada (ANDREOLI, PEGORINI e FERNANDES, 2014).

A destinação final do lodo pode ser por meio da valorização, como fertilizante na agricultura, no paisagismo, na recuperação de áreas degradadas, como substrato para mudas e na produção de solo sintético, dependendo da qualidade obtida após o tratamento.

Tem-se também, como destinação final, a incineração (sem aproveitamento de biogás) e a disposição em aterro sanitário ou até mesmo lixão, mais comum no Brasil, perdendo os benefícios do lodo e, se com inconformidades, com agravantes ambientais (ANDREOLI, PEGORINI e FERNANDES, 2014).

A União Europeia (2008) orienta, em sua diretiva 2008/98, a compostagem como uma das soluções para evitar a disposição de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários. O lodo é um resíduo com grande potencial compostável, por ser constituído por diversas comunidades

microbianas (CUNHA-QUEDA, 1999). Batista Filho (2007) afirma que a compostagem é uma tecnologia de tratamento alternativa que tem uma relevância notável para o Brasil, por nele estarem contidas 20% das terras agricultáveis do mundo.

A compostagem possibilita a estabilização e a desidratação do lodo, sem produção de odores e com redução de volume. Portanto, a utilização de lodos compostados pode vir a ser fonte de matéria orgânica para o solo, podendo ter efeitos positivos sobre a fertilidade biótica, física e química deste, além de possibilitar o sequestro de carbono, por não emitir gases de efeito estufa. Para isso, deve-se eliminar seu potencial poluidor, atentar para o tipo de solo que vai recebê-lo e seu tipo de uso, com o propósito de garantir a segurança da aplicação.

De acordo com a Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE (2020), o índice de cobertura de esgoto no território cearense é de 44,69%, atendendo aproximadamente 2,63 milhões de pessoas no estado, por meio de uma rede coletora com 5.000 quilômetros de extensão. No interior do estado, este índice é correspondente a 27,92%. O estado tem 102,4 milhões metros cúbicos de volume faturado de esgoto anual, em 275 ETES. A falta de gestão de resíduos e planejamento pelas ETES acabam comprometendo os benefícios esperados e os investimentos aplicados nos sistemas de esgotamento sanitário (ANDREOLI; VON SPERLING, 2014).

Atualmente, em Crateús - CE, o lodo produzido por suas duas ETES, gerenciadas pela CAGECE, não é caracterizado e nem possui destinação final adequada, sendo disposto no lixão local, diretamente no solo. Embora receba tratamento prévio, utilizando cal e radiação solar, é posto próximo à Área de Preservação Permanente (APP) do Rio Poti, corpo hídrico fundamental para a região, sem monitoramento de sua qualidade.

Em 2007, de acordo com reportagem do Diário do Nordeste, a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) apontou a CAGECE de Crateús-CE como uma das três empresas causadoras da poluição do Rio Poti, rio principal da bacia hidrográfica pertencente aos estados do Ceará e Piauí. Um plano de ação, de autoria da SEMACE, foi disponibilizado com as instruções para a retirada dos resíduos e fim da poluição, o que até hoje não foi implementado.

Silva *et al.* (2014) relatam que o lodo pode conter microrganismos patogênicos, grande variedade de vírus, bactérias, protozoários e parasitas, como ovos de nematoides e helmintos, poluentes orgânicos e metais pesados, os quais conferem altos riscos sanitários e ambientais, e, quando disposto de forma inadequada, pode contaminar o solo e os recursos hídricos, pela lixiviação.

A geração de lodo cresce ao passo que a quantidade de áreas degradadas também. Beltrame (2015) traz em seus estudos a existência de uma demanda mínima de 3,3 bilhões anuais de toneladas de matéria orgânica para recuperação de solos degradados. Contraditoriamente, segundo a Associação Nacional para difusão de Adubos, o Brasil é o quarto maior consumidor de fertilizantes químicos do mundo, detém, além da China, EUA e Índia, 58% do consumo global de fertilizantes (GLOBALFERT, 2021). Em torno de 330 milhões de hectares agricultáveis que, em sua ampla maioria, sofrem com a incorporação de adubos químicos (WWF-BRASIL, 2015), a maior parte importada a custos bastante elevados. Bezerra e Veiga (2000), afirmam que cerca de 25 toneladas de solos agriculturáveis são perdidas, ao ano, por intempéries, carreamento de fertilizantes, matéria orgânica e do próprio solo, impactando-se o equilíbrio do meio ambiente terrestre e aquático.

Urge, portanto, a fomentação de estudos que indiquem alternativas viáveis de tratamento do lodo, reduzindo seus impactos e valorando-o, e que ao mesmo tempo contribuam com o atendimento de demandas agrícolas de fertilização de solos pobres em nutrientes, como são os do semiárido.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Verificar a viabilidade da compostagem como alternativa sustentável para a destinação final do lodo gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto da cidade de Crateús, Ceará, Brasil, gerando composto com potencial de aumentar a fertilidade de solos.

1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar as características do lodo da ETE Maratoan de Crateús de modo a ser utilizado como matéria prima na geração de composto;
- Verificar a taxa de mineralização líquida do lodo nos dois sistemas estudados;
- Avaliar a melhor proporção entre lodo e material estruturante na compostagem para maior custo-benefício e eficiência do tratamento;
- Analisar as características dos compostos gerados durante o estudo;
- Comparar os compostos gerados com o lodo *in natura* da ETE em estudo.

2 ORIGEM DOS LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO (LETES)

Os seres humanos sempre produziram excrementos. Entretanto, somente a partir de 1815, as águas residuárias começaram a ser lançadas em redes coletoras. Em 1874, a cidade de Windsor, Inglaterra, começou a difundir o tratamento de esgotos antes de lançá-los no meio ambiente.

Com o início da Revolução Industrial, deslocamento de parte considerável da população para as zonas urbanas, fez com que o acúmulo de resíduos sólidos e excrementos humanos se acentuasse nas ruas, proliferando vetores e doenças, provocando epidemias. Por consequência, tornou-se indispensável a intensificação da construção de sistemas de canalização de esgoto e de água. O nível de eficácia dos tratamentos de água para abastecimento público e de águas residuais precisaram ser ampliadas, com a visível necessidade de se preservar a saúde pública e o meio ambiente.

O tratamento dos esgotos domésticos tem como principais objetivos: remover o material sólido presente no esgoto, reduzir a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), eliminar os microrganismos patogênicos e reduzir substâncias orgânicas indesejáveis, o que segundo Von Sperling (2014) corresponde a 0,1% do esgoto, o restante é água.

Franco (2010) afirma que os esgotos, em geral, são resultado dos diferentes usos da água tratada, mas sempre, obrigatoriamente, precisam ser submetidos a tratamentos, de natureza física, química e/ou biológica, antes de serem lançados no meio receptor, a fim de não imporem riscos ao ambiente.

Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são unidades operacionais dos sistemas de esgotamento sanitário que removem cargas poluentes do esgoto, devolvendo ao ambiente o produto final, efluente tratado, em conformidade com os padrões exigidos pela legislação ambiental (CASAN, 2005).

As ETEs geram um resíduo sólido denominado, genericamente, de lodo de esgoto (SANEPAR, 1997). A existência do lodo de esgoto é considerada um avanço, pois significa que o primeiro passo em direção à solução do problema da poluição já foi dado (SANEPAR, 1999).

De acordo com Jordão e Pessoa (2014), os processos aplicados ao tratamento do esgoto doméstico podem ser físicos, químicos e biológicos, nas conhecidas operações unitárias. A integração destas compõe os sistemas de tratamento. A definição do nível de tratamento de

esgotos de uma ETE está associada ao maior nível existente, podendo ser a nível preliminar, primário, secundário ou terciário.

O tratamento preliminar é a primeira etapa, consiste na retirada de parte da fração dos sólidos totais, os sólidos grosseiros, no gradeamento, e da areia. Há também a medição da vazão do esgoto (ex. Calha Parchal). Os mecanismos utilizados são físicos, tais como grades, caixas de areia, peneiras e caixas de gordura (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

O tratamento primário consiste na remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, através, ainda, de processos físicos (sedimentação, filtração, flotação, dentre outros) (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

No tanque de mistura pode-se adicionar coagulante, provocando a formação de flocos. Aqueles de densidade maior que a água, sedimentam no decantador. A sedimentação ocorre quando a velocidade horizontal de escoamento do afluyente diminui e a vertical aumenta, pela ação da gravidade. As partículas em movimento desordenado (equilíbrio eletrostático instável) têm a sua barreira energética quebrada pelo coagulante, desestabilizando todas as partículas coloidais presentes. Com a adição de agentes flotantes (bolhas de ar ou compostos químicos), formam-se bolhas, as quais sobem até a superfície arrastando sólidos e líquidos insolúveis (NUNES, 1996).

O tratamento químico, adicional à fase anterior, consiste em processos unitários, em que há a remoção ou conversão de contaminantes, acelerada pela adição de produtos químicos. As reações químicas levam aos processos de precipitação ou adsorção, adicionando coagulante e/ou agentes desinfetantes (RIBEIRO, 2006).

O tratamento secundário, onde o principal objetivo é a remoção e estabilização da matéria orgânica remanescente do primário e, eventualmente, de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, através do apoio de microrganismos do esgoto, que encontram um ambiente favorável para o desenvolvimento das etapas de degradação, ocorrendo uma série de reações bioquímicas. São eles: remoção da matéria orgânica carbonácea, nitrificação e desnitrificação. Estão presentes nas lagoas de estabilização, sistemas de lodos ativados, filtros biológicos, etc. (RIBEIRO, 2006). Processos químicos só são adotados se os físicos e biológicos não atenderem à necessidade (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica do esgoto é estabilizada, convertida em água e gás, e parte é convertida em biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico, ou secundário, ou biossólido. Entretanto, para que o último termo possa ser usado é preciso que as características químicas e biológicas do

lodo sejam compatíveis com a valorização deste, apropriadas para seu uso na agricultura, devendo passar por algum tipo de higienização (MOREIRA, 2018).

O tratamento terciário, também chamado de tratamento de polimento, baseia-se em processos biológicos, físicos e químicos. O objetivo é a remoção de componentes específicos que não foram removidos nos níveis anteriores, como microrganismos patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos, sólidos em suspensão remanescentes e nutrientes.

Embora seja bastante raro nos países em desenvolvimento, como o Brasil, a remoção de nutrientes (desde que seja por processos biológicos) e de organismos patogênicos, pode ser considerada como integrante do tratamento secundário, dependendo do processo adotado (VON SPERLING, 2014). No Brasil, em geral, as águas residuárias domésticas são tratadas por configurações de lagoas. Sperling e Chernicharo (2005) declaram que esse sistema é o mais simples, devido ao seu baixo custo operacional e por obter boas eficiências de remoção da carga poluidora dos afluentes. Por seu uso difundido nacionalmente, a seguir dar-se-á enfoque aos tipos de lagoas e suas características.

Silva e Mara (1979) descrevem a lagoa de estabilização como uma lagoa construída especialmente para o tratamento de esgotos, uma espécie de reator dimensionado com critérios técnicos a fim de estabilizar a matéria orgânica.

Através dos microrganismos, como algas, fungos, protozoários e bactérias, que mantêm uma relação de simbiose no seu interior, em anaerobiose e/ou aerobiose, podem ser classificadas, em função dos processos de decomposição que predominam em seu interior, em: anaeróbia, facultativa ou de maturação. A popularidade dos sistemas aeróbios aumentou ao longo da década de 1960 e, em 1970, devido à sua simplicidade e ao custo mais baixo em relação à digestão anaeróbia (GRADY; DAIGGER; LIM, 1999).

- Lagoa Anaeróbia

Em seu interior, há o catabolismo fermentativo na ausência de um oxidante, devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentada. Ocorre quando o nitrato ou o nitrito são utilizados no metabolismo microbiano como principais aceptores de elétrons em substituição ao oxigênio (GRADY; DAIGGER; LIM, 1999).

De acordo com Ribeiro (2006), são construídas com profundidade de 2 a 4 metros, recebem altas cargas de poluição, em condições estritamente anaeróbias, favorecendo a digestão ácida e a fermentação metânica. Na fase de fermentação ácida, ou putrefação, os

compostos orgânicos hidrolisados são convertidos em ácidos orgânicos por bactérias anaeróbio-facultativas, produtoras de ácidos. Na fase metanogênica, bactérias estritamente anaeróbias convertem o ácido acético, resultante da primeira fase, em metano e dióxido de carbono (ARAÚJO, 1993). Suas reações bioquímicas produzem gás metano (CH_4), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S), responsável pelo mal cheiro (associado a “ovo podre”) dessas lagoas.

Devido às altas cargas, recebem elevadas concentrações de matéria orgânica e, por isso, necessita de um tratamento complementar por meio de lagoas de maturação e/ou facultativas.

- Lagoa Facultativa

Ocorre o catabolismo oxidativo na presença de oxidante (oxigênio), reações de redox, devido a uma menor carga orgânica aplicada, em relação às lagoas anaeróbias. Há um ambiente aeróbio na camada superior, decorrente da produção fotossintetizante das algas, e anaeróbio na camada inferior, com catabolismo fermentativo. São constituídas por três zonas, de aerobiose, mais superficial, facultativa, onde a degradação da matéria orgânica é realizada tanto por seres anaeróbios como aeróbios, e anóxica. De acordo com Oliveira (1990), em uma lagoa facultativa, a temperatura e o vento têm importância fundamental no grau de mistura, diminuindo a possibilidade de curtos circuitos e zonas estagnadas.

- Lagoa de Maturação

Construída após a lagoas facultativas, seu objetivo principal é a remoção de patógenos (coliformes, vírus e ovos de helmintos), mas pode, ainda, funcionar como lagoa de polimento, removendo constituintes residuais, como a DBO. Nelas predominam condições aeróbias, bem como condições ambientais adversas para os patógenos. São construídas em menores profundidades (<1,5 m), geralmente 1 m.

Araújo (1999) afirma que os elevados valores de pH particularmente observados nas horas de maior atividade fotossintética, favorecem a maior remoção de nutrientes eutrofizantes. O fósforo é removido principalmente através do mecanismo da precipitação química na forma de hidroxiapatita desencadeado quando o pH supera valores de 8,2. A amônia é removida principalmente através da volatilização em faixas de pH superiores a 8,0 (SOARES *et al.*, 1996).

3 CARACTERIZAÇÃO DOS LODOS DE ETES (LETEs)

Todos os processos de tratamento biológicos do esgoto geram lodo, chamado de LETE (Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto). Sua composição é variável, Por isso, sua caracterização é procedimento básico para a escolha do tipo de tecnologia de tratamento a ser adotada (SILVA *et. al.*,2008).

Gonçalves e Sperling (2014) afirmam que existem três tipos de lodos: lodo primário, secundário, ou biológico, e químico. No tratamento primário é gerado o lodo primário, composto basicamente de sólidos sedimentáveis, presentes no esgoto bruto; no tratamento secundário é gerado o lodo biológico ou secundário, que é a própria biomassa microbológica que cresceu a partir da disponibilidade de alimento; já o químico é resultado de tratamentos que usam substâncias químicas.

O LETE produzido, em geral, é classificado como resíduo orgânico biodegradável, por apresentar composição majoritariamente orgânica, podendo ser degradado por processos bioenergéticos, aeróbios e/ou anaeróbios.

O lodo químico, menos comum, é gerado a partir da precipitação química por sais metálicos ou com cal, em decantadores primários com precipitação química ou em lodos ativados com precipitação química de fósforo (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014). O resultado da remoção de fósforo do esgoto por processos químicos é um lodo de difícil tratamento (MACKENZIE, 2010).

Segundo Gonçalves e Sperling (2014), o lodo biológico pode ser classificado como aeróbio ou anaeróbio, a depender da tecnologia que o gerou. O lodo anaeróbio é gerado em sistemas que funcionam com ausência de oxigênio, como reatores UASB e algumas lagoas de estabilização. A biomassa geralmente fica retida por um tempo longo, no qual ocorre a digestão anaeróbia do próprio material celular, tornando o lodo estabilizado (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014). Já o lodo aeróbio é gerado em sistemas que funcionam com presença de oxigênio, como algumas lagoas de estabilização e lodos ativados. A biomassa geralmente fica retida por curto período de tempo.

Os lodos correspondem a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente, potencializam a proliferação de vetores de moléstias e organismos nocivos e, embora não seja comum, podem conter metais pesados.

Nos sistemas de alta carga, em que o tempo de permanência no sistema é baixo e há disponibilidade satisfatória de alimento, o lodo não estará estabilizado, ou seja, conterá maiores

teores de matéria orgânica em sua composição. Necessita de uma etapa posterior de digestão, a fim de evitar exalação de odores oriundos da decomposição da matéria orgânica durante seu destino final em condições não controladas (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014).

Já nos sistemas de baixa carga, a disponibilidade de alimento é menor e a biomassa fica retida por mais tempo, ou seja, o tempo de permanência nos sistemas é maior. Desta forma, os microrganismos utilizam as próprias reservas de matéria orgânica, por meio do predatismo e da concorrência, para composição do protoplasma celular, originando o processo de decaimento, o qual leva à estabilização do lodo, resultando em lodo digerido, com baixo teor de matéria orgânica.

De acordo com Ribeiro (2006), os principais constituintes do lodo são oriundos das águas residuais, tais como os componentes orgânicos e diferentes concentrações de nutrientes, resultantes do tipo de tratamento de esgoto efetuado. A caracterização do lodo de esgoto é dinâmica, depende, além do tipo de tratamento utilizado e da origem do esgoto, da estação do ano.

Algumas das características do lodo, que possuem relação com algumas de suas origens, estão destacadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Principais características do lodo quanto à sua origem.

Origem	Principais Características
Decantador Primário	Geralmente possuem coloração cinza e é viscoso, na maioria dos casos tem mal cheiro extremamente ofensivo. É facilmente digerido em operações posteriores.
Precipitação Química	Se a precipitação química tiver sido com sais de metais, geralmente tem coloração escura, elevadas concentrações de ferro, podem deixar a cor vermelha na superfície dos lodos. O odor é desagradável, mas não tão ofensivo como o primário. Pode ter consistência gelatinosa caso haja hidrato de ferro e de alumínio.
Lodo Ativado	Geralmente apresenta coloração marrom, floculenta e, se em boas condições, tem odor inofensivo (característico de terra). Ele sozinho ou quando misturados com lodo primário são facilmente digeridos.
Filtro Biológico Percolador	Coloração acastanhada, floculenta e é relativamente inofensivo quando fresco. Na maioria das vezes sofre degradação mais lenta em comparação com os outros lodos não digeridos. Quando este possui muitos vermes, ele pode tornar-se inofensivo rapidamente.
Biossólidos digeridos aerobiamente	Geralmente apresentam coloração marrom a marrom escuro e aparência floculenta. O odor característico é inofensivo, borolento.
Biossólidos digeridos anaerobiamente	Coloração que variam entre marrom escuro a preto e odor semelhante ao de barro de jardim.

Fonte: Adaptado Metcalf e Eddy (2003).

Papadopoulos (2003) destaca que o lodo também pode ser classificado conforme sua localização na lagoa, sedimentado (localizado no fundo da lagoa) ou flotante (localizado na superfície líquida). A maior parte do lodo se encontra no fundo da lagoa, na camada anaeróbia. Quando microrganismos, adaptados a esse ambiente, em relação de mutualismo com os constituintes das águas residuárias, começam a se desenvolver, realizando reações químicas que produzem gases (hidrogênio e metano), carregam até a superfície, partículas desestabilizadas consigo, formando o lodo flotante, também chamado de sobrenadante. A quantidade de lodo sobrenadante é variável dependente das condições climáticas interferentes dos processos bioquímicos.

Ribeiro (2006) afirma que o lodo digerido (sedimentado), não suscetível a putrefação, é preto e a água contida em seus poros é clara. O lodo bruto tem cor acinzentada, com elevada facilidade de putrefação (alta atividade microbiana), tem odor extremamente ofensivo, resultante do sulfeto de hidrogênio e do processo de metanogênese, e seca com dificuldade, aparenta ser mais viscoso com grânulos. A água contida em seus poros é turva e mal cheirosa (IMHOFF, 1966). O lodo sobrenadante tem cor preta e o seu líquido intersticial é claro, o odor é característico de um gás a base de enxofre oriundo da decomposição da matéria orgânica por bactérias, tem uma consistência coloidal e é de fácil secagem (RIBEIRO, 2006).

De acordo com Andreoli *et al.* (2001) os sólidos totais do lodo, dividem-se em sólidos dissolvidos (SD) e sólidos em suspensão (SS), maior fração, e sua matéria orgânica, pode ser dividida em sólidos fixos (SF), ou inorgânicos, e de sólidos voláteis (SV), ou orgânicos.

A relação entre sólidos voláteis (STV) e sólidos totais (ST) permite avaliar o nível de estabilização biológica do lodo e, conseqüentemente, indica a biomassa presente neste, indicando sua aplicabilidade e seu potencial de gerar odores e atrair vetores, no momento de manuseio e estocagem (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Segundo Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001), se essa relação está entre 0,75 e 0,80 o lodo não está digerido (lodo bruto), com alta concentração de matéria orgânica degradável (instabilidade), e entre 0,60 e 0,65, o lodo está digerido, mais estável.

Picot *et al.* (2005) encontraram em lodos de 19 lagoas facultativas primárias concentrações de ST entre 60 e 200 g/L, com uma relação STV/ST média igual a 60%, indicando que o lodo estava totalmente digerido, mineralizado, após 12 – 24 anos de operação. Quanto menor a razão STV/ST, menor a concentração de sólidos voláteis presentes e mais estabilizado o lodo de esgoto encontra-se. A amônia é também indicador de estabilidade do

resíduo, uma concentração alta é indicativa de degradação recente, da existência de matéria orgânica putrescível, baixa estabilidade.

A salubridade do lodo de uma região, caracterizada pela ausência de patógenos, proveniente do tratamento de esgoto, é consequência das condições sanitárias, crescimento e desenvolvimento em conjunto da população. Os organismos insalubres, inerentes ao sistema digestor humano e de animais de sangue quente, tais como helmintos (ovos de helmintos), coliformes, estreptococos, salmonela, cistos de protozoários, hifas de fungos e vírus, são os parâmetros utilizados para o manejo sanitário ideal (RIBEIRO, 2006).

A presença ou não desses agentes patogênicos é indicador do nível de qualidade do composto, sendo fator limitante para o uso desse na agricultura, e é facilmente controlado através do emprego de tecnologias de tratamento (higienização) do lodo (ANDREOLI, 1999). A Tabela 1 traz os valores limites dos microrganismos que mais funcionam como indicadores da qualidade do lodo de esgotos para uso agrícola.

Tabela 1 – Limites de patógenos presentes no lodo de esgoto para valorização agrícola

Parâmetros	Limites
Helmintos (contagem de ovos viáveis)	0,25 ovos/g
Coliformes termotolerantes	1000 NMP/g

Fonte: Andreoli, 1999.

Os ovos de helmintos e coliformes são usados como indicadores da higienização do lodo de esgoto, pois se estes estiverem dentro dos limites estabelecidos, admite-se que os demais patógenos também estarão. Na Tabela 2 são apresentadas as concentrações desses microrganismos em lodos a partir de estudos de alguns autores.

Tabela 2 – Resultados de estudos sobre concentração de microrganismos presentes no lodo de esgoto

Parâmetro	Vasconcelos (2012)	Borges (2009)	Fogolari, Reis e Philippi (2012)	Almeida <i>et al.</i> (2006)	Bastos <i>et al.</i> (2007)
Coliformes Totais (NMP/1000mL)	$1,8 \times 10^7$	10^7-10^8	$8,18 \times 10^6$	$1,4 \times 10^7$	$1,44 \times 10^9$
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	$6,06 \times 10^6$	10^5-10^7	$2,6 \times 10^6$	$1,4 \times 10^7$	$6,48 \times 10^7$

Fonte: Almeida *et al.* (2006); Borges (2009); Fogolari, Reis e Philippi (2012); Vasconcelos (2012).

Além disso, observa-se a presença de metais pesados, composição essa que tem relação direta com o grau de desenvolvimento econômico e populacional local. Os metais

também dependem de suas concentrações e tempo de exposição para serem nutrientes e/ou perigosos, sendo altamente reativos e bioacumuláveis.

Cruz *et al.* (2013) concluíram que a concentração de metais pesados está relacionada ao teor de matéria orgânica, sendo que quanto maior a concentração de matéria orgânica possivelmente maior será a contaminação de metais pesados no lodo, por ser elevada a adsorção desses elementos à matéria orgânica, e os organismos não serem capazes de eliminá-los.

O carbono orgânico além de ser utilizado como fonte de energia pelas bactérias e algas cianofíceas, é agente complexante também dos metais (CETESB, 2009). Os metais pesados, segundo alguns autores, são elementos com relativa alta densidade, sendo tóxicos em pequenas doses. Podem ser encontrados naturalmente em diferentes concentrações no meio ambiente, de acordo com Oliveira (1996) os sedimentos do solo são constituídos, principalmente, por Ferro (Fe) e Manganês (Mn), tendo maior concentração de Ferro.

