UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO ESCOLA DE QUÍMICA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS

MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA DE BIOCOMBUSTÍVEIS E PETROQUÍMICA

DAMÁZIO DANIEL DE LIMA SANTOS

POTENCIAL DE GERAÇÃO DE METANO NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Damázio Daniel de Lima Santos

POTENCIAL DE GERAÇÃO DE METANO NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica.

Orientadoras:

Profa. Dra. Magali Christe Cammarota Profa. Dra. Lídia Yokoyama

Rio de Janeiro

CIP - Catalogação na Publicação

Santos, Damázio Daniel de Lima

S237p Potencial de Geração de Metano no Tratamento de
Água de Lavagem de Veículos de Coleta de Resíduos
Sólidos Urbanos / Damázio Daniel de Lima Santos. Rio de Janeiro, 2015.
86 f.

Orientadora: Magali Christe Cammarota.
Coorientadora: Lídia Yokoyama.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal
do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de
Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e
Bioquímicos, 2015.

1. Tratamento. 2. Efluente. 3. Coagulação floculação. 4. Digestão anaeróbia. 5. Metano. I. Christe Cammarota, Magali, orient. II. Yokoyama, Lídia, coorient. III. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Damázio Daniel de Lima Santos

POTENCIAL DE GERAÇÃO DE METANO NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica.

Profa. Dra. Magali Christe Cammarota, TPQB/UFRJ (Orientadora)

Aprovada em 27 de Agosto de 2015.

Profa. Dra. Lídia Yokoyama, TPQB/UFRJ (Orientadora)

Prof. Dr. Marcos Barreto de Mendonça, PEA/UFRJ

Profa. Dra. Denize Dias de Carvalho, EQ/UFRJ

Prof. Dr. Claudinei de Souza Guimarães, TPQB/UFRJ

Rio de Janeiro

2015

Dedicatória

À minha esposa Silvia Pereira da Silva Santos, pelo seu amor incondicional, que sempre me inspirou, sendo o grande impulso para a execução deste trabalho.

Ao meu irmão Damaniel de Lima Santos, por sua história de perseverança e fé.

À minha mãe Damaris Bezerra de Lima Santos (*in memoriam*), e ao meu pai, Carlos Alberto Santos (*in memoriam*), por terem me ensinado, desde muito cedo, o amor ao próximo e o valor do conhecimento.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Jesus Cristo, por ter me permitido chegar aqui – pelo caminho que percorri e muitas vezes questionei se valia a pena –, por suas misericórdia e graça – infinitas expressões de bondade – que têm sido meu sustento, e pelas respostas aos meus pedidos em Seu tempo (mesmo eu tentando apressá-lo).

À minha amada esposa Silvia, grande mulher, amiga, companheira, melhor farmacêutica industrial do universo (obrigado pela confecção dos diagramas!), que soube suportar (com muito amor) as minhas ausências em casa, permitindo-me voar mais alto, sacrificando muitos dos seus sonhos e planos em prol dos meus.

Ao meu irmão Damaniel, por ter me mostrado seu olhar sobre a vida e sobre os meus estudos.

Aos meus pais (*in memoriam*) Carlos e Damaris, por seus exemplos de seguir adiante, mesmo quando as adversidades parecem ser intransponíveis.

Aos meus familiares – tias, primos, primas, cunhadas, cunhado, sogro, em especial aos meus sobrinhos (Levi, Ana Beatriz, Maria Eduarda, Vitória e Alice) e minha sogra (Raimunda) – que me apoiaram e respeitaram este período pessoal, torcendo, orando, e dando palavras de incentivo. Amo todos vocês!

Às minhas excelentes orientadoras (que privilégio!) Magali Christe Cammarota e Lídia Yokoyama, pela recepção das ideias, por serem inspiradoras, pela capacidade de liderança, pelas estratégias de incentivo (e foram muitas!), pela simplicidade em lidar com os imprevistos e com o meu cronograma apertado.

Aos componentes da banca examinadora, professores Marcos Barreto de Mendonça, Denize Dias de Carvalho e Claudinei de Souza Guimarães, por terem aceitado o convite, contribuindo com suas críticas e sugestões neste trabalho.

Ao Rafael de Freitas pelas dicas e interlocuções para a captação das amostras utilizadas.

Ao Vinícius Mello por me auxiliar na realização dos experimentos e dos cálculos, pelas sugestões nos bate papos, e pelas trufas de chocolate (a família agradece!).

À Verônica Marinho Alexandre por sua recepção, seu bom humor, suas histórias, e toda ajuda com as amostras.

Aos colegas do Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA) da Escola de Química, por tornarem horas de trabalho em tempo prazeroso e de muitas risadas (quantas risadas, hein!): Cláudia, Eduardo, Tayane, Laís, Luana, Janaína, e Andrés.

A todos os amigos – os de perto e os de longe – pelas orações (elas foram ouvidas e me ajudaram muito!), mensagens, palavras de incentivo, puxões de orelha,

por me permitirem falar, pelas críticas, por chorarem comigo, e por se alegrarem comigo também nesta conquista: Alex, Mayra, Roberto, Viviane, Paulo Ribeiro, Sônia Ribeiro, Ana Paula, Paulo Motta, Iracema Motta, Iracema Machado, Lucas, Davi, Diego, Juliana, Pedro, Bruno, Isaac, Victor, Adriano, Ana Cláudia, Ana Luíza, Vivian, Maria Carolina, Clayton, Nadja, Maria José, Fabiano, e Tompson.

Aos colegas de Farmanguinhos – Instituto de Tecnologia em Fármacos da FIOCRUZ pelo apoio.

Aos meus alunos do Colégio Flama pelo incentivo e pelas conversas sobre este trabalho.

À empresa de coleta de resíduos sólidos urbanos por ter permitido o acesso às suas instalações, à analista ambiental Rozana Côrte-Real Faria e a sua equipe de operadores, pelo fornecimento das amostras e dos dados operacionais da Estação de Tratamento de Efluentes.

Ao Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes (LabTare) da Escola de Química pelo fornecimento dos reagentes para os ensaios físico-químicos e pelo auxílio nos testes de turbidez.

A você que se interessou por esta dissertação: que ela, de alguma forma, contribua para seu desenvolvimento e seu crescimento.



RESUMO

SANTOS, Damázio Daniel de Lima. **Potencial de Geração de Metano no Tratamento de Água de Lavagem de Veículos de Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Os veículos que realizam a coleta dos resíduos sólidos urbanos (RSU) acumulam, do transporte ao local de transbordo ou aterro sanitário, um lixiviado produzido na biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos. De maneira a se manter a qualidade dos serviços de coleta e transporte, torna-se necessária a lavagem dos veículos utilizados. A higienização de caminhões deste tipo requer, por veículo, em torno de 400 litros de água, gerando um efluente com elevado potencial poluidor e características semelhantes ao lixiviado de aterros sanitários jovens. O processo de tratamento geralmente empregado para este tipo de efluente а coagulação/floculação. Neste estudo, tal processo apresentou melhor custo-benefício a pH 8,0, com 80 mg/L FeCl₃ e 12 mg/L PAC (policloreto de alumínio), com elevada remoção de turbidez (90,9%), mas baixa remoção de demanda química de oxigênio (DQO - 16,5 %). A biodegradabilidade anaeróbia e o potencial de geração de metano do efluente após o tratamento físico-químico foi então avaliada em frascos tipo penicilina com e sem suplementação nutricional. Verificou-se que não há necessidade de adição de macro e micronutrientes, obtendo-se 91,8 % de remoção de DQO (DQO final de 169 mg/L) e produção específica de metano (PEM) de 150,8 mL CH4 (CNTP)/g DQO removida. Uma comparação de custo operacional entre os processos físicoquímico e biológico anaeróbio, para tratamento de 20 m³/d de efluente, demonstrou que este último, além de apresentar menor custo, pode gerar de 12 a 21 kW para a empresa coletora de RSU.

Palavras-chave: Resíduo sólido urbano. Efluente. Tratamento. Coagulação-floculação. Digestão anaeróbia. Biogás. Metano.

ABSTRACT

SANTOS, Damázio Daniel de Lima. **Methane's Generation Potential in the Washing Water Treatment from Municipal Solid Waste Collection Vehicles.** Dissertation (Master of Science in Biofuels Engineering and Petrochemical) – Chemical School, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

The collection vehicles of Municipal Solid Waste (MSW) accumulate, from transportation to the place of transshipment or landfill, a leachate produced in the biodegradation of organic matter within the waste. In order to maintain the quality of the collection and transportation, it is necessary to washing the vehicles employed. This truck's sanitization requires around 400 liters of water for each vehicle, producing a high potential of pollution effluent and similar characteristics to the leachate from young sanitary landfill. The treatment process usually employed for this type of effluent is coagulation / flocculation. In this study, this process presented a better cost-benefit at pH 8.0 with 80 mg / L FeCl₃ and 12 mg / L PAC (aluminium polychloride), with high turbidity removal (90.9%) but low demand of chemical oxygen removal (COD - 16.5%). The anaerobic biodegradability and the methane generation potential from effluent after physical-chemical treatment was evaluated in penicillin's type flasks with and without nutritional supplementation. It has been found that there's no need of macronutrients and micronutrients addition, obtaining 91.8% of COD removal (final COD of 169 mg / L) and specific methane production of 150.8 mL CH₄ (STP) / g COD removed. An operational cost comparison between the physico-chemical and anaerobic biological processes for the effluent treatment of 20 m³ / day, showed that this last, aside from presenting low cost, can generate 12 - 21 kW for the MSW collecting company.

Keywords: Municipal Solid Waste – Effluent – Treatment – Coagulation-flocculation – Anaerobic digestion – Biogas – Methane

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Evolução da Quantidade de RSU Coletado na Região Sudeste 2013 - 201419
Figura 2 - Diagrama de Funcionamento da Estação de Tratamento de Efluentes da Empresa em Estudo
Figura 3 - Micro-organismos e Enzimas Envolvidos na Digestão Anaeróbia32
Figura 4 – Frascos de Vidro Contendo Amostras do Efluente de Estudo44
Figura 5 - Frascos Tipo Penicilina em Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia46
Gráfico 1 - Total de RSU coletado no Brasil 2013 - 201419
Gráfico 2 - Turbidez e DQO Inicial e Após Coagulação do Efluente sob Diferentes Valores Iniciais de pH
Gráfico 3 - Turbidez e DQO Inicial e Após Coagulação do Efluente em pH 8, sob Diferentes Concentrações de Coagulante
Gráfico 4 - Produção de Biogás (30°C) nas réplicas sem (A) e com (B) Adição de Macronutrientes
Gráfico 5 - Produção Média de Biogás (30°C) Sem e Com Adição de Macronutrientes
Gráfico 6 - Produção Média de Biogás (30°C) Sem e Com Adição de Micronutrientes
Quadro 1 - Sistemas Anaeróbios de Tratamento de Efluentes
Quadro 2 - Origem e Grau de Pureza dos Principais Reagentes e Produtos Utilizados
Quadro 3 - Equipamentos Utilizados nos Experimentos
Quadro 4 - Parâmetros Investigados e Metodologia Empregada Durante os Experimentos

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de RSU Gerada e Coletada no Estado do Rio de Janeiro 2013- 201420
Tabela 2 - Caracterização dos Efluentes Gerados na Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU
Tabela 3 - Principais Coagulantes Utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários
Tabela 4 - Principais Floculantes Utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários
Tabela 5 - Tratamento Físico-Químico de Água de Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU28
Tabela 6 - Macronutrientes Adicionados no Processo de Digestão Anaeróbia38
Tabela 7 - Micronutrientes Adicionados no Processo de Digestão Anaeróbia38
Tabela 8 - Solução de Micronutrientes Utilizada na Suplementação do Inóculo47
Tabela 9 - Caracterização do Efluente Empregado no Estudo49
Tabela 10 - Seleção do pH de Coagulação para o Efluente em Estudo51
Tabela 11 - Seleção da Concentração de FeCl₃ para o Efluente em Estudo53
Tabela 12 – Padrões de Lançamento de Efluentes e Valores Após Tratamento Físico- químico na Condição Selecionada
Tabela 13 - Resultados do Tratamento Anaeróbio do Efluente sob Diferentes Condições de Suplementação61
Tabela 14 – Custos de Produtos Químicos e de Energia no Tratamento de 20000 Litros de Água da Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU por Processo de Coagulação-floculação
Tabela 15 - Geração de Energia no Tratamento de 20000 L/d de Água da Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU por Processo de Coagulação-Floculação/Anaeróbio

LISTA DE SIGLAS

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e

Resíduos Especiais

COMLURB Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT Carbono Orgânico Total

CTR Centro de Tratamento de Resíduos

DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO₅ Ensaio de DBO realizado durante 5 dias DBO₇ Ensaio de DBO realizado durante 7 dias

DQO Demanda Química de Oxigênio

ETE Estação de Tratamento de Efluentes

ETR Estação de Transferência de Resíduos

FEEMA Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, atual INEA

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INEA Instituto Estadual do Ambiente

NBR Norma Brasileira NT Nitrogênio Total

N-NH₃ Nitrogênio Amoniacal OD Oxigênio Dissolvido

O&G Óleos e graxas

PAC Poli Aluminium Chloride (Policloreto de alumínio)

pH Potencial Hidrogeniônico

PNRS Política Nacional de Resíduos Sólidos

RSU Resíduos Sólidos Urbanos

SAO Separador Água e Óleo

SST Sólidos Suspensos Totais

SSV Sólidos Suspensos Voláteis

TML Tempo de Mistura Lenta

TMR Tempo de Mistura Rápida

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS1	4			
1.1	INTRODUÇÃO1	4			
1.2	OBJETIVOS17				
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA				
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS1	8			
2.2	GERAÇÃO DE EFLUENTE DURANTE A LAVAGEM DE CAMINHÕES D	Ε			
	TRANSPORTE DE RSU2	<u>'</u> 1			
2.3	PROCESSOS DE TRATAMENTO DO EFLUENTE2	:3			
2.3.1	Coagulação-floculação2	:3			
2.3.2	Tratamento biológico anaeróbio2	<u>'</u> 9			
2.3.2.1	Fatores que afetam o tratamento anaeróbio3	4			
	Efeitos de pH, acidez e alcalinidade3	∤5			
	Efeitos da temperatura3	; 6			
	Efeitos da concentração de macro e micronutrientes3	} 7			
	Efeitos da salinidade3	}9			
	Efeitos da concentração de metais4	10			
2.3.2.2	Aplicabilidade do tratamento biológico anaeróbio de efluentes oriundos d	la			
	lavagem de caminhões de coleta de resíduos sólidos urbanos4	.1			
3	MATERIAIS E MÉTODOS4	2			
3.1	MATERIAIS4	.2			
3.2	AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DO	S			
	CAMINHÕES4	.3			
3.3	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE4	4			
3.4	ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA4	.5			
3.5	MÉTODOS ANALÍTICOS48				
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES49				
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE GERADO NA LAVAGEM D	Ε			
	CAMINHÕES DE COLETA DE RSU4	.9			

4.2	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE	51			
4.2.1	Avaliação do pH de Coagulação51				
4.2.2	Avaliação da Concentração do Coagulante	52			
4.3	TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO DO EFLUENTE	56			
4.4	COMPARAÇÃO ENTRE TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICO	E FÍSICO-			
	QUÍMICO SEGUIDO POR BIOLÓGICO ANAERÓBIO	62			
4.4.1	4.1 Custo Estimado do Processo de Coagulação-Floculação				
4.4.2 Estimativa do Potencial Energético (PE) a Partir da Comb					
	Metano	65			
4.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	69			
5	CONCLUSÕES E SUGESTÕES	70			
5.1	CONCLUSÕES	70			
5.2	SUGESTÕES	71			
REFERÉ	ÊNCIAS	72			

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial, atualmente estimada em 6,0 bilhões de pessoas, e o elevado grau de urbanização, com 75% da população vivendo em cidades, evidenciam a necessidade de um correto gerenciamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos (CURRY, 2012; MMA, 2015). Além disso, com o crescimento populacional, verifica-se um aumento na demanda por alimentos – oriundos da agricultura, pecuária, avicultura, suinocultura, entre outros – que geram uma maior quantidade de resíduos, que necessitam de tratamento ambientalmente adequado (ABRELPE, 2014; OLOIBIRI et al., 2015).