Entretanto, possuem potencial poluidor, sendo os principais: Ouro (Ag), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Antimônio (Sb), Selênio (Se), Zinco (Zn) e Cobalto (Co) (ANDREOLI, 2001). Cd, Pb e Estanho (Sn) são tóxicos na forma de cátions e tendem a ser ainda mais nocivos quando estão ligados às substâncias orgânicas (SUMMERS e SILVER, 1978). Dentre os micro-contaminantes ambientais estão o As, Pb, Cd, Hg, Alumínio (Al), Titânio (Ti), Sn e Tungstênio (W).

Os metais pesados não podem ser degradados biologicamente ou quimicamente de forma natural, representam um grupo de poluentes que necessita de tratamento especial.

Os efeitos tóxicos dos metais são eventos de curto prazo, agudos e evidentes, mas sua manifestação depende da dose. Sua biodisponibilidade e mobilidade são fatores limitantes para o uso do lodo nos solos. Acumulam-se em ambientes terrestres e sedimentos aquáticos e tornam-se potencialmente tóxicos quando reagem com componentes do meio ambiente, provocando desnaturação de proteínas e bloqueios de sítios de ligação de enzimas, danificando sistemas biológicos (SIQUEIRA *et al.*, 1994).

De modo geral, os metais pesados possuem impacto negativo sobre os processos mediados biologicamente no solo e afetam o equilíbrio do meio ambiente (LEE *et al.*, 2002), como as transformações de compostos nitrogenados, principalmente na redução da taxa de nitrificação, produção de complexos (MUNN *et al.*, 2000), a decomposição microbiana da celulose (CHEW *et al.*, 2001) e a mineralização da matéria orgânica do solo (REBER, 1992).

A diversidade da comunidade microbiana tem importância para diversos autores, devido ao seu potencial indicador biológico do estresse advindo da contaminação por metais

pesados (DOELMAN *et al.*, 1994; LIAO *et al.*, 2005). Entretanto, alguns metais-traço, como Zn, Cu, Ni e Co, são elementos essenciais para as plantas, animais e microrganismos, embora simultaneamente micropoluentes, são requeridos em pequenas quantidades (CHAUDRI *et al.*, 1992).

O cálcio, magnésio e enxofre são considerados macronutrientes, tendo maior concentração no lodo de esgoto sanitário, a depender da tecnologia de tratamento adotada (CORREIA, 2009; TSUTIYA, 2001). A Tabela 3 apresenta os limites máximos de concentração de alguns metais permitidos no lodo para uso agrícola de acordo com a Resolução CONAMA N° 375 (2006).

Tabela 3 - Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto (mg/kg, base seca)

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima permitida (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromio	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: CONAMA (2006).

A presença dos metais pesados nas águas residuárias e no lodo é consequência de ligações clandestinas de indústrias na rede coletora de esgoto, bem como de águas pluviais em sistemas de rede coletora mista. As atividades domésticas, como tinturas e produtos de limpeza, assim como resíduos sólidos e o próprio desgaste das canalizações também inserem uma pequena parcela destes no esgoto doméstico (CHAGAS, 1999).

Ribeiro (2006) afirma, ainda, que existem micropoluentes no lodo como os hormônios esteróides sexuais, produtos farmacêuticos e perfluorados (PFCs), os hidrocarbonetos aromáticos, fenólicos, pesticidas, polibromenatos, bifenil (PBBS), policlorinato bifenil (PCBs) e outros materiais persistentes, altamente tóxicos, considerados contaminantes emergentes. Suas liberações ocorrem devido a reações químicas e combustão incompleta.

Os PCBs são adsorvidos diretamente pelo intestino humano e animal. Estudos feitos em animais indicam ação mutagênica, teratogênica e carcinogênica (HEALTH e WELFARE CANADÁ, 1980, *apud* ANDREOLI, 1999). Esses constituintes podem bioacumular nos

organismos vivos do lodo durante as etapas de tratamento do esgoto, com biomagnificação ao longo da cadeia alimentar. Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001) também constataram concentrações de esteres ftalatos, tolueno, fenol e naftaleno no lodo.

Para alterar a constituição indesejada, o lodo deve passar por uma série de processos de tratamentos e gerenciamento conforme a destinação final almejada, para se obter sucesso na valorização ou disposição dele sem prejuízos ao ecossistema.

4 GERENCIAMENTO DOS LETES

Andreoli e Pinto (2001) destacam que a maioria das ETEs em operação no Brasil foi concebida sem as condições e/ou equipamentos necessários para gerenciar adequadamente os resíduos gerados. Geralmente, é previsto apenas um simples sistema de secagem natural, porém, sem definição do que deve ser feito com este lodo após estar seco. Esse gerenciamento tem sido negligenciado e os projetos de ETEs raramente detalham a forma de gerenciamento e disposição final do lodo (FERNANDES *et al.*, 2014).

O correto tratamento e destinação do lodo de esgoto deve ser parte de todo sistema de tratamento de efluentes urbanos e industriais, para que os objetivos do saneamento sejam efetivamente atingidos. O custo destas operações pode alcançar 60% dos custos operacionais destas estações, mas não pode ser negligenciado (WEBBER & SHAMES, 1984).

Segundo Nuvolari e Costa (2010), a disposição final dos resíduos oriundos dos sistemas de tratamento de água e esgoto constitui uma problemática de abrangência mundial. Entretanto, nos dias de hoje é inviável a elaboração de um projeto sem considerar o tratamento da fase sólida.

A ISO 14.000 recomenda a minimização como primeiro passo do equacionamento do problema, para que a Gestão Ambiental das ETEs seja estabelecida (ANDREOLI *et al.*, 2001). De acordo com METCALF-EDDY (1985) “de todos os subprodutos, o lodo é, sem dúvida, o de maior volume, e seu tratamento e disposição é, talvez, o problema mais complexo que enfrenta um engenheiro, dentro do campo de tratamento da água residual”. O adequado gerenciamento do lodo deve compreender o monitoramento de todas suas etapas, tais como: geração, tratamento, armazenamento, transporte e destinação final (FERNANDES *et al.*, 2014).

Andreoli *et al.* (2001) demonstram que, no tratamento de esgoto, o lodo representa de 1 a 2% do volume do efluente resultante ao final das etapas e sua geração pode ser avaliada em

função de diversos fatores como a contribuição da população, ou *per capita*, em termos de DQO, vazão e teor de água, sendo expressa em termos de massa e volume.

Os lodos ativados convencionais e o biofiltro aerado submerso são os sistemas que mais geram lodo, na ordem de 3,1 a 8,2 L/hab.dia, seguidos dos lodos ativados de aeração prolongada, em torno de 3,3 a 5,6 L/hab.dia, depois dos sistemas de tratamento de nível primário, cerca de 0,6 a 2,2 L/hab.dia. Os que menos produzem lodo são as lagoas facultativas, que geram na ordem de 0,05 a 0,15 L/hab.dia (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014). Os autores justificam da seguinte forma:

O lodo produzido nas lagoas fica retido vários anos, nos quais sofre digestão (conversão à água e gases) e adensamento, reduzindo sobremaneira seu volume. Já no sistema de lodos ativados convencional o tempo de permanência do lodo (idade do lodo) é baixo, dando pouca chance para a digestão do lodo no próprio tanque de aeração (VON SPERLING e GONÇALVES, 2014, p.28).

- Destinação final dos LETEs

Mais de 90% do lodo produzido no mundo é incinerado, disposto em aterro ou utilizado como insumo na agricultura. Já nos Estados Unidos, 55,5% do lodo produzido é utilizado na agricultura (ANDREOLI; PINTO, 2001 *apud* EPA, 1999) e na Europa, 40% do lodo produzido é reciclado e outros 40% dispostos em aterros sanitários (ANDREOLI; PINTO, 2001 *apud* DAVIS; HALL, 1999). No Brasil, a destinação final se dá principalmente em aterros sanitários.

Uma vez identificada a melhor solução, ou soluções, para o destino final dos lodos, desde as saídas mais procuradas, como aplicação no solo (agricultura, reflorestamento, silvicultura, utilização em áreas verdes e recuperação de solos), compostagem, deposição em aterro e incineração (com ou sem aproveitamento de biogás), até de menor repercussão, como a incorporação em materiais de construção e na indústria cimenteira, o seu tratamento deverá ser arquitetado de forma a originar um material compatível com a opção escolhida.

- Tratamento Preliminar

Franco (2010) traz em seus estudos que o tratamento preliminar é a primeira etapa antes do tratamento propriamente dito do lodo: gradagem, retirada de materiais grosseiros; trituração, redução dos materiais; desarenação, remoção dos grãos finos (areias); mistura, homogeneização e armazenamento, correção de flutuações da sua produção. Esta etapa serve

para permitir a acumulação e garantir uma constância caudal do lodo, de forma a facilitar as etapas seguintes e reduzir custos.

- Condicionamento

Processo de tratamento que remove água dos lodos, permite a desinfecção dos sólidos provindos do esgoto, através do condicionamento térmico, controla odores e age na sua alteração física. Pode ser biológico, físico ou químico, sendo os mais comumente usados os que adicionam produtos químicos e o térmico (FRANCO, 2010).

- Espessamento

Ocorre a redução do volume do lodo através da remoção da parte líquida deste, ou seja, eliminação do excesso de umidade, objetivando aumentar a proporção sólida existente. É efetuado, usualmente, por consolidação gravítica, flotação, centrifugação, por tambores rotativos ou por espessadores de banda gravíticos (FRANCO, 2010). Assemelha-se a um decantador primário, onde o lodo sedimenta e adensa no fundo.

Jordão e Pessôa (1995) admitem em seus estudos que o espessamento por flotação é mais eficiente quando o lodo é oriundo do tratamento secundário ou excedente de lodo ativado, devido à baixa capacidade de sedimentação do lodo biológico. Este fica concentrado na parte superior pela adesão de bolhas de ar aos sólidos suspensos que possuem menor densidade que o afluente no sistema.

- Desidratação

Etapa em que acontece uma maior redução de volume do que o processo anterior de espessamento, através da remoção de água. A produção de lixiviados é minimizada significativamente. Os sistemas de desidratação são mecânicos, sendo os mais comuns os filtros de vácuo, as centrífugas, os filtros prensa, os filtros bandas e naturais, por percolação e evaporação. Os tipos de lodos, condições climáticas e espaço disponível influenciam na escolha da técnica a utilizar (FRANCO, 2010).

O leito de secagem é uma das técnicas mais antigas utilizadas para separar as fases líquida e sólida do lodo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

- Secagem e Redução Térmica

A secagem consiste em reduzir mais ainda a umidade, através da eliminação da água por adição de calor, deixando os lodos aptos para a incineração ou valorização agrônômica. A redução térmica reduz ao extremo o volume do lodo, ocorre a transformação total ou parcial, por oxidação dos sólidos orgânicos em gás carbônico e água, ou por pirólise, consegue-se a destruição de patógenos e de substâncias tóxicas. Entretanto, esse processo gera resíduos indesejáveis, elevados custos associados (FRANCO, 2010).

- Estabilização e Desinfecção do Lodo

A desinfecção baseia-se, principalmente, na redução da atividade dos microrganismos, sobretudo patógenos, por meio da geração do desequilíbrio das condições que são favoráveis ao desenvolvimento desses, estabilizando o resíduo. São indicadores dessas condições o pH e a temperatura. Há também o objetivo de eliminação de maus odores e inibição, redução ou eliminação do potencial de putrefação, bem como riscos à saúde e ao meio ambiente (MIKI *et. al.*, 2002).

A caleação é um exemplo, sendo um dos processos mais eficientes, e importante agente redutor dos odores produzidos pelo gás sulfídrico, através da combinação deste com o CaO, além da fixação dos metais pesados. Utiliza-se de cal hidratada (Ca(OH₂)) ou virgem (CaO), que provocam aumento do pH do meio, tornando-o básico, e, conseqüentemente, o ambiente fica favorável à perda de amônia por volatilização (perdas de nitrogênio). A cal virgem provoca, ainda, uma reação exotérmica no meio, gerando calor (RIBEIRO, 2006).

A matéria orgânica é reduzida e o fósforo e os metais pesados são removidos através da imobilização e precipitação.

- Digestão Anaeróbia do Lodo

De acordo com Ribeiro (2006), o processo de digestão inicia-se com a fermentação ácida, formação de ácidos orgânicos e hidrogênio, a diminuição do pH, formação de gás carbônico e gás sulfídrico, causador do mal cheiro. Com a adsorção de bolhas de gás, torna-se espumoso e tende a flutuar. Em seguida ocorre a fermentação alcalina (fermentação metânica), onde são emitidos gás carbônico, nitrogênio e metano. A estabilização se desenvolve nessas duas fases em simultâneo.

A predominância da fase ácida pode ocorrer devido às altas concentrações de compostos orgânicos ou queda de temperatura, podendo reduzir a atividade microbiana interna. Leite (2015) afirma que a digestão anaeróbia do lodo pode ser limitada, principalmente pelas

bactérias metanogênicas, devido ao seu baixo crescimento e à utilização de ácidos orgânicos gerados anteriormente.

- Digestão Aeróbia do lodo

Processo pelo qual ocorre a oxidação bioquímica dos compostos orgânicos biodegradáveis, através do oxigênio disponível, com formação de dióxido de carbono, água e lodo digerido (estabilizado). A *United States Environmental Protection Agency – USEPA* (1999) relata que essa digestão ocorre em reatores abertos ou fechados ou em lagoas, e seu principal objetivo é a redução de patógenos e odor.

A concentração de lodo e o volume de oxigênio disponível são fundamentais para garantir o bom desempenho do digestor aeróbio. A eficiência desse processo se baseia no devido controle de todas as etapas e, assim como o anaeróbio, na redução dos sólidos voláteis contidos no lodo (FERREIRA e ANDREOLI, 1999).

Quando comparado a outros processos, possui vantagem de ter baixo custo de implantação, minimização de odores, materiais graxos e patógenos. Entretanto, não há o aproveitamento do biogás e possui altos custos de operação.

- Higienização

Pinto (2001) relata em seus estudos que a higienização tem como principal objetivo minimizar a presença de microrganismos patogênicos no lodo, a fim de promover a segurança ambiental e a saúde, transformando o lodo em biossólido.

Processo composto por várias ações físicas, químicas e biológicas, em que se destacam os seguintes tipos: compostagem, digestão anaeróbia autotérmica, caleação, pasteurização, dentre outros.

- Disposição final

Camargo e Bettiol (2000) mencionam que o lodo de esgoto pode seguir os seguintes destinos finais: disposição em aterro sanitário; reuso industrial (matéria prima de tijolos e cerâmica e cimento); incineração; conversão em óleo combustível; deposição oceânica.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) determinou que o uso dos aterros sanitários deve ser restrito apenas aos rejeitos, resíduos não passíveis de nenhuma forma de valorização por reuso ou reciclagem.

Apesar das diversas formas de destinação, a valorização agrícola deste material tem sido promissora, pois duas frações podem ser utilizadas, a fração líquida na fertirrigação e a fração sólida como adubo (ABREU JÚNIOR. *et al.*, 2005).

4.1 Panorama do Gerenciamento de LETEs

A Agência de Proteção Ambiental Americana (do inglês Environmental Protection Agency – EPA), traz em seus estudos que, nos Estados Unidos, a produção anual é de 5,4 milhões de toneladas de lodo seco, sendo 33% aplicada ao solo e 67% desse percentual aplicado em terras agricultáveis (EPA, 1995). Nos EUA, estima-se que, em 2004, tenham sido produzidas, aproximadamente, 7,2 milhões de toneladas de lodo de esgotos (LeBLANC *et al.*, 2008). Na Europa, a produção de lodo em 2005 foi estimada em 8-10 milhões de toneladas (IRANPOUR *et al.*, 2004). Diante desse cenário, a avaliação da valorização do lodo de esgoto na agricultura, como fertilizante orgânico, tem sido realizada por vários pesquisadores do mundo inteiro (ANDREOLI *et al.*, 1994; FORSTER *et al.*, 1977).

Franco (2010) afirma que os EUA e o Reino Unido foram os países precursores e mais revolucionários relativamente à valorização agrícola dos lodos. Em 1972, nos EUA, as autoridades competentes confirmaram a aplicação de lodos nos solos como uma medida eficaz para o seu destino final. No Reino Unido, em 1981, foi publicado um relatório do Subcomitê de Eliminação de Lodos de Esgoto para a Terra, que definia as primeiras bases científicas com relação ao uso de lodos na agricultura (ELLIS, 1981). Na França, foi promulgado o Decreto nº 97-1133, de 08 de dezembro de 1997, o qual substituiu os anteriores e regulamentou a utilização do lodo nos solos (CEE).

Estudos demonstram que cerca de 40 a 58% dos lodos produzidos são aproveitados em solos agrícolas nos EUA (SPINOSA e VESILIND, 2001), na Austrália (OSBORNE *et al.*, 1995) e na Europa (CEC, 2002). Já na China, Li *et al.* (2003) dispõem em seus estudos que os biossólidos possuem teores de matéria orgânica (384 g/kg), de nitrogênio total (27 g/kg), de fósforo total (14,3 g/kg) e potássio total (7 g/kg) significativos. Entretanto, menos de 10% desses são usados benéficamente em terras agrícolas no país.

No Brasil, a maior parte do lodo gerado é disposta em aterros sanitários (30%), 11% do lodo é disposto em rios, 6% em terrenos baldios, 11% é reaproveitado, 1% incinerado, 21% recebe outros tipos de destino, 20% não foi informado qual o destino é dado ao lodo e 0,001 lançado ao mar (IBGE, 2010).

Nacionalmente, a aplicação de LETEs em áreas agrícolas vem desenvolvendo-se, sobretudo, nos estados de São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul, Espírito Santo e Distrito Federal (SAMPAIO, 2013). Em um dos poucos estudos sobre produção de LETEs no país, Machado *et al.* (2004), com base em um banco de dados de 275 ETEs, tratando esgotos de, aproximadamente, 12,8 milhões de habitantes, estimaram que 151.700 toneladas de lodo são produzidas por ano, correspondendo à média *per capita* de 33 gramas por dia.

No Paraná, mostrou-se que a incorporação do lodo de esgoto em diversas culturas (milho, trigo, aveia, cana-de-açúcar, feijão, laranja, café e maçã, bracatinga, pinus e eucalipto) levou a aumentos da produtividade de 20 a 50% (SANEPAR, 1997). Em Curitiba, demonstraram-se aumentos de produtividade entre 30 a 77%, capacidade produtiva maior que a anterior. Costa *et al.* (2008) provou o potencial agrícola do lodo, através da caracterização dos constituintes deste, quando incorporado no cultivo da goiaba no sul do Espírito Santo.

Estudos mais recentes mostraram que Curitiba e Brasília já utilizam a reciclagem agrícola do lodo, em larga escala, enquanto São Paulo dispõe o lodo gerado na região metropolitana, no aterro Bandeirantes, e, paralelamente, a SABESP financia pesquisas sobre uso do lodo em reflorestamento (FERNANDES *et al.*, 2014). No Ceará, apenas 47% dos municípios possuem tratamento de esgoto, sendo que metade desses municípios (50%) não informa ou não especifica qual o destino é dado ao lodo gerado nas ETEs, 21% dispõem o lodo em terrenos baldios, 13% dispõem em aterros sanitários, 7% informaram que reaproveitam, 6% realizam a incineração e 3% dispõem em rios (IBGE, 2010).

5 COMPOSTAGEM DE LETE

A Diretiva (UE) 2018/851 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de maio de 2018, orienta a compostagem como uma das soluções para minimização da disposição de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários, considerando-a uma ferramenta para a gestão adequada de resíduos sólidos. Se bem projetada e operada, a compostagem é considerada uma tecnologia de tratamento eficiente, pela qual se pode gerar produtos estáveis, maturados, higienizados, homogêneos e não fitotóxicos.

Metcalf e Edy (2003) diz que a compostagem possui uma boa relação custo-benefício e segurança ambiental. A compostagem tem sido indicada como alternativa de gestão de lodos gerados nas ETEs em substituição à incineração ou aos aterros sanitários, pois permite conciliar

a proteção ambiental ao mesmo tempo que valoriza esses resíduos. Possibilita o sequestro de carbono ao impedir a biodegradação anaeróbia da matéria orgânica, a qual geraria gás metano (CUNHA-QUEDA, 1999). Todavia, há possibilidade de haver anaerobiose, caso a operação não seja bem executada e as condições não sejam monitoradas adequadamente.

Durante a decomposição da matéria orgânica na compostagem, a parte viva da M.O., os microrganismos, transforma os compostos orgânicos complexos em estruturas mais simples. Imobilizam, temporariamente, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S) e micronutrientes, os quais são liberados após sua decomposição, tornando-se disponíveis às plantas. Esses seres, portanto, representam considerável reservatório de nutrientes nos solos (GAMA-RODRIGUES e GAMA RODRIGUES, 2008). Segundo Reeves (1997), a matéria orgânica (M.O.) é um dos principais “indicadores chave” para a qualidade de um solo, uma vez que a maioria dos atributos do solo tem estreita relação com ela. Os elementos que integram as estruturas orgânicas são transformados em formas minerais, processo designado por mineralização.

Essa decomposição/mineralização possibilita os microrganismos produzirem compostos integrantes de seus tecidos (imobilização) e húmus (matriz não celular). O balanço entre imobilização e mineralização determina a quantidade de nutrientes minerais que estarão biodisponíveis. Por acontecerem simultaneamente, os dois fenômenos não devem ser considerados separadamente, por isso, conhece-se por Mineralização-Imobilização Turnover (MIT).

Esta pode ser afetada por diversos fatores, dentre eles: composição dos resíduos (C/P, C/N, lenhina, fenóis e compostos húmicos), qualidade física (tamanho da partícula e grau de dissecação), e condições edafoclimáticas, fitotécnicas e bióticas. Essas relações determinam a quantidade de nutrientes vegetais mineralizados que os resíduos compostados aplicados ao solo vão disponibilizar (JANSSON e PERSSON, 1982). Assim, a MIT assume primordial importância no caso destes dois elementos, uma vez que, juntamente com o potássio, são os que mais frequentemente limitam a produção vegetal, assumindo os macronutrientes essenciais mais imprescindíveis, NPK (SIMS, 1995).

O resultado da MIT é discutido por Sims (1995) em seus estudos. Afirma que pode ser positivo, quando há baixas relações de carbono-nitrogênio (C/N) e de carbono-fósforo (C/P) ocorre a mineralização líquida, com maior disponibilização dos nutrientes para as plantas; ou negativo, quando ocorre o contrário, altas relações C/N e C/P, imobilização líquida e redução

na disponibilidade de nutrientes. Nesse último caso, ocorre competição entre os microrganismos e as plantas pelos nutrientes, o que limita a produção vegetal.

De acordo com Cunha-Queda (1999), grande parte do carbono orgânico serve de fonte de energia para o metabolismo dos microrganismos, resultando na liberação de CO₂. Logo, o teor de carbono orgânico total tende a decrescer ao longo do processo. O vapor de água e a energia não utilizados são liberados para o meio, a última na forma de calor. Afirma, ainda, que o nitrogênio é, na sua maior parte, orgânico e que, durante o processo, seu teor, em valor absoluto, diminui, devido às transformações em nitrogênio amoniacal e por perdas por volatilização. Contudo, no final do processo, o teor de nitrogênio tende a aumentar, devido à mineralização parcial da matéria orgânica e à consequente perda de CO₂ e de água.

Cunha-Queda (1999) explica que a compostagem deve ser antecedida pelo condicionamento dos materiais, através da fragmentação destes, a fim de se obter granulometria mais adequada tanto para o ataque dos microrganismos como para a manutenção das condições ótimas de aeração.

A mistura de agentes de suporte (“*bulking agentes*”), contribuem para o condicionamento do resíduo, como lascas de madeira, resíduos de floresta e jardins, tem algumas funções como: 1. Estruturação, amplia a resistência mecânica, 2. Aeração, aumenta a porosidade da matriz inicial, 3. Aporte de carbono, colabora com o balanço de energia e com a relação ideal de carbono/nitrogênio (C/N) (KROGMANN (2001) *apud* MIKI e CHIZZOLINI (2008)).

Restos vegetais (“*crop straws*”) com elevada relação de C/N, baixa umidade e densidade são alternativas promissoras de “*bulking agents*”. Pereira Neto (1987) *apud* Oliveira *et al.* (2008) define que a compostagem é um processo aeróbio controlado, que acontece devido à ocorrência de uma comunidade diversificada de microrganismos, atuantes em duas fases: (a) a de reações bioquímicas mais intensas, predominantemente, termofílicas; e (b) a de maturação, etapa de estabilização do material.

5.1 Etapas da Compostagem

Silva *et al.* (2017) afirmam que o processo é caracterizado pelo rápido crescimento dos microrganismos mesófilos nos primeiros dias, com gradativa elevação da temperatura, a chamada fase de arranque (“efeito *priming*”). A seguir, após atingir 45°C, os termófilos se proliferam com maior intensidade, aumentando mais rapidamente a temperatura. Nesse

momento, registram-se temperaturas na faixa de pausterização, entre 50 e 70 °C, instante em que os microrganismos patogênicos presentes no lodo são eliminados e há redução da atividade dos mesófilos. Esse processo ocorre até o consumo máximo da matéria orgânica, de mais fácil biodegradação. Depois ocorre o arrefecimento gradual do meio, permitindo que os mesófilos se instalem novamente, entretanto com atividade limitada (PINTO, 2001).

Em seguida, Pereira Neto (2007) menciona que o processo de degradação continua com a fase de humificação, polimerização de moléculas orgânicas estáveis, ou maturação. Nessa fase, mais lenta por a degradação ser de constituintes mais resistentes., a população microbiana atinge equilíbrio dinâmico, a biomassa perde a fitotoxidade residual e ocorre a síntese de substâncias húmicas.

Na fase inicial, de acordo com Kiehl (2012), são formados diversos ácidos, principalmente o ácido acético, com forte poder inibidor sobre o crescimento das raízes e a germinação das sementes, conferindo um caráter fitotóxico ao composto formado nessa etapa. O autor conclui que este só deixa de ser danoso aos vegetais quando o seu ciclo de biodegradação rápida se completa totalmente, chamado de bioestabilização. Entretanto, apenas ao final da maturação terá características e propriedades físico-químicas e biológicas adequadas para aplicação no solo, sendo o processo de compostagem considerado completo.

Essas duas fases são totalmente distintas. Na primeira etapa de decomposição ativa há uma grande demanda por oxigênio, aumento na temperatura, alteração de cor e odor. Na etapa seguinte, por outro lado, a temperatura é arrefecida para a temperatura ambiente e as transformações de ordem química predominam, ocorrendo a humificação. Com a redução de volume do lodo na etapa de biodegradação, a área necessária para a fase de maturação é menor (LEITE, 2015).

O composto final, também chamado de húmus, é, então, constituído por uma biomassa microbiana estável, água, elementos minerais e matéria orgânica humificada. Tem-se, principalmente, ligninas (responsáveis pela capacidade de biodegradabilidade do composto), proteínas, ceras, carboidratos e resinas, tipicamente de cor escura (LEPSCH, 2011). Além disso, não possui o forte cheiro inicial, dando lugar ao cheiro de terra molhada (KIEHL, 2012).

Forgerini (2012) classifica as substâncias húmicas, de acordo com a sua solubilidade em água, em: huminas, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos. Lepsch (2011) atribui a importância ambiental desses através da alta capacidade de troca de cátions (CTC), de retenção de água e de disponibilização de nutrientes essenciais às plantas.

5.2 Métodos de Compostagem

O processo de compostagem pode ser manejado de diversas maneiras. A seguir serão descritos brevemente os principais sistemas, simples e complexos, desenvolvidos pelos técnicos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2010):

- Leira Revolvida (*windrow*)

Conforme Torres de Carvalho (2002), nesse método a mistura de resíduos é depositada em leiras com uma base que pode variar entre 4,0 e 4,5 metros de largura e altura de 1,5 a 1,8 metro, sendo o comprimento determinado a partir das dimensões do terreno. O processo ocorre ao ar livre, a aeração se dá de forma natural por difusão, convecção e revolvimentos periódicos, contudo o sistema fica exposto aos intemperismos físicos, químicos e biológicos, o que pode alterar a qualidade do produto final e as condições de operação.

Apresentam baixo custo de investimento inicial, flexibilidade e simplicidade. Entretanto, tem como limitantes: necessidade de grande disponibilidade de área, de incorporação de agente estruturante (“*bulking agents*”) e desprendimento de odores no momento dos revolvimentos (LEITE, 2015).

- Leira Aerada Estática (*Static Pile*)

Consiste em instalar uma rede tubular perfurada nas leiras, a fim da aeração ocorrer por aspiração ou insuflação. Andreoli *et. al.* (2001) afirmam que quando ocorre a aspiração do ar na rede tubular, os caminhos preferenciais são formados em menor quantidade, deixando a decomposição mais uniforme e rápida. Diferente do sistema anterior, neste existe a coleta e tratamento dos gases que atravessam a leira, otimizando a dissipação de odores. Apresenta, também, menor necessidade de área, podendo ser executadas em áreas cobertas, nas quais há a redução de problemas com variações climáticas.

Torres de Carvalho (2002) aborda que esse sistema permite o uso de altas temperaturas, a partir da presença de populações microbianas resistentes que conseguem manter suas atividades, originando um composto com baixa umidade e total eliminação de patógenos.

- Reator Biológico (*In vessel*)

Método que permite monitoramento e controle de todo o processo, garantindo uma boa eficiência no uso de sistemas fechados para a compostagem. Andreoli *et. al.* (2001) afirma que a otimização da decomposição vem da redução do tempo de duração e da pequena necessidade de área com aumento da segurança ambiental e sanitária do resíduo compostado.

De acordo com Leite (2015) possui custos elevados, de difícil construção e manutenção quando aplicado a grandes volumes de lodo em estações de tratamento, limitando o seu uso.

- Pilha Estática Aerada (ASP)

Consiste em grandes pilhas nas quais o resíduo é misturado com o agente estruturante sobre tubos perfurados que aspiram o ar para dentro das pilhas, substituindo o revolvimento. Na saída dos tubos existem biofiltros para controle do odor. Como o processo ocorre a céu aberto, a cobertura das pilhas com material maturado colabora com o impedimento e retenção do mau cheiro, além de proteger das chuvas (LEITE, 2015).

5.3 Parâmetros de monitoramento do processo

O PROSAB (2001) resumiu os fatores mais importantes para o bom andamento da compostagem: aeração, presença de nutrientes e umidade. O carbono é a principal fonte de energia e o nitrogênio requerido para a síntese celular. Porém, a presença de outras substâncias também se torna importante. No lodo, substâncias essenciais, como o fósforo e o enxofre, e micronutrientes, como Cu, Ni, Mo, Fe, Mg, Zn e Na, são encontrados e podem favorecer as reações enzimáticas. Entretanto, suas contribuições são pouco conhecidas.

Leite (2015) identificou os parâmetros de monitoramento das etapas da compostagem, os quais afetam a atividade microbiana sendo os principais, aeração, pH, temperatura, umidade, relação C/N e tamanho da partícula.

- Aeração

A disponibilidade de oxigênio é fator limitante para a compostagem, pois o crescimento dos microrganismos e a degradação da matéria orgânica dependem de sua presença. Pode acontecer por meio de mecanismos naturais, por revolvimentos ou forçadamente, por insuflação ou por aspiração de ar.

A aeração influencia no aumento da velocidade de oxidação do material orgânico, o que contribui para a não liberação de odores (desenvolvimento de microrganismos anaeróbios), para minimizar a presença de insetos e vetores, e para a regulação da temperatura.

Entretanto, aeração em excesso pode acarretar na diminuição da umidade e temperatura, deixando o material seco e causando redução da atividade microbiana. A higienização do material é, assim, impactada negativamente, pela limitação da decomposição, e os microrganismos patógenos não são eliminados (TORRES DE CARVALHO, 2002).

A deficiência de oxigênio também atrasa a decomposição do resíduo. Isso pode acontecer por a umidade do meio estar em excesso, havendo compactação em função do próprio material, pela elevada Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e pelo tamanho reduzido da composteira. O perfil de aeração se faz essencial sobretudo quando a temperatura do meio atinge 55°C, onde o consumo de oxigênio é máximo.

- Temperatura

Pereira Neto (2007) aponta a temperatura como sendo um dos parâmetros que demonstram a eficiência da compostagem e do equilíbrio biológico, se estiver alterada pode significar que outros fatores (umidade, relação C/N e pH) estão também desregulados. Naturalmente, o processo de compostagem gera calor. O monitoramento da temperatura é imprescindível para que haja o controle do processo e este ocorra como esperado. Este parâmetro tem forte relação com o tamanho da pilha, teor de umidade, nível de oxigênio, disponibilidade de carbono e nitrogênio, e da temperatura ambiente.

As fases da compostagem possuem relação intrínseca com a temperatura interna. Inicialmente, para que os microrganismos mesófilos possam atuar, a temperatura deve estar entre 25°C e 45°C. À medida que as reações exotérmicas (liberação de calor) de degradação nessa fase acontecem, há o aumento da temperatura, devendo permanecer entre 45°C a 65°C para que os seres termófilos possam atuar. Se essa sequência não ocorrer significa que alguma condição do meio (parâmetro) não está apropriada. Por fim, a temperatura sofre redução, dando início à fase de higienização (LEITE, 2015).

A manutenção dessas temperaturas deve ser garantida, seja por revolvimentos periódicos, seja por aeração forçada, vai depender de qual metodologia está sendo utilizada. Altas temperaturas, acima de 65°C, de acordo com Leite (2015), devem ser evitadas, pois limitam a atividade microbiana (muitos morrem) e deixam o processo mais lento. Em geral, o fim da compostagem se verifica quando a temperatura do composto for menor que a do ambiente externo.

- Umidade

A água é fundamental para o desenvolvimento dos microrganismos e, portanto, um dos fatores que deve ser monitorado durante todo o processo para a garantia de condições mais próximas do ideal.

Kiehl (2012) afirma que a umidade deve estar entre 40% a 60%, sendo ótimo o teor de umidade de 55%. Teores de umidade abaixo de 40% limitam a atividade microbiológica de degradação do lodo, enquanto valores acima de 60% indicam que os vazios do composto estão ocupados por água, limitando a passagem de ar e criando zonas de anaerobiose (SHAMMAS e WANG, 2007). Essa anaerobiose provocada, favorece a proliferação de microrganismos específicos, os quais irão produzir, através de reações metabólicas (catabolismo fermentativo), gás sulfídrico (odor de “ovo podre”) e gás metano (gás de efeito estufa).

Pereira Neto (2007) acrescenta que a anaerobiose é indicativa de operação inadequada, pode atrair vetores e produzir lixiviados, comprometendo a qualidade do solo, caso este não seja coletado no sistema. Este problema pode ser evitado por métodos de aeração, quando necessário ou pela inserção adicional de materiais estruturantes de baixa umidade.

Caso a umidade esteja abaixo do indicado, sugere-se a inserção de água, recirculação do lixiviado ou outro resíduo orgânico com elevado teor de umidade. O lodo de esgoto pode ser utilizado, inclusive, em compostagem de restos de vegetais e frutas, com essa intenção (LEITE, 2015).

- Relação C:N

O carbono é necessário como fonte de energia para o crescimento de organismo e o nitrogênio para sua reprodução, contribuinte na síntese de proteínas. A relação C/N é, dessa forma, indicativo da qualidade química dos resíduos. Lampkin (1992) identifica a relação C/N de 25 a 35 como ideal para a compostagem. É natural que ao longo da compostagem a relação C/N vá caindo (LEITE, 2015). Em relação ao composto final, quanto mais maturado, mais longo foi o processo, menor será o valor de C/N.

Uma baixa razão de C/N (< 25) indica que o composto tem mais nitrogênio do que o necessário para os microrganismos, ocorrendo liberação de nitrogênio mineralizado mais rapidamente mineralização líquida do nitrogênio. Porém, esse excesso pode produzir amoníacos, causando mau cheiro.

Em uma alta razão de C/N (> 35), o resíduo tem menos nitrogênio do que o necessário. Os microrganismos utilizam, então, o nitrogênio mineral para suprir suas necessidades, diminuindo a disponibilidade deste para as plantas. Acontece a imobilização líquida do nitrogênio, mas o carbono não é todo degradado, não acontecendo o aumento da temperatura e a compostagem se processa de forma mais lenta. Outros fatores também podem afetar a mineralização-imobilização.

Cerri (2008) conclui que uma proporção de três partes de materiais ricos em carbono para uma parte de materiais ricos em nitrogênio é, em geral, a mistura ideal a ser utilizada. ao longo do processo, a regulação da relação desses nutrientes pode acontecer pela introdução de materiais ricos em carbono, como resíduos palhosos, ou nitrogênio, como excretas de animais. O período de compostagem requerido aumenta proporcionalmente ao teor de materiais ricos em carbono.

Importante considerar que este índice apresenta limitações, uma vez que varia de acordo com a composição do material orgânico, devendo ser parâmetro comparativo dos valores de caracterização iniciais.

- Tamanho da Partícula

O tamanho das partículas determina o tamanho da superfície específica de decomposição, sendo fundamental sua observância para o processo de compostagem. Esta inicia-se junto à superfície das partículas, a qual possui oxigênio dissolvido na película de água que as cobre e é onde o substrato é acessível aos microrganismos e às suas enzimas extracelulares. Resíduos de partículas menores têm superfície específica maior. Nestes, a decomposição acontece de forma mais rápida, desde que a aeração seja monitorada para que não comprometa o processo. Afinal, partículas pequenas possuem poucos vazios, aumentando o risco de compactação e anaerobiose (CERRI, 2008).

De acordo com Pinto (2001), uma alternativa de controle, quando o material apresenta granulometria muito fina, é misturar a estes materiais estruturantes (restos vegetais, cavacos de madeira, cascas de processamento de algodão, etc.) particionados em tamanhos maiores para aumentar a porosidade do meio e permitir o arejamento.

Pilhas com granulometria muito elevada, entretanto, pode ficar instável ao longo do tempo. Segundo Cerri (2008), o solo ajuda a manter a estabilidade da pilha de composto e ainda funciona como inóculo de microrganismos importantes ao processo. A quantidade de solo a utilizar não deve exceder um a dois centímetros por cada 30 cm de altura da pilha. Solo em excesso torna a pilha pesada para revolver e pode criar condições de anaerobiose, sobretudo em clima chuvoso.

- pH

O pH influencia diretamente nas reações que ocorrem durante o processo de compostagem, este pode ser indicativo do estágio de degradação dos resíduos orgânicos. Jimenez e Garcia (1989) constataram que durante as primeiras horas de compostagem o pH decresce até valores de, aproximadamente, 5,0, o que pode indicar tanto falta de maturação (fase inicial) quanto ocorrência de zonas de anaerobiose. Nessa fase são produzidos ácidos, à medida que os fungos e as bactérias digerem a matéria orgânica, os quais se acumulam acidificando o meio. Essa redução do pH favorece o crescimento de fungos e a degradação da celulosa e lenhina, decompostas até serem completamente oxidadas. Todavia, se houver condição de anaerobiose, o pH poderá ficar mais ácido, limitando a atividade microbiana e retardando o processo de compostagem. Neste caso, devem ser feitos revolvimentos para a disponibilização de oxigênio e o pH voltar a subir (CERRI, 2008).

Com a evolução do processo de compostagem aumenta gradualmente, ao passo que o composto vai sendo estabilizado, com a hidrólise de proteínas e a liberação de amônia, alcançando valores entre 7,0 e 8,0. De acordo com Peixoto (1988), a faixa ótima de pH para desenvolvimento dos microrganismos é entre 6,5 a 8,0.

Fernandes e Silva (2000) afirmam que os processos de compostagem dos lodos de esgoto, normalmente, desenvolvem-se muito bem, inclusive misturados aos materiais estruturantes.

6 HISTÓRICO DE LETES E A LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

O Brasil foi um dos primeiros países do mundo a implantar sistemas de drenagem de água pluvial, todavia, esses investimentos só aconteciam no Rio de Janeiro e se restringiam às áreas onde a aristocracia ocupava. A desigualdade social é, até hoje, um dos maiores obstáculos

para a democratização do saneamento básico brasileiro (BRK, 2019). Durante o século XIX, foi construída a primeira rede de esgoto dos estados de Rio de Janeiro, São Paulo e Recife.

Na tentativa de reverter essa problemática, foram criando-se diretrizes de implementação, medidas e infraestruturas para o saneamento básico, de acordo com as demandas sociais no passar dos anos no país. Barros (2014) relata que o Brasil estatizou o serviço de saneamento no início do século XX, até então, empresas estrangeiras prestavam os serviços. Em 1940, iniciou-se a comercialização dos serviços de saneamento, os mecanismos de financiamento e as autarquias tinham influência do SESP (Serviço Especial de Saúde Pública), atualmente substituído pela FUNASA (Fundação Nacional de Saúde).

A partir de 1960, estabeleceram-se políticas públicas setoriais centralizadoras e ocorreu a criação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico, detentoras do poder sobre a prestação de serviços de distribuição de água de abastecimento e de esgoto. Barros (2014) aborda ainda que, um ano depois, foi instituído o primeiro plano, denominado Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), início de maiores investimentos do Poder Público, com objetivo de planejar, executar e universalizar os serviços de saneamento por todo o território, considerado um marco legal do saneamento.

A partir de 1980, também chamada de “a década perdida”, o Brasil, ainda em regime militar, teve sua economia estagnada, por não conseguir se adaptar aos modelos econômicos mundiais (DA SILVA, 2017). O crescente endividamento e sua exposição aos bancos credores acarretaram a falência do PLANASA e extinção do Banco Nacional de Habitação (BNH), em 1986. Neste momento, o saneamento brasileiro passou por um vazio institucional, onde as metas planejadas não puderam ser atingidas.

Na década seguinte, foi criado o Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS), atual Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades, a qual tem como principal instrumento o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS). Em 1995, foi promulgada a Lei 8.987, a qual dispõe sobre o regime de concessão e permissão da prestação de serviços públicos, regulamentando o Art. 175 da Constituição Federal de 1988.

Após diversas disputas entre governos federal, estadual e municipal, os municípios passaram a ter a titularidade dos serviços de saneamento, com a sanção da Lei 11.445/2007, chamada de Lei Nacional do Saneamento Básico (LNSB), regulamentada pelo Decreto nº 7.217, a qual tratou sobre várias questões ainda não positivadas na legislação vigente. Através da criação de instrumentos legais e políticos de âmbito nacional, estabeleceu-se diretrizes para

atuação do Governo Federal nos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e gestão dos resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais no país (BARROS, 2014). Tratou-se de outro marco legal do setor, na busca de melhorias na prestação de seus serviços.

O principal instrumento dessa lei foi o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), aprovado pelo Decreto nº 8.141, de 20 de novembro de 2013. Fundamentou-se no planejamento integrado do saneamento básico, infraestrutura urbana, saneamento rural e saneamento estruturante. Atualmente, ainda restam 12 anos para o horizonte final das diretrizes gerais do Governo Federal, estabelecido para 2014 a 2033.

De acordo com a Lei nº. 11.445/2007, saneamento básico é o conjunto dos serviços, da infraestrutura e das instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e drenagem urbana. Todavia, este conceito já vem sendo superado, com o surgimento da perspectiva de Saneamento Ambiental.

De acordo com o Manual de Saneamento da FUNASA:

Saneamento Ambiental é o conjunto de ações socioeconômicas que almejam a salubridade ambiental (estado de higidez em que vive a população urbana e rural), por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária do uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços de obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural (FUNASA, 2004).

A interdependência positiva entre Meio Ambiente e Saneamento deve ser considerada, afinal, suas relações são recíprocas. O saneamento ambiental está intimamente ligado à sustentabilidade do saneamento básico e visa a qualidade de vida da população. Tanto o saneamento ambiental interfere na qualidade ambiental do meio, quanto o meio ambiente é fundamental para se planejar e implementar suas medidas. Enquanto o saneamento básico tem seu foco baseado no acesso e na prestação de serviços básicos à população, o saneamento ambiental engloba questões sociais e de preservação ambiental, tendo um propósito mais amplo, a fim de promover a salubridade ambiental.

Em relação aos LETES, lamentavelmente, o Brasil não dispõe, ainda, de uma legislação específica que trace diretrizes gerais sobre sua destinação final. Em termos gerais, a forma de estabelecer padrões de qualidade no Brasil para sua valorização é similar aos EUA e Reino Unido.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), em 1987, lançou a NBR 10.004 (Norma Brasileira Registrada), que dá a definição e a classificação dos resíduos quanto ao seu potencial poluidor e risco à saúde pública. Segundo esta, o LETE pertence à Classe II A (não-

inertes), pois não se enquadram na Classe I (perigosos) nem na Classe II B (inertes), devido seu potencial biodegradável, combustível e/ou de solubilidade em água. A Classe II exclui, porém, aqueles com propriedades corrosivas, de inflamabilidade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (ABNT, 1987).

Em 1999, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), órgão vinculado à Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo, expediu a Norma Técnica P4.230, a qual regulamentou o uso agrícola de lodos resultantes de tratamentos biológicos, incluindo o lodo de esgoto. Nela pode ser encontrado o manual técnico de projeto e operação para aplicação de lodo de esgoto de sistemas de tratamento biológico em solos agricultáveis, com os limites, monitoramento e padrões a serem observados. No Paraná, a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) elaborou e publicou Manuais Técnicos para a elaboração do Plano de Distribuição de Lodo e monitoramento da atividade. Todas em acordo com as normas federais, nunca mais permissivas (PIRES, 2006).

Para a utilização do LETE doméstico na agricultura, a Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2006) definiu que este deve estar devidamente estabilizado. De acordo com seu artigo 3º, os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, para terem aplicação agrícola, deverão ser submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores, de acordo com o Anexo I desta Resolução. A estabilização deve proporcionar uma razão C/N baixa, ou seja, maior quantidade de nitrogênio mineralizado. Esse elemento deve estar em excesso para os microrganismos e rapidamente disponível para as plantas, sem competitividade.

Outra exigência é o monitoramento de substâncias orgânicas no lodo, embora não sejam determinados limites máximos de concentração (BRASIL, 2006). Entretanto, a carga poluente presente nos lodos pode provocar impactos extremamente negativos no meio ambiente, podendo até ser irreversíveis. Isto requer a regulamentação de seu tratamento e destino final, de modo a potencializar seu poder fertilizante e a minimizar o seu potencial poluente (DUARTE, 2014).

Entre os procedimentos de controle ambiental previstos pela Resolução nº 375/06 estão aqueles relacionados à frequência de monitoramento do lodo, à elaboração de projeto agrônomico e às condições de manuseio, transporte e aplicação do material. O documento também estabelece critérios para culturas e áreas agrícolas aptas a receber o material, para restrições locais, para definição de dose de aplicação e para o monitoramento das áreas de aplicação.

No sentido de atender aos requisitos de qualidade do lodo, são definidos limites máximos de concentração para agentes patogênicos, indicadores bacteriológicos e contaminantes inorgânicos. Ao contrário da maior parte das legislações internacionais sobre o tema, a Resolução CONAMA nº 375/06 exige o monitoramento de substâncias orgânicas no lodo, embora não sejam determinados limites máximos de concentração (BRASIL, 2006).

Para a produção, compra, venda, cessão, empréstimo ou permuta do lodo de esgoto e seus produtos derivados, além do previsto nesta Resolução, deverá ser observado o disposto no Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que regulamenta a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, a qual dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura.

Em 2004, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) na Instrução Normativa Nº 15, regulamentou o registro de fertilizantes orgânicos, incluindo o LETE, e definiu limites máximos a serem registrados junto ao MAPA, através da Portaria nº 49, de 25 de abril de 2005, que foi submetida à consulta pública. A diferença entre a Regulamentação CONAMA nº 375/06 e as Instruções Normativas do MAPA diz respeito ao rigor no controle.

O CONAMA exige o monitoramento do lote de esgoto a ser aplicado em área agrícola, facilitando a identificação de falhas e/ou avaliação da qualidade desse (EMBRAPA, 2006). Entretanto, essa Resolução foi revogada pela nº 498, de 19 de agosto de 2020, considerando que a Lei nº 12.305, de 2010, enquadra, o uso do lodo de esgoto no solo, nos princípios de reciclagem de resíduos dispostos. Essa Resolução amplia as viabilidades de valorização de lodo de esgoto em solos e é o amparo legal mais atualizado para a produção e aplicação de biossólidos no Brasil.

Em relação as LETEs, lamentavelmente, só em 2007, a Lei nº 11.445 estabeleceu diretrizes nacionais para o saneamento básico do país. Esse marco legal foi atualizado pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, a qual atribuiu à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) a competência para editar normas de referência sobre os serviços de saneamento. Criada em 2000, pela Lei nº 9.984, é uma entidade federal de implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), que regula os serviços públicos de saneamento, estabelece regras para sua atuação, sua estrutura administrativa e suas fontes de recursos.

7.1 VALORIZAÇÃO DOS LETEs

Conforme o Dicionário Brasileiro de Ciências Ambientais (LIMA e SILVA *et al.*, 2002) resíduo sólido é qualquer refugo, sobra ou detrito originado de atividade humana, exceto dejetos e outros materiais sólidos. Esse desprezo é vigorosamente limitado pelo contexto psicológico e sociológico, espaço e tempo (BIDONE, 2001). O resíduo, é então, assim classificado quando o detentor tem a intenção de se desfazer, pois o benefício deste, para ele, é negativo ou nulo.

O conceito de resíduo sólido não determina a destinação final do material. Valorizar e não enterrar materiais que ainda apresentam outros usos, potencial de gerar energia, liberação de nutrientes ou de retornar à cadeia produtiva, atualmente, vem sendo uma iniciativa estimulada visto seus benefícios sociais, econômicos e ambientais.