Com relação à escassez de água potável e para fins industriais, esta tem sido discutida há algumas décadas. Recentemente, as grandes cidades brasileiras localizadas no Sudeste do Brasil, apesar de possuírem em suas regiões metropolitanas mananciais com imensa capacidade produtora, vêm sofrendo com o regime de poucas chuvas, agravando a demanda por água doce (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2011; ANA, 2015).

Concentra-se, no Brasil, cerca de 12% de toda a água doce superficial do mundo. No entanto, a distribuição deste potencial não atende à principal área produtiva industrial do país. A Região Hidrográfica Atlântico Sudeste tem 214.629 km² de área, o equivalente a 2,5% total do país. Os seus principais rios são o Paraíba do Sul e o Doce com, respectivamente, 1150 e 853 km de extensão. Além desses, a Região Hidrográfica também é formada por diversos e poucos extensos rios que formam as seguintes bacias: São Mateus, Santa Maria, Reis Magos, Benevente, Itabapoana, Itapemirim, Jacu, Ribeira e litorais do Rio de Janeiro e São Paulo (ANA, 2015).

Segundo dados do IBGE (2014), cerca de 28,2 milhões de pessoas habitavam a região em 2010 (14,8% da população do País), sendo que 92% da população viviam em áreas urbanas. Nesta região, há outras características demográficas marcantes, tais como os significativos adensamentos populacionais, onde se destacam a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, com mais de 3.000 hab/km². Além da Região

Metropolitana do Rio de Janeiro, destacam-se também as Regiões Metropolitanas de Vitória (ES) e da Baixada Santista (SP).

O estudo de formas de se reduzir o lançamento de poluentes sobre rios, lagos, lagoas, mares e oceanos, de maneira a contribuir para a mitigação de seus efeitos sobre a fauna e a flora ali existentes, tornou-se notório nas últimas décadas do século XX e tem persistido neste século (JORDÃO e PESSÔA, 1995). Dentre as alternativas conhecidas de recuperação energética de resíduos, o uso de combustíveis originados de processos biológicos, os biocombustíveis, tem-se mostrado promissor (PERLINGEIRO, 2014). Biocombustíveis são derivados da biomassa renovável que podem substituir, parcial ou totalmente, combustíveis derivados de petróleo e gás natural em motores à combustão ou em outro tipo de geração de energia (ANP, 2015a).

Dentre os biocombustíveis supracitados, destaca-se o biogás, definido como o gás bruto obtido da decomposição biológica de produtos ou resíduos orgânicos (ANP, 2015c). A composição do biogás irá variar de acordo com as características dos substratos e das condições de processo. Em geral, o metano é o principal constituinte do biogás, da ordem de 40 a 70 % do volume produzido. O biogás pode ser utilizado em praticamente todas as aplicações desenvolvidas para o gás natural, como a produção de calor e/ou eletricidade e o uso como combustível veicular, sendo necessários diferentes níveis de tratamento do biogás, de acordo com a aplicação pretendida (PERSSON et al., 2006 *apud* ZANETTE, 2009; MONTEIRO, 2011; MAO et al., 2015).

O biogás torna-se um combustível atraente pela alta concentração de metano e por seu uso reduzir o problema de emissão de poluentes para a atmosfera, pois o metano tem um potencial de aquecimento global 21 vezes superior ao do dióxido de carbono (EPA, 2015). O metano, além do potencial para aproveitamento na geração de energia elétrica, é bastante competitivo em relação aos principais combustíveis utilizados na indústria, como o gás natural, óleo combustível e GLP (ZANETTE, 2009; PÖSCHL et al., 2010; MONTEIRO, 2011). Em termos de matriz energética, a geração elétrica brasileira, a partir do aproveitamento do biogás proveniente dos resíduos sólidos urbanos contribui com apenas 0,04% (ANEEL, 2015).

Por exemplo, nos aterros sanitários brasileiros, o potencial de produção de metano pode chegar a 15,8 milhões de m³/d, enquanto nas estações de tratamento

de efluentes este potencial é de até 7,3 milhões de m³/d, considerando a universalização dos serviços de coleta, tratamento de efluentes, e disposição dos resíduos sólidos urbanos (LINO, 2011).

Decorrem cerca de vinte e quatro horas entre a colocação dos resíduos sólidos nos contentores, locais de armazenamento temporário, até o seu transporte pelos caminhões de coleta. Neste período, inicia-se o processo de biodegradação da matéria orgânica, havendo liberação de efluentes contaminados (GIORDANO, 2003 apud FONSECA, 2006). O líquido acumulado possui alta concentração de matéria orgânica, apresentando elevado potencial poluidor. Assim, nas lavagens diárias dos caminhões nas garagens das empresas de coleta de RSU, gera-se um efluente que se assemelha às características dos lixiviados produzidos em Centros de Tratamento de Resíduos (CTR), em parte aos de aterros sanitários jovens e em outra aos de aterros sanitários de idade intermediária (FONSECA, 2006; FREITAS, 2013).

Tais efluentes são, em geral, encaminhados para unidades de tratamento físico-químico, responsáveis pela remoção de sólidos grosseiros e suspensos (FONSECA, 2006), nas quais se procura apenas alcançar os padrões de descarte e, em alguns casos mais raros, uma qualidade para reúso na própria lavagem dos caminhões. Nestas instalações, não se pensa na possibilidade de tratamento destes efluentes por processos biológicos, embora processos físico-químicos apresentem custos elevados e gerem lodos químicos que devem ser descartados de forma adequada.

Os efluentes gerados durante a lavagem de caminhões de coleta de RSU apresentam características de lixiviados produzidos em aterros jovens (aqueles cuja idade de funcionamento é inferior a 1 ano) e intermediários (aqueles com idade de operação entre 1 e 5 anos), ou seja, possuem concentração considerável de matéria orgânica com boa e média biodegradabilidade, respectivamente. Esta avaliação se dá pela relação DBO₅/DQO, na ordem de 0,5 a 1,0 – boa biodegradabilidade – e de 0,1 a 0,5 – média biodegradabilidade (KURNIAWAN et al., 2006; CHERNICHARO, 2007; WANG et al., 2009).

Tais características tornam estes efluentes passíveis de tratamento por processo biológico anaeróbio, o qual possui larga vantagem sobre os tratamentos físico-químicos, como a produção de biogás que pode ser reaproveitado, menor quantidade de lodo (biomassa) a ser descartada, e principalmente, menor consumo

de energia e, com isso, menor custo operacional (SANT'ANNA JR., 2010; MOJIRI et al., 2012; MAO et al., 2015).

O emprego de processos biológicos anaeróbios, no entanto, apresenta a desvantagem de produzir um efluente com qualidade insuficiente para atender aos padrões de descarte, exigindo alguma forma de pós-tratamento (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). Alguns autores já avaliaram combinações de processos biológicos e físico-químicos para se atingir uma melhor qualidade final de lixiviados com características similares aos efluentes da lavagem de caminhões de coleta de RSU. Felici e seus colaboradores (2013), por exemplo, avaliaram o tratamento físico-químico por coagulação química - floculação - sedimentação para pós-tratamento de lixiviado tratado biologicamente.

1.2 OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo principal avaliar a possibilidade de tratamento biológico anaeróbio da água de lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos (RSU) em substituição ao tratamento físico-químico.

Para isto, os seguintes objetivos específicos foram delineados:

- a) Obter a caracterização da água de lavagem de caminhões de coleta de RSU:
- Avaliar o processo de tratamento físico-químico (coagulação floculação) para tratamento da água de lavagem;
- Avaliar o processo de tratamento biológico anaeróbio para tratamento da água de lavagem;
- d) Estimar o potencial de geração de metano e propor formas de uso em empresa que presta serviços de coleta e transporte de RSU;
- e) Comparar o tratamento biológico anaeróbio com o tratamento físicoquímico aplicado pela empresa geradora do efluente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

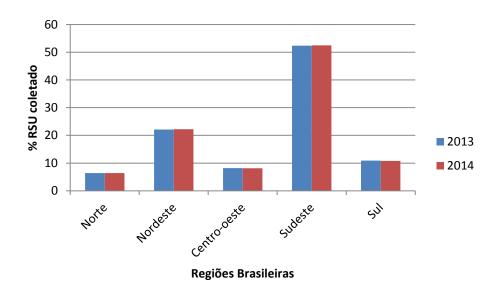
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, instituída pela lei federal nº 12.305/2010, define os resíduos sólidos urbanos (RSU) como aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas e os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana. Sendo estes constituídos de material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções tecnicamente ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2014).

No Brasil, em 2014, foram geradas 78,6 milhões de toneladas de RSU, representando um crescimento de 2,9% na geração de RSU relativa ao ano de 2013, superando a taxa de crescimento populacional urbana que, no período, foi de 0,9%. Ao passo que a quantidade de RSU coletada em 2014 foi da ordem de 71.260.045 toneladas, equivalente a 90,7% do total de RSU gerado no país naquele ano. Em valores percentuais, o total de RSU coletado aumentou em 3,2% em relação ao ano de 2013 (ABRELPE, 2015).

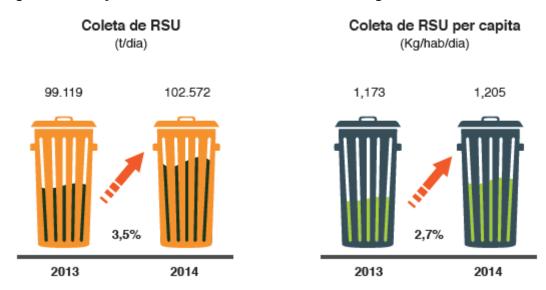
A participação das regiões brasileiras no total de RSU coletado entre os anos de 2013 e 2014 se manteve estável, conforme mostra o Gráfico 1 a seguir. Na Figura 1 são apresentados dados de coleta de RSU na região Sudeste em 2013 e 2014, verificando-se um aumento de 3,5 % de t/d coletadas.

Gráfico 1 - Total de RSU coletado no Brasil 2013 - 2014



Fonte: ABRELPE, 2015

Figura 1 - Evolução da Quantidade de RSU Coletado na Região Sudeste 2013 - 2014



Fonte: adaptado de ABRELPE (2015).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a população do Estado do Rio de Janeiro foi estimada, em 2014, em 16.461.173 habitantes e está distribuída em 92 municípios (IBGE, 2014). Esta população foi responsável em 2014 pela geração de 7.969.410 toneladas de RSU, ou seja, cerca de 10% da geração nacional destes resíduos. Diariamente, neste período, 21.518 toneladas de RSU foram coletadas. A Tabela 1 a seguir apresenta os valores per capita de geração e coleta de RSU no Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 1 - Quantidade de RSU Gerada e Coletada no Estado do Rio de Janeiro 2013-2014

	RSU C	RSU Ger	rado (t/d)		
(Kg/h	(Kg/hab.d)		(t/d)		ado (va)
2013	2014	2013	2014	2013	2014
1,268	1,307	20.752	21.518	21.130	21.834

Fonte: adaptado de ABRELPE (2015).

A cidade do Rio de Janeiro, onde se encontra a empresa prestadora de serviços de coleta e transporte de resíduos que forneceu o efluente para o presente estudo, tem uma área de 1.197,463 km² e uma população de aproximadamente 6.453.682 habitantes (IBGE, 2015). O serviço de coleta e transporte de RSU da prestadora abrange aquele definido na lei n° 3.273 de 06/09/2001, que dispõe sobre a Gestão do Sistema de Limpeza Urbana no Município do Rio de Janeiro (RIO DE JANEIRO, 2001), a saber:

O resíduo que possa ser tipificado como domiciliar produzido em estabelecimentos comerciais, de serviços ou unidades industriais ou instituições/entidades públicas ou privadas ou unidades de trato de saúde humana ou animal ou mesmo em imóveis não residenciais, cuja natureza ou composição sejam similares àquelas do resíduo domiciliar e cuja produção esteja limitada ao volume diário, por contribuinte, de cento e vinte litros ou sessenta quilogramas (RIO DE JANEIRO, 2001).

2.2 GERAÇÃO DE EFLUENTE DURANTE A LAVAGEM DE CAMINHÕES DE TRANSPORTE DE RSU

Na empresa que forneceu o efluente para o estudo, a coleta e o transporte dos RSU são realizados através de uma frota composta por 50 caminhões compactadores tocos ou trucados, cuja capacidade de transporte varia de 8 a 21 toneladas de resíduos por viagem.

Fonseca (2006) descreveu o consumo diário de 14 m³ de água potável para limpeza de uma frota de 34 caminhões. A empresa em estudo consome cerca de 20 m³ de água de reúso, oriunda de seu processo de tratamento de efluentes. Porém, neste é realizada a reposição com água potável, de forma a se reduzir a concentração de poluentes, visto que seu tratamento ocorre em circuito fechado, ou seja, o efluente tratado não é descartado para uma rede coletora de esgotos ou para um corpo receptor. Geralmente, o processo de limpeza dos caminhões ocorre nas seguintes etapas:

- a) Varrição da caçamba e segregação dos sólidos;
- b) Desengraxamento, com detergentes, dos equipamentos;
- c) Enxague com água limpa;
- d) Lubrificação.

Estudo realizado por Fonseca (2006) mostrou que efluentes brutos oriundos da lavagem de caminhões de transporte de RSU podem apresentar faixas de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 2405 e 13990 mg/L e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) entre 649 e 6376 mg/L. Freitas (2013), em estudo semelhante, observou valores de DQO na ordem de 21734 mg/L e DBO₅ na ordem de 1455 mg/L.

A amplitude de DQO e DBO₅ no efluente é resultado da variação diária dos constituintes dos resíduos urbanos, principalmente os domiciliares (RENOU et al., 2008; ADHIKARI et al., 2014). Além disso, a amplitude da razão DBO₅/DQO de 0,07 a 0,70 (Tabela 2) sugere que este tipo de efluente contém uma mistura de poluentes biodegradáveis e não biodegradáveis. A literatura relata que relações DBO₅/DQO entre 0,5 e 1,0 indicam uma elevada biodegradabilidade dos efluentes, enquanto que para valores entre 0,1 e 0,5, média biodegradabilidade, e relações DBO₅/DQO

menores que 0,1, baixa biodegradabilidade (CHERNICHARO, 2007; NILOUFER et al., 2014; SYAFALNI e RUSLI, 2014).