As operações de valorização consistem em transformações de resíduos de modo a servirem a um fim útil, substituindo outros materiais. Isso conduz à inovação nas diferentes formas de destinação final dos resíduos.

Quanto ao LETE, a Water Environmental Federation (WEF, 2005) admite que quando é valorizado, ou seja, utilizado de forma útil, ele pode ser denominado “Biossólido”. Esse termo foi criado e divulgado no mundo para incentivar seu uso e de seus derivados, principalmente na agricultura.

É uma forma de salientar seus aspectos benéficos e valorizar sua utilização produtiva e de seus derivados (ANDREOLI e VON SPERLING, 2014). Por seu potencial poluidor e de transmissão de doenças, seu gerenciamento representa custos elevados aos sistemas urbanos de tratamento (INÁCIO e MILLER, 2009).

O biossólido, normalmente, apresenta uma composição variável quanto à matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, metais pesados e riscos biológicos, principalmente em função da bacia de esgotamento da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e do tipo de tratamento empregado (ABREU *et.al.*, 2017). Malta (2001) declara que, para que este seja utilizado como adubo orgânico na agricultura, devem atender à densidade máxima recomendada de patógenos, limites de metais pesados e redução de atração de vetores.

8.1 Uso Agronômico

A adubação orgânica, agricultura sustentável e agroecologia são termos complementares no seu objetivo, causa e consequência, sendo ideal que sejam trabalhados na prática. A valorização de resíduos orgânicos, como os LETEs, funciona como um instrumento para aplicação dessas práticas, em que se objetiva introduzir aquilo que iria ser descartado, em sistemas agrosustentáveis, resultando em maior rendimento agrícola, menores despesas com fertilizantes químicos e na manutenção do equilíbrio do ecossistema.

São várias as possibilidades de utilização agrícola de lodo de esgoto, como a silvicultura, a floricultura, o paisagismo, a produção de alimentos (respeitando os aspectos legais vigentes), entre outros (EPSTEIN, 2002). A valorização dos resíduos orgânicos tem-se tornado promissora tendo em vista que garante o aumento da produtividade e reduz o custo com fertilizantes, favorecendo o mercado dos adubos orgânicos, bem como a deposição final segura, desses resíduos, no meio ambiente (FIGUEIREDO e TANAMATI, 2010; MONTEMURRO *et al.*, 2010). O alto preço dos fertilizantes químicos contribui para a procura por fontes alternativas (KIEHL, 1985).

O valor agrícola do LETE já foi demonstrado por artigos científicos, que atestaram o seu elevado valor fertilizante no crescimento de várias culturas (RUDOLFS (1928), MULLER (1929), DE TURK (1935) e LUNT (1959)). Estudos feitos no Paraná, pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) e pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER), mostram que a adição no solo de lodo de ETE, devidamente tratado, acarretou em um aumento na produtividade de 20 a 50% de várias culturas (milho, trigo, maçã, laranja, pinus, eucalipto, feijão, etc). Em estudos feitos em Curitiba, a EMATER concluiu que, no caso da cultura do milho, a produtividade obteve aumentos que variaram entre 30 e 77% (SANEPAR, 1997).

Tem sido valorizado também na melhoria de solos em áreas florestadas (SMITH, 1997), na recuperação de áreas degradadas (WISNIEWSKI *et al.*, 1996; WHITE *et al.*, 1997), na fertilização de solos de cultivos, como soja e trigo (BROWN *et al.*, 1997), milho (CROHN, 1996; BISCAIA e MIRANDA, 1996; LOURENÇO *et al.*, 1996; SILVA *et al.*, 1997), feijão e girassol (DESCHAMPS e FAVARETTO, 1997), hortaliças, como tomate, abóbora (OZORES-HAMPTON *et al.*, 1997) e até mesmo alface (SLOAN *et al.*, 1997).

De acordo com Franco (2010), além dos constituintes benéficos presentes nos lodos existem, em menor ou maior quantidade, substâncias nocivas, como os metais pesados, os

compostos orgânicos e os organismos patogênicos, que podem desvalorizá-los ou mesmo inutilizá-los para a agricultura. Metais pesados acima de determinadas concentrações se tornam tóxicos para as plantas, para os animais e para o próprio homem. Micropoluentes orgânicos são potencialmente tóxicos para os animais e os organismos patogênicos podem provocar doenças. Se a estes fatores se juntar ainda o seu teor de umidade e o fato de entrarem rapidamente em putrefação, facilmente se observa fortes motivos de seu manejo controlado, integrado e sustentável.

De acordo com Soares (2005), os solos brasileiros são ácidos, com baixa fertilidade natural e com intensa exploração agrícola. Neste sentido, tem-se procurado novas práticas para a recuperação destes. O lodo, desde que esteja devidamente higienizado e com baixas concentrações de metais pesados, pode exercer esta função.

De acordo com Texeira (2012), dentre os principais benefícios do uso do lodo no solo, quanto aos parâmetros químicos, tem-se: incorporação e aumento da disponibilidade dos macro e micronutrientes, redução da velocidade de liberação do nitrogênio, aumento da Capacidade de Troca de Cátions (CTC); complexação de elementos tóxicos, entre outros.

Destacam-se também os benefícios da aplicação do lodo nas características físicas do solo, como: estabilidade dos agregados e da estrutura, infiltração e retenção de água, resistência à erosão, incremento da atividade biológica, diminuição da lixiviação de nutrientes e melhoria da aeração. Além disso, a matéria orgânica contida nos biossólidos pode aumentar o conteúdo de húmus do solo (BETTIOL e CAMARGO, 2000; MELLO e MARQUES, 2000; WRIGHT, 2001; CHENG *et al.*, 2007; PARKINSON *et al.*, 2004).

De acordo com Li *et. al* (2011), a aplicação de lodos na agricultura é uma das principais maneiras para sua disposição ou reciclagem, por serem fontes de nutrientes vegetal como Nitrogênio (N), Fósforo (P) e matéria orgânica biodisponível.

Vaz e Gonçalves (2002) afirmam que a valorização do lodo na agricultura é a forma mais adequada para a ciclagem dos seus nutrientes, contribuindo para a diminuição dos problemas ambientais e atuando como fertilizante e condicionador do solo. Os solos que são submetidos ao uso agrícola baseado em práticas convencionais de manejo apresentam um declínio no estoque de matéria orgânica, que pode chegar inclusive a 50% em um ano (MIELNICZUK, 2008).

Magalhães (2008) traz em seus estudos que, para viabilizar o processo de adubação orgânica utilizando o lodo de esgoto, deve-se aplicar tecnologias de tratamento (digestão aeróbia e anaeróbia, aplicação de cal, compostagem, disposição no solo, filtros biológicos e

sistema de lodos ativados). Todavia, Rocha (1998) comenta que o LETE não funciona como um substituto, integral, dos fertilizantes químicos, mas como um complemento destes na hora da adubação, promovendo redução nos custos e na utilização de agrotóxicos.

O manejo deve ser cuidadoso de modo a não causar impactos negativos à saúde pública, ao equilíbrio do meio ambiente ou prejuízos econômicos ao agricultor. Mostra-se, assim, o potencial de valorização agrônômica do lodo de esgoto (LUDUVICE, 2000).

A aplicação de LETE no solo agrícola somente poderá ocorrer mediante a existência de uma Unidade de Gerenciamento de Lodo (UGL) devidamente licenciada pelo órgão ambiental competente. Estas são unidades responsáveis pelo recebimento, processamento, caracterização, transporte e destinação do lodo de esgoto produzido por uma ou mais ETEs, além de pelo monitoramento dos efeitos ambientais, agrônômicos e sanitários de sua aplicação em área agrícola (BRASIL, 2006).

8.2 Necessidades nutricionais vegetais

De acordo com Arnon e Stout (1939), os nutrientes são chamados de essenciais quando a espécie não consegue desempenhar funções específicas e/ou completar alguma etapa do seu ciclo de vida sem ele, por estar diretamente ligado ao seu metabolismo, seja por fazer parte de uma molécula orgânica ou ser necessário em alguma etapa do metabolismo. Explicam ainda que quando o elemento apenas estimula o crescimento da espécie é identificado como benéfico, embora possa ser essencial para outras espécies.

Nessa perspectiva, os nutrientes vegetais (elementos essenciais) são classificados como macronutrientes (C, H, O, N, P, S, K, Ca e Mg) e micronutrientes ou elementos complementares (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cl, B e Mo) (ARNON e STOUT, 1939).

O nitrogênio (N), um dos nutrientes mais demandados, estimula o crescimento das folhas e dos caules e é essencial para as transformações energéticas que ocorrem no interior do vegetal. Na ausência desse elemento o principal processo bioquímico afetado é a síntese protéica, com consequências no seu crescimento e na produção de clorofila, resultando em clorose ou amarelamento das folhas antigas. Entretanto, o excesso desse elemento nas plantas gera sintomas de coloração verde escura, com folhagem suculenta, tornando-a suscetível às doenças e às pragas ou déficit hídrico (DUARTE, 2014; MONTEIRO, 2007), a fase da floração

e os frutos podem tardar a acontecer, tendo sabor mais ácidos do que o normal (EMBRAPA, 2012).

O nitrogênio é um elemento instável e com baixa disponibilidade, sua escassez local pode ser limitante à produção de biomassa de diversas culturas e solos (AMADO *et al.*, 2002). Uma vez aplicado ao solo, como através dos LETEs, o nitrogênio orgânico passa por transformações biológicas (aminização, amonificação e nitrificação), sofrendo processo de mineralização, o que o torna altamente disponível para absorção das plantas. Essas formas orgânicas, como o nitrato, são, de modo geral, pouco solúveis, propiciando perdas por erosão e escoamento superficial. Ainda pode ocorrer, a depender das condições ambientais, perdas por volatilização de amônia (desnitrificação).

O fósforo também é um importante elemento para os processos energéticos dos vegetais, auxilia a transformação da energia luminosa em energia química durante a fotossíntese, pode modificar a atividade enzimática por fosforilação (adição do fosfato a um composto orgânico) e é importante para o crescimento vegetal, floração e formação de sementes (MALAVOLTA, 2006). A relação carbono/fósforo (C/P) indica a taxa de mineralização do fósforo, assim como acontece em relação ao nitrogênio (C/N). Desse modo, os materiais adicionados ao solo devem ser ricos nesses três elementos citados para que não haja competição entre os organismos presentes e comprometimento da eficácia do processo.

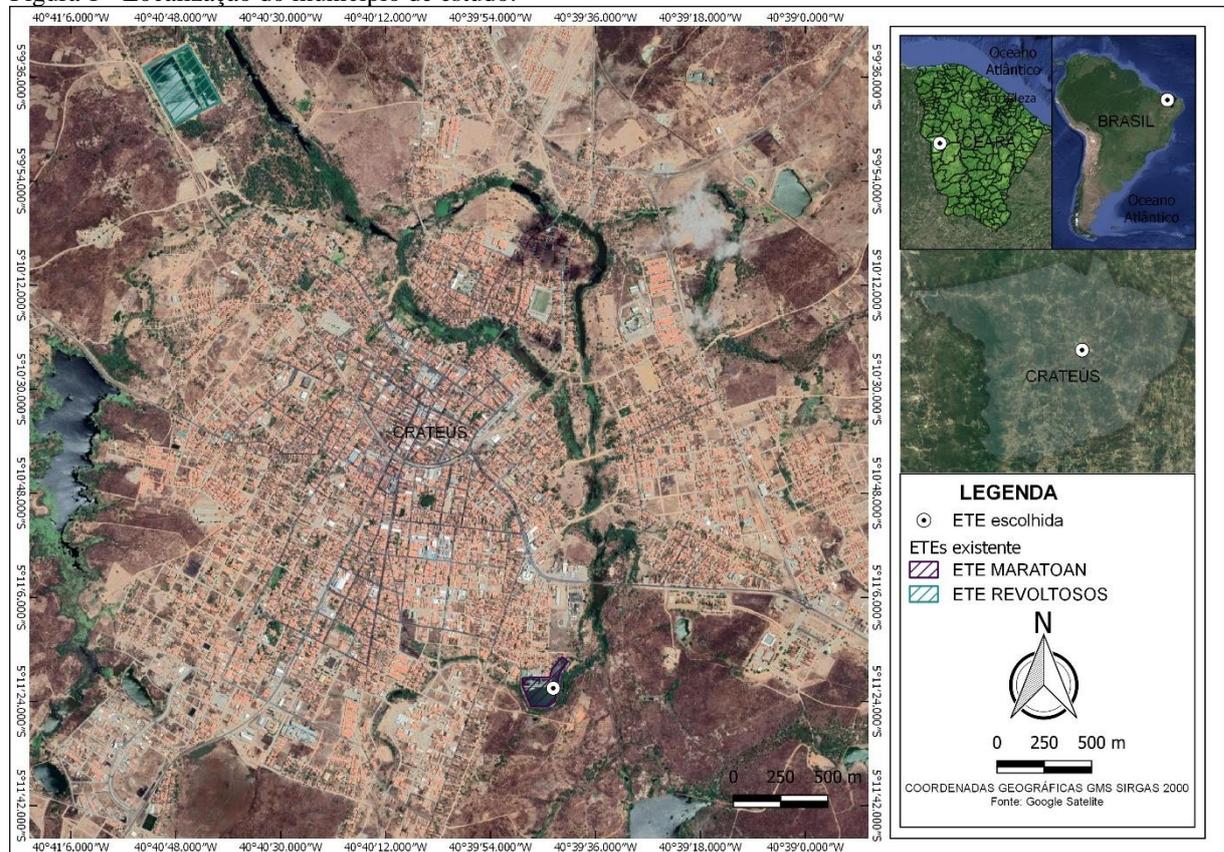
O lodo de esgoto vem sendo estudado como fonte de fósforo, nitrogênio e outros elementos benéficos na agricultura, e vem demonstrando ser uma alternativa de disposição final de baixo custo (BETTIOL e CAMARGO, 2006). Segundo a SANEPAR (1997), as propriedades deste biossólido são semelhantes às de outros produtos orgânicos utilizados na agricultura. O lodo apresenta teores de carbono próximos a 30% (base seca); altos teores de N, P e S; baixas quantidades de K; e concentrações significativas de Ca e Mg (TEDESCO *et al.*, 2008). Além dos macronutrientes, o lodo apresenta considerável quantidade de micronutrientes (CHENG *et al.*, 2007).

9 METODOLOGIA

9.1 Local de estudo

O presente trabalho teve seu desenvolvimento na Universidade Federal do Ceará Campus Crateús, Ceará, Brasil. O município de Crateús se localiza no Sertão de Crateús e é a décima cidade mais populosa do estado do Ceará, com 75.159 mil habitantes (IBGE, 2020). A cidade dista, aproximadamente, 382 Km de Fortaleza, capital do estado do Ceará. A Figura 1 mostra a localização do município.

Figura 1 - Localização do município de estudo.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A cidade de Crateús possui um clima Tropical Quente Semiárido Brando, com temperatura média entre 26° e 28° e ventos com velocidade média de 2,9 m/s, pluviosidade média de 731,2 mm e o período chuvoso entre janeiro e abril (IPECE, 2017). Está inserida nos relevos do Planalto de Ibiapaba, Depressões Sertanejas e Maciços Residuais. Os tipos de solos mais presentes na região são Areias Quartzosas Distróficas, Bruno não Cálculo, Latossolo Vermelho-Amarelo, Planossolo Solódico e Podzólico Vermelho-Amarelo.

De acordo com o último censo (IBGE, 2010), possui 47,9% de cobertura de esgotamento sanitário e 63% do esgoto gerado na área urbana é destinado para as ETEs do município (PNSR, 2010). O município possui duas ETEs macro (ETE-MARATOAN e ETE REVOLTOSOS), ambas com 03 lagoas de estabilização (01 facultativa e 02 de maturação), além de dispositivos de tratamento preliminar. Além disso, possui 02 Estações Elevatórias de Esgoto (EEE's), as quais estão situadas na sub bacia do Rio Poti (pertencente à bacia hidrográfica do Parnaíba), o qual recebe os efluentes tratados.

O lodo a ser utilizado no trabalho é gerado pela lagoa facultativa da ETE-MARATOAN, primeira lagoa das etapas de tratamento, localizada no bairro Ipase, conforme mostra a Figura 2.

Figura 2 – Fotografia aérea da ETE-MARATOAN



Fonte: Elaborado pela Autora.

Operada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), atualmente, essa ETE atende uma vazão de 21 L/s e tem uma produção média de lodo ainda desconhecida. A lagoa escolhida possui 25 anos de operação e sem manutenção, o que é recomendado por Von Sperling (1998), que afirma que as lagoas facultativas devem ter a frequência de remoção de lodo programada para um tempo maior que 20 anos, entretanto, o ponto de amostragem foi

levado em conta nas análises, por ter sido feito próximo à entrada do afluente na lagoa facultativa, com alta carga de poluição recente.

9.2 Procedimento de coleta de resíduos e material estruturante

A coleta do lodo de esgoto foi realizada diretamente na lagoa facultativa, que tem 2 metros de profundidade. Com auxílio de uma peneira para piscina com cabo metálico grandeparte do resíduo depositado no fundo da mesma foi retirado para a caracterização *in natura* e montagem dos sistemas de compostagem.

Esta lagoa foi escolhida devido ao seu longo tempo de operação e por ser a primeira do processo de tratamento de esgoto, contendo maior carga orgânica inicial, como já mencionado. De acordo com Metcalf e Eddy (2002), o volume de lodo produzido na lagoa facultativa escolhida chega a ser aproximadamente, no máximo, 4.114,96 m³.

Para viabilizar, o ponto de coleta escolhido foi próximo à entrada do afluente, devido a maior praticidade e nível de assoreamento, de modo que a profundidade neste ponto era menor do que em outros pontos da lagoa.

Devido ao potencial contaminante do material coletado foram utilizados EPIs continuamente (luvas, roupas apropriadas, botas, óculos e máscaras). A Figura 3 mostra o momento de coleta.

Figura 3 - Coleta do lodo bruto



Fonte: Elaborada pela autora.

Os recipientes para transporte e acondicionamento utilizados foram previamente esterelizados, com sabão desinfetante e água. A Figura 4 lustra o lodo coletado.

Figura 4 – Lodo coletado.



Fonte: Elaborada pela autora.

O material estruturante usado foi coletado direto dos campos de colheita de *Vigna unguiculata*, mais conhecida na região como feijão-fradinho, localizados no distrito do Realeijo, Crateús-CE, o mesmo foi exposto ao sol durante duas semanas para secar, e logo em seguida particionado em tamanhos menores, conforme mostra a Figura 5.

Figura 5 – Vagens secas particionadas



Fonte: Elaborada pela autora.

9.2.1 Condicionamento do lodo e do material estruturante

A amostra de lodo foi utilizada tanto para a caracterização físico-química inicial quanto para a montagem dos sistemas de compostagem.

Antes do uso da amostra, essa ficou 8h em repouso para que o líquido em excesso fosse direcionado de volta a ETE. O material encaminhado para caracterização, nos laboratórios parceiros, Laboratório de Química, da Universidade Federal do Ceará (UFC), *campus* Fortaleza, e Laboratório de Resíduos Sólidos do Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará (NUTEC), foi acondicionado em *cooler* de isopor e coberto com gelo, para manutenção da temperatura, sendo aferida por termômetro digital na origem e no destino.

O lodo para uso na compostagem foi misturado com a vagem seca, triturada previamente, a fim de se obter condições físicas mais adequadas ao ataque microbiológico e à manutenção das condições ótimas para arejamento.

A incorporação do material estruturante ("*Bulking agents*"), de acordo com Afaz *et. al.* (2017), é necessária para aumentar a resistência mecânica do lodo, o que contribui também para aumentar a porosidade da matriz inicial, durante o processo de compostagem.

O material estruturante foi vagem seca de feijão produzido localmente (feijão-fradinho). Cortados em pedaços de cerca de 2 a 5 cm de comprimento para facilitar e uniformizar a mistura com o lodo de esgoto (ZHAO Xiu-Ian *et. al.* 2016). De acordo com Azevedo e Spehar (2002), as palhas de feijão-caupi apresentam relações de C:N de 23:1 à 31:1, o que para a compostagem é indicado, por isso sua escolha para este trabalho.

9.3 Sistemas experimentais

A compostagem desenvolvida neste trabalho consistiu em reatores de bancadas, afim de se obter dois sistemas em escala laboratorial do tratamento do lodo de esgoto da lagoa facultativa escolhida.

A quantidade de resíduo coletado foi particionada em recipientes para a análise laboratorial, galão de água de 5 litros, e nos reatores caseiros, feitos de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), cada um com capacidade máxima de 30 litros. A Figura 6 traz o *layout* de montagem dos reatores.

Figura 6 - Layout dos reatores



Fonte: Elaborada pela autora.

Cada sistema foi composto por dois compartimentos, um superior (caixa digestora) e outro inferior (caixa coletora). No fundo do recipiente superior foram realizados 9 furos de 0,5 cm de diâmetro, com auxílio de uma tesoura, no intuito de possibilitar o fluxo do biofertilizante para o inferior, no qual foi acoplada, a 1 cm do fundo, uma torneira de bebedouro com vedação, para facilitar a coleta do mesmo. Os sistemas foram cobertos inicialmente com sacolas de lixo pretas, e posteriormente, no segundo dia de compostagem, com tela a fim de dificultar a proliferação de insetos indesejados, abafamento, e permitir evaporação e aerobiose, com trocas de gases do meio interno com o externo.

A montagem dos dois sistemas obedeceu a seguinte configuração:

Reator 1 (R1) – 30% de lodo de esgoto e 70% de material estruturante.

Reator 2 (R2) – 40% de lodo de esgoto e 60% de material estruturante.

O lodo bruto foi previamente peneirado para inserção nos reatores e para correto fracionamento foi medido, através do volume em altura, 9 litros do mesmo e 21 litros de material estruturante para o S1, enquanto que para o S2 mediu-se 12 litros de resíduo bruto e 18 litros de material estruturante, intercalando em camadas de cerca de 10 cm nos dois sistemas. A Figura 7 abaixo aborda o momento de alimentação dos mesmos.

Figura 7 - Alimentação dos reatores com material estruturante e lodo bruto



Fonte: Elaborada pela autora.

A disposição das camadas se deu até atingir a capacidade máxima dos recipientes, diante do fato de que, durante o processo de compostagem, há redução de volume do material.

Figura 8 – Reatores em operação



Fonte: Elaborada pela autora.

9.3.1 Manutenção e monitoramento dos sistemas

Os sistemas permaneceram em local arejado, protegido de incidência solar direta e chuva, sob as condições ambientais. Foram mantidas condições aeróbias para a digestão do

lodo, através de movimentação manual semanal dos sistemas (revolvimentos), conforme orientam ZHAO Xiu-Ian *et al.* (2016).

No acompanhamento dos sistemas de co-compostagem, a medição da temperatura, pH, intensidade solar e umidade foi diária, através do medidor de pH do solo PHD 3000 digital 4 em 1, com haste de 200 mm. Cada medição era realizada em pontos pré-determinados: no centro do recipiente, círculo intermediário e nas fronteiras do raio do balde. Eram escolhidos 10 pontos por medição conforme Figura 9 e 10.

Figura 9 – Pontos amostrais de análise diária



Fonte: Elaborada pela autora.

⊗: Local de perfuração da Haste do Medidor de pH digital.

Figura 10 – Medições de rotina durante a compostagem



Fonte: Elaborada pela autora.

Os valores de temperatura e pH foram usados para auxiliar a percepção de cada fase do tratamento. O tato também foi utilizado para percepção da umidade no meio, por meio do ato de espremer o material, com luvas, de modo a se verificar a necessidade de asperção de água. A conferência visual e o cheiro também foram instrumentos de monitoramento utilizados.

9.4 Análises laboratoriais

Passados os 75 dias de compostagem, uma amostra simples de cada sistema foi coletada, retiradas de cinco pontos distintos dos reatores, uma do centro e as demais em 45° de diâmetro cada uma, feitas no topo, no meio e no fundo do reator (aproximadamente 100 g). Em seguida, foi feita a mistura e a homogeneização, cuidadosamente das amostras simples de cada sistema entre si, formando uma amostra composta por sistema. Peneirou-se, com peneira de 0,25 mm,

para separação de fragmentos residuais da compostagem e foi enviada para análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

As análises físico-químicas, em sua maioria, foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 23th* (2017), as demais seguiram os procedimentos operacionais padrões dos laboratórios parceiros, conforme mostra a Tabela 4.