Compostos biodegradáveis podem ser removidos em processos biológicos de tratamento, principalmente os anaeróbios, que apresentam consideráveis resultados; enquanto poluentes não biodegradáveis podem ser removidos por processos físico-químicos que se utilizam, por exemplo, de cloreto férrico (FeCl₃), sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), coagulantes à base de tanino e policloreto de alumínio (PAC) (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010).

Na literatura, existem poucos trabalhos conduzidos com efluentes oriundos da lavagem de caminhões de coleta de RSU. A Tabela 2 a seguir apresenta dois trabalhos com os valores (média e desvio-padrão) dos principais parâmetros verificados nestes efluentes, assim como os padrões de descarte a serem obedecidos.

Tabela 2 - Caracterização dos Efluentes Gerados na Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU

Parâmetro	Fonseca (2006)	Freitas (2013)	Padrão ^a
рН	5,8 ± 0,67	6.0 ± 0.03	5,0 - 9,0
Temperatura (°C)	21,5 ± 2,4	27,0 ± 1,2	Inferior a 40
DQO (mg O ₂ /L)	5433 ± 4369	21734 ± 164	200
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	1560 ± 826	1455 ± 233	Remoção mínima de 60%
DBO ₅ /DQO	0,32 - 0,70	0,07	na
Óleos e graxas (mg/L)	133 ± 84	2101 ± 297	20 – 30 ^b
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	na	11,3 ± 0,4	< 1,0
SST (mg/L)	na	17410 ± 2685	na
Cor (PtCo)	na	65 ± 4	Virtualmente ausente

Fonte: elaboração própria (2015).

Nota: ^a FEEMA (1986), FEEMA (2007), CONAMA (2011); ^b mineral 20 mg/L, óleos vegetais e gorduras animais 30 mg/L; na = não avaliado

No estado do Rio de Janeiro verifica-se que os parâmetros necessários ao lançamento nos mananciais dos efluentes tratados, inclusive os gerados na lavagem de caminhões de coleta de RSU, devem atender às legislações ambientais pertinentes, tais como as resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011, além da NT-202.R-10 e DZ-205.R-6 (CONAMA, 2005; CONAMA 2011; FEEMA, 1986; FEEMA, 2007). Portanto, pelos dados apresentados na Tabela 2, principalmente com respeito aos parâmetros DQO e Óleos e graxas, fica evidenciada a necessidade de tratamento para os efluentes gerados na lavagem de caminhões de coleta de RSU.

2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO DO EFLUENTE

2.3.1 Coagulação-floculação

A coagulação é uma combinação de mecanismos que favorecem a atração entre partículas coloidais suspensas em um líquido e, consequentemente, a desestabilização das cargas negativas destas partículas. A desestabilização é, em geral, atingida por meio da adição de produtos químicos apropriados, habitualmente sais de ferro ou alumínio ou polímeros sintéticos, seguida de agitação rápida, com intuito de homogeneizar a mistura (FELICI, 2010; VERMA et al., 2015).

Di Bernardo e Dantas (2005) destacam que a coagulação resulta de dois fenômenos, sendo o primeiro essencialmente químico, que consiste nas reações do coagulante com o líquido a ser tratado e na formação de espécies hidrolisadas com cargas positivas; e o segundo fundamentalmente físico, que consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes no líquido a ser tratado. Este processo é utilizado para remoção de turbidez orgânica ou inorgânica, remoção de cor verdadeira ou aparente, eliminação de bactérias, vírus e organismos patogênicos suscetíveis de serem separados por coagulação (CASTILHOS JR., 2006; VALENCIA, 1973 apud FERREIRA, 2013).

As principais variáveis que podem ser destacadas na coagulação são pH, temperatura, quantidade de impurezas e concentração de coagulantes. Esse processo ocorre de forma rápida, desde décimos de segundos a cerca de 100 segundos, dependendo destas variáveis (DI BERNARDO, 1993; FERREIRA, 2013).

As reações envolvidas no processo físico-químico de tratamento podem ser influenciadas pela concentração de íons H+ em solução. Isto se deve a, pelo menos, duas forças competitivas: (1) entre os íons H+ produtos da hidrólise do metal e os ligantes orgânicos, e (2) entre os íons OH- produtos da hidrólise do metal e os ânions orgânicos. Se o pH é muito baixo, os íons H+ competem com os produtos da hidrólise do metal e os ligantes orgânicos, pois alguns ácidos orgânicos não são precipitáveis. Se o pH é mais elevado, íons OH- competem com os compostos orgânicos pelos sítios de adsorção do metal, ocorrendo a precipitação dos hidróxidos metálicos por coprecipitação (STEPHENSON e DUFF, 1996). Assim, o pH é uma boa representatividade das condições de acidez e de alcalinidade reacional.

Cabe destacar que o transporte de partículas no sistema aquoso é essencialmente físico e é acompanhado de fenômenos, tais como difusão Browniana, movimento do fluido e sedimentação, e é controlado por parâmetros físicos, tais como temperatura, gradiente de velocidade e tamanho da partícula. A desestabilização é um processo de interação colóide-coagulante controlado por parâmetros físicos e químicos (FERREIRA, 2013).

Alguns autores consideram a coagulação química como o resultado da ação combinada de quatro possíveis mecanismos distintos, tais como a compressão da camada difusa, a adsorção e neutralização, a varredura, a adsorção e formação de ponte, mas, para os coagulantes químicos geralmente empregados como os sais de ferro ou alumínio, há predominância dos mecanismos de adsorção, neutralização e varredura (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Na Tabela 3, a seguir, são apresentados os principais coagulantes utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, visto que estes se assemelham, em alguns aspectos, com o efluente em estudo.

Tabela 3 - Principais Coagulantes Utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ /DQO	Coagulante	Concentração (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Referência
na	10850	na	Ca(OH) ₂	300 – 600	8,2 – 23,5	1
3650	80	0,02	FeCl₃	2500	80	2
4100	na	0,05	Al ₂ (SO ₄) ₃	5985	42	3
5000	na	<0,01	Al ₂ O ₃ (PAC)	1250	58	4
15700	na	0,27	Fe ₂ (SO ₄) ₃	300	70	5

Fonte: elaboração própria (2015).

Nota: PAC – policloreto de alumínio; na = não avaliado.

Referências - 1: Thornton e Blanc (1973) apud Renou et al. (2008), 2: Verma et al. (2015), 3: Amokrane et al. (1997), 4: Monje-Ramirez e Velásquez (2004), 5: Wang e Shen (2000) apud Renou et al. (2008).

A floculação é um processo físico que ocorre logo após a coagulação. A ocorrência de choques entre as partículas formadas na coagulação leva à formação de flocos ainda maiores, com maior volume e densidade. De maneira a otimizar a ocorrência dos choques entre as partículas, faz-se necessário que haja agitação na água, provocada pelos gradientes de floculação. Esses gradientes, segundo Di Bernardo e Dantas (2005), devem ser limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência do cisalhamento das partículas e não destruam os flocos formados anteriormente. Podem-se destacar duas principais etapas de formação de flocos (ÖDEGAARD, 1978 *apud* SANTOS, 2001). A primeira etapa ocorre ao final da coagulação; as partículas que predominam são as denominadas partículas primárias, cujos tamanhos variam entre 0,5 e 5,0 μm. Na segunda etapa de formação de flocos, definida como etapa de floculação, são formados flocos maiores, entre 100 a 5000 μm (SANTOS, 2001).

Na Tabela 4 são apresentados os principais floculantes utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, visto que estes se assemelham, em alguns aspectos, com o efluente em estudo.

Tabela 4 - Principais Floculantes Utilizados no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)	DBO ₅ /DQO	Floculante	Concentração (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Referência
		050 0,20	Polieletrólito neutro comercial	100	15	Tatsi et al. (2003)
5350 1	1050		Polieletrólito catiônico comercial		1	
			Polieletrólito aniônico comercial		15	
2130	192	0,09	Ispaghula ou isabgol ou semente de psílio (Plantago ovata)	3000	64	Al-Hamadani et al.(2011)

Fonte: elaboração própria (2015).

O processo seguinte à floculação é a sedimentação, que pode ser definido como um fenômeno físico de separação de fases sólido-líquido, em que as partículas apresentam movimento descendente devido à ação da força da gravidade, propiciando a clarificação do meio líquido (DI BERNARDO, 1993).

A aplicação de coagulantes associados aos floculantes para remoção de matéria orgânica no tratamento de efluentes é destacada por diversos autores na literatura (PAVANELLI, 2001; FONSECA, 2006; LEE et al., 2014).

Freitas (2013), avaliando o tratamento físico-químico (coagulação-floculação) do efluente bruto oriundo da lavagem de caminhões transportadores de RSU, nas seguintes condições operacionais: pH 7; concentração de floculante PAC de 12 mg/L, tempo de coagulação de 5 minutos, tempo de floculação de 60 minutos e tempo de

sedimentação de 1 h, com DQO inicial de 21734 mg/L, obteve redução deste parâmetro para a faixa de 135 a 390 mg/L, quando adicionados de 153 a 186 mg/L de FeCl₃ ao efluente bruto.

Fonseca (2006) conduziu estudo com efluentes semelhantes, utilizando o processo de clarificação química (com cloreto férrico – FeCl₃) seguido de processo biológico aeróbio (lodos ativados). Os melhores resultados alcançados foram com a adição ao efluente bruto, na faixa neutra de pH, de 300 mg/L de FeCl₃ – agitação rápida por 1 minuto – somado a 1,5 mg/L de polieletrólito catiônico, com tempo de sedimentação de 60 minutos. No entanto, somente o tratamento físico-químico não foi capaz de atingir o valor máximo de DQO permitido pela legislação do Estado do Rio de Janeiro (FEEMA, 2007) para a atividade poluidora que geraram o efluente, ou seja, 200 mg/L. Para se alcançar este valor foi necessária a combinação do processo físico-químico de coagulação - floculação com o processo biológico aeróbio de lodos ativados.

Vaccari et al. (2013) avaliaram o tratamento de efluentes oriundos de caixas coletoras de RSU em ensaios de coagulação-floculação com 2 mL/L de solução de policloreto de alumínio (18 % m/m), cerca de 35 mL/L de uma solução aquosa de CaO (4 % m/m) e 25 mL/L de uma solução aquosa de um polieletrólito aniônico (1 % m/m). Ou seja, empregando concentrações de 360 mg/L de PAC, 1400 mg/L de CaO e 25 mg/L de polieletrólito aniônico, os autores observaram remoção de turbidez de 559 NTU para menos de 5 NTU. A velocidade de mistura rápida foi de 250 rpm por 1 min, a velocidade de mistura lenta foi de 60 rpm por 20 min (em alguns testes 10 min, para se avaliar a possibilidade de redução do tempo de residência do efluente no reator de coagulação-floculação) e o tempo de sedimentação 20 min.

Na Tabela 5 a seguir são apresentadas informações da literatura sobre a eficiência de coagulantes utilizados no tratamento físico-químico de efluentes gerados na limpeza de caixas coletoras e caminhões de coleta de RSU, como o efluente em estudo. Pode-se observar que tais efluentes apresentam remoção percentual de DQO variável quando submetidos ao tratamento físico-químico com os coagulantes FeCl₃ e PAC, devido às características dos RSU coletados.

Tabela 5 - Tratamento Físico-Químico de Água de Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU

DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)	DBO₅/DQO	Coagulante	Concentração (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Referência
2405	1058	0,44	FeCl₃	300	73,0	1
20256	1180	0,06	FeCl₃	150	98,5	2
2640	na	na	PAC	360	42,4	3

Fonte: elaboração própria (2015).

Nota: PAC – policloreto de alumínio. na = não avaliado.

Referências - 1: Fonseca (2006), 2: Freitas (2013), 3: Vaccari et al. (2013).

Etapas de pré-tratamento físico-químico são úteis, especialmente para lixiviados frescos, antes do tratamento biológico, ou no pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários estabilizados, quando a degradação biológica está prejudicada pela presença de poluentes recalcitrantes (MARAÑÓN et al., 2008; GAO et al., 2015).

Algumas empresas realizam um tratamento preliminar, visando à remoção de sólidos grosseiros, como caixa de areia, e de óleo, em separador água e óleo, antes do tratamento físico-químico. Entretanto, outras empresas realizam unicamente o tratamento físico-químico de seus efluentes — coagulação-floculação-sedimentação, tendo como coagulante sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃) ou cloreto férrico (FeCl₃). A Figura 2, a seguir, ilustra uma sequência de tratamento típica do efluente gerado em uma unidade de coleta de RSU.

Figura 2 - Diagrama de Funcionamento da Estação de Tratamento de Efluentes da Empresa em Estudo



Fonte: elaboração própria (2015).

2.3.2 Tratamento biológico anaeróbio

Os processos biológicos de tratamento de efluentes consistem na capacidade dos micro-organismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos, que podem ser removidos do sistema de tratamento (JORDÃO e PESSÔA, 1995; SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). Os subprodutos formados podem se apresentar na forma sólida (lodo biológico), líquida (água) ou gasosa (gás carbônico, metano, etc.). Segundo Chernicharo (2007), qualquer que seja o processo adotado, aeróbio ou anaeróbio, a capacidade de utilização dos compostos orgânicos depende da atividade microbiana da biomassa presente.

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico balanceado e envolve processos metabólicos complexos. Estes ocorrem em etapas sequenciais e

dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de micro-organismos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e iii) micro-organismos metanogênicos (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) são convertidos por bactérias fermentativas acidogênicas, através de hidrólise e fermentação, em compostos simples como ácidos orgânicos, além de hidrogênio e dióxido de carbono (LYBERATOS e SKIADAS, 1999; MOJIRI et al., 2012). Os microorganismos sintróficos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. O acetato e o hidrogênio produzido nas etapas anteriores são convertidos, por fim, em metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007; DIVYA et al., 2015).

A metanogênese é realizada por micro-organismos denominados arqueias metanogênicas, que desenvolvem duas funções primordiais nos ecossistemas anaeróbios: i) produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico contido na fase líquida; e ii) são responsáveis pela manutenção da pressão parcial de hidrogênio do meio em níveis suficientemente baixos, permitindo que bactérias fermentativas e formadoras de ácidos produzam produtos solúveis mais oxidados, como o ácido acético, que é substrato direto da metanogênese (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; LUO et al., 2015). Por ocupar a posição final no ambiente anaeróbio, durante a degradação de compostos orgânicos, a baixa taxa de crescimento dos micro-organismos metanogênicos representa um fator limitante no processo de digestão como um todo (THAUER et al., 2008; CURRY, 2012).

A Figura 3 a seguir apresenta as etapas, enzimas e micro-organismos envolvidos na degradação de matéria orgânica na digestão anaeróbia.

O processo contínuo de produção de biogás já é bem conhecido, embora as rotas individuais envolvidas na formação de metano ainda não estejam completamente estabelecidas (CHERNICHARO, 2007). Espécies de arqueias metanogênicas são capazes de utilizar somente o hidrogênio e o gás carbônico para seu crescimento e formação de metano, enquanto outras são capazes de utilizar o ácido fórmico, que é antes convertido em hidrogênio e gás carbônico (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Chernicharo (2007) aponta pelo menos duas espécies de *Methanosarcina* capazes de formar metano a partir do metanol ou do ácido acético. Os mecanismos envolvidos na formação do metano também são dois: i) pela decomposição do ácido acético; ii) pela redução do gás carbônico.