Tabela 04 – Parâmetros e metodologias utilizadas para análise físico-química e microbiológica do lodo de esgoto

Parâmetro	Método Analítico	Referência
pH	Potenciométrico	APHA, 2017
Temperatura (°C)	Termômetro de Haste (Hg) e Termômetro infavermelho digital	APHA, 2017
Condutividade Elétrica (uS/cm)	Condutivimétrico - Sonda Multiparâmetros	Procedimento padrão
Umidade (%)	Gravimétrico	APHA, 2017
Sólidos Totais (%)	Gravimétrico - Secagem a 103 - 105 °C	APHA, 2017
Sólidos Totais Fixos (%)	Gravimétrico - Ignição a 500 - 550 °C	APHA, 2017
Sólidos Totais Voláteis (%)	Gravimétrico- Ignição a 500 - 550 °C	APHA, 2017
Alcalinidade Total (mgCaCO ₂ /L)	Titulação potenciométrica - Neutralização com ácido sulfúrico - 2320 B	APHA, 2017
Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)	Titulação potenciométrica	KAPP, 1984 <i>apud</i> Ribas, Moraes e Foresti, 2007
Nitrato (mgN/L)	Espectofotômetro	APHA, 2017
Amônia	Destilação /4500 B - Titulométrico /4500 – C (MACRO – Kjeldahl)	APHA, 2017
Nitrito (mgN/L)	Espectofotômetro	APHA, 2017
Nitrogênio Kjeldahl Total (mgNH ₃ /L)	Kjeldahl	APHA, 2017
Fósforo Total	Espectofotômetro (Digestão - ácido ascórbico)	APHA, 2017
DQO (mgO ₂ /L)	Colorímetro por refluxo fechado	APHA, 2017

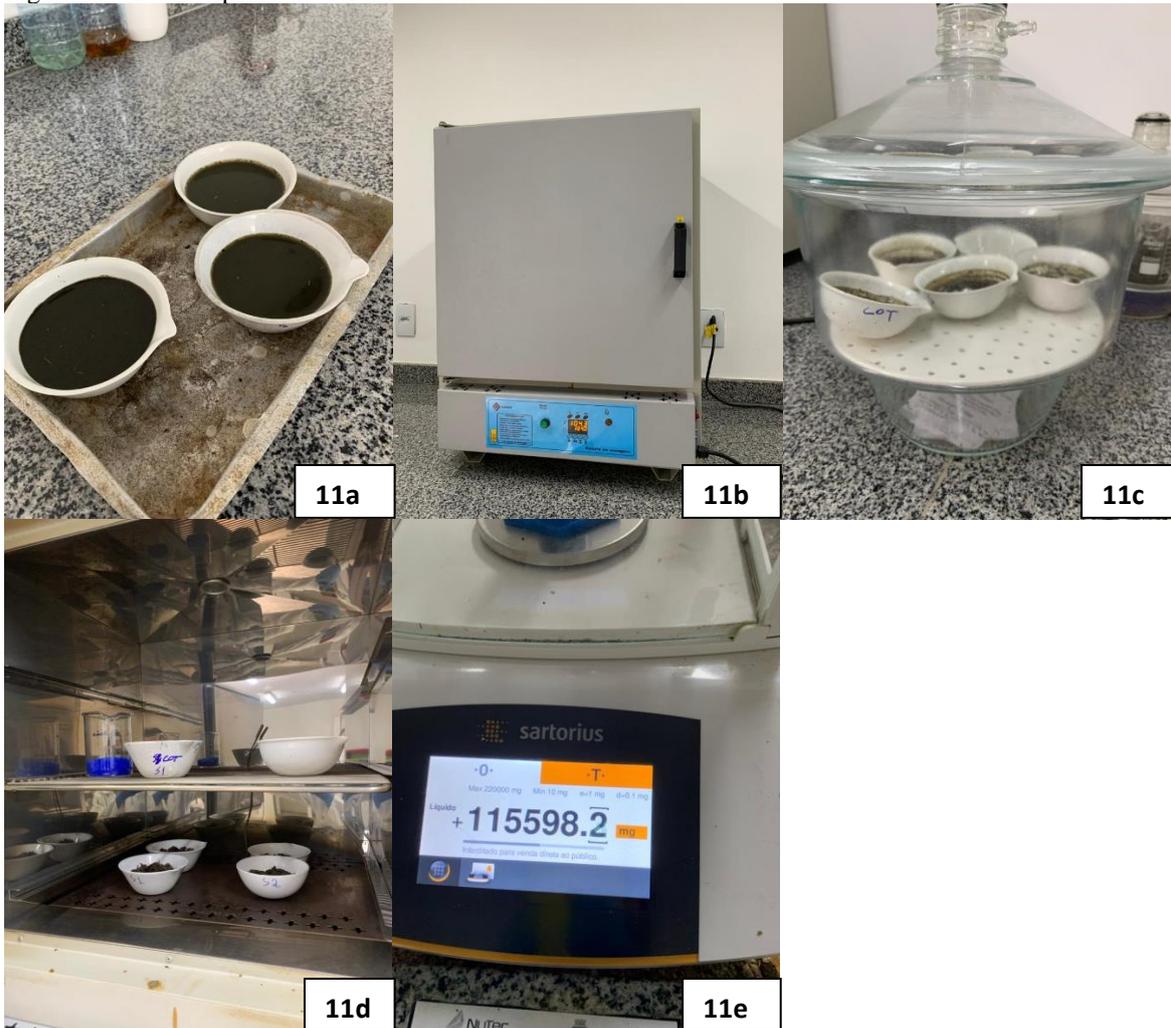
Fonte: Adaptado BEZERRA (2014).

O resíduo *in natura* foi utilizado sem diluição inicial, estas foram feitas a partir da necessidade de cada método. As diluições iniciais para o material compostado foram de 1:1, 10g para 100 ml de água destilada, para o uso nas subseqüentes diluições necessárias em cada análise.

9.4.1 Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Fixos (SF), Teor de Umidade (TU) e Carbono Orgânico Total (COT)

Inicialmente, os cadinhos foram colocados em mufla para calcinar durante 20 min, esfriados no dessecador e pesados em balança analítica. Posteriormente, encheu-se os cadinhos com 100 mL das amostras para secar durante 24 horas, na estufa, à temperatura entre 103 e 105°C. Após isso, pesou-se, e para os sólidos Fixos e Voláteis, levou-as para a mufla, para ignição do residual à 550-600°C por 30 minutos. O passo a passo desse procedimento é mostrado na Figura 11.

Figura 11 – Passo a passo da análise de Sólidos



Fonte: Elaborada pela autora.

11a: Amostras nos cadinhos (100mL); 11b: Estufa; 11c: Amostras esfriando no dessecador; 11d: Amostras esfriando na mufla; 11e: Amostra sendo pesada.

As fórmulas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 foram as utilizadas para as determinações de sólidos.

$$1. \% ST = \frac{(B-A) \times 100}{C-A}$$

$$2. ST \text{ (mg/L)} = \frac{(B-A) \times 1000}{V}$$

$$3. \% SF = \frac{(D-A) \times 100}{B-A}$$

$$4. SF \text{ (mg/L)} = \frac{(ST-A) \times 1000}{V}$$

$$5. \% SV = \frac{(B-D) \times 100}{B-A}$$

$$6. SV \text{ (mg/L)} = \frac{(ST-SF) \times 1000}{V}$$

Onde: A = peso da cápsula, g;

B = peso da cápsula + sólidos após a secagem, g;

C = peso da cápsula + amostra fresca, g;

D = peso da cápsula + sólidos após ignição, g;

V = volume da amostra, mL.

O Teor de Umidade (TU) foi determinado a partir do cálculo do teor de sólidos, pela Fórmula 7.

$$7. \text{ TU \%} = 100\% - \text{ST\%}$$

O Carbono Orgânico Total (COT) foi obtido através da secagem de 100 ml da amostra bruta e tratada, no cadinho previamente pesado, pelo analisador TOC-L + SSM-5000^a (Figura12) da *Shimadzu*, realizando a oxidação catalítica por combustão a 680°C, de modo a permitir a determinação do carbono orgânico (CO), carbono inorgânico (CI) e carbono total (CT).

Figura 12 – TOC-L e SSM-5000A da Shimadzu



Fonte: Elaborada pela autora.

9.4.2 Demanda Química Orgânica (DQO)

A determinação da DQO nas amostras brutas e tratadas foi feita a partir da oxidação química dos compostos orgânicos dissolvidos com dicromato de potássio em solução de ácido sulfúrico, em banho maria Dry-Block SL-16/30 da SOLAB, a 150°C. A análise foi feita pelo espectrofotômetro UV-VIS designado de Orion AquaMate 8000, mostrado na Figura 13.

Figura 13 – Procedimento de preparação de amostras para análise de DQO



Fonte: Elaborada pela autora.

9.4.3 Microbiológica

A caracterização das amostras de lodo quanto os indicadores bacteriológicos, parâmetros Coliformes Totais e *E. coli*, foi feita através do método de Substrato Cromogênico (kit Colilert®) preconizado pelo *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

Figura 14 - kit colilert e incubadora



Fonte: Elaborada pela autora.

14a: Cartela Colilert preenchida; 14b: Cartela incubada na estufa.

A diluição para o lodo bruto e para o lodo compostado tanto do S1 como S2 foi de 100x com água autoclavada (10^{-2}). Após as diluições, foi adicionado o reagente DST a um frasco de 100 mL agitando até diluir completamente a solução.

A quantificação foi realizada através da técnica de Número Mais Provável (NMP). As amostras foram dispostas em cartelas plásticas estéreis e descartáveis, posteriormente seladas na seladora Quanti-Tray Sealer e depois incubada, a temperatura em torno de 35 a 37°C, durante 24 horas, numa incubadora (estufa bacteriológica), modelo NT 523.

Posterior a isso, promoveu-se à contagem das cavidades positivadas das cartelas, ou seja, células que desenvolveram coloração amarelo intenso e/ou fluorescência, com um nível de confiança de 85% (Figura 15), comparando com o comparador.

Figura 15 – Cartelas com resultados



Fonte: Elaborada pela autora.

Com o auxílio de uma tabela fornecida pela COLILERT®, obteve-se o NMP de colônias de bactérias coliformes e/ou *E. coli* a partir das Fórmulas 8 e 9.

$$8. \text{ E. Coli. } \left(\frac{NMP}{100mL} \right) = \frac{n^{\circ} \text{ encontrado (cartela} \rightarrow \text{tabela)}}{\text{diluição}}$$

$$9. \text{ C.T } \left(\frac{NMP}{100mL} \right) = \frac{n^{\circ} \text{ encontrado (cartela} \rightarrow \text{tabela)}}{\text{diluição}}$$

Para mensuração em massa, foi considerada a densidade do lodo igual a da água.

9.4.4 Metais

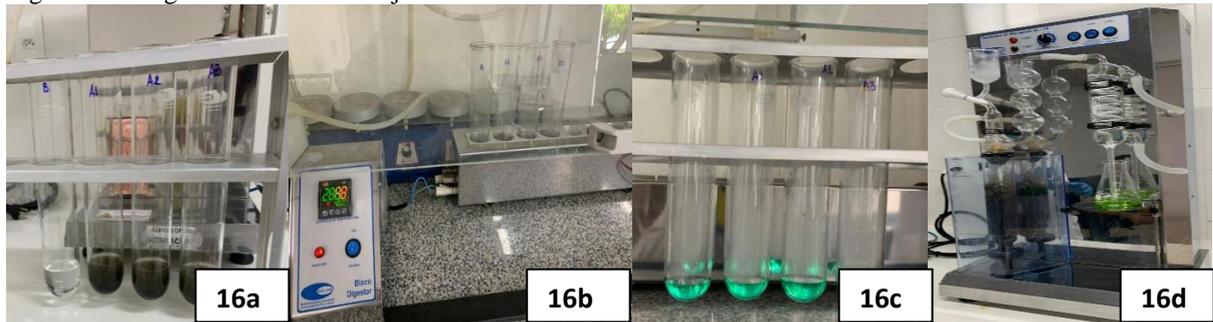
A análise de substâncias inorgânicas foi de acordo com os Anexos II e IV da Resolução CONAMA Nº 375 de 2006, para as seguintes substâncias: Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni), Selênio (Se) e Zinco (Zn). Em conjunto, também foram determinadas as concentrações de Cálcio (Ca), Sódio (Na), Potássio (K), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Vanádio (V) e Cobalto (Co), devido sua importância como limitante para as plantas.

As amostras foram submetidas à digestão ácida com aquecimento assistido por radiação microondas, em frascos fechados para garantir a retenção da volatilização de substâncias e eliminar e/ou minimizar contaminações. O método utilizado foi a digestão com água régia invertida (4 HNO₃ : 1 HCl). Ao final, as concentrações totais dos metais retirados do composto foram determinadas por meio de Espectrometria de Emissão Atômica (EAA) por plasma acoplado indutivamente (ICPOES), utilizando-se um espectrômetro de marca Perkin Elmer, modelo Optima 4300 DV com visão dupla.

9.4.5 Nutrientes

A relação C/N foi obtida pela divisão do Carbono Total, através do Carbono Orgânico Total (COT), por Nitrogênio Total, com o uso do destilador Kjeldahl (MYAZAWA *et. al.* 1992). Utilizou-se da amostra bruta sem diluição do resíduo e do tratado em peso. Este método converte todas as formas de nitrogênio em amônia após a destilação. Os equipamentos utilizados foram o bloco digestor SOLAB e o destilador de nitrogênio SL-74, como apresenta a Figura 16.

Figura 16 – Digestor e Destilador Kjeldahl



Fonte: Elaborada pela autora.

16a: Amostras preparadas para início do ensaio; 16b: Amostras no bloco digestor; 16c: Amostras após ser atingida a temperatura necessária à mudança de cor; 16d: Amostra no destilador.

Depois, titulou-se uma solução de ácido sulfúrico de 0,02 N para determinação da amônia e nitrogênio total nas amostras. As fórmulas utilizadas para determinação de nitrogênio total, teor de nitrogênio e amônia foram as Fórmulas 10, 11 e 12.

$$10. NTK \left(\frac{mg}{kg} \right) = \frac{(A-B) \times 280}{m}$$

Onde: A = volume titulado de H₂SO₄ para a amostra, mL;

B = Volume titulado de H₂SO₄ para o branco, mL;

m = Massa utilizada de amostra, g.

$$11. N\% = \frac{V \times N \times 0,014 \times 100}{m}$$

Onde: V = volume titulado de H₂SO₄ para a amostra, mL;

N = Concentração da solução titulante utilizada, mol/L;

m = Massa utilizada de amostra, g.

$$12. NH_3 \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{V \times N \times 0,014 \times 100}{V}$$

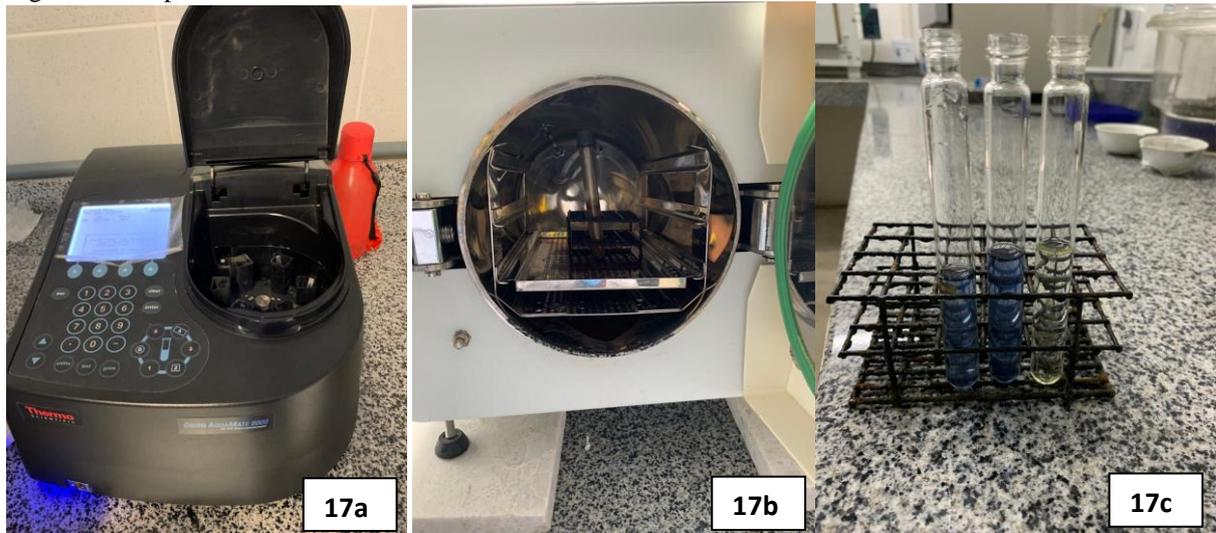
Onde: V = volume titulado de H₂SO₄ para a amostra, mL;

N = Concentração da solução titulante utilizada, mol/L;

V = Massa utilizado da amostra, mL.

As amostras iniciais foram diluídas em 10x em água destilada para análise de fósforo total, tanto amostra bruta como amostras do composto final. Esse parâmetro foi medido através do método de absorção do azul molibdênido por um espectrofotômetro UV-VIS, designado de Orion AquaMate 8000, como mostra a Figura 17.

Figura 17 – Espectrofotômetro



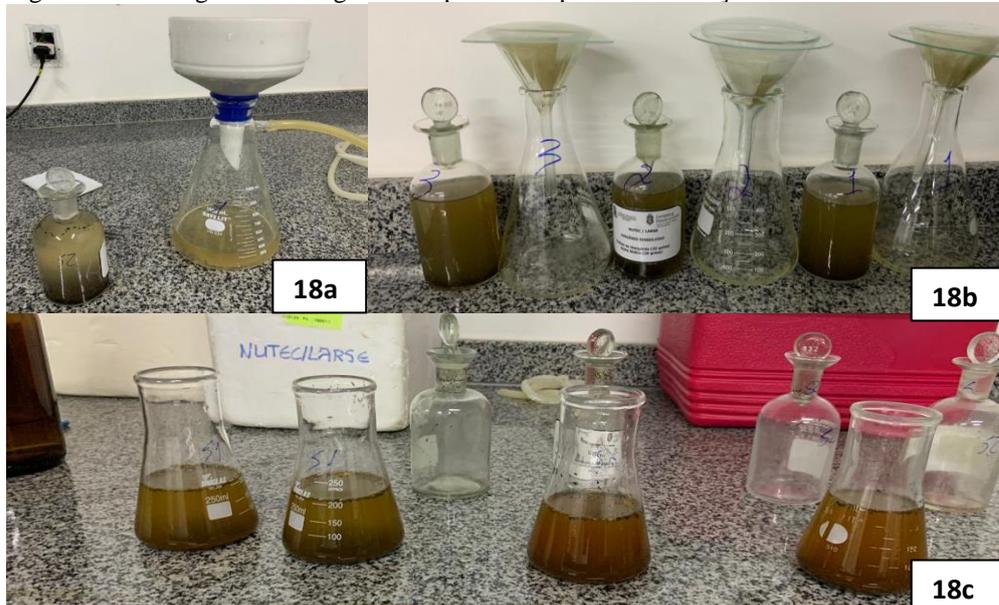
Fonte: Elaborada pela autora.

17a: Espectrofotômetro utilizado; 17b: Amostras no autoclave; 17c: Amostras preparadas para leitura.

O nitrato e nitrito foram quantificados pelo mesmo Espectrômetro UV-Visível. A determinação do nitrato, nas amostras tratadas pelos sistemas, teve uma diluição de 100x, devido a sua curva ter sido extrapolada com as diluições de 10x, e alta concentração de nitratos nos compostos finais.

As formas de enxofre foram determinadas por meio de titulação, no caso dos sulfetos e espectrofotometria, para sulfatos. Para estes, foi necessária a filtração à vácuo do resíduo bruto e tratado diluído para diminuição da quantidade dos materiais em suspensão que podem ocasionar interferências nas leituras e na análise de cor, após a titulação. A Figura 18 mostra o mecanismo de filtração à vácuo e o procedimento para determinação das formas de enxofre.

Figura 18 – Filtração e montagem de experimento para determinação das formas de enxofre



Fonte: Elaborada pela autora.

18a: Espectrofotômetro utilizado; 18b: Amostras preparadas para leitura.

A Fórmula 13 foi a usada no cálculo para determinação das formas de enxofre.

$$13. S^- (\text{mg/L}) = \frac{0,25 - (V \times 0,025) 16000}{200}$$

Onde: V = volume titulado, mL.

9.5 Tratamento de dados

Os métodos estatísticos que servirão de base foram os contidos nas referências Montgomery e Runger (1994), Devore (2006), Bussab e Moretti (2010).

Os resultados conseguidos a partir das análises do resíduo *in natura* e dos compostos gerados durante e após a compostagem foram submetidos à análise estatística básica e comparados, a partir de uma estatística descritiva onde foram obtidos valores de replicatas, de tendência central (média) e valores de dispersão (variância, desvio padrão e desvio padrão relativo).

10 RESULTADOS E DISCUSSÕES

10.1 Parâmetros de monitoramento

Nos dois sistemas, a compostagem durou 75 dias. Já nos primeiros dias dos dois reatores em tratamento, através de inspeção visual, foram identificadas colônias de fungos e crescimento vegetativo, como mostra a Figura 19.

Figura 19 – Crescimento de vegetais ao longo do tratamento



Fonte: Elaborado pela autora.

○ : Utilizado para identificação.

O crescimento de vegetais frequentemente reincidia após algumas semanas, provavelmente devido às sementes remanescentes no resíduo ou material estruturante, indicando possível ambiente favorável ao desenvolvimento de organismos produtores. Também foi notado a presença de bolhas d'água nas sacolas plásticas que estavam cobrindo os reatores, inicialmente, consequência provável da decomposição inicial da matéria orgânica, a qual produz CO_2 e libera água, assim como da umidade gerada pela produção de biofertilizante.

As duas composteiras, inicialmente, estavam em sua capacidade máxima, 27,33 l. Os sistemas favoreceram a redução significativa de volume, independentemente da relação entre a fração de lodo e material estruturante, no reator 1, aproximadamente, 76,76% e no reator 2, cerca de 80,08%, após os 75 dias de tratamento, conforme mostra a Tabela 5.

Tabela 5 – Redução final do volume nos reatores

Reator	Lodo:Estruturante	Volume inicial (L)	Volume final (L)	Redução (%)
1	30:70	27,33	6,35	76,76
2	40:60	27,33	5,44	80,08

Fonte: Elaborado pela autora.

Na primeira semana já foi identificada uma redução de 15,73% (R1) e 19,96% (R2), devido ao consumo de matéria orgânica, evaporação da água e consequente produção de biofertilizante. Obteve-se produção de lixiviado nos dois reatores, no início do tratamento, mas que diminuiu gradativamente até o fim deste, porém o R2 produziu maior volume, possivelmente devido a sua maior carga de lodo e, consequentemente, maior concentração de água interna. A velocidade de redução foi expressiva, seguindo a literatura de Miranda *et. al.* (2009), proporcionando baixo volume de resíduo sólido após a lixiviação e evaporação da

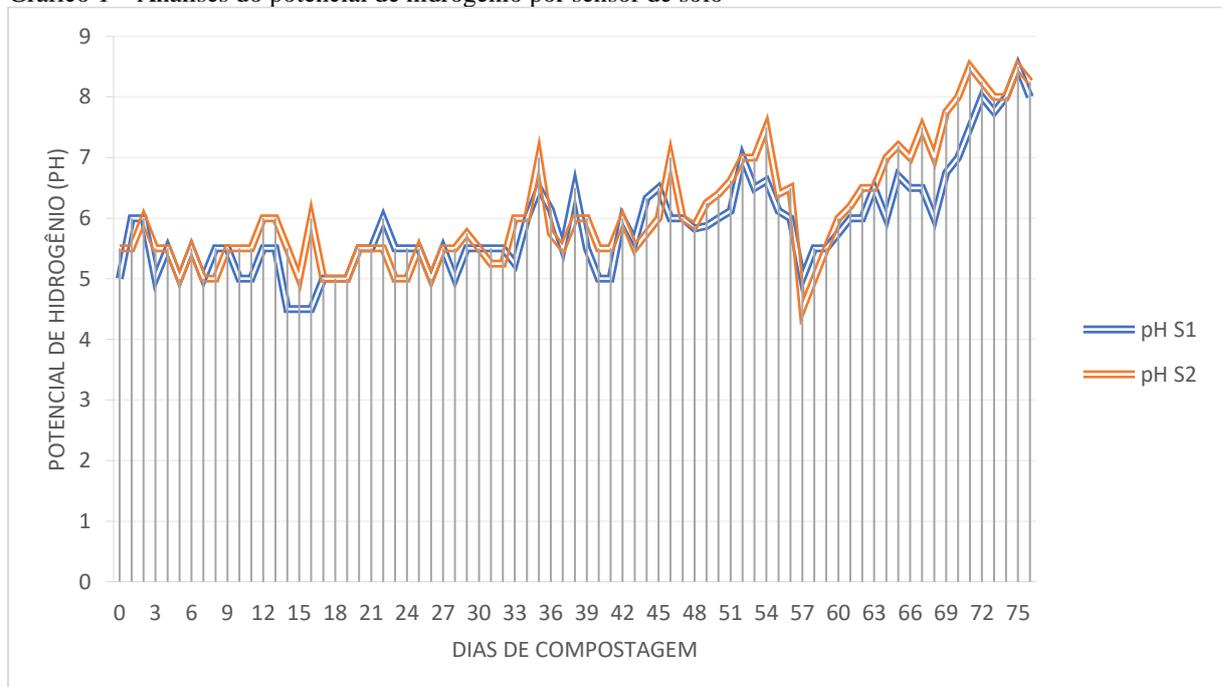
umidade, podendo ter sido um dos fatores limitantes para uma compostagem eficiente em relação à higienização, visto na análise microbiológica dos compostos gerados, indicando que a composição e proporção dos resíduos utilizados podem não ter sido satisfatórias para o desenvolvimento do processo.