No Brasil, até o final da década de 1970, as aplicações da digestão anaeróbia se limitavam ao tratamento de lodos e de resíduos agrícolas em digestores convencionais e ao tratamento de efluentes líquidos concentrados (DBO > 5000 ou 10000 mg/L) em lagoas anaeróbias ou reatores agitados. Neste período, não havia grande interesse na busca de reatores que permitisse ampliar a aplicação do tratamento anaeróbio a efluentes pouco concentrados, com valores de DBO inferiores a 500 mg/L (JORDÃO e PESSÔA, 1995; SANT'ANNA JR., 2010).

Recentemente, há um avanço da aplicação de processos anaeróbios com a finalidade de redução da carga orgânica, visto que produzem uma menor quantidade de biomassa e consomem menos nutrientes, dispensam o uso de aeração e consequentemente levam a um menor consumo de energia. Além disso, a biomassa pode ser estocada por longos períodos sem perda significativa de sua atividade (SANT'ANNA JR., 2010). Face a estas vantagens, a literatura relata a aplicação da digestão anaeróbia em efluentes oriundos de diversos processos produtivos (MOCKAITIS et al., 2006; RIAÑO et al., 2011).

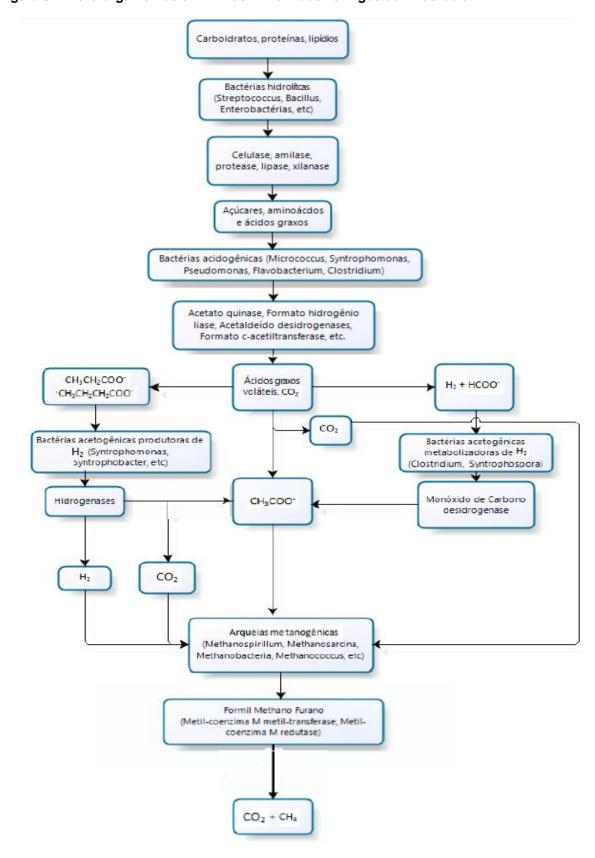


Figura 3 - Micro-organismos e Enzimas Envolvidos na Digestão Anaeróbia

Fonte: adaptado de DIVYA et. al. (2015).

Os principais sistemas anaeróbios, caracterizados pela capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica, podem ser divididos em dois grandes grupos, a saber, sistemas convencionais e sistemas de alta taxa, conforme Quadro 1 a seguir.

Quadro 1 - Sistemas Anaeróbios de Tratamento de Efluentes

SISTEMAS CONVENCIONAIS	SISTEMAS DE ALTA TAXA
	Com crescimento aderido:
Digestores de lodo	Reatores de leito fixo
Digestores de lodo	Reatores de leito rotatório
	Reatores de leito expandido/ fluidificado
	Com crescimento disperso:
Tanques sépticos	Reatores de dois estágios
	Reatores de chicanas
	Reatores de manta de lodo
Lagoas anaeróbias	Reatores com leito granular expandido
	Reatores com recirculação interna

Fonte: adaptado de CHERNICHARO (2007).

Na caracterização de um efluente industrial, por exemplo, devem-se realizar diversos ensaios e análises visando determinar a concentração dos poluentes possivelmente existentes nele. O conhecimento da composição química do despejo torna possível prever a quantidade de metano a ser produzida e, consequentemente, a quantidade de matéria orgânica degradada. A reação (1) estequiométrica de Buswell (1930 *apud* CHERNICHARO, 2007) é a mais utilizada para se prever a produção de metano a partir da composição química do despejo, sendo $C_nH_aO_bN_d$ a fórmula química do composto orgânico biodegradável submetido ao processo de degradação anaeróbia.

$$C_n H_a O_b N_d + \left(n - \frac{a}{2} - \frac{b}{2} + \frac{3d}{4}\right) H_2 O \rightarrow \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3d}{8}\right) C H_4 + \left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4} + \frac{3d}{8}\right) C O_2 + (d) N H_3$$
(1)

A presença de oxigênio ou de doadores inorgânicos específicos (como nitrato, sulfato ou sulfito) leva a uma menor produção de metano (LETTINGA et al., 1996 *apud* CHERNICHARO, 2007), pois H₂ que serviria de substrato para metanogênicas juntamente com CO₂ é consumido, como ilustrado na reação (2). A presença de sulfato em um reator anaeróbio conduz à formação de H₂S, gás que dissolve muito mais em água que o CH₄. A permanência parcial de H₂S na fase líquida contribui para um incremento na DQO de entrada, implicando em menor eficiência de redução da DQO de saída do reator, quando comparada ao tratamento de despejos que não contêm sulfato, conforme podemos observar na reação (3) (AQUINO et al., 2006 *apud* CHERNICHARO, 2007).

$$5 H_2 + 2 H^+ + 2 NO_3^- \rightarrow N_2 + 6 H_2O$$
 (2)

$$4 H^{+} + SO_{4}^{2-} \rightarrow H_{2}S + 2 H_{2}O + 2 OH^{-}$$
 (3)

2.3.2.1 Fatores que afetam o tratamento anaeróbio

O metano contido no biogás é um produto oriundo de processo conduzido sob condições anaeróbias e específicas, suportadas por um consórcio microbiano que processa uma determinada matéria-prima (APPELS et al., 2008). Esse consórcio microbiano é sensível às condições ambientais e, desta forma, o mau funcionamento desse grupo de micro-organismos durante a digestão anaeróbia pode resultar na baixa produção de biogás (YADVIKA et al., 2004).

Efeitos de pH, acidez e alcalinidade

O pH afeta diretamente a digestão anaeróbia e a geração de biogás. A faixa ótima de pH está entre 6,8 e 7,0, pois valores de pH muito fora desta faixa afetam grandemente a taxa de crescimento dos micro-organismos envolvidos (METCALF e EDDY, 2003; GONZÁLEZ-CABALEIRO et al., 2015). Os micro-organismos metanogênicos são mais eficientes em pH entre 6,5 e 8,2, sendo o pH ideal 7,0. Suas atividades reduzem muito em pH inferiores a 6,0 (ZHANG et al., 2009). Entretanto, o pH ótimo para as bactérias acidogênicas encontra-se entre 5,5 e 6,5 (LEE et al., 2009).

ZHENG et al (2015) analisando o efeito do pH sobre a fermentação acidogênica em reatores em batelada contendo resíduos de frutas e legumes deteriorados em um período de 96 h, observaram diferentes composições de produtos à medida em se variou o pH. Em pH igual a 4 e 5, houve rendimento maior em 84 h. Todavia em pH igual a 6, a produção de ácidos diminuiu. Isto ocorreu em função dos microorganismos metanogênicos sobreviverem em pH igual a 6, e também por terem convertido os ácidos orgânicos voláteis em CO₂ e CH₄.

Os ácidos orgânicos voláteis produzidos durante a digestão anaeróbia tendem a reduzir o pH. Esta redução é normalmente contrariada pela atividade das arqueias metanogênicas, pois estas também produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonatos (BJÖRNSSON et al., 2001; SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). O pH do sistema é controlado pela concentração de CO₂ na fase gasosa e pela concentração da alcalinidade ao bicarbonato na fase líquida. Se a concentração de CO₂ na fase gasosa permanece constante, uma possível adição de alcalinidade ao bicarbonato no reator pode aumentar o pH (ISIK e SPONZA, 2005; JUN et al., 2009). Uma capacidade de tamponamento de 70 meq/L de CaCO₃ ou uma proporção molar de pelo menos 1,4:1 de bicarbonato:ácidos orgânicos voláteis deve ser mantida durante um processo de digestão estável e bem tamponado (AGDAG e SPONZA, 2005; STORA, 1985 *apud* APPLES et al., 2008).

Nos estudos de Jun e colaboradores (2009), a digestão anaeróbia de lixiviados de RSU foi avaliada em 4 biorreatores. Eles concluíram que a adição de carbonatos e bicarbonatos possui um efeito maior sobre a estabilização deste efluente, sendo a remoção de DQO de 92,2% e 92,7%, com adição de carbonato e bicarbonato de sódio,

respectivamente, maior do que a obtida com adição de hidróxido de sódio – remoção de 90,3 %.

Efeitos da temperatura

A temperatura tem um importante efeito sobre as propriedades físico-químicas dos substratos presentes na digestão anaeróbia. Sua influência também é exercida sobre a taxa de crescimento e no metabolismo dos micro-organismos, ou seja, sobre a dinâmica populacional dentro do reator anaeróbio (HILL et al., 2001). Os grupos de micro-organismos mais sensíveis a um aumento de temperatura são as metanogênicas acetotróficas (APPLES et al., 2008).

A digestão anaeróbia termofílica, que ocorre entre 55 e 70 °C, apresenta vantagem frente a digestão anaeróbia realizada em condições mesofílicas, isto é, em torno de 37°C, pois na digestão termofílica a taxa de reação é mais rápida. Entretanto, a acidificação pode ocorrer durante a digestão termofílica, inibindo a produção de biogás. Outra desvantagem da digestão termofílica é que ela é sensível às mudanças no meio, apresenta pouca estabilidade e qualidade de seus produtos, aumenta a toxicidade no meio e requer maiores investimentos com energia (LOKSHINA e VAVILIN, 1999; WANG et al., 2014). A literatura ainda relata que a digestão anaeróbia pode ocorrer em temperaturas inferiores a 20 °C, sendo denominada de psicrofílica (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010).

Embora os sistemas mesófilos apresentem melhor estabilidade em seus processos e maior concentração de bactérias, eles têm baixo rendimento de metano e são sensíveis a cargas orgânicas elevadas de baixa biodegradabilidade (BOWEN et al., 2014). Assim, as melhores condições para a digestão anaeróbia seriam a hidrólise e acidogênese termofílicas, e metanogênese mesofílica, o que requer a digestão anaeróbia em duas etapas (HILL et al., 2001).

Lee e seus colaboradores (2009) avaliaram as características de reatores acidogênicos operando em condições hipertermofílicas (70 °C), reatores de produção de metano operando em condições mesofílicas (35 °C), termofílicas (55 °C) e hipertermofílicas (65 °C) para tratamento de lixiviado. Neste estudo, a eficiência de conversão de metano foi de 65% e de remoção de sólidos voláteis foi de 64%. A

melhor condição operacional para o sistema acidogênico foi a 70°C e para o metanogênico a 55 °C.

Efeitos da concentração de macro e micronutrientes

Os micro-organismos necessitam de oligoelementos para seu crescimento e para suas atividades enzimáticas; suas necessidades nutricionais, usualmente, são estabelecidas a partir da composição química das células microbianas (LETTINGA, et al., 1996 *apud* CHERNICHARO, 2007). Portanto, a degradação biológica do substrato depende da disponibilidade de diferentes nutrientes no meio, como por exemplo, nitrogênio e fósforo (ANGELIDAKI e AHRING, 1992; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). Pode ocorrer inibição da atividade microbiológica pela baixa concentração de fósforo e de íons amônio no substrato e esta deve ser suprida (MOLNAR E BARTHA, 1988; CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Elementos, como o níquel, são forte estimuladores, tanto da produção de biogás, quanto da produção de metano, ao passo que a adição de cálcio e magnésio como suplementos energéticos podem melhorar a produção de metano. O tungstênio é importante por otimizar a metanogênese e a degradação de propionato (RIAÑO et al., 2011; FACCHIN et al., 2013). A adição de selênio e cobalto é indispensável para estabilizar efluentes oriundos de aterros sanitários, principalmente os que possuem altas concentrações de amônia. A suplementação com cálcio, ferro, níquel e cobalto pode ser uma alternativa para se evitar o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis (CHERNICHARO, 2007; MAO et al., 2015).

Facchin e seus colaboradores (2013) avaliaram o efeito da suplementação de micronutrientes (elementos traços de Co, Mo, Ni, Se e W) sobre a produção de biogás em um reator CSTR em condições mesofílicas, a partir dos efluentes gerados pela digestão de resíduos de alimentos em escala de bancada, e verificaram um incremento de 45 a 65% de produção de metano.

Macro e micronutrientes normalmente adicionados em processos de digestão anaeróbia são apresentados, respectivamente, nas Tabelas 6 e 7 a seguir.

Tabela 6 - Macronutrientes Adicionados no Processo de Digestão Anaeróbia

Elemento	Funções	Concentração Estimulatória
Carbono	Energia e material celular	C/N = 20 - 30
Nitrogênio	Síntese proteica	< 200 mg/L
Potássio	Permeabilidade da parede celular	< 400 mg/L
Fósforo	Síntese de ácidos nucleicos	465 mg/L
Enxofre	Numerosas enzimas	3,05 - 6,18 g/kg de ST
Magnésio	Numerosas enzimas	720 mg/L

Fonte: adaptado de CHEN et al. (2008) e MAO et al. (2015).

Tabela 7 - Micronutrientes Adicionados no Processo de Digestão Anaeróbia

Elemento	Funções	Concentração Estimulatória	Efeitos Estimuladores
	Enzima monóxido de		
	carbono desidrogenase	1000 – 5000	
Ferro	(CODH), enzimas	mg/L	Promove a degradação orgânica
	precipitadoras de sulfetos,	IIIg/L	
	constituição de enzimas		
Níquel	CODH, outras	0,029 – 27 mg/L	Auxilia o metabolismo hidrogenotrófico
Miquei	hidrogenases	0,029 – 27 mg/L	Reduz toxicidade de amônia e sulfetos
			Estabiliza os níveis de AGV
Selênio	F430, Benzoil-CoA	0 - 10 mg/kg ST	Melhora a estabilidade do processo
			Aumenta o crescimento microbiano
Tungstênio	Enzima formato	0,658 – 100	Promove o início do processo
rungsterno	desidrogenase (FDH)	mg/L	Elimina a geração de espuma
Zinco	FDH, CODH, outras	0,0327 – 2 mg/L	Melhora a concentração de metano
21100	hidrogenases	0,0327 – 2 mg/L	Melhora a taxa de produção de biogás
Cromo	FDH, CODH, outras	4 – 15 mg/L	Melhora a concentração de metano
Cionio	hidrogenases	4 – 13 mg/L	Melhora a taxa de produção de biogás
Molibdênio	FDH	0,044 – 100	Melhora a concentração de metano
Monbaerno	1 011	mg/L	Melhora a taxa de produção de biogás
Cobalto	CODH	0,029 – 5 mg/L	Melhora a concentração de metano
Cobalto	CODIT	0,029 – 5 Hig/L	Melhora a taxa de produção de biogás

Fonte: adaptado de KAYHANIAN e RICH (1995) e MAO et al. (2015).

Efeitos da salinidade

Diversos cátions, inclusive Na⁺ (sódio) e K⁺ (potássio), são encontrados em efluentes da digestão anaeróbia, pois são liberados durante a degradação da matéria orgânica ou estão incorporados a substâncias que ajustam o pH (FEIJOO et al., 1995; BASHIR e MATIN, 2004). Tais substâncias podem ser inibidoras da atividade microbiana ou tóxicas a ela quando encontradas em concentrações elevadas.

Baixas concentrações de sódio são importantes para as arqueias metanogênicas, uma vez que são importantes na formação de ATP e na oxidação de NADH. Entretanto, altas concentrações desse cátion inibem a atividade destes microorganismos e interferem em seus metabolismos (BASHIR e MATIN, 2004; CHEN et al., 2008).

Feijoo e seus colaboradores (1995) avaliaram os efeitos da salinidade em três lodos diferentes e observaram que bactérias degradadoras de ácidos orgânicos voláteis têm resistências diferentes à toxicidade de íons sódio. Em seus estudos conduzidos por mais de 40 dias em reatores contínuos, verificou-se que houve inibição de 90% da produção de metano com o incremento de uma concentração de 4000 a 10000 mg/L de Na⁺ quando se utilizou lodos contendo micro-organismos não adaptados a altas concentrações deste íon. No entanto, em lodos adaptados a altas concentrações de sódio, verificou-se uma inibição da produção de metano na ordem de 50% quando se utilizou acréscimo de sódio nas mesmas condições.

Elevadas concentrações de íons potássio podem levar ao transporte passivo destes íons para o interior da membrana (JARRELL et al., 1984; CHEN et al., 2008). Na literatura há relatos de maior efeito inibidor sobre as bactérias termofílicas, quando a concentração de potássio está elevada. Entretanto, o potássio em concentrações mais baixas, ou seja, inferior a 400 mg/L, pode melhorar o desempenho tanto em bactérias mesofílicas quanto em termofílicas (KUGELMAN e MCCARTY,1964 *apud* CHEN et al., 2008).

Efeito da concentração de metais

A maior contribuição de metais pesados nos mananciais hídricos advém da atividade industrial (BAIRD, 2002; BRAGA et al., 2005; SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). A contaminação nos lixiviados de aterros sanitários inclui metais como manganês, zinco, cobre, cromo, níquel, cádmio e chumbo, que são fontes de poluição às águas subterrâneas, às águas superficiais e aos reservatórios hídricos, bem como aos ecossistemas adjacentes (ZAWIERUCHA et al., 2013; FERNANDES et al., 2015). Segundo Juliastuti et al. (2003) a presença de metais pesados pode, muitas vezes, inibir as etapas de nitrificação e desnitrificação em processos de tratamento de efluentes.

Nos lixiviados de aterros sanitários, a presença de metais tóxicos é originada do descarte inadequado, nestes locais, de bens de consumo como pilhas e baterias, além de eletroeletrônicos, que chegam a representar 5,5 % do total de resíduos gerados em pequenas cidades (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; MOHAN e GANDHIMATHI, 2009; GOMES, 2009).

Muitas enzimas e coenzimas dependem de uma quantidade mínima de metais para sua ativação. No entanto, quando presentes em grandes concentrações, os metais podem levar a um efeito inibidor ou tóxico para os micro-organismos, pois, neste caso, ocorre a ligação dos metais aos sítios ativos das enzimas, alterando suas funcionalidades (FANG e HUI, 1994; WONG e CHEUNG, 1995; SANT'ANNA JÚNIOR, 2010).

A inibição da digestão anaeróbia por metais pesados foi objeto de estudo de WONG e CHEUNG (1995). Neste trabalho, a produção de metano reduziu de 53% em um lodo anaeróbio controle (isento de Cr⁶⁺, Cu, Ni e Zn) para: 47 a 44 % (adição de 8 a 800 mg/L de Cr⁺⁶), 50 a 40 % (adição de 15 a 1500 mg/L de Cu), 49 a 44 % (adição de 7 a 700 mg/L de Ni) e 51 a 48% (adição de 13 a 1300 mg/L de Zn).

2.3.2.2 Aplicabilidade do tratamento biológico anaeróbio de efluentes oriundos da lavagem de caminhões de coleta de resíduos sólidos urbanos

Não foram encontrados na literatura trabalhos com efluentes oriundos da lavagem de caminhões de coleta de resíduos sólidos urbanos submetidos a tratamento biológico anaeróbio. Entretanto, alguns trabalhos de tratamento biológico anaeróbio de lixiviados de aterros jovens, efluente com características similares aos obtidos na lavagem dos caminhões, foram encontrados, sendo relatados a seguir.

Lixiviados de aterros sanitários de idade intermediária (DBO₇/DQO entre 0,48 e 0,64) com DQO entre 1000 e 4000 mg/L e nitrogênio amoniacal de 160 mg/L foram tratados em reatores de manta de lodo (UASB) a 11 e 24 °C, obtendo remoção de 80 a 90 % de DQO e mais de 80% de nitrogênio amoniacal (KETTUNEN et al., 1996).

Kennedy e Lentz (2000) investigaram e compararam reatores UASB operando em regime contínuo e reatores em bateladas sequenciais. Ambos os reatores receberam carga de 600 a 19700 mg de DQO/L.d de lixiviado de aterros sanitários jovens, apresentando eficiência de remoção de DQO entre 71 e 92 %.

Im e seus colaboradores (2001) obtiveram remoção de DQO na ordem de 15,2 kg de DQO/m³ quando trataram lixiviados de aterros jovens com DQO média de 24400 mg/L e DBO₅ média de 10800 mg/L em reatores de manta de lodo, com produção específica de metano igual a 0,28 m³ de CH₄ / kg DQO removida.

Portanto, efluentes oriundos da lavagem de caminhões de coleta de resíduos sólidos urbanos também podem ser submetidos à digestão anaeróbia, atingindo boas eficiências de remoção de DQO e com a vantagem da produção de biogás que pode ser aproveitado como insumo energético, conforme avaliado no presente estudo e apresentado a seguir.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA) da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Todos os reagentes químicos utilizados foram de grau P.A. (pureza absoluta), salvo quando informado. As amostras utilizadas foram caracterizadas, conservadas a 4°C em refrigerador e deixadas para aclimatação até atingir temperatura ambiente no momento de sua utilização.

3.1 MATERIAIS

Os principais reagentes e produtos químicos, assim como os equipamentos utilizados neste trabalho encontram-se nos Quadros 2 e 3 a seguir.

Quadro 2 - Origem e Grau de Pureza dos Principais Reagentes e Produtos Utilizados

REAGENTE	FABRICANTE	GRAU DE PUREZA
Ácido sulfúrico	Vetec	P.A.
Cloreto férrico 38% (comercial)	Suall	99%
Cloreto de bário (kit Hach)	Hach	-
Dicromato de potássio	RioLab	P.A.
Hidróxido de sódio (lentilhas)	Vetec	P.A.
Nitrato de prata	Vetec	P.A.
Padrão de pH 4,01	Vetec	-
Padrão de pH 7,01	Vetec	-
Padrão de pH 10,01	Vetec	-
Policloreto de alumínio (PAC)	Hidroall	99%
Inóculo para DBO - Polyseed®	Interlab	-
Sulfato de mercúrio (II)	Vetec	P.A.
Sulfato de prata	Vetec	P.A.

Fonte: elaboração própria (2015).

Quadro 3 - Equipamentos Utilizados nos Experimentos

EQUIPAMENTO	MARCA	MODELO
Agitador magnético	Fisatom	752
Balança analítica	Gehaka	AG 200
Bloco digestor	Hach	DR 2000
Conjunto de jarros ("Jar-test")	Nova Ética	-
Cromatógrafo em fase gasosa	Varian	CP-4900
Analisador de íons	Corning	350
Analisador de COT	Shimadzu	TOC-VCPn
Módulo de Nitrogênio	Shimadzu	TNM-1
Espectrofotômetro UV/VIS	Hach	DR 2000
Estufa de secagem	Nova Ética	402/3N
Mufla	Fornos Lavoisier	400C
Potenciômetro	Actron	DL-14

3.2 AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS CAMINHÕES

Para estabelecer as características do efluente gerado na lavagem dos caminhões compactadores, foram coletadas amostras do efluente gerado em uma empresa prestadora de serviços de coleta e transporte de RSU, que atende à cidade do Rio de Janeiro (RJ) e sua região metropolitana.

Amostras simples foram coletadas na saída do separador água e óleo (SAO), já livre de sólidos grosseiros, em recipientes de polipropileno de 20 L e armazenadas sob refrigeração até a realização das análises.

Para o ensaio de óleos e graxas (O&G), as amostras foram coletadas em frascos de vidro de boca larga (Figura 4) com capacidade para 1 L. Parâmetros como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, Alcalinidade, Acidez, Cloretos, Sulfatos, Óleos e Graxas, Nitrogênio Amoniacal,

Fósforo Total e Sólidos Suspensos Totais e Voláteis foram determinados, segundo metodologias padrão.



Figura 4 – Frascos de Vidro Contendo Amostras do Efluente de Estudo

Fonte: elaboração própria (2015).

3.3 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE

Para se viabilizar o tratamento físico-químico do efluente, testes de jarros (*jar test*) foram realizados objetivando-se a escolha das condições de coagulação: melhor concentração de coagulante e melhor pH de coagulação (CASTILHOS JR. et al., 2010). O equipamento era composto por 6 (seis) jarros e 6 (seis) pás de agitação, permitindo-se programar a velocidade das pás.

A amostra (300 mL) foi introduzida em béquer de 1L, adicionou-se o coagulante de forma a se obter a concentração desejada, sendo a mistura mantida sob agitação, com gradiente de mistura rápida (GMR) igual a 120 rpm (2 s⁻¹). O pH foi ajustado rapidamente para o valor desejado, com solução de NaOH 0,1 M. Após 1 min de tempo de mistura rápida (TMR), a velocidade de agitação foi diminuída para 40 rpm (0,67 s⁻¹) durante 20 min. Após o tempo de mistura lenta (TML), a mistura foi deixada em repouso por 1 h para sedimentação (t_s) dos flocos formados. Após esse período,

retirou-se uma amostra do sobrenadante para análises. Foram avaliados como coagulante cloreto férrico 38% (m/m) (Suall Indústria e Comércio Ltda.) e, como floculante policloreto de alumínio - PAC 12% (m/m) (Hidroall do Brasil Ltda.).

Para a determinação do pH de coagulação-floculação-sedimentação, diferentes valores de pH (entre 4 e 9) foram avaliados, fixando-se a concentração de FeCl₃ e de PAC em 60 mg/L e 12 mg/L, respectivamente. O TMR adotado foi de 60 s, o GMR de 2 s⁻¹, e o TML, responsável pela formação dos flocos, de 20 min. Mas, o t_s decorreu em 1 hora.

Para a determinação da melhor concentração de coagulante a ser aplicada no tratamento físico-químico, diferentes concentrações de FeCl₃ foram avaliadas (5 a 400 mg/L) mantendo-se o PAC em 12 mg/L e o pH indicado como melhor valor no item anterior. As condições de TMR, GMR, TML e t_s foram as mesmas adotadas para a determinação do pH de coagulação-floculação-sedimentação. Todos os ensaios foram conduzidos em duplicata, sendo a eficiência do processo determinada por análises de turbidez e DQO do sobrenadante.

3.4 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

O efluente bruto foi submetido a um pré-tratamento por coagulação-floculação, visando remover sólidos suspensos e, principalmente, óleos e graxas, antes do tratamento biológico, nas melhores condições encontradas nos ensaios físico-químicos, à exceção da concentração de coagulante, que foi reduzida para 80 mg/L.

O efluente após o pré-tratamento físico-químico teve o pH ajustado para 7,0 ± 0,2 com NaHCO₃ e foi inoculado com o lodo anaeróbio – obtido em um reator anaeróbio em operação em indústria de abate de aves – em frascos tipo penicilina de 100 mL, com volume útil de 90 mL (utilizando-se 10 mL de *headspace*), lacrados com batoques de borracha e lacres de alumínio para a manutenção de um ambiente anaeróbio no interior dos frascos. Para que a produção de biogás fosse verificada ao longo do tempo, agulhas de seringas plásticas de 60 mL foram acopladas ao selo de borracha (Figura 5). À medida que o biogás foi produzido, o êmbolo foi deslocado e o volume de biogás medido.



Figura 5 - Frascos Tipo Penicilina em Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia

O ensaio foi realizado mantendo-se proporções de Sólidos Voláteis Totais (SVT) do lodo: DQO do efluente igual a 1:1, sendo a suplementação, quando avaliada, feita com solução de macronutrientes de acordo com a necessidade estequiométrica da amostra, seguindo a relação DQO:N:P de 350:5:1, empregando-se 5,0 mL de solução 11,16 g/L de NH₄Cl e 5,0 mL de solução 2,57 g/L de KH₂PO₄ como fontes de N e P, respectivamente. Uma solução de micronutrientes (Tabela 8) foi acrescentada em alguns experimentos na proporção de 1,0 mL/L, conforme Chernicharo (2007). O lodo empregado com o inóculo foi coletado em reator anaeróbio em operação em indústria de abate de aves no Rio de Janeiro. Sua caracterização foi feita em termos de SVT, apresentando 21.999 mg/L.

Após o inóculo, os frascos foram mantidos em uma sala climatizada a 30 ± 2

^oC até estabilização da produção de biogás. Observada a estabilização da produção de biogás, o gás presente nas seringas foi transferido para ampolas gasométricas e

submetido à análise de cromatografia em fase gasosa. A composição do biogás foi medida em um cromatógrafo Micro CG marca VARIAN, modelo CP-4900, empregando-se uma coluna PPQ 10 m × 0,32 mm, com temperatura de coluna de 50 °C, detector de condutividade térmica (TCD) de 250 °C, injetor de temperatura de 80 °C e hélio como gás de arraste (DAMASCENO, 2013).

O sobrenadante dos frascos foi submetido a análises de pH e DQO para levantamento da eficiência do processo de biodegradação e cálculo da produção específica de metano, a qual mede a produção de metano em relação ao substrato (DQO) consumido. Foram realizados ensaios comparativos, onde ocorreram a suplementação com macronutrientes e micronutrientes frente aos ensaios em que não ocorreram a suplementação nutricional.

Diferentes condições de suplementação (sem e com adição de macro e micronutrientes) foram avaliadas em quatro réplicas.

Tabela 8 - Solução de Micronutrientes Utilizada na Suplementação do Inóculo

Nutriente	Concentração (g/L)
FeCl ₃ .6H ₂ O	2,00
ZnCl ₂	0,05
CoCl ₂ .6H ₂ O	2,00
NiCl ₂ .6H ₂ O	0,05

Fonte: adaptado de CHERNICHARO (2007).

3.5 MÉTODOS ANALÍTICOS

Os principais métodos utilizados neste trabalho e suas referências encontramse no Quadro 4 a seguir.