- pH e umidade

Imediatamente após a coleta, o pH do lodo bruto foi 8,0 (medido com fita tornassol) e a umidade 100%. De acordo com Andreoli *et al.* (2001), o pH do lodo de esgoto apresenta-se em torno de 7,0 e não causa interferência no tratamento pela compostagem, o qual se desenvolve muito bem com a inserção de outros resíduos ou material estruturante.

A análise laboratorial do pH da amostra bruta mostrou que o resíduo possui condições de neutralidade, em média 6,95, sendo favorável para o desenvolvimento da atividade microbiana e consequente degradação da parte orgânica do material, segundo Freddo (2014), sendo desnecessária a correção prévia deste para este tratamento. Os dois sistemas não mostraram grandes diferenças entre si e nem variações consideráveis durante o monitoramento. A seguir, tem-se o Gráfico 1 da variação de pH no período de compostagem dos sistemas.

Gráfico 1 – Análises do potencial de hidrogênio por sensor de solo



Fonte: Elaborado pela autora.

O gráfico se assemelhou à variação do pH durante a compostagem do estudo de Kiehl (1985). A evolução do pH foi semelhante nos dois reatores desta pesquisa, independente das proporções de material estruturante e resíduo. Verifica-se, nos dois sistemas, que o pH permaneceu próximo à neutralidade. Observou-se uma queda no pH nos primeiros 33 dias, apresentando pH na faixa de 4,5 a 6,0 (± 2), característica da fase mesófila da compostagem, nesta faixa a nitrificação tende a cessar. Esta zona de pH pode estar associada à produção natural de ácidos orgânicos inerente à compostagem. Ao serem decompostos, a posteriori, produzem amoníaco, fato que pode ser comprovado pelos valores de amônia que aumentaram significativamente tanto para o R1 como para o R2, de acordo com a análise inicial do resíduo fresco, a máxima atividade das bactérias oxidantes de amônia é afetada pelos efeitos do pH no meio.

Posteriormente, substâncias orgânicas mais resistentes entram em processo de degradação, neutralizando o meio por meio da liberação de bases, o que causa aumento do pH do meio, identificado pela produção de nitratos, alta atividade nitrificante (BIDONE e POVINELLI, 1999; KIEHL, 2004; FERNÁNDEZ, 2008).

Fialho *et al.* (2005) e Pereira Neto (1996) também afirmam que na compostagem a produção de material húmico produz reações alcalinas, o que pôde ser constatado a partir do aumento do pH nas últimas semanas de tratamento. Obtendo-se um pH final situado por volta de 7,0 a 8,5 (+/- 2), nos dois sistemas, medição feita nos sistemas em funcionamento no último dia de amostragem para análise laboratorial.

A umidade inicial dos sistemas datada pelas medições diárias, foi >80%. Considerada fora do intervalo recomendado para a compostagem funcionar de forma eficiente. E ao passar 35 dias a umidade chegou a estar entre o intervalo de 30 a 40%, fazendo-se necessária a umidificação dos meios para chegar no intervalo próximo ao recomendado pela literatura de Sweeten e Auvermann, 2008. Chegando a variar de 40 a 60%, posteriormente.

Importante ressaltar que o processo de nitrificação tende a cessar com pH abaixo de 6,0, pH ácido, mas também pode indicar maturação incompleta no processo ou ocorrência de anaerobiose dentro dos reatores. Dessa forma, notou-se que a umidificação do meio e os revolvimentos periódicos equilibravam o meio, proporcionando potenciais de hidrogênio próximos.

Baixa umidade traz altas temperaturas e pode proporcionar decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes alta umidade. Enquanto que alta umidade

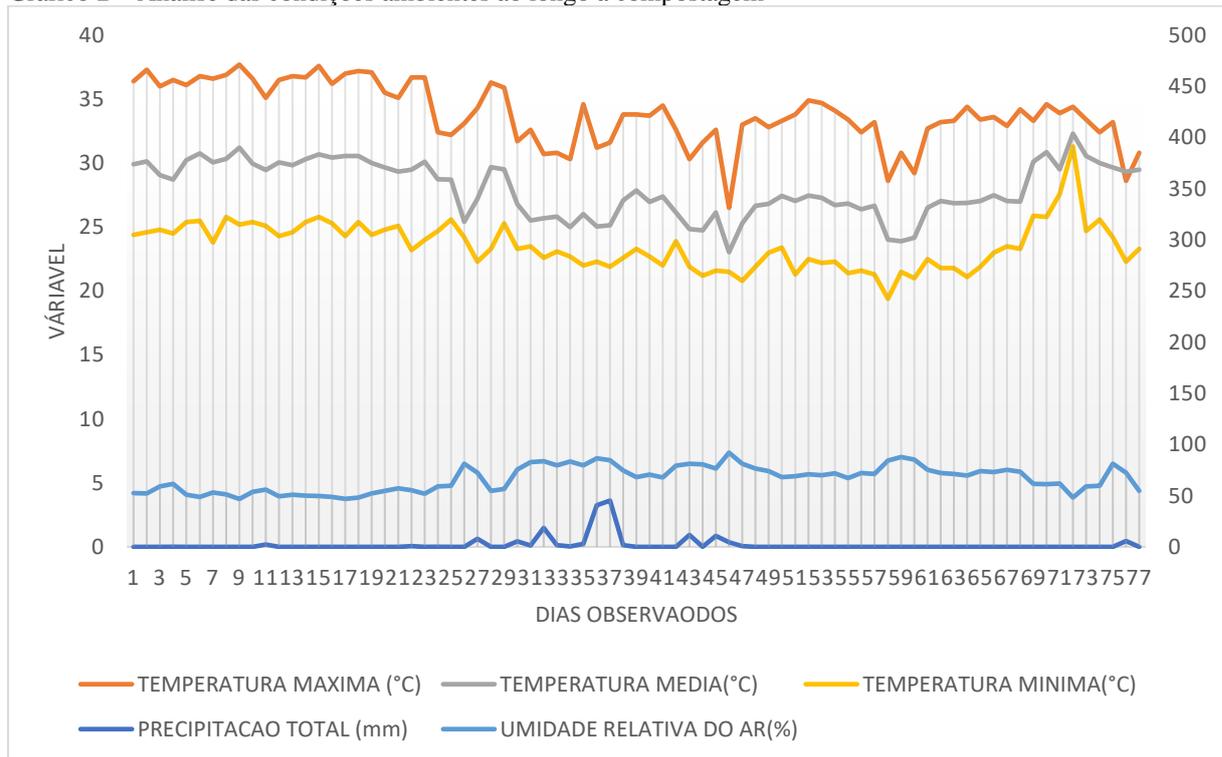
traz baixas temperaturas e pode proporcionar inibição microbiológica do meio (BIDONE; POVINELLI, 1999; CAPRARA, 2016).

No final da compostagem, o composto do reator 2 apresentou teor de umidade dentro do intervalo ideal determinado pela literatura de Lelis (1998) citada por Souza (2002) de 30 a 40%, visto mais a frente na tabela 7. Com exceção do reator 1 que ainda teve 44,16% mas continua em conformidade com outros pesquisadores.

- Temperatura

A temperatura medida no instante da coleta foi de 27,5 °C. As características climatológicas do ambiente em que os sistemas ficaram durante o período de tratamento foram plotadas no Gráfico 2.

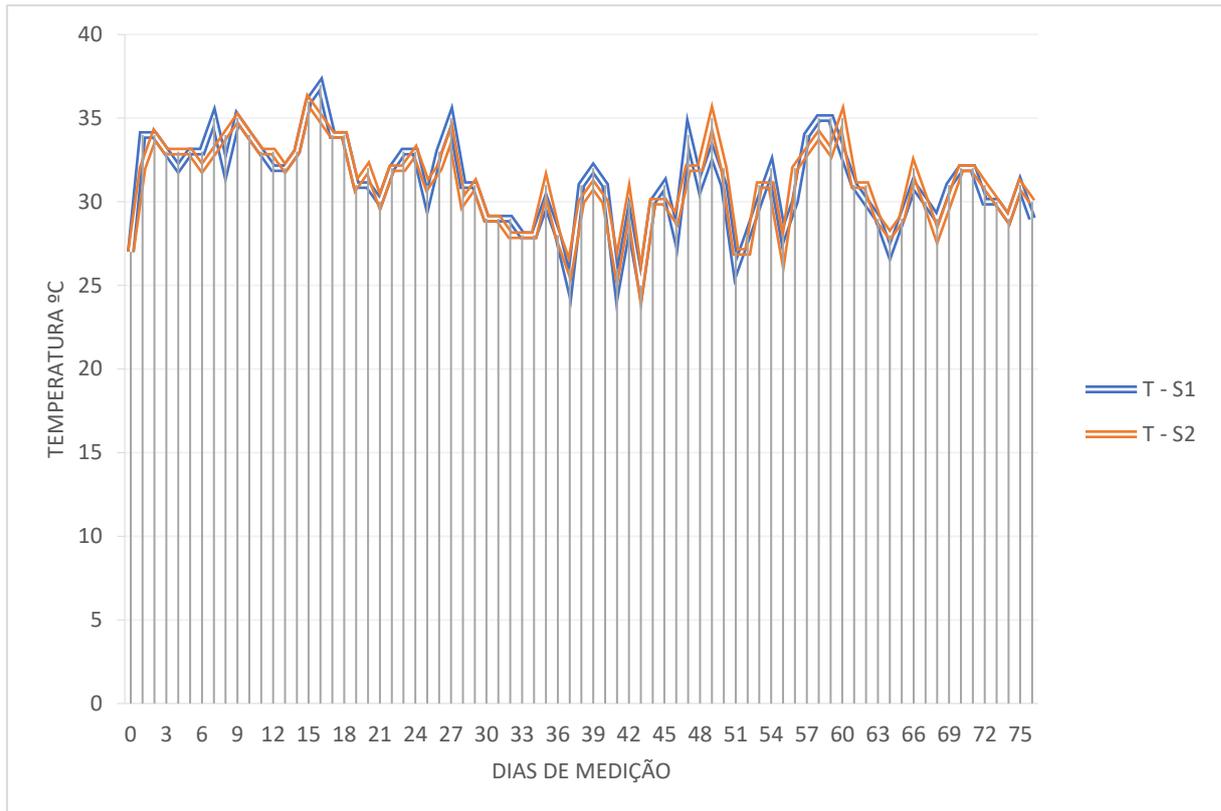
Gráfico 2 – Análise das condições ambientes ao longo a compostagem



Fonte: Elaborado pela autora.

Nos dias de tratamento não houveram temperaturas ambiente maiores do que 40°C, característica seguida pelas temperaturas internas aos sistemas em alguns dias, apresentando mesmo comportamento ao final, como traz o Gráfico 3.

Gráfico 3 – Temperaturas dos sistemas



Fonte: Elaborado pela autora.

A temperatura é um dos indicadores de equilíbrio biológico do processo e o fato de não ter atingido o valor necessário disposto na literatura (55 °C e 65 °C) (BIDONE e POVINELLI, 1999), pode ser resultado da diminuição drástica e rápida do volume dos sistemas ao longo do tempo de tratamento, analisada anteriormente, proporcionando uma rápida dissipação do calor produzido no processo de degradação da matéria orgânica, aliado ao excesso de umidade constatado e falta de oxigenação. Bem como devido ao pH, umidade, relação C/N, dentre outros parâmetros do composto alcançados, visto mais a frente. A temperatura é fator importante e limitante para atividade microbiana acontecer (BRIETZKE, 2016).

Garelha (2013) em seus estudos apresenta fatores que podem interferir no aumento da temperatura nos reatores. A casca de feijão seca pode ter tido pouca contribuição na absorção da umidade do resíduo em tratamento e, assim, redução do teor de umidade. O corte das vagens secas de feijão, sua baixa disponibilidade de carbono, ou seja, ser facilmente biodegradável, poderão não ter contribuído para a porosidade necessária do meio e insuficiente para a biossíntese microbiana.

- Condutividade Elétrica (CE)

Verificou-se um valor mediano de 1.188,96 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para o lodo bruto. Para o R1 (30:70), obteve-se 2.075 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e para o R2 (40:60), 2.016 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valores considerados altos que podem ter contribuído, significativamente, para a mineralização dos nutrientes, fósforo, nitrogênio e potássio, vista mais à frente. De acordo com Bettioli e Fernandes (2004), os valores de condutividade elétrica (CE) devem variar entre 878 a 2.954 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e valores de condutividade elétrica em extrato de saturação, maiores que 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, caracterizam valores altos e solos salinos (RICHARDS, 1954).

Valores altos de condutividade podem indicar a presença elevada de sal no lodo, contribuindo para a formação do nitrogênio mineral, importante fertilizante para o desenvolvimento das plantas (SILVA *et al.*, 2015).

O aumento significativo nos dois sistemas, deve-se ao fato da degradação da matéria orgânica liberar sais minerais no meio. Em contrapartida, os valores de mineralização, seja para o nitrogênio seja para o fósforo, aumentaram expressivamente no composto final dos dois reatores.

É importante fator para a utilização do composto mais compatível com as características do solo a ser incorporado (BRITO, 2005). E tem um grande potencial de inferir o grau de fertilidade do composto, sendo importante sob o ponto de vista agrícola. O aumento do teor de eletrólitos proporciona a possibilidade de correlacionar a CE com o índice de fertilidade e inferir qualidade do composto para incorporação no solo (CARMO *et al.*, 2013). Entretanto, deve-se haver um manejo cauteloso para que os solos não tenham aumento da pressão osmótica da sua solução, causando toxidez por alguns íons em excesso, desequilíbrios nutricionais e afetar diretamente o crescimento e desenvolvimento das plantas (MARSCHNER, 1995), podendo tornar-se fator limitante para a germinação de sementes.

Altos teores de CE podem indicar, também, má maturação dos compostos, Penacho (2016) afirma que a CE deve reduzir durante o processo de compostagem e seu excesso pode ocasionar em redução na atividade microbiológica, que é dependente de condições favoráveis no meio, observado por García e Hernández (1996). Todavia, os valores obtidos provaram o contrário do encontrado na literatura, a CE não reduziu com a compostagem, podendo indicar má maturação dos compostos dos sistemas, devido a possível decomposição lenta e, consequente redução na atividade microbiana.

Soumaré *et al.* (2002) define 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como o valor limite para um composto ser incorporado ao solo como corretivo orgânico. Assim, o lodo tratado dos dois reatores não deverá causar excesso de salinidade que seja fitotóxico à germinação das plantas e ao crescimento dessas.

10.2 Caracterização do lodo bruto e dos compostos

Os resultados da caracterização físico-química do lodo bruto e dos compostos resultantes dos sistemas R1 e R2 estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Resultados das análises físico-químicas do lodo bruto e composto

Parâmetro	Unidade	Lodo Bruto	Lodo Compostado R1	Lodo Compostado R2
C.E	us/cma	1188,967	2075	2016
pH	-	6,95	6,770	6,800
Alcalinidade Total	mg/L	2361,33333	1587,000	1719,250
Ácidos Graxos Voláteis	mg/L	2761,82	1056,312	1029,229
AGV/AT	-	1,170	0,666	0,599
ST	g/L	38,2735	279,445	307,882
SV	g/L	33,9645	55,210	54,610
SF	g/L	4,309	224,235	253,272
STV/ST	-	0,89	0,198	0,177
Fósforo Total	mg/L	12,155	54,876	58,618
NTK	mg/kg	352,970	3556	4186
Amônia	mg/L	140,812	33,381	15,839
Nitrito	mg/L	-	5,311	4,381
Nitrato	mg/L	39,130	266,490	220,792
Sulfato	mg/L	460,5	966,5	907,014
Sulfeto	mg/L	6,000	165	112,000
COT	mgC/g	309,600	117,697	112,904
DQO	mg/L	42437,680	16828,730	18969,365
C/N	-	678,293	28,061	24,145
C/P	-	386,035	34,70	40,27

Fonte: Elaborado pela autora.

- Sólidos

A caracterização do lodo bruto mostrou concentrações de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e voláteis (STV) de, aproximadamente, 38,274 g/L, 4,309 g/L e 33,9645 g/L, respectivamente. A Tabela 7 traz o teor de sólidos tanto no lodo como nos compostos tratados, em percentagem de ST.

Tabela 7 – Sólidos em percentagem

Parâmetros	LE	R1	R2
ST (%)	6,36	55,84	61,47
SF (ST%)	42,73	80,23	82,20
SV (ST%)	57,27	19,77	17,80
STV/ST (%)	88,74	35,40	28,96
Teor de umidade (TH)	93,64%	44,16%	38,53%

Fonte: Elaborado pela autora.

A relação STV/ST é indicadora de conteúdo orgânico, teor de matéria orgânica (MO % m.s.), parâmetros relacionados ao grau de estabilização, assim como DQO e COT. A matéria orgânica representa a fração de carbono contida na amostra de resíduo analisada, livre de água e substâncias inorgânicas, a partir dos dados analisados, a relação inicial indica alto teor de matéria orgânica para o lodo *in natura* (88,74%), constituindo materiais desestabilizados, que são de fácil (rápida) degradação microbiana (RIBEIRO, 2022). Os valores encontrados tanto no R1 quanto no R2, segundo a CONAMA 357/2006, demonstram digestão, por estar abaixo do limite de 0,70, correspondendo à estabilização necessária para a classificação de biossólidos. Estando o lodo bem estabilizado sua decomposição será mais lenta, pois os materiais restantes são mais resistentes à degradação microbiana (RIBEIRO, 2022).

Esta lagoa é a primeira do processo de tratamento das águas residuárias e nunca havia sido submetida à retirada do lodo de fundo até a realização deste trabalho. Portanto, este passou por longo período de retenção celular, o que permitiu o adensamento e digestão anaeróbia intensiva. A idade do lodo influencia na estabilização dos sólidos. A decomposição dos sólidos por períodos superiores a um ano do lodo sedimentado permite também a degradação do material orgânico de biodegradação lenta (SAQQAR e PESCOD, 1995).

Nesse contexto, os sólidos voláteis representam a maior parte do resíduo passível de degradação, por isso a importância a sua análise. A remoção dos STV foi de 37,50% no R1 e 39,47% no R2, diferença pouca se comparadas. Seguindo a literatura de C, ao final dos experimentos de compostagem, os SV tenderam a diminuir à medida que a degradação da

matéria orgânica avançou, enquanto que os SF aumentam o seu percentual nas massas em decomposição.

A USEPA (1993) qualifica em Classe A para compostos com redução acima de 38% (reator 2) e Classe B para compostos com redução menor do que 38% (reator 1). Nesse caso, o desempenho durante o funcionamento do R2 foi melhor do que o do R1. Essa performance observada principalmente na remoção da fração orgânica do lodo pode ter sido favorecida pela adaptação dos microrganismos as condições do meio (MOURA *et. al.*, 2004).

- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) revela a quantidade de Oxigênio Dissolvido (OD) necessária para que ocorra a decomposição química da matéria orgânica de difícil degradabilidade do lodo, servindo como análise complementar àquela da fração biodegradável, assim como aos sólidos.

Obteve-se uma média aproximada de 42.437,7 mg/L, valor considerado alto, mas esperado, devido à origem do resíduo. Para os compostos dos sistemas R1 e R2, obteve-se, respectivamente, 16.828,730 mg/L e 18.969,365 mg/L. É perceptível a redução após o tratamento da compostagem, o R1 provocou uma remoção de 60% do valor inicial, enquanto que o R2 foi de 55%, apresentando comportamento de decaimento similar aos sólidos. O R1, neste parâmetro, foi mais eficiente, embora a diferença entre os dois não tenha sido considerável.

Importante ressaltar que a metodologia de análise escolhida, dicromato de potássio, não é afetada pela nitrificação, redução de compostos de enxofres e compostos orgânicos (hidrocarbonetos aromáticos, compostos alifáticos de cadeia aberta e piridinas), apenas se refere às oxidações da matéria orgânica carbonácea (ROCHA, 2005). Todavia, superestima a demanda de oxigênio no tratamento biológico do resíduo. A taxa de consumo dos microrganismos ao longo do tempo não é analisada e alguns constituintes inorgânicos podem ser oxidados, podendo interferir nos resultados (ROCHA, 2005).

- Alcalinidade Total (AT) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Para o lodo bruto, os valores de alcalinidade total foram, em média, 2.361,33 mg/L de $CaCO_3$ (presença de bicarbonatos), típico de resíduo não tratado, com produção de 2.758,96 de ácidos voláteis (AGV). Vale frisar que nos primeiros dias de partida dos sistemas o pH estava entre 4 e 5, em função do consumo da alcalinidade, observado nos sistemas, indicando que a conversão dos AGV para metano estava em desproporcionalidade. Estes valores de pH estão sujeitos à redução devido à formação de AGV, que se dá, principalmente, nas fases de hidrólise e acidogênese do tratamento da lagoa, resultado da acidificação da matéria orgânica (SILVA, 2016).

Essa concentração alta é indicativa de ocorrência de desnitrificação, em que há aumento no potencial hidrogeniônico, contribuindo para formação da alcalinidade, mas estão muito acima do valor recomendado de estabilidade, valores acima de 2000 mg/L (WOLFF *et. al.*, 2004). A alta concentração de AGV é desejável, devido ao alto poder de tamponamento em meio à digestão (SOUSA, 2014). O acúmulo desses é típico de ambientes com oxigenação. Sendo assim, a relação AGV/AT mostrou-se alta com o valor aproximado de 1,17, o que reflete baixa capacidade de tamponamento e inibição de bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 2007) para o resíduo inicial sem tratamento. O resultado de AGV superior ao AT mostra que o lodo bruto, inicialmente, encontrava-se propício ao desenvolvimento anaeróbio, podendo ser devido a lagoa de origem ser facultativa.

Nos sistemas R1 e R2 foram encontradas alcalinidades de, respectivamente, 1.587,00 mg/L e 1.719,25 mg/L, valores mais baixos do que o encontrado no lodo bruto, devido ao consumo pela nitrificação, momento em que houve formação de nitratos nos sistemas. Os AGVs também reduziram, tendo o R1, 1.056,31 mg/L, e o R2, 1.029,23 mg/L. Os ácidos produzidos na fase inicial são catalisados, o que é importante para propiciar condições favoráveis a outros grupos de bactérias, como as metanogênicas, de desenvolvimento lento, que promovem a elevação do pH (RIBEIRO, 2012), indicando fases mais avançadas no processo de tratamento. O AGV comprova relação direta com o pH, como observado no Gráfico 1. De acordo com Silva (2015), os nitratos formados funcionam como receptores de elétrons doados pelos ácidos produzidos, impedindo grandes flutuações no pH.

A redução na alcalinidade total a bicarbonatos é consequência da alta eficiência de nitrificação. Entretanto, não houveram reduções expressivas. As altas concentrações de

nitrogênio amoniacal dos sistemas podem ter inibido o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, ocorrendo baixo consumo da alcalinidade do meio.

- Nutrientes

Os resultados do fósforo total do lodo da lagoa de fundo facultativa resultaram em um valor médio de 12,155 mg/L, com C/P inicial de 386,035, considerando a concentração de C e P em mg/kg (tabela 6), demonstrando o poder de retenção deste nutriente. Acaba sendo promissor para o tratamento escolhido, indicando sedimentação processual do mesmo a partir do efluente.

O fósforo é essencial para o crescimento microbiológico, contribuindo, portanto, para os processos biológicos de tratamento. Os ortofosfatos correspondem a 80% da quantidade de fósforo total e esta é a parcela utilizada pela biota em forma de nutriente mineralizado (WEF *et al.*, 2005). Segundo Magalhães (2008) esses têm origem nos dejetos, nas células dos microrganismos que atuam na lagoa de estabilização e em produtos que os compõem, típico do esgoto doméstico. O fósforo apresenta-se no lodo em maior quantidade do que em matéria orgânica de uso habitual na agricultura e possui baixa solubilidade no solo (LUCHESE, 1998).

Após o período de compostagem foi possível analisar aumento grande na quantidade de fósforo disponível no composto dos dois reatores, em média, 54,876 mg/L no R1, e 58,618 mg/L, no R2. Com diferença mínima entre os dois sistemas, a transformação da forma orgânica para inorgânica, assim como o NTK, não corresponde a uma perda significativa pelos sistemas (KIEHL, 1998). A baixa produção de chorume durante o processo também evitou perda destes por lixiviação, o R1 ainda menos que o R2, por conta de sua maior fração de resíduo.

Considerando que o P é relativamente imóvel, ao final da compostagem ficou mais concentrado, possivelmente devido à decomposição de matéria orgânica uma vez que estas resultam em perdas de C, em forma de CO₂, e, conseqüentemente, perda de biomassa, concentrando-se no composto remanescente dos reatores.