Quadro 4 - Parâmetros Investigados e Metodologia Empregada Durante os Experimentos

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA		
Acidez	Potenciométrico	DiLallo e Albertson (1961) apud Damasceno (2013)		
Alcalinidade	Potenciométrico	Ripley et al. (1986) apud Damasceno		
Carbono Orgânico Total	Combustão e oxidação a 680 °C com catalisador e detecção não dispersiva (NDIR)	APHA 5310 C (2011)		
Cloretos	Argentometria	APHA 4500-CI B (2011)		
DBO ₅	Padrão da diluição	APHA 5210 B (2011)		
DQO Total	Refluxo fechado e colorimétrico	APHA 5220 D (2011)		
DQO Solúvel				
Fósforo Total	Ácido Vanadomolibdêniofosfórico e colorimétrico	APHA 4500-P C (2011)		
Metano	Cromatografia em fase gasosa	Damasceno (2013)		
Nitrogênio Total	Decomposição e quimioluminescência	APHA 4500-N D (2011)		
Nitrogênio Amoniacal	Eletrodo seletivo de amônia	APHA 4500-NH₃ D (2011)		
Óleos e Graxas	Extração em Sohxlet	APHA 5520 D (2011)		
рН	Potenciométrico	APHA 4500-H+ B (2011)		
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico	APHA 2540 D (2011)		
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	APHA 2540 E (2011)		
Sulfatos	Turbidimétrico	APHA 4500-SO ₄ ²⁻ E (2011)		
Turbidez	Nefelométrico	APHA 2130 B (2011)		

Fonte: elaboração própria (2015).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE GERADO NA LAVAGEM DE CAMINHÕES DE COLETA DE RSU

O efluente em estudo, obtido em uma única amostragem, apresentou as características apresentadas na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9 - Caracterização do Efluente Empregado no Estudo

Parâmetro	Valor encontrado
рН	6,48
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	718
Acidez (mg HAc /L)	1044
DQO Total (mg O ₂ /L)	2433
DQO Solúvel (mg O ₂ /L)	1749
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	1443
Óleos e graxas (mg/L)	1117
Nitrogênio Total (mg/L de N)	34,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N-NH₃)	33,4
Carbono Orgânico Total (mg/L de C)	641,9
Fósforo Total (mg/L de P-PO ₃)	0,57
SST (mg/L)	785
SSV (mg/L)	424
Cloretos (mg/L)	337,1
Sulfato (mg/L)	5,0

Fonte: elaboração própria (2015).

O efluente apresentou valor de pH acima do encontrado na literatura. Fonseca (2006) e Freitas (2013) avaliaram efluentes gerados na lavagem de caminhões de coleta de RSU e obtiveram pH entre 5,2 e 6,0. No entanto, a concentração de matéria orgânica, expressa como DQO, estava bem próxima do limite inferior da faixa de valores médios encontrada por estes autores (entre 2351 e 21734 mg/L). Contudo, para lixiviados de aterros sanitários jovens, efluentes com características similares ao efluente da lavagem de caminhões, Gandhimathi e seus colaboradores (2013) verificaram que a DQO varia entre 6240 e 66240 mg/L.

Os resultados apresentados na Tabela 9 demonstram o potencial poluidor do efluente, pois este apresentou alta DQO, acima do valor permitido pela legislação ambiental (200 mg/L) para descarte, indicando a presença de grande concentração de matéria orgânica em sua composição. No entanto, a maior fração desta matéria orgânica se encontra na forma dissolvida, como se pode observar no resultado de DQO solúvel, que é cerca de 72 % da DQO total.

Em termos de sólidos, verifica-se que o efluente apresentou sólidos suspensos, e que cerca de 50 % destes sólidos eram voláteis. A elevada concentração de Óleos e Graxas (O&G) também indicou a necessidade de um pré-tratamento físico-químico de coagulação-floculação para redução dos sólidos suspensos, turbidez e O&G.

A maior parte da matéria orgânica biodegradável, avaliada em termos de DBO, em lixiviados de aterros sanitários é decomposta no processo de estabilização, fazendo com que a razão DBO₅/DQO diminua com sua idade de operação. Entretanto, o pH aumenta e a DQO praticamente permanece inalterada com o passar do tempo. A relação DBO₅/DQO igual a 0,59, assim como a concentração de ácidos graxos voláteis (acidez de 1044 mg/L) observadas no efluente em estudo, confirmam a similaridade deste com lixiviados de aterros jovens, conforme descrito por Fernandes e seus colaboradores (2015), e indicam a necessidade de um tratamento biológico.

Caso o tratamento biológico seja conduzido em anaerobiose, as concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos e sulfatos são baixas, adequadas para um tratamento anaeróbio; a razão acidez / alcalinidade (1,45) é alta e as concentrações de nitrogênio e fósforo são insuficientes, havendo necessidade de suplementação, como será avaliado posteriormente.

4.2 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE

4.2.1 Avaliação do pH de Coagulação

Na Tabela 10 e no Gráfico 2 a seguir são apresentados os resultados da variação do pH a que o efluente foi submetido, sendo fixadas as concentrações do coagulante cloreto férrico em 60 mg/L e do floculante PAC em 12 mg/L, com tempo de mistura rápida de 1 minuto a 120 rpm, tempo de mistura lenta de 20 minutos a 40 rpm, e tempo de sedimentação de 1 hora, visando-se avaliar as melhores remoções de DQO e turbidez. Nestes ensaios o efluente foi submetido novamente à avaliação de sua DQO inicial. Houve incremento do valor da DQO total encontrada durante a caracterização na ordem de 2 %.

Tabela 10 - Seleção do pH de Coagulação para o Efluente em Estudo

Ensaio	pH inicial	Turbidez Final (NTU)	DQO Final (mg O₂/L)	Remoção de Turbidez (%)	Remoção de DQO (%)
1	4	67	2135	58,9	13,9
2	5	98	2102	39,9	15,3
3	6	101	2193	38,0	11,6
4	7	64	2185	60,7	11,9
5	8	17	2223	89,6	10,4
6	9	15	2091	90,8	15,7

Fonte: elaboração própria (2015).

Nota: Condições Operacionais – DQO Inicial = 2481 mg/L; Turbidez Inicial = 163 NTU; Volume de efluente = 300 mL; Concentração de FeCl $_3$ = 60 mg/L; Concentração de PAC = 12 mg/L; TMR = 1 min a 120 rpm; TML = 20 min a 40 rpm; Tempo de Sedimentação = 1 hora.

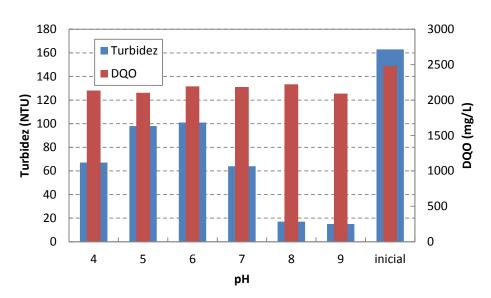


Gráfico 2 - Turbidez e DQO Inicial e Após Coagulação do Efluente sob Diferentes Valores Iniciais de pH

Observa-se que melhores percentuais de remoção de DQO (15,7 %) e turbidez (90,8 %) foram alcançados no ensaio em que o efluente foi submetido ao pH igual a 9. Entretanto, de maneira a se reduzir o consumo de produtos químicos no processo e os custos operacionais, com vistas ao uso em escala industrial, adotou-se a condição de pH igual a 8, pois também se observou redução de turbidez (89,6 %) elevada neste pH. O incremento nos custos em um processo industrial sob condições de pH igual a 9 inviabiliza sua aplicabilidade, frente aos percentuais de remoção de DQO e turbidez resultantes em pH igual a 8.

Na literatura encontram-se resultados de remoção de DQO satisfatórios a pH igual a 6,0 (FONSECA, 2006) e 8,0 (FREITAS, 2013).

4.2.2 Avaliação da Concentração de Coagulante

Testes de jarros, segundo a metodologia descrita na seção 3.3, foram utilizados visando a escolha da melhor concentração do coagulante FeCl₃, onde o efluente foi submetido a diferentes concentrações, descritas na Tabela 11 e no Gráfico 3 a seguir. Nestes ensaios a amostra teve sua DQO inicial avaliada novamente, com uma

redução da ordem de 0,3 %, em relação àquela verificada em sua caracterização; o mesmo se procedeu para análise de O&G, que apresentou concentração de 737 mg/L – redução de 34 % do valor verificado durante a caracterização do efluente.

Tabela 11 - Seleção da Concentração de FeCl₃ para o Efluente em Estudo

Ensaio	FeCl ₃ (mg/L)	Turbidez Final (NTU)	DQO Final (mg/L de O ₂)	Remoção de Turbidez (%)	Remoção de DQO (%)
1	5	28	2090	78,8	14,3
2	15	24	2063	81,8	15,5
3	40	18	2083	86,4	14,6
4	60	16	2105	87,9	13,7
5	80	12	2038	90,9	16,5
6	100	8	2017	93,9	17,3
7	200	3	1978	97,7 ª	19,2
8	400	1	1920	99,2 ª	21,5

Fonte: elaboração própria (2015).

Nota: Condições Operacionais – DQO Inicial = 2440 mg/L; Turbidez Inicial = 132 NTU; Volume de efluente = 300 mL; pH = 8; Concentração de PAC = 12 mg/L; TMR = 1 min a 120 rpm; TML = 20 min a 40 rpm; Tempo de Sedimentação = 1 hora. ^a Condições Operacionais – DQO Inicial = 2447 mg/L; Turbidez Inicial = 132 NTU; os outros parâmetros permaneceram os mesmos dos ensaios 1 a 6.

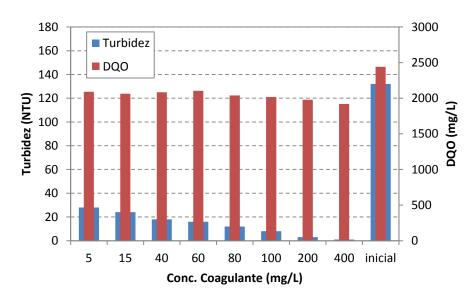


Gráfico 3 - Turbidez e DQO Inicial e Após Coagulação do Efluente em pH 8, sob Diferentes Concentrações de Coagulante

Na avaliação da concentração do coagulante cloreto férrico observa-se, na Tabela 11, que os melhores resultados para redução de turbidez foram alcançados no ensaio em que se utilizou 400 mg/L deste produto químico. Todavia, obteve-se nesta condição uma baixa redução de DQO (21,5 %). Como grande parte da DQO presente no efluente se encontra na forma solúvel (72%), resta somente 28% de DQO na forma particulada. Assim, o valor de remoção obtido foi compatível com o que se esperava para a coagulação-floculação.

A literatura relata remoção de 98,5 % de DQO para este tipo de efluente, na concentração de 150 mg/L deste mesmo coagulante químico (FREITAS, 2013). No entanto, as condições operacionais daquele autor são bem distintas, pois seus tempos de mistura rápida (120 rpm, 5 minutos) e lenta (40 rpm, 60 minutos) e concentração de PAC (como floculante, 12 mg/L) em pH 7 foram maiores. Além disto, no efluente avaliado por Freitas (2013), a concentração de sólidos suspensos (17410 mg/L, em média) era muito superior a do efluente em estudo (somente 785 mg/L).

Méndez-Novelo e seus colaboradores (2005) realizaram 864 testes de jarros com o coagulante FeCl₃ e um lixiviado oriundo de aterro sanitário com idade inferior a 4 anos, e verificaram que a remoção de DQO ficou entre 0 e 47%. Eles consideraram que a DQO total de 5764 mg/L e uma DQO solúvel de 5532 mg/L, com predominância de SST igual a 73 mg/L, inviabilizava a remoção por este processo físico-químico de

tratamento. Situação similar à encontrada para o efluente em estudo, com um alto percentual de DQO solúvel e baixa concentração de SST.

Hamada e seus colaboradores (2002), avaliando o lixiviado do aterro sanitário da cidade de Bauru (SP), cuja idade era inferior a 4 anos, aplicaram diferentes concentrações de cloreto férrico para tratamento deste efluente. Eles observaram que concentrações inferiores a 500 mg/L deste coagulante não promoveram alterações significativas na qualidade do sobrenadante no teste de jarros.

Semelhantemente à discussão na escolha do pH de coagulação, descrita na seção 4.2.1, ou seja, visando-se reduzir o consumo de produtos químicos no processo e os custos operacionais, atentando-se ao uso em escala industrial, adotou-se como melhor condição para o pré-tratamento físico-químico do efluente a concentração do coagulante cloreto férrico igual a 80 mg/L, pois também se observou redução de turbidez (90,9 %) elevada. Com isso, o aumento com os custos em um processo industrial utilizando-se concentração de FeCl₃ igual a 400 mg/L, apesar da remoção de 99,9 % de turbidez, não se justifica frente aos percentuais de remoção de DQO e turbidez que foram obtidos em concentração de FeCl₃ igual a 80 mg/L.

O tratamento físico-químico de coagulação-floculação no presente estudo apresentou bom desempenho como etapa de pré-tratamento do efluente, removendo grande parte da turbidez inicial e dos óleos e graxas. No entanto, não foi suficiente para enquadrar o efluente dentro dos padrões requeridos pela legislação ambiental brasileira para lançamento em corpos hídricos, especialmente no tocante à remoção de DQO, conforme apresentado na Tabela 12 a seguir.

Tabela 12 – Padrões de Lançamento de Efluentes e Valores Após Tratamento Físico-químico na Condição Selecionada

Parâmetro	Inicial	Final ^a	Padrão ^b
рН	6,5	7,6	5,0 - 9,0
Turbidez	132	12	na
DQO (mg O ₂ /L)	2440	2038	200
O&G (mg/L)	737	44	20 – 30 °

Nota: ^a valores obtidos na melhor condição (pH = 8; FeCl₃ = 80 mg/L; PAC = 12 mg/L); ^b FEEMA (1986), FEEMA (2007), CONAMA (2011); ^c mineral 20 mg/L, óleos vegetais e gorduras animais 30 mg/L; na = não avaliado.

Cabe ressaltar que a empresa geradora do efluente em estudo, após o tratamento físico-químico por coagulação-floculação, faz reúso do mesmo para lavagem de seus caminhões de coleta de RSU. No entanto, devido à concentração de poluentes dissolvidos na água de reúso, essa empresa faz uma reposição com água potável, oriunda do sistema de abastecimento público, uma vez que o seu tratamento de efluentes ocorre em circuito fechado. Com isso, demonstra-se, a partir do desempenho na mitigação de poluentes, a viabilidade técnica do tratamento físico-químico nas condições apresentadas neste trabalho para redução do referido consumo de água potável.

4.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO DO EFLUENTE

O efluente foi submetido a um pré-tratamento por coagulação-floculação, visando remover turbidez e óleos e graxas antes do tratamento biológico, nas melhores condições encontradas nos ensaios de tratamento físico-químico, a saber: i) pH de coagulação igual a 8,0; ii) concentração de coagulante FeCl₃ igual a 80 mg/L; iii) concentração de floculante PAC igual a 12 mg/L; iv) TMR a 120 rpm por 1 minuto; v) TML a 40 rpm por 20 minutos; vi) tempo de sedimentação de 1 hora. Nesta condição, a remoção de O&G também foi avaliada, verificando-se uma remoção da

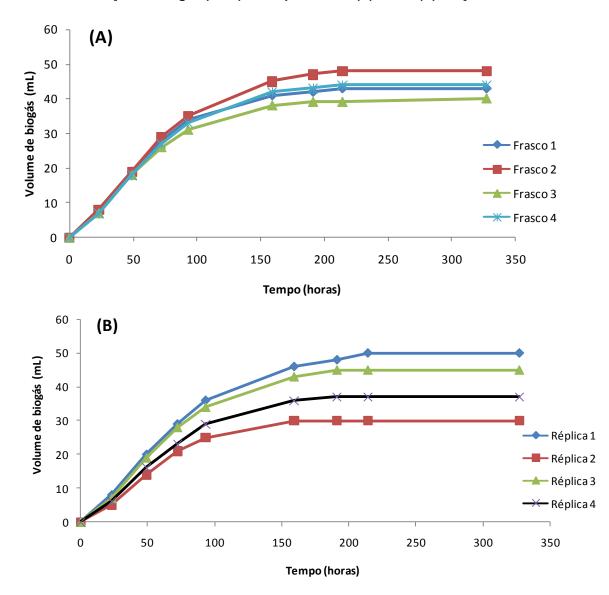
ordem de 94%, considerando-se que a média deste parâmetro antes do prétratamento por coagulação-floculação foi de 737,3 ± 249,3 mg/L, e após o mesmo 44,0 ± 15,8 mg/L. A remoção de turbidez se manteve acima de 90%, enquanto a redução no valor da DQO total encontrada foi de apenas 15 %.

Analisando-se os valores de DQO total, Nitrogênio amoniacal e Fósforo total (considerados solúveis e disponíveis), medidos na caracterização do efluente, obteve-se uma relação DQO: N: P de 2433: 33,4: 0,19. Comparando-se com a relação recomendada como ideal para o tratamento biológico anaeróbio, 350: 5: 1 (CHERNICHARO, 2007), verificou-se uma deficiência de ambos os macronutrientes nitrogênio e fósforo. Assim, a adição de nitrogênio (5,0 mL de solução 11,16 g/L de NH₄Cl) e fósforo (5,0 mL de solução 2,57 g/L de KH₂PO₄) foi avaliada em alguns experimentos. O mesmo se deu com a adição de uma solução de micronutrientes.

A seguir são apresentados os resultados do tratamento anaeróbio a que o efluente foi exposto. Foram realizados ensaios com e sem suplementações de nitrogênio e fósforo, de forma a se avaliar a redução da DQO e a produção de metano pelo consórcio anaeróbio empregado como inóculo. O lodo empregado com o inóculo foi coletado em reator anaeróbio em operação em indústria de abate de aves no Rio de Janeiro. Sua caracterização foi feita em termos de SVT, apresentando 21.999 mg/L. No Gráfico 4 é apresentada a evolução da produção de biogás de quatro réplicas conduzidas com o efluente sem (A) e com adição de macronutrientes (B).

No Gráfico 5 são apresentados os valores médios e respectivos desvios-padrão da produção de biogás com e sem macronutrientes, verificando-se a inexistência de fase *lag* e que as curvas obtidas quase se sobrepõem. Valores médios de 43,8 ± 3,3 mL e 40,5 ± 8,8 mL de biogás produzido foram obtidos sem e com macronutrientes, respectivamente. Considerando-se os desvios-padrão, são valores praticamente iguais, indicando que as fontes de N e P contidas no efluente supriram as necessidades dos micro-organismos durante a produção de biogás, apesar da relação DQO: N: P indicar uma deficiência.

Gráfico 4 - Produção de Biogás (30°C) nas réplicas sem (A) e com (B) Adição de Macronutrientes



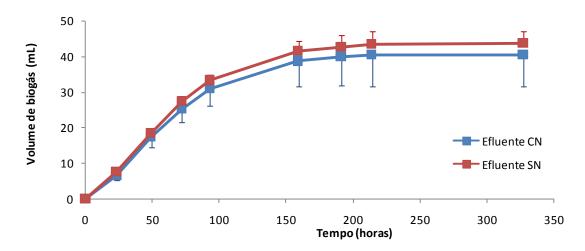


Gráfico 5 - Produção Média de Biogás (30°C) Sem e Com Adição de Macronutrientes

A suplementação com micronutrientes também foi avaliada em experimentos conduzidos com adição de nitrogênio e fósforo e solução de micronutrientes. No Gráfico 6 são apresentadas as curvas de produção média de biogás com e sem adição de micronutrientes. Valores médios de 42,5 ± 0,7 mL e 36,8 ± 5,9 mL de biogás produzido foram obtidos sem e com micronutrientes, respectivamente, verificando-se que a adição de micronutrientes não favorece a produção de biogás. A não necessidade de suplementação é um resultado positivo, pois implica em menor consumo de produtos químicos e, portanto, menores custos operacionais.

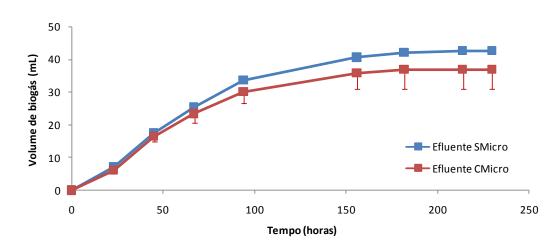


Gráfico 6 - Produção Média de Biogás (30°C) Sem e Com Adição de Micronutrientes

Fonte: elaboração própria (2015).

Na Tabela 13, é apresentado um resumo dos resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, com dados de pH, remoção de DQO, volume de biogás e produção específica de metano (PEM) nas diferentes condições experimentais.

Analisando-se os dados da Tabela 13 observa-se que houve elevada redução da DQO (acima de 90%) após o tratamento biológico anaeróbio em todas as condições avaliadas. Como observado para a produção de biogás, a remoção da DQO não apresentou grande diferença entre os ensaios que foram suplementados com nitrogênio e fósforo e os que não foram suplementados. Os valores de DQO final no sobrenadante, com e sem suplementação, enquadraram-se nos valores máximos permitidos na legislação ambiental do Rio de Janeiro para lançamento em corpos receptores de efluentes tratados, ou seja, valores abaixo de 200 mg/L.

Considerando-se a condição sem qualquer suplementação como a melhor condição em termos de custo - benefício para o tratamento biológico anaeróbio (condição SN, na Tabela 13), podem-se resumir os seguintes resultados: pH final = 7,4, DQO final 169 mg/L, volume de metano de 28,7 mL (30°C), produção específica de metano (PEM) de 167,3 mL CH₄ (30°C)/g DQO removida. Estes dados serão utilizados para levantamento do potencial de geração de energia a partir do metano mais adiante.

Kheradmand e seus colaboradores (2010) avaliaram o tratamento de lixiviado utilizando um digestor anaeróbio de dois estágios, cuja carga de DQO variou de 0,065 a 3,369 g/L.d, com DQO de entrada entre 975 e 50534 mg/L, e obtiveram remoção de DQO de 79 a 90 %. Neste mesmo trabalho, os autores avaliaram a produção de biogás, verificando que o biodigestor do 1º estágio produziu 20 a 40 mL de biogás/g de DQO removida (63,4 % de metano) e o do 2º estágio produziu 40 a 70 mL de biogás/g de DQO removida (60,3% de metano).

Kennedy e Lentz (2000) utilizando reatores de manta de lodo (UASB) para tratamento do lixiviados de aterros sanitários, cuja DQO variava entre 3210 e 9190 mg/L, obtiveram produção de metano entre 290 e 340 mL/g de DQO removida. Além disso, nas primeiras 24 horas de operação do biorreator obtiveram 78% de remoção de DQO.

Tabela 13 - Resultados do Tratamento Anaeróbio do Efluente sob Diferentes Condições de Suplementação

Condição	pH Inicial	Tempo de Digestão (h)	pH Final	DQO Inicial (mg/L)	DQO Final (mg/L)	Remoção DQO (%)	Volume Biogás (mL)	% CH₄	Volume de Metano (mL)	PEM (mL CH₄ 30ºC / g DQO removida)	PEM (mL CH ₄ CNTP / g DQO removida)
SN	7,1	327	7,44±0,05	2073	169±3	91,8±0,1	43,8±3,3	65,4±4,1	28,7±3,9	167,3	150,8
CN	7,1	327	7,42±0,04	2065	166±2	92,0±0,1	44,0±6,6	67,2±1,7	29,6±5,0	172,8	155,7
SMicro	7,2	230	7,38±0,04	2065	181±6	91,2±0,3	42,5±0,7	na	na	na	na
CMicro	7,2	230	7,40±0,00	2065	190±3	90,8±0,1	36,8±5,9	na	na	na	na

Nota: Condições Operacionais – Volume de efluente + Nutrientes = 90 mL; SN e CN = sem e com macronutrientes; SMicro e CMicro = sem e com micronutrientes; na = não avaliado.

Comparando-se os resultados obtidos com dados da literatura para tratamento de lixiviados, efluentes com características similares às apresentadas pelo efluente deste estudo, conclui-se que os valores de PEM obtidos neste estudo são bem maiores ou similares aos apresentados pelos lixiviados. Tais resultados indicam que o efluente apresenta maior biodegradabilidade e pode ser conduzido ao tratamento anaeróbio sem grandes problemas de inibição ou toxicidade.

4.4 COMPARAÇÃO ENTRE TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICO E FÍSICO-QUÍMICO SEGUIDO POR BIOLÓGICO ANAERÓBIO

Considerando-se que a empresa que forneceu o efluente em estudo possui uma frota de 50 caminhões de coleta e transporte de RSU e que consome cerca de 400 L de água em uma única lavagem diária de cada caminhão, são gerados 20000 L/d de efluente, que é encaminhado para processo físico-químico de coagulação-floculação, seguido de desinfecção com solução de hipoclorito de sódio. Este efluente tratado é aproveitado para reúso na lavagem dos veículos coletores de resíduos sólidos urbanos.

Para a comparação entre os tratamentos físico-químico e biológico anaeróbio, foi realizada uma análise de custos, ponderando o consumo de produtos químicos e de energia elétrica no tratamento de 20000 L/d de efluente, nas condições apontadas neste estudo. Além disso, foi estimada a geração de energia elétrica a partir do metano produzido no tratamento anaeróbio.

4.4.1 Custo Estimado do Processo de Coagulação-Floculação

Nesta seção tem-se a proposta de aplicar os dados obtidos em escala de bancada e reproduzi-los em escala industrial na empresa que forneceu o efluente para estudo.

Para que o processo de coagulação-floculação ocorra em escala industrial sob as mesmas condições operacionais do estudo realizado em bancada, os produtos químicos a serem utilizados no tratamento físico-químico são os informados a seguir:

i) solução de hidróxido de sódio 50% (m/v) – função de ajustar o pH; ii) solução de cloreto férrico 38 % (m/m) e densidade 1,38 g/mL – função de coagulante químico; iii) solução de policloreto de alumínio (PAC) 12 % (m/m) e densidade 1,31 g/mL – função de floculante. Os tempos de mistura rápida e de mistura lenta determinados na escala de bancada foram mantidos para efeito dos cálculos em escala industrial. As informações referentes ao consumo elétrico do agitador nas etapas de mistura foram baseadas nos valores do estudo de Freitas (2013), corrigidos para um volume diário de 20000 litros.

A Tabela 14 a seguir apresenta a quantidade necessária de produtos químicos para que se alcance, em escala industrial, as mesmas remoções de turbidez e DQO atingidas na escala em bancada. Os valores unitários para cada item foram obtidos através de buscas junto aos principais fornecedores brasileiros de produtos químicos comerciais. Porém, o custo de energia elétrica foi baseado no valor médio pago pela empresa que forneceu o efluente em estudo à companhia de distribuição de energia elétrica do município do Rio de Janeiro - LIGHT. O custo com transporte e descarte final do lodo gerado não foi considerado neste levantamento.

Verifica-se que o tratamento físico-químico de 20000 litros de efluente por dia apresenta um custo operacional de R\$ 80. No entanto, no presente estudo, o tratamento físico-químico com 80 mg FeCl₃/L (120 rpm, 1 min), 12 mg PAC/L (40 rpm, 20 min), pH 8 e tempo de sedimentação de 1 h (condições utilizadas para os cálculos na Tabela 14), resultava em quase completa remoção de turbidez, mas os valores finais de DQO ainda se encontravam muito elevados (em torno de 2000 mg/L), o que levou à avaliação de um tratamento biológico anaeróbio após o físico-químico.

No trabalho de Freitas (2013), conduzido com efluente de lavagem de caminhões de outra unidade, o tratamento físico-químico com 150 mg FeCl₃/L (120 rpm, 5 min), 12 mg PAC/L (40 rpm, 60 min), pH 7 e tempo de sedimentação de 1 h, resultou em menores valores médios de turbidez (22 unid. Pt-Co), DBO (10 mg/L) e DQO (293 mg/L), atingindo os padrões de emissão exigidos pelo órgão ambiental competente àquela empresa geradora do efluente. Assim, os custos de operação levantados por este autor foram usados no presente estudo para comparação com o tratamento biológico anaeróbio após o pré-tratamento físico-químico.

O custo total de Freitas (2013) para tratamento físico-químico por coagulação-floculação de 9000 litros de efluente do seu estudo foi R\$ 334,52. Nas mesmas condições, para o tratamento de 20000 litros por dia seria de R\$ 743,38. Com a atualização dos custos de Freitas (2013), empregando-se o índice IGP-M - Índice Geral de Preços do Mercado da Fundação Getúlio Vargas (FGV), cuja correção foi cerca de 1,13 e percentual de aproximadamente 12,66%, entre 01/08/2013 e 01/07/2015, chega-se a R\$ 837,50 (BCB, 2015).

Sendo assim, o custo operacional de um tratamento físico-químico com eficiência suficiente para descarte de 20000L/d de efluente, sob as condições utilizadas por Freitas (2013), dentro dos padrões ambientais seria de R\$ 837,50 por dia ou R\$ 25.125,00 por mês (cogitando-se 30 dias de coleta e lavagem dos caminhões).

Tabela 14 – Custos de Produtos Químicos e de Energia no Tratamento de 20000 Litros de Água da Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU por Processo de Coagulação-floculação

Produto Químico ou Condição	Quantidade	Custo Unitário	R\$	
Cloreto Férrico 38 % (m/m)	3 L	4,15 R\$/kg	17,18	
PAC 12 % (m/m)	1,53 L	4,15 R\$/kg	8,12	
Hidróxido de Sódio 50 % (m/v)	8 L	3,40 R\$/L	27,20	
Mistura Rápida	3 kWh	25,74 R\$/kW	1,29	
	1 min		,,	
Mistura Lenta	3 kWh	25,74 R\$/kW	25,74	
	20 min		20,	
Total por dia			79,53	

Fonte: elaboração própria (2015).

O custo operacional de um tratamento físico-químico seguido por tratamento biológico anaeróbio para 20000 litros de efluente – deste estudo – seria o custo do pré-tratamento físico-químico somado ao custo do tratamento anaeróbio com produtos químicos e energia. Como nos ensaios em bancada se verificou que não há necessidade de adição de macro e micronutrientes, estes não foram considerados. E como o pH do efluente oriundo do pré-tratamento físico-químico se apresentava muito próximo do pH ideal para o tratamento anaeróbio, a quantidade de alcalinizante (NaHCO₃) necessária para correção do pH que alimentaria o reator anaeróbio foi desconsiderada para efeito de cálculos de custo, atentando-se que esta quantidade no estudo em bancada foi desprezível. Também não foi considerado o consumo de energia elétrica, que seria apenas da bomba de alimentação de efluente no reator e a manutenção do mesmo. Portanto, o custo operacional de um tratamento físicoquímico seguido por tratamento biológico anaeróbio para o mesmo volume diário de efluente seria aproximadamente R\$ 80,00 por dia ou R\$ 2.400,00 por mês. Mesmo utilizando-se de um tratamento físico-químico seguido por um tratamento biológico anaeróbio, para o efluente avaliado, o custo a ser empregado torna-se viável.