Assim como o nitrogênio, os microrganismos imobilizam o fósforo mineral utilizando-o para o seu metabolismo. Dessa forma, a aplicação do resíduo no solo tem potencial de proporcionar um balanço entre a mineralização e imobilização do fósforo, tornando-o disponível para as plantas.

De acordo com as análises obtidas, identificadas na tabela 6, o uso dos compostos no solo não deverá proporcionar imobilização líquida do fósforo, utilização total do nutriente disponível pelos microrganismos para o desenvolvimento destes, de modo que não haverá

competição e as plantas terão fósforo disponível (mineralização líquida), devido à relação C/P ter sido de 34,698 no R1 e 40,275 no R2, estando abaixo de 300, como Ribeiro (2020) afirma ser o ideal.

Sendo assim, o teor de fósforo nos compostos viabiliza sua valorização agrícola. É praticamente nulo o risco de toxicidade por fósforo pelas plantas, sobretudo pelo fato dos solos brasileiros serem deficientes neste elemento (BETTIOL *et al.* 2004).

A análise do NTK do lodo bruto apresentou valor médio de 352,970 g/kg, representando a soma das formas minerais, amônio e nitrato, e da orgânica. De acordo com Bettiol e Camargo (2000) a quantidade deste é fator limitante para a aplicação do lodo nos solos. É essencial acrescentar, todavia, que em excesso pode acarretar diversos impactos ambientais negativos.

O nitrogênio é um dos principais nutrientes mineralizados utilizados no desenvolvimento dos seres vivos da biosfera e as suas formas estão relacionadas diretamente ao pH e temperatura do meio (AGUSTINI; ONOFRE, 2007). No lodo a sua presença se dá, assim como o fósforo, pelos dejetos do efluente e pela biomassa microbiana naturalmente instalada.

Os reatores R1 e R2 apresentaram, respetivamente, 3.556 g/kg e 4.186 g/kg, o que denota um aumento expressivo em relação à quantidade de nitrogênio disponível inicialmente, assim como aconteceu com o fósforo, de modo a destacar o potencial fertilizante do resíduo tratado. Percebe-se diferença entre os dois tratamentos, o menor teor no S1 pode estar relacionado a ser o sistema com maior proporção de vagem seca de feijão, elevando a relação C/N. Houve também interferência da umidade dos reatores na participação do nitrogênio nas misturas, não sendo muito alta.

As perdas de nitrogênio amoniacal não foram intensas, como relaciona Kihel (1985), pelos sistemas não terem alcançado temperaturas acima ou próximas de 70°C. A liberação do gás amônia cresce exponencialmente com a temperatura. Inicialmente, a análise do nitrogênio amoniacal do lodo bruto apresentou 140,812 mg/L, havendo uma boa redução nos reatores, no R1, 32,358 mg/L e no R2, 15,839 mg/L, ou seja, no R1 apresentou uma redução de 77% e no R2, 89%. Já era esperado devido a sua volatilidade, bem como a sua transição para nitrato e nitrito.

As perdas podem acontecer por lixiviação do composto, volatilização e desnitrificação. Por volatilização e desnitrificação são maiores em pHs altos, além de temperaturas e umidade elevadas. A composição do sistema também pode ter influenciado. A presença reiterada de nitrogênio amoniacal nos compostos pode ter acontecido pela degradação incompleta dos

mesmos, o que demonstra a necessidade da continuação do tratamento para a completa estabilização. A intensidade de fixação de NH_4^+ cresce quanto mais lenta for a mineralização (RIBEIRO, 2022).

O lodo bruto apresentou concentração de nitrito próxima a zero, não sendo possível a sua identificação. Já os sistemas apresentaram teores de nitrito de 5,311 mg/L, no R1, e de 4,380 mg/L, no R2, indicando a primeira etapa do processo de nitrificação. O nitrogênio tende a passar pouco tempo na forma de nitrito, pois é a forma intermediária dos processos.

O teor de nitrato foi de 39,13 mg/L para o lodo *in natura*. Já para os sistemas, houve um aumento de concentração para 266,489 mg/L, no R1, e 220,792 mg/L, no R2, sinalizando a ocorrência da segunda etapa da nitrificação do meio. A pouca diferença entre os dois reatores pode ter sido devido ao fato do reator com maior composição de material estruturante ter tido uma nitrificação mais rápida. A forma de nitrato e amônia se destacam por serem as principais fontes de nitrogênio dos produtores primários (ESTEVES, 1998). Desta forma, nesse quesito, o tratamento se mostrou eficiente em relação à taxa de mineralização do meio.

A razão C/N para o lodo bruto foi maior do que as dos sistemas, os quais tiveram uma redução de 95,86 % (R1), 96,44% (R2). O R1 teve a menor relação C/N (28), o que pode ter sido devido a maior quantidade de nitrogênio, característica do lodo de esgoto, e ao material estruturante utilizado nos sistemas, enquanto que o R2 reduziu para 24. Isso indica que os compostos possuem mais nutriente do que o necessário para os microrganismos, proporcionando possível mineralização líquida do nitrogênio. Deste modo, a liberação do mesmo em forma de minerais, se aplicado ao solo, dar-se-á mais rapidamente, gerando consequente aumento na disponibilidade de nutrientes para as plantas, sem competitividade com os microrganismos, caracterizando Mineralização-Imobilização Turnover (MIT) positiva (RIBEIRO, 2022).

Essa relação afeta diretamente a intensidade de decomposição. Os resultados obtidos mostraram que, nos sistemas, a demanda microbiana por nitrogênio, para seu crescimento e desenvolvimento, reduziu, havendo mineralização e não imobilização, ao se comparar com o aumento no teor de nitrato disponível. De acordo com Andreoli e Carneiro (2002) é extremamente relevante a influência de fatores edafo-climáticos, físicos, químicos, fitotécnicos e biológicos, no processo de mineralização-imobilização que ocorrerá no solo, de disponibilidade de nutrientes para as plantas e microrganismos, considerado complexo e difícil de prever. No entanto, é imprescindível a inserção, nas recomendações de fertilização, de informações sobre a quantidade de nutrientes mineralizados (ou imobilizados) a partir do lodo

de esgoto tratado pelos reatores, de modo a proporcionar fertilização racional das culturas, assegurando produtividade e preservação do meio ambiente (RIBEIRO, 2022).

O segundo sistema, com mais lodo do que material estruturante, apresentou melhor performance, quanto à taxa de mineralização (menor C/N), em geral, provavelmente devido a maior quantidade de matéria orgânica e populações microbianas presentes, como constatado pela DQO do lodo *in natura* utilizado nos dois sistemas. A conversão do N orgânico em formas minerais ocorreu de forma rápida no decorrer dos 75 dias de compostagem, pressupondo que se o tratamento fosse continuado a taxa de mineralização continuaria a aumentar, bem como o teor de COT que teve maior redução também no S2, pressupondo maior consumo de carbono pelos microrganismos.

- Carbono Orgânico Total (COT)

Para a análise completa da matéria orgânica presente no resíduo, utilizou-se a medição do carbono orgânico total (COT), tanto no lodo bruto quanto nos compostos do R1 e do R2, os quais apresentaram, respectivamente, 309,6 mgC/g, 117,7 mgC/g e 112,90 mgC/g. Da medição do carbono inorgânico (CI), obteve-se 6,76 mgC/g para o lodo bruto, 7,33 mgC/g e 7,41 mgC/g para o R1 e para o R2, respectivamente.

Após a compostagem, foi possível observar uma redução de 62% para o lodo tratado no R1 e 64% para o lodo tratado no R2, em relação à quantidade de COT inicial. A degradação da matéria orgânica, através da respiração celular, ocasionou a liberação de CO₂ e mineralização da fração de carbono existente. Dessa forma, o reator 2, com maior concentração de matéria orgânica, obteve melhor performance em relação ao reator 1.

A média do teor de COT do lodo fresco foi de 30,96% e, após os 75 dias de compostagem, os reatores 1 e 2 apresentaram 11,77% de COT e 11,29% de COT, respectivamente. O que significa uma redução de 19,19% no R1 e 19,67% no R2, indicando que o material carbonáceo dos reatores apresentou boa degradação, tendo diferenças relevantes comparando com a quantidade inicial. Igelmo *et al.* (2012), trazem em seus estudos que durante a compostagem o teor do carbono orgânico total deve reduzir.

Apresentou uma tendência de estabilidade durante a decomposição do carbono orgânico, entretanto, os resultados obtidos mostram que ainda existem frações orgânicas de fácil degradabilidade para os organismos. Para uma redução completa, um tempo maior de

compostagem se faz necessário, para chegar às concentrações desejadas e uma relação C/N suficiente para o composto ser utilizado na agricultura, disponibilizando minerais para as plantas.

- Sulfeto e Sulfato

No resíduo bruto foi obtido 6,0 mg/L de sulfeto e 460,5 mg/L de sulfato. Em comparação com os dois compostos do R1 e R2 foi possível constatar que houve um aumento significativo, tendo o do R1 apresentado 165 mg/L de sulfeto e 966,5 mg/L de sulfato, e o do R2 112,0 mg/L de sulfeto e 907,0 mg/L de sulfato. Nota-se que o R1, com maior proporção de material estruturante, teve resultados maiores em relação ao R2.

Na agricultura, o enxofre elementar é o incremento pretendido, dentre as formas de enxofre. Quando se aplica o lodo no solo, isso depende do ciclo biológico do elemento. Entretanto, ele só acontece em meio com baixa concentração de oxigênio. Assim como o nitrogênio, o enxofre mineralizado à forma de sulfato pode ser lixiviado e contaminar os corpos de água devido a sua alta solubilidade, todavia é nutriente essencial para as plantas e animais, de modo que sua escassez provoca estatura reduzida, baixa densidade e folhas mais novas amareladas (BRADY; WEIL, 2013).

A principal forma de enxofre assimilada pelas plantas é o sulfato, transformado pela ação dos microrganismos. Os solos naturais possuem baixas concentrações de sulfatos, se comparados a de enxofre orgânico (ALEXANDER, 1961; FRENEY & STEVENSON 1966). Os compostos, tratados pela compostagem dos dois sistemas, apresentaram boa disponibilidade de sulfato, característica favorável para desenvolvimento vegetal em solos aos quais esses sejam incorporados. Entretanto, depende de diversos fatores, como concentração de óxidos hidratados de ferro (Fe) e alumínio (Al), pH, dentre outros (CHAO, HARWARD & FANG, 1962 e 1964; HARWARD & RESISENAUER, 1966; AYLMOORE, KARIM & QUIRK, 1967; BARROW, 1967; CATANI, ALCARDE & FURLANI, 1970; CATANI, ALCARDE & KROLL, 1971).

- Metais

A seguir, a Tabela 8 mostra os resultados das análises dos metais presentes no lodo bruto e do composto.

Tabela 8 – Análises de metais na amostra *in natura* e tratada

Metais	Unidade	Lodo bruto	S1	S2	LD* (mg/kg)	LQ** (mg/kg)	CONAMA 357/06
As	mg/kg	<LD	<LD	<LD	0,001	0,01	41
Al	mg/kg	7286	3130	3893	0,005	0,05	-
B	mg/kg	66	31	51	0,03	0,1	-
Ba	mg/kg	258	141	198	0,0005	0,005	1300
Be	mg/kg	0	0	0	0,0005	0,005	-
Bi	mg/kg	<LD	<LD	<LD	0,002	0,01	
Cd	mg/kg	1	0	1	0,0005	0,001	39
Co	mg/kg	6	3	2	0,0005	0,005	-
Cr	mg/kg	16	3	26	0,0005	0,01	1000
Cu	mg/kg	81	54	86	0,0005	0,05	1500
Fe	mg/kg	14418	6309	8417	0,0050	0,1	-
Hg	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	0,0001		17
K	mg/kg	2154	5120	5816	0,0050	0,1	-
Li	mg/kg	<LD	<LD	<LD	0,005	0,1	
Mg	mg/kg	4083	2650	5602	0,001	0,1	-
Mn	mg/kg	233	123	158	0,0005	0,005	-
Mo	mg/kg	8	4	3	0,0005	0,005	50
Na	mg/kg	2479	1277	953	0,01	0,1	-
Ni	mg/kg	4	5	8	0,0005	0,01	420
P	mg/kg	802	485	471	0,01	0,1	-
Pb	mg/kg	14	5	14	0,001	0,01	300
Se	mg/kg	<LD	<LD	<LD	0,002	0,01	100
Sc	mg/kg	2	0	0	0,0005	0,01	-
Sn	mg/kg	4	0	0	0,001	0,02	-
Sr	mg/kg	134	84	109	0,001	0,01	-
V	mg/kg	28	10	14	0,0005	0,005	-
Zn	mg/kg	506	203	329	0,001	0,1	2800

Fonte: Próprio autor.

*LD: Limite de detecção.

**LQ : Limite de quantificação.

Os resultados mostraram que o lodo bruto já possuía qualidade boa em relação à presença de metais, diante dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/06 para aplicação do lodo na agricultura. Estando todos abaixo da concentração permitida, o composto tratado dos

dois sistemas é seguro quanto à presença de metais pesados, não gerando risco de causar fitotoxicidade e/ou absorção por espécies vegetais.

Esses resultados foram favoráveis a não ocorrência de inibição das bactérias por parte desses metais, não havendo interferência direta desses no ciclo dos nutrientes.

O lodo bruto apresentou concentração de potássio (K) de 2.154 mg/kg, nutriente importante para a manutenção das plantas em épocas de seca, por estar relacionado à abertura e fechamento de estômatos. Ao longo do processo de compostagem ainda teve um aumento considerável nos dois reatores. O reator com maior teor de lodo teve diferença em comparação com aquele com maior quantidade de vagem seca de feijão, o R1 resultou em 5.120 mg/kg e o R2 em 5.816 mg/kg. Esse é um resultado positivo para incorporação do composto no solo, pois promove o aumento da CTC (Capacidade de Troca Catiônica).

- Mibrobiológico

Os microrganismos patógenos apresentam risco à qualidade de vida dos seres humanos e das plantas. A presença de *Escherechia coli* no resíduo sem tratamento estourou a curva de calibração do método e diluição escolhidos, indicando sua presença elevada. Após os 75 dias de compostagem, os sistemas apresentaram redução, como mostrado na Tabela 8, mas não suficiente para que o solo de incorporação destes compostos tenha as melhores condições sanitárias.

Tabela 9 – Análises microbiológicas realizadas

Parâmetro	Unidades	Lodo bruto	R1	R2	CONAMA 498/20	
					Classe A	Classe B
<i>Escherichia coli</i>	NMP/gST	>2,83E+05	1,90E+03	5,84E+03	10 ³	10 ⁶
Coliformes totais	-	Detectado	Detectado	Detectado	-	-

Fonte: Próprio autor.

A temperatura alcançada durante a compostagem não foi suficiente para higienização completa, como já discutido anteriormente. Isso causa limitação quanto ao uso do composto dos dois reatores na produção de culturas ou como corretivo orgânico do solo, dependendo de um tempo maior de tratamento.

De acordo com a Resolução atualizada do CONAMA, o lodo tratado pelos dois sistemas pode enquadrar-se na Classe B (10^6 NMP/gST), levando em conta apenas a densidade detectada de coliformes totais. A concentração foi maior no reator 2 em função da fração de lodo bruto presente. Os dois compostos ainda possuem limitação quanto ao uso destes em culturas, sabe-se, porém, que bactérias patogênicas são menos resistentes às condições ambientais adversas. Metcalf e Eddy (2003) trazem em seus estudos que o tempo de sobrevivência de coliformes no solo é de 70-30 dias e em culturas agrícolas é de 30-15 dias. Sendo assim, os maiores riscos de contaminação ocorrem durante e imediatamente após a incorporação do composto Medeiros *et al.* (1999).

O tratamento do reator 1 possibilitou a redução de 99,32% na quantidade inicial de bactérias, demonstrando melhor performance em escala de tempo de compostagem, enquanto que no reator 2 houve redução de 97,93%. Os dois permitiram uma boa redução e mostraram a possibilidade de que, se houvesse mais tempo de compostagem, os resultados seriam mais satisfatórios.

11 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho se propôs a realizar a caracterização de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais da lagoa de estabilização facultativa na Estação de Tratamento de Esgoto Maratoan de Crateús-CE, testar duas composteiras de bancada e verificar a qualidade dos compostos gerados. Levando em consideração aos aspectos estudados, o lodo de esgoto bruto possui potencial biodegradável e valor agronômico podendo assim fornecer bons incrementos ao solo agrícola.

O tratamento escolhido proporcionou de forma eficiente a eliminação de maus odores, redução de volume e massa, obtenção de um produto estável de acordo com a relação SV/ST (<0,70) e homogêneo. A umidade durante a compostagem interferiu nas etapas e desenvolvimento microbiológico dos meios, entretanto os valores finais são considerados pela literatura ideais, caracterizando bons compostos.

O composto final apresenta potencial de ser aplicado em solos ácidos, de modo a trazer incorporação alcalina para equilíbrio do pH (PEREIRA NETO, 1996), auxiliando na troca de capacidade catiônica (CTC) do solo de incorporação.

Os nutrientes e micronutrientes constituintes dos compostos finais, tanto R1 como R2, podem atuar de forma fundamental no desenvolvimento agrícola, tendo o R2 melhor taxa de

mineralização (C/N = 24 e P = 58). As concentrações do nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), indicam que o lodo tratado pelos sistemas tem potencial de ser usado como fertilizante. Sendo positivos para incorporação do composto no solo, pois promove, também, o aumento da CTC (Capacidade de Troca Catiônica).

O teor de fósforo analisado nos compostos dos sistemas viabiliza a valorização agrícola do lodo e a sua aplicabilidade no solo está diretamente relacionada com a liberação dos fosfatos pela decomposição do radical orgânico, tornando esses disponíveis para as culturas (GATIBONI *et al.*, 2008). É praticamente nulo o risco de toxicidade por fósforo pelas plantas, sobretudo pelo fato de os solos brasileiros serem deficientes neste elemento (BETTIOL *et al.* 2004).

A C/P inicialmente acima do limite estabelecido (>300), no lodo bruto, após o tratamento, obteve-se valores abaixo do limite, de modo que a incorporação do mesmo no solo, ocasionaria mineralização líquida. O reator 1 apresentou melhor relação C/P que o R2, chegando a aproximadamente 34.

Os reatores foram eficientes na remoção de DQO. Sendo o reator 1 mais eficiente que o reator 2, neste parâmetro. De acordo com os resultados das análises, o lodo compostado pelos sistemas propostos é capaz de promover o incremento de matéria orgânica e melhorar o condicionamento do solo, de modo a funcionar como adubo orgânico.

O bio sólido obtido pelos dois reatores possui metais pesados dentro do limite estabelecido pela legislação vigente, não apresentando riscos ambientais, podendo ser utilizado para substituição ou redução gradativa do uso de fertilizantes químicos e corretivos do solo que trazem em sua composição metais pesados. Entretanto, deve-se ter o manejo adequado da aplicação rotineira, a fim de evitar a bioacumulação desses nas plantas e animais, conveniente realizar estudos sobre a dinâmica dos metais no solo.

O processo tendeu a ocorrer de forma lenta. Os resultados indicam que apenas a fase psicrófila, fase de adaptação dos microrganismos, e o início da degradação, mesófila, ocorreram. As temperaturas necessárias para a higienização eficiente não foram alcançadas, possivelmente devido às proporções escolhidas, o que não possibilitou atingir as condições ideais ao desenvolvimento de alguns microrganismos da fase termófila. Caso o tempo de compostagem deste estudo tivesse sido maior talvez chegasse a maturação completa dos compostos. Dessa forma, a desativação total dos microorganismo patogênicos da matriz inicial não foi alcançada no período dos 75 dias.

Os compostos finais do R1 e R2, mesmo não tendo sido atingida a temperatura recomendada pela literatura, podem ser qualificados como Biossólidos Classe B, quanto aos coliformes termotolerantes. A legislação traz que os critérios definidos para classificar o lodo classe B são precários de fundamentação científica ou empírica que afirmem a segurança de seu uso. Tendo o R1 melhores condições de aplicabilidade.

O lodo de esgoto da ETE de Crateús apresentou em sua constituição todos os nutrientes e elementos benéficos previstos para o adequado desenvolvimento e produção de plantas, encontradas, em sua maioria, em forma orgânica, liberadas gradativamente no solo, através dos processos oxidativos, possibilitando a absorção destes pelos vegetais e reduzindo os riscos de poluição pelos mesmos.

Devem-se realizar acompanhamento e medidas de controle para dosar a quantidade aplicada de acordo com a necessidade da planta. Restringindo a aplicação dos biossólidos em culturas com risco limitado de contato humano.

Recomenda-se, portanto, que seja estimada a quantidade suficiente a ser inserida na agricultura, para que haja segurança em sua aplicação. Bem como maior tempo de compostagem e correção dos aspectos que devem ter ocasionado limitação nos tratamentos escolhidos, como volume e umidade dos sistemas. A mensuração de *Ovos de Helmitos* e *Salmonella sp.* também deve ser levada em conta, como indica norma, em estudos posteriores com maior aporte laboratorial, assim como a presença de substâncias orgânicas potencialmente tóxicas, como micropoluentes emergentes, dioxinas e furanos resultantes nos compostos.

Sugere-se ainda que seja feito um monitoramento mais minucioso da umidade, analisando possíveis medidas que possam ser adotadas para manter os sistemas na faixa recomendada, como incorporação de mais material estruturante e/ou lodo bruto durante o processo de compostagem, um número maior de análises, variando os pontos de amostragem, ao longo do ano, para confirmar os dados de caracterização físico-química, microbiológica e de substâncias inorgânicas. Bem como, deve-se escolher outras proporções de resíduo:material estruturante, a fim de se obter melhores resultados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C. H.; BOARETTO, E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. **Uso agrícola de resíduos orgânicos: propriedades químicas do solo e produção vegetal.** Tópicos em Ciências do Solo, Viçosa, v. 4 . p. 391- 479, 2005.

AFÁZ, D.C., DE SOUZA et al. **Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto**. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v. 12, n. 1, p. 112-123, Jan 2017.

ALEXANDER, M., 1961 — **Introduction to Soil Microbiology**. J. Wiley & Sons, Inc. New York and London. Toppan Coompany, Ltd, Tokyo Japan. 472 pp.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Brasília, 2017. Disponível em:

<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01>. Acesso em: 05 out. 2021.

ANDREOLI, C.V; DOMASZK, S; FERNANDES, F.; LARA, A.I. **Proposta preliminar de regulamentação para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Sanare, Curitiba, v. 7, n.7, 1997.

ANDREOLI, C. V.; PINTO, M. A. T. Introdução. In: ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: Rima Artes e Textos, 2001. 287 p. (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, 2). p. xxi-xxiv.

ANDREOLI, C. V. et al – **Lodo de Esgotos - Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias** – v. 6 - Tratamento e disposição final. Curitiba-PR, 2001.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. **Reciclagem agrícola de biossólidos: impactos e regulamentação**. In: XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Ribeirão Preto, 2006.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. **Disposição do lodo no solo**. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. (Série Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 6).

ANGELIM, S. C. M. **ESTUDO EM ESCALA REAL DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUO DE DECANTADOR DE ETA EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO DE ESGOTO**. UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE – PPGEMA, Goiânia, 2015. Disponível:

<https://repositorio.bc.ufg.br/tede/bitstream/tede/5007/5/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20-%20Susane%20Campos%20Mota%20Angelim%20-%202015%20%281%29.pdf>. Acesso: 16 mar. 2022.

APA (2010). **Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos Dados gerais, Valorização e Destino Final - Infra-estruturas e equipamentos**. Disponível em:

<http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Documents/Ponto%20de%20Situa%C3%A7%C3%A3o%202010%20VERSAO%205.pdf>. Acesso em 11 de maio de 2021.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 9221 D e F. 22st ed. 2012. AZEVEDO NETTO, José Martiniano. Cronologia dos serviços de esgotos, com especial menção ao Brasil. Revista do Departamento de Águas e Esgotos de São Paulo, São Paulo, ano 20, n. 33, p. 15-19, 1959. Acesso em: 20 de mar. 2021.

AGUSTINI, D.; ONOFRE, S. B. Caracterização físico-química e microbiológica do lodo de esgoto produzido pela estação de tratamento de esgoto (ETE) de Pato Branco – PR. **Revista de Biologia e Saúde da UNISESP: Biology & Health Journal**. v.1, n.1, 2. 2007.

AZEVEDO, D. M. P.; SPEHAR, C. R.. **Decomposição da palhada de culturas para plantio no período de safrinha em solos de tabuleiros costeiros**. Terezina: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2002. Comunicado Técnico 147, Piauí. Disponível em: infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/65737/1/CT147.pdf. Acesso: 19 out. 2020.

BRK Ambiental. **Relatório Anual**, 2018. Disponível: <https://relatorioanual.brkambiental.com.br/2018/pdf/ra18.pdf>. Acesso: 19 out. 2020.

BARAT, J. O Financiamento da Infra-Estrutura Urbana: os Impasses as Perspectivas Institucionais, as Perspectivas Financeiras. In: REZENDE, Fernando; PAULA Tomás B. InfraEstrutura: Perspectivas de Reorganização - Financiamento. Brasília: Ipea, 1998. In: TUROLLA, Frederico A. **POLÍTICA DE SANEAMENTO BÁSICO: AVANÇOS RECENTES E OPÇÕES FUTURAS DE POLÍTICAS PÚBLICAS**. Brasília, 2002. Disponível: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/2818/1/TD_922.pdf. Acesso em: 19 out. 2020.

BARROS, Rodrigo. **A história do saneamento básico no Brasil, 2014**. Disponível em: <http://www.rodoinside.com.br/a-historia-do-saneamento-basico-no-brasil/>. Acesso em: 03 de fevereiro de 2021.

BATISTA FILHO, M. **O Brasil e a segurança alimentar**. Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil, v. 7, n. 2, p. 121-122, 2007. Disponível: <https://sistema.trabalhosasemae.com.br/repositorio/2016/10/trabalhos/282/640/t640t19e10a2016.pdf>. Acesso: 03 fev. 2021.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. **Dinâmica e função da matéria orgânica**. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole, 2008.

BELTRAME, T. **Recuperação de uma área degradada: relato de um estudo de caso**. Revista educação ambiental em ação, 2015.

BEZERRA, Keyve Mayane. **Caracterização do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário da região metropolitana de Fortaleza visando sua utilização na agricultura**. 2014. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014. Disponível em: <https://www.repositoriobib.ufc.br/000054/00005455.pdf>. Acesso: 12 jun. 2021.

BEZERRA, Maria do Carmo Lima, VEIGA, JosÈ Eli da (Coord.). **Agricultura Sustentável**. MMA, IBAMA, ConsÙrcio Museu Emìlio Goeldi. 2000. P.57.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, 312p. Disponível em: http://www.ppgecea.uefs.br/arquivos/File/dissertacoes/2009/Joelande_Esquivel_Correia.pdf. Acesso em: 10 mai. 2022.

BETTIOL, W. **Effect of sewage sludge on the incidence of com stalk rot caused by Fusarium**. Summa Phytopathologica, v.30, p. 16-22, 2004.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. de. **Lodo de esgoto na agricultura: potencial de uso e problemas**. 2006. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/ECS/WORD/LodoInstituto de EducacaoTecnologica.htm>. Acesso em: 13 jul. 2021.

BETTIOL, W.; FERNANDES, S. A. P. **Efeito do Lodo de Esgoto na Comunidade Microbiana e Atributos Químicos do Solo**. Comunicado Técnico 24, São Paulo, 2004.

Disponível:

https://www.researchgate.net/publication/228764744_Efeito_do_lodo_de_esgoto_na_comunidade_microbiana_e_atributos_quimicos_do_solo. Acesso: 21 abr. 2022.

BIDONE, Francisco Antonio (Org.). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização**. Brasília: FINEP/PROSAB, 2001. 5 p.

BRADY, N.C; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 704p. Disponível em:

<https://www.redalyc.org/journal/5606/560659016004/560659016004.pdf>. Acesso em: 05 abr. 2022.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, Projeto REENGE, 1999. Acesso: 21 abr. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Abastecimento – MAPA. **Instrução Normativa nº 25**, de 23 de julho de 2009. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 28 de julho de 2009. Seção 1, p. 20.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso: 6 de julho. 2021.

BRASIL. **Resolução nº 498**, de 19 de agosto de 2020. 161. ed. Brasília, 21 ago. 2020. Seção 1, p. 265. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em: 10 jul. 2021.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos**. Site institucional, Brasília: Senado Federal. 2019. Disponível em: Diagnostico_SNIS_AE_2019_Republicacao_31032021.pdf. Acesso: 15 jul. 2021.

CAGECE, Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Esgoto**, 2020. Disponível: <https://www.cagece.com.br/produtos-e-servicos/esgoto/>. Acesso: 25 mar. 2022.

CAMARGO, O. A. de; BETTIOL, W. **Agricultura: opção animadora para a utilização de lodo de esgoto**. Revista O Agrônomo v. 52, n. 2/3, p.13-16, 2000.

CARMO 2013. Disponível em: <https://www.sbc.org.br/cbcs2013/anais/arquivos/1643.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2022.

CERRI, Carlos Eduardo P. **COMPOSTAGEM**. Piracicaba: T, 2008. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf. Acesso: 10 jul. 2021.

CHAGAS, W. F. – **Estudo de Patógenos e Metais em Lodo digerido Bruto e Higienizado para Fins Agrícolas, das Estações de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado - Fundação Osvaldo Cruz Rio de Janeiro-ENSP, 1999.

CHAUDRI, A.M.; McGRATH, S.P. & GILLER, K.E. **Metal tolerance of isolates *Rhizobium leguminosarum* biovar trifolii from soil contaminated by past applications of sewage sludge.** *Soil Biol. Biochem.*, n. 24, p.83-88, 1992.

CHAN, Y. S. G.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Codisposal of municipal refuse, sewage sludge and marine dredgings for methane production. **Environmental Pollution, Barking**, [s.l.], v. 106, n. 1, p. 123-128. 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00051-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00051-2). Acesso em: 11 out. 2020.

CHAO, T. T., M. E. HARWARD & S. C. FANG, 1962 — Soil constituents and properties in the adsorption of sulfate ions. *Soil Sci.*, 94:276-283. CHAO, T. T., M. E. HARWARD & S. C. FANG, 1964 — **Iron or aluminum coatings in relation to sulfate adsorption characteristics of soils.** *Soil Sci. Soc. Am. Proc. Am. Proa*, n. 28, p.632-635. Disponível em: <https://www.redalyc.org/journal/5606/560659016004/560659016004.pdf>. Acesso em: 05 abr. 2022

CHENG, H.; *et. al.*. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 29, 2007. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.08.005.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios.** 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. p. 380.

CHEW, I.; OBBARD, J.P. & STANFORTH, R.R. **Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals.** *Environ. Pollution*, n. 111, p.367-375, 2001.

Cunha-Queda, A.C.F. (1999). **Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis.** Tese de Doutorado em Engenharia Agro-Industrial, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 257pp. Disponível em: [TTR 2019_2020.pdf](https://www.repositorio.ulb.pt/bitstream/10451/10000/1/TTR_2019_2020.pdf). Acesso em: 20 nov. 2020.

DA SILVA, A. K. **Brasil e o legado da década de 1980: crise e orientação da política econômica.** XII Congresso Brasileiro de História da Economia, Niterói, agosto, 2017. Disponível em:

<http://www.abphe.org.br/uploads/ABPHE%202017/12%20Brasil%20e%20o%20legado%20da%20d%C3%A9cada%20de%201980%20crise%20e%20orienta%C3%A7%C3%A3o%20da%20pol%C3%ADtica%20econ%C3%B4mica.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2021.

DIRETIVA (UE) 2018/851 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO. *Jornal Oficial da União Europeia*, Portugal, 30 de maio de 2018. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=EN>. Acesso: 10 mar. 2020.

DOELMAN, P.; JANSEN, E.; MICHELS, M. & TIL, van M. **Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter.** *Biol. Fert. Soils*, n. 17, p.177- 184, 1994.

Empresa recebe multa de até R\$ 300 mil. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 02 jul., 2007. Disponível em: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/regiao/empresa-recebe-multa-de-ate-r-300-mil-1.39169?page=5>. Acesso: 10 ago. 2020.

EPSTEIN, E. **Nutrição mineral das plantas - Princípios e perspectivas**. Tradução e notas de E. Malavolta. São Paulo, Livros Técnicos e Científicos. Ed. S.A., 1975.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. 1.ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

FERNÁNDEZ, H. T. M. **Producción de biofertilizantes por degradación microbiológica de resíduos orgánicos**. Microorganismos e Agrobiodiversidade: O novo desafio para a agricultura, Editora Agro livros, 353 – 373p., 2008. Acesso: 21 abr. 2022.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. **Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods**. Bioresource Technology, v.101, p.1927-1934, 2010. Acesso: 21 abr. 2022.

FIGUEIREDO, P. G.; TNAMATTI, F. Y. **Adubação orgânica e contaminação ambiental**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v.5, p.1-4, 2010.

FRANCO, P.L.P. **Análise da potencialidade do reuso indireto potável: estudo de caso da ETE Atuba Sul, região metropolitana de Curitiba**. Dissertação de Mestrado da UFPR, 2010. Disponível em:
<http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/bitstream/handle/1884/24951/DISSERTACAO%20PEDRO%20LUIS%20PRADO%20FRANCO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso: 25 de mar. 2021.

FREDDO, Alessandra. **Caracterização Físico-química de Lodo Proveniente de Duas Estações de Tratamento de Esgoto da Região Oeste do Paraná**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental - Coordenação de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2014. Disponível:
http://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/12527/2/MD_COEAM_2014_2_01.pdf. Acesso: 01 mar. 2022.

GARELHA, A. C. C. **Compostagem de lamas de ETAR com estilha de madeira**. Instituto Politécnico de Viana do Castelo - IPVC. Viana do Castelo, Portugal. 2013. Disponível:
http://repositorio.ipvc.pt/bitstream/20.500.11960/1121/1/Adriana_Garelha.pdf. Acesso: 10 mar. 2022

GATIBONI, L.C., KAMINSKI, J., RHEINHEIME, D.S., FLORES, J.P.C. (2007) **Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.691-699. Disponível em:
<https://uenf.br/posgraduacao/producao-vegetal/wp-content/uploads/sites/10/2014/08/Joice-Cleide.pdf>. Acesso: 02 mar. 2022.

GLOBALFERT. Globalfert (org.). **Retrospectiva 2021, por que os preços dos fertilizantes subiram tanto esse ano?**. 2021. Disponível:
<https://globalfert.com.br/noticias/mercado/retrospecto-2021-por-que-os-fertilizantes-subiram-tanto-esse-ano/>. Acesso: 02 mar. 2022.

GRADY, L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment: theory and applications**. Marcel Dekker, New York, 1999.

- HAIT, S.; TARE, V. Vermistabilization of primary sewage sludge. **Bioresource Technology**, v.102, p.2812–2820, 2011.
- HAIT, S.; TARE, V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.79, p.214-224, 2012.
- HUANG, G. F.; WONG, J. W. C.; WU, Q.T.; NAGAR, B. B. Effect of C/N on composting of pig manure with saw dust. **Waste Management**, v.24, p.805-813, 2004.
- IMHOFF, K. – **Manual de Tratamento de Águas Residuárias** – 21. Edição Alemã (tradução). São Paulo–SP, 1966.
- IMHOFF, K. et IMHOFF, K. R. – **Manual de Tratamento de Águas Residuárias** – 26. Edição Alemã – 1985 (tradução). São Paulo–SP, 2002.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. **Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário**. Rio de Janeiro, 2020. Disponível: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101734.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2020.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª edição. Rio de Janeiro: Fundo Editorial ABES -Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2014.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Ceres, 1985.
- KIEHL, C.J. **Produção de composto orgânico e vermicomposto**. Informe Agropecuário, v.22, n.212, p.40-42, 47-52, Belo Horizonte, 2001. Acesso: 21 abr. 2022.
- KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4 ed. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2004. Acesso: 21 abr. 2022.
- KIEHL, E. J. **Novos Fertilizantes Orgânicos**. 1 ed. Edição do autor. Piracicaba/SP, 2010.
- KIEHL, Edmar José. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 6.ed. Piracicaba: E.J. Kiehl, 2012. 171p.
- LANDMEYER, J.E.; BRADLEY, P.M. & CHAPELLE, F.H. **Influence of Pb on microbial activity in Pb-contaminated soils**. Soil Biol. Biochem., n. 25, p.1465-1466, 1993.
- LEE, I.S.; KIM, O.K.; CHANG, Y.Y.; BAE, B.; KIM, H.H. & BAEK, K.H. **Heavy metal concentrations and enzyme activities in soil from a contaminated Korean shooting range**. J. Biosci. Bioeng., n. 94, p.406-411. 2002.
- LEITE, A. T. **Compostagem termofílica de lodo de esgoto: Higienização e produção de biossólido para uso agrícola**. Dissertação (Mestrado em ciências) - Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em:<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6139/tde-02122015-142451/en.php>. Acesso em: 10 julho 2021.
- LELIS, M., de P. N. **Influência da umidade na velocidade de degradação e no controle de impactos ambientais da compostagem**. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte, UFMG, p. 160, 1998. Disponível: <https://www.yumpu.com/pt/document/read/12955388/iii-010-importancia-da-umidade-na-compostagem-uma->. Acesso: 22 abr. 2022.

LIAO, M.; CHEN, C.L. & HUANG, C.Y. **Effect of heavy metals on soil microbial activity and diversity in a reclaimed mining wasteland of red soil area.** *Chinese J. Environ. Sci.*, n. 17, p.832-837. 2005.

LIMA-E-SILVA, P. P. et al. (2002). **O Dicionário Brasileiro de Ciências Ambientais.** Thex Editora, 247 p.

LOPES, Thiara Reis. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes** - PPGTAMB – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, PA, 2015. Disponível:

http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1285/1/MD_PPGTAMB_M_Lopes%20%20Thiara%20Reis_2015.pdf. Acesso: 16 mar. 2022.

LUCHESE, L. A C. **Características dos biossólidos e efeitos de sua reciclagem em ambientes edáficos com ênfase na dinâmica de elementos traço.** Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, Curitiba (PR), pp 77 – 83, 1998. Acesso em: 22 mar. 2022.

LUDUVICE M. **Experiência da companhia de saneamento do distrito federal na reciclagem agrícola de biossólido.** In: BETTIOL, W. CAMARGO, O. A. (Ed). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap.5, p.153-162.

MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering: Design principles and practice.** Ed. McGraw-Hill Companies. 2010.

MEDEIROS M. L.; THOMAZ SOCCOL V.; CASTRO, E. A.; TOLEDO, E. B.; BORGES, J. C.; PAULINO, R. C.; SILVA, S. M.; ANDRAUS, S. **Aspectos Sanitários.** In: Andreoli C, Fernandes F (eds) Reciclagem de Biossólido/ Transformando Problemas em soluções. Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), CDD 628.36, Curitiba, p. 120-179, 1999.

MAGALHÃES, J.M.M. **Caracterização Inicial Do Lodo De Esgoto De Uma Indústria De Bebidas.** Inconfidentes: Escola Agrotécnica Federal de Inconfidentes, 2008.

MARA, D.D. **Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design.** *Water Science and Technology*, Great Britain, v.33, n.7, p. 23 -31, 1996.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants.** London, Academic Press, 1995. 889p. Disponível em:<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/qyTfcbGT9sHsJP774gLgN7P/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 25 mar. 2022.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas.** In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p.109-141. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/127218/1/2005AA-073.pdf>. Acesso: 10 jul 2021.

MENGEL, K. & KIRBY, E. A. **Principles of plant nutrition.** 3. ed., Bern, International Potash Institute, 1982.

MELO, W.J.; MELO, G.M.P; ARAUJO, A.S.F; MELO, V.P. **Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo.** In: Figueiredo MBV, Burity HA, Oliveira JP, Santos CERS, Stanford NP, editores. Biotecnologia aplicada à agricultura: Textos de apoio e

protocolos experimentais. Brasília/Recife: Embrapa Informação Tecnológica/ Instituto Agrônomo de Pernambuco; 2010. p.153-87.

METCALF; EDDY, INC. Was tewa ter engineering: Treatment, disposal and reuse. New York: Ed. McGraw-Hill, 2002. 1334 p.

MICHELUTTI, B. K. **Utilização do lodo de esgoto como fonte de adubação alternativa** – UFGD – MS, 2014.

MIKI, M. K. CHIZZOLINI, J. **Compostagem através de leiras revolvidas da ETE Limoeiro/Presidente Prudente como alternativa de tratamento do lodo**. Relatório

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa no 61, de 8 de julho de 2020**. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Diário Oficial da União, [S. l.], v. 134, n. 1, p. 5–38, 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148>. Acesso em: 11 jul. 2021.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. **Portaria MA nº 84, de 29/03/82**. Aprova as disposições, em anexo, sobre exigências, critérios e procedimentos a serem utilizados pela inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura e atribui à Secretaria de Fiscalização Agropecuária as incumbências de baixar normas relativas a garantias especificações, tolerâncias e procedimentos para coleta de amostras de produtos e de adotar os modelos de documentos e formulários previstos nas disposições aprovadas por esta Portaria. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/legislacao/portarias>. Acesso em 11 de jul. de 2020.

MONTEMURRO, F.; Ferri, D.; Tittarelli, F.; Canali', S.; Vitti, C. **Anaerobic digestate and on-farm compost application: Effects on lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop production and soil properties**. Compost Science & Utilization, v.18, p.184- 193, 2010.

MOURA 2004. Disponível em: FRANKLIN EUGÊNIO MOURA – TESE (PPGEP) 2006.pdf (ufcg.edu.br). Acesso em: 04 mai. 2022.

NUNES, J. A. – **Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais** – 2. Edição revista e complementada. Aracaju–SE: Gráfica Editora J. Andrade, 1996.

OLIVEIRA, T.S., **Metais pesados como indicadores de materiais de origem de solos**. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Viçosa – MG, 1996.

OLIVEIRA, JFS et al., 2009 - **Resíduos, gestão, tratamento e sua problemática em Portugal**. Lidel, Edições Técnicas Lda.

PARKINSON, R.; GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerated composting of cattle manure. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 91, p.171-178, 2004. DOI: 10.1016/s0960-8524(03)00174-3.

PAPADOPOULOS, A.; PARISOPOULOS, G.; PAPADOPOULOS, F. e KARTERIS, A. **Sludge accumulation patter in anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions**. Water Research, 37, p. 634 – 644. 2003.

PEARSON, H.W. Agae Associated With Sewage Treatment. In: **Microbial Technology in the Developing Word**. (Ed. E.J. da Silva, Y. R. Dommergues, E.J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, p. 260-288. 1987.

PENACHO, I. F. Monteiro. **Estudo da Compostagem na ERSUC - otimização de variáveis no CITVRSU de Coimbra**. Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Gestão Ambiental, Portugal, 2016. Disponível: <https://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/12920/1/Vers%C3%A3o%20Definitiva-In%C3%AAs%20Penacho-21327009-MGA.pdf>. Acesso: 25 abr. 2022.

PEREIRA NETO, João Tinoco. **Manual de compostagem com processo de baixo custo**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. Disponível: <https://administracao.mppr.mp.br/arquivos/File/ManualFUNASA.pdf>. Acesso: 25 abr. 2022.

PICOT, B.; SAMBUCCO, J. P.; BROUILLET, J. L. e RIVIERE, Y. **Wastewater stabilization ponds: sludge accumulation, technical and financial study on desludging and sludge disposal case studies in France**. Water Science and Technology, n. 51, v.12, p. 227 – 234. 2005.

REBER, H.H. **Simultaneous estimates of the diversity and the degradative ability of heavy-metal-affect ed soil bacterial communities**. Biol. Fert. Soils, n. 13, p.181-186, 1992.

RIBEIRO, H. M. **Mineralização-imobilização dos nutrientes vegetais presentes nos resíduos**. UC Valorização Agronómica e Florestal de Resíduos e Bioprodutos, ISA, Portugal. 2020. Disponível: T3_Mineralizacao_Imobilizacao.pdf. Acesso: 01 mar. 2022.

RIBEIRO, L. Da S. **Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através dos parâmetros físicos e físico-químicos em um biorreator de escala experimental**. Campina Grande, 2012. Dissertação de mestrado do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental - Universidade Federal de Campina Grande, 2012. Acesso em: 10 mai. 2022.

RIBEIRO, L. M. V. **Caracterização do lodo sobrenadante da lagoa facultativa primária da ETE Ponta Negra, Natal/RN**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2006. Disponível: <https://vdocuments.com.br/caracterizacao-do-lodo-sobrenadante-da-lagoa-vera-maria-lucas-ribeiro-caracterizacao.html?page=1>. Acesso: 15 jan. 2021.

ROCHA, E. M. Rodrigues. **Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização na Redução da Carga Orgânica do Percolado Gerado no Aterro Muribeca (PE)**. Universidade Federal de Pernambuco Centro de Tecnologia e Geociências – Departamento de Engenharia Civil. 2005. Disponível em: https://attena.ufpe.br/bitstream/123456789/5721/1/arquivo6384_1.pdf. Acesso em: 01 mar. 2022.

SABESP, 2008. 7. PROSAB. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Fonte: Rio de Janeiro, 1999.

SAQQAR, M.M., PESCOD, M.B. - **Modelling sludge accumulation in anaerobic wastewaterstabilization ponds**. Wat. Sci. Tech., Vol. 31, No 12, pp. 185-190, 1995.

SEMINÁRIO NACIONAL DO INES, 14., 2009, Rio de Janeiro. Anais [...]. Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Educação de Surdos, 2009. 160 p. Tema: **Múltiplos Atores e Saberes na Educação de Surdos**. Inclui bibliografia.

SILVA, S. M. C. P. et al. **Principais contaminantes do lodo**. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 2. ed.

SILVA, Salomão. A. e MARA, D.D 1978. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização**. Editora ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.

SILVA, N. T. Melo. **PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BIODIGESTOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM REATOR COMPARTIMENTADO ANAERÓBIO-AERÓBIO**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Civil do Centro Acadêmico do Agreste - CAA, da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2015. Disponível em:

<https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/40155/1/SILVA%2c%20Natanna%20Tayn%20c3%a1%20de%20Melo.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2022.

<https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/40155/1/SILVA%2c%20Natanna%20Tayn%20c3%a1%20de%20Melo.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2022.

SILVA, P. M. U. **Estudo da hidrólise no processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 2016. 59f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016. Disponível em: Estudo da hidrólise no processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos (1library.org). Acesso em: 16 mar. 2022.

SILVA, A. L. *et al.*. **Nova tecnologia com função mista para secagem e compostagem de lodo de tratamento de esgoto e atendimento aos parâmetros legais de disposição agrícola**. Congresso ABES, FENASAN, 2017. Disponível em:

<https://tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2018/03/II-092.pdf>. Acesso: 10 jul. 2021.

SHARMA, K.; GARG, V. K. Comparative analysis of vermicompost quality produced from rice straw and paper waste employing earthworm *Eisenia fetida* (Sav.). **Bioresource Technology**, v. 250, p. 708–715, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.101>.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISS, B.M.; HUNGRIA, M. & ARAÚJO. R.S. **Microrganismos e processos biológicos do solo; Perspectiva ambiental**. Brasília, Embrapa-SPI, 1994.

SOUSA, M. E. **Fatores que influenciam a digestão anaeróbia**. 2014. Disponível em:

https://www.cetesb.sp.gov.br/biogas/wp-content/uploads/sites/3/2014/11/revista_dae_vol44_n137_1984.pdf. Acesso em: 03 mar. 2022.

SOUZA, F. C de. **Avaliação da Eficiência da Compostagem Mesofílica e Termofílica**. Dissertação (Mestrado em Eng. Civil – UFPB) Campina Grande: UFPB, 2002. Disponível:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/n4w4Mbs56CT49GVhyJCscPK/?lang=pt&format=pdf>. Acesso: 03 mar. 2022.

Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G. e Verloo, M.G., 2002. **Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts**. *Bioresource Technology*, 81, 97-101.

SUMMERS, A.O. & SILVER, S. **Microbial transformations of metals**. *Ann. Rev. Microbiol.*, n. 32, p.617-672, 1978.

SUTHAR, Surindra. Recycling of agro-industrial sludge through vermitechnology.

Ecological Engineering, n. 36, v. 8, p.1028-1036, agosto, 2010.

DOI:10.1016/j.ecoleng.2010.04.015. Acesso: 10 mar. 2021.

Sweeten, J.M. e Auvermann, B.W., 2008. **Composting Manure and Sludge**. AgriLife Extension, 7 pp. Disponível:
http://repositorio.ipvc.pt/bitstream/20.500.11960/1121/1/Adriana_Garetha.pdf. Acesso: 20 jun. 2022.

USEPA – United States Environmental Protection Agency (1993) Technical Resource Document: **Batch-type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals**, EPA/530-SW-87-006-F. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington. 100pp.

VON SPERLING, M. – **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – volume 1 - Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte–MG, 1996.

ZHAO, Xiu-Ian.; LI, Bi-qiong; NI, Jiu-pai, XIE, De-ti. **Effect of four crop straws on transformation of organic matter during sewage sludge composting**. Journal of Integrative Agriculture, China, v. 15, p. 232-240, janeiro, 2016.
[https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60954-0](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60954-0). Acesso em: 10 jul. 2021.

WRIGHT, J. Biosolid recycling and food safety issues. **Environmental Science and Technology**, [s.l.], n. 15, p. 43-78, 2001. Disponível em: Biosolid recycling and food safety issues - Food Safety and Food Quality (RSC Publishing). Acesso em: 10 jul. 2021.

YANKO, T. **Método analítico para ovos de helmintos viáveis**. Brasília: Versão expandida por Yanko. Companhia de Saneamento do Distrito Federal, 1987.