4.4.2 Estimativa do Potencial Energético (PE) a Partir da Combustão do Metano

Nesta seção tem-se a proposta de estimar em escala industrial a quantidade de metano a ser produzida em um reator biológico anaeróbio que, no entanto, não será dimensionado.

A queima do gás metano na presença de ar produz, além de dióxido de carbono e água, grande quantidade de calor (ATKINS e PAULA, 2008). Baseando-se neste princípio foi realizada uma estimativa do potencial energético do metano a partir de sua combustão.

Para que o processo de digestão anaeróbia ocorra em escala industrial, as mesmas condições operacionais do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia devem ser atendidas, conforme a seguir: i) volume diário de efluente após pré-tratamento físico-químico de 20 m³; ii) quantidade de DQO aplicada de 2000 mg/L. A temperatura de 30 °C será considerada para produção específica de metano (PEM) porque o

município do Rio de Janeiro, onde estaria instalado o reator anaeróbio, apresenta temperaturas médias ao ano, em torno 30 °C, inclusive no inverno (INMET, 2015).

Então, dois cenários foram considerados para estimar a energia produzida a partir do metano em escala industrial:

- cenário 1 no qual os dados obtidos em escala de bancada foram extrapolados para a escala industrial;
- cenário 2 no qual valores mais reais e menos otimistas foram empregados.

O volume de metano ($V_{{\it CH}_{\scriptscriptstyle 4}}$) foi calculado a partir da equação (4) a seguir.

$$V_{CH_4}(m^3) = \frac{PEM^{30^{\circ}C} \times V_{Efluente} \times S_0 \times \eta}{10^6}$$
(4)

Onde:

PEM 30°C: produção específica de metano a 30 °C, em mL CH₄/ g DQO_{removida}

 $V_{\!\scriptscriptstyle Efluente}$: volume de efluente após pré-tratamento físico-químico, 20000 L

S₀: DQO afluente ao reator, 2 g / L

η: eficiência de remoção de DQO, em %

10⁶ : fator de correção de mL para m³

Para obtenção do Potencial Energético (PE) aplicou-se a equação (5) a seguir.

$$PE(kW) = \frac{V_{CH4} \times PCI_{CH4} \times \eta}{3600}$$
 (5)

Onde:

 V_{CH_4} : volume de metano (30°C), em m³

PCI_{CH.}: poder calorífico inferior do metano, 35800 kJ/m³ (METCALF e EDDY, 2003)

η: eficiência de conversão da energia térmica em elétrica, 34% (COLDEBELLA et al., 2006; ALZATE et al., 2014)

3600: fator de conversão de h em s

A Tabela 15 apresenta os resultados obtidos para os dois cenários, verificandose que a energia obtida do biogás pode suprir o consumo energético do tratamento físico-químico até mesmo no cenário menos otimista.

Tabela 15 - Geração de Energia no Tratamento de 20000 L/d de Água da Lavagem de Caminhões de Coleta de RSU por Processo de Coagulação-Floculação/Anaeróbio

Condições	Cenário	
	1	2
% CH₄ no biogás	65,4	50,0
PEM (mL CH₄/g DQO removida)	167,3	127,9
Eficiência de remoção de DQO (%)	91,8	70,0
V _{CH4} (m³)	6,14	3,58
PE (MJ)	74,78	43,59
PE (kJ/s ou kW)	20,77	12,11

Fonte: elaboração própria (2015).

No mercado nacional encontram-se geradores de pequeno porte movidos a biogás, como o modelo B4T-5000 BIO, da empresa Branco Motores Ltda., localizada em Araucária (Paraná). Este modelo consome 2 m³ de biogás por hora de trabalho e apresenta potência nominal de 3,6 kVA ou 2,88 kW (GERADOR BRANCO, 2015). No

cenário 1, com uma produção de biogás de 9,39 m³/d (6,14/0,654) o gerador poderia funcionar durante 4,695 h por dia, produzindo 13,5 kW; enquanto no cenário 2, 7,16 m³/d (3,58/0,5) de biogás poderiam alimentar o gerador por 3,58 h diariamente e gerar 10,3 kW, baseando-se nas informações de funcionamento descritas no manual do fabricante. Tanto o potencial de geração de energia elétrica a partir do gerador modelo B4T-5000 BIO no cenário 1 (13,5 kW) quanto aquele com o mesmo gerador elétrico no cenário 2 (10,3 kW), seria suficiente para suprir a demanda das etapas de mistura no pré-tratamento físico-químico do efluente (6 kW), com superávit de 4,3 kW (cenário 2) a 7,5 kW (cenário 1), que pode ser aplicado em outras necessidades de consumo na empresa geradora do efluente, tais como na alimentação de diversos equipamentos elétricos e iluminação.

De acordo com Deublein e Steinhauser (2008), um sistema de purificação do biogás, para que este possa ser usado posteriormente em um sistema de conversão do biogás em energia elétrica se faz necessário. O sistema de purificação é composto por dois compartimentos e está instalado na linha de captação do gás. Antes de o biogás ser alimentado neste sistema, passa por um recipiente onde fica retida a água condensada durante sua passagem pela tubulação. O primeiro compartimento é composto por dois tipos de peneira molecular, sendo que uma delas visa à retirada da umidade e a outra à retirada do ácido sulfídrico (H₂S), e sílica gel azul, utilizada como indicador, pois quando saturada, possui coloração diferente. O segundo contém cavaco de ferro, visando assegurar a retirada de H₂S, que possivelmente não tenha reagido com o primeiro elemento.

Com o valor da produção do biogás pode-se dimensionar e adquirir o gasômetro e o gerador. O gasômetro tem a finalidade de armazenar biogás suficiente para que o motor funcione de forma contínua durante algumas horas por dia.

4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ensaios em escala de bancada demonstraram que o tratamento físicoquímico por coagulação-floculação foi mais eficiente para a remoção de turbidez (97,6 %) e óleos e graxas (94,0%) do que para a remoção de DQO (16,5%) do efluente.

Os mesmos estudos demonstraram que o tratamento biológico anaeróbio foi mais eficiente para a remoção de DQO, quando comparado ao tratamento físico-químico; o que era esperado, uma vez que a DQO dissolvida era cerca de 72 % da DQO total. A eficiência de remoção de DQO no tratamento anaeróbio foi de 91,8 %, ou seja, 4 vezes mais eficiente do que a do tratamento físico-químico, demonstrando ser o tratamento anaeróbio mais apropriado para reduzir a matéria orgânica solúvel neste tipo de efluente. O efluente, em termos de DQO, ficou dentro dos valores máximos permitidos (VMP) para lançamento em corpos hídricos receptores (200 mg/L), definidos pelo órgão ambiental fiscalizador.

Os cálculos do potencial de metano demonstraram que o aproveitamento energético deste gás, de alguma maneira, pode contribuir para a otimização de uma ETE que trate efluentes oriundos da lavagem de caminhões de coleta de resíduos sólidos urbanos, pois pode reduzir o consumo de energia elétrica da empresa distribuidora.

Considerando-se que para se tratar este efluente através do processo de digestão anaeróbia, em uma escala industrial com vazão de 20 m³/d, o custo a ser aplicado é de R\$ 80,00. Mensalmente, esse custo chegaria a R\$ 2400,00, tornando-o viável para aplicação na empresa que forneceu o efluente.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi verificada a possibilidade de remoção dos poluentes do efluente gerado na lavagem dos caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos, através do tratamento físico-químico por processo de coagulação-floculação e do tratamento biológico anaeróbio. Entretanto, não foi possível substituir totalmente o tratamento físico-químico pelo tratamento biológico anaeróbio devido às características do efluente.

Baseando-se nos resultados apresentados, verificou-se que somente o processo de coagulação-floculação não foi capaz de remover a matéria orgânica solúvel no efluente, expresso como DQO solúvel, sendo necessário o emprego do tratamento biológico anaeróbio. O tratamento anaeróbio enquadrou o parâmetro DQO para lançamento em corpo hídrico receptor, conforme a regulação do órgão ambiental fiscalizador do estado do Rio de Janeiro. Contudo, o tratamento físico-químico, anterior ao tratamento biológico anaeróbio, foi eficiente para remover óleos e graxas, e turbidez do efluente.

O tratamento biológico anaeróbio após o pré-tratamento físico-químico apresentou elevada remoção de DQO (com valores abaixo do padrão de descarte) e produção de biogás/metano. Na melhor condição, sem qualquer suplementação nutricional, obteve-se pH final 7,4, DQO final 169 mg/L, volume de metano de 28,7 mL (30°C) e produção específica de metano (PEM) de 150,8 mL CH₄ (CNTP)/g DQO removida. O efluente, após sofrer tratamento físico-químico, demonstrou ser viável tecnicamente para a produção de metano.

Analisando-se os custos calculados envolvendo os produtos químicos e o consumo de energia elétrica para o uso em uma ETE contendo processos de coagulação-floculação e biológico anaeróbio, observou-se que a produção de energia no gerador movido pelo metano oriundo do processo anaeróbio pode suprir a demanda energética do tratamento físico-químico.

5.2 SUGESTÕES

Este estudo apresentou uma alternativa viável para o tratamento da água de lavagem de caminhões de coleta de RSU, com resultados importantes na remoção de DQO e turbidez. Entretanto, o tratamento físico-químico e tratamento biológico anaeróbio devem ser avaliados com outros efluentes, obtidos em diferentes unidades de coleta e transporte de resíduos.

Uma caracterização completa do efluente tratado, incluindo a toxicidade, deve ser empregada, de maneira a corroborar a eficiência de remoção de poluentes.

Outros coagulantes e floculantes devem ser avaliados no tratamento físicoquímico.

Deve-se conduzir uma análise econômica dos processos de tratamento físicoquímico e de tratamento biológico anaeróbio, contemplando custos de investimento e taxas de retorno.

E, por último, avaliar o comportamento deste efluente em reatores anaeróbios operados sob regime de batelada sequencial ou contínuo.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004. 77 p.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2012**. São Paulo: ABRELPE, 2013. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm. Acesso em: 17 jun. 2014.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014**. São Paulo: ABRELPE, 2015. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm. Acesso em: 01 ago. 2015.

ADHIKARI, B.; DAHAL, K. R.; KHANAL, S. N. A review of factors affecting the composition of municipal solid waste landfill leachate. **International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT)**, v. 3, n. 5, p. 273-281, set/2014.

AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Effect of alkalinity on the performance of a simulated landfill bioreactor digesting organic solid wastes. **Chemosphere**, v. 59, p. 871-879, 2005.

AL-HAMADANI, Y.A.J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, M.; BASHIR, M. J. K.; ADLAN, M. N. Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment. **J. Hazard. Mater**, v. 190, p. 582–587, 2011.

ALZATE, M. E.; MUÑOZ, R.; ROGALLA, F.; FDZ-POLANCO, B, F.; PÉREZ-ELVIRA, S. I. Biochemical methane potential of microalgae biomass after lipid extraction. **Chemical Engineering Journal**, v. 243, p. 405–410, 2014.

AMARAL, C. M. C. et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Revista Ciência Natural**, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, 2004.

AMOKRANE, A.; COMEL; C.; VERNON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. **Water Research**, v. 30, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

AMUDA, O. S.; AMOO, I. A. Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial waster treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, p. 778-783, 2007.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Bacia Hidrográfica Atlântico Sudeste**. Disponível em: http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/AtlanticoSudeste. aspx>. Acesso em: 01 jun 2015.

ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de Informações de Geração.** Disponível em: http://www.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=15>. Acesso em: 20 fev. 2015.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 37, p. 808-812, 1992.

Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). Disponível em: http://www.anp.gov.br/. Acesso em 18 fev. 2015.

do Anuário estatístico brasileiro petróleo, gás natural biocombustíveis: 2014. Rio de Janeiro: ANP, 2014. Disponível http://www.anp.gov.br/?pg=71976&m=anu%E1rio%20estat%EDstico&t1=&t2=anu%">http://www.anp.gov.br/?pg=71976&m=anu%E1rio%20estat%EDstico&t1=&t2=anu% E1rio%20estat%EDstico&t3=&t4=&ar=0&ps=11&1435951245671#Se o4 >. Acesso em: 03 jul. 2015.

_____. Resolução ANP n. 8, de 20 de janeiro de 2015. Dispõe sobre a especificação do biometano contido no Regulamento Técnico ANP nº 1/2015. Disponível em: . Acesso em: 18 fev. 2015.

APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. New York: 22th ed., 2011.

APPELS, I.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p. 755-781, 2008.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para Determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 2, 2007.

ASSOU, M.; MADINZI, A.; ANOUZLA, A.; ABOULHASSAN, M. A.; SOUBI, S.; HAFIDI, M. Reducing Pollution of Stabilized Landfill Leachate by Mixing of Coagulants and Flocculants: a Comparative Study. **International Journal of Engineering and Innovative Technology (IJEIT)**, v. 4, n. 1, p. 20-25, 2014.

ATKINS, P; PAULA, J. **Físico-química**. Tradução Edilson Clemente da Silva; Márcio José Estillac de Mello Cardoso; Marco Antônio França Faria; Oswaldo Esteves Barcia. Rio de Janeiro: LTC, 8.ed., 2008, v.1, 589 p. Tradução de Physical Chemistry, 8th ed.

- AZIZ, H. A.; ALIAS, S.; ASSARI, F.; ADLAN, M. N. The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. **Water Management & Research**, v. 25, p. 556-565, 2007.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Tradução Maria Angeles Lobo Recio; Luiz Carlos Marques Carreira; Marco Tadeu Grassi. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p. Tradução de Environmental Chemistry, 2th ed.
- BALLIANA JÚNIOR, G. **Gestão ambiental em empresas de transporte rodoviário de cargas na grande Curitiba**. 2010. 172 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental), Universidade Positivo, Curitiba, 2010.
- BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogás in Brazil. **Energy Policy**, v. 65, p. 150-164, 2014.
- BASHIR, B. H.; MATIN, A. Combined effect of calcium and sodium on potassium toxicity in anaerobic treatment processes. **EJEAFChe**, v. 3, p. 670-676, 2004.
- BCB. Banco Central do Brasil. **Calculadora do Cidadão**. Disponível em: https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAO/publico/exibirFormCorrecaoValores.do?method=exibirFormCorrecaoValores. Acesso em: 14 ago 2015.
- BEHERA, S. K.; PARK, J. M.; KIM, K. H.; PARK, H. Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. **Waste Management**, v. 30, p. 1502-1508, 2010.
- BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T. G.; MATTIASSON, B. Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2833-2840, 2001.
- BOLAN, N. S.; THANGARAJAN, R.; SESHADRI, B.; JENA, U.; DAS, K. C.; WANG, H. NAIDU, R. Landfills as a biorefinery to produce biomass and capture biogas. **Bioresource Technology**, v. 135, p. 578-587, 2013.
- BOWEN, E. J.; DOLFING, J.; DAVENPORT, R. J.; READ, F. L.; CURTIS, T. P. Low-temperature limitation of bioreactor sludge in anaerobic treatment of domestic wastewater. **Water Science & Technology**, v. 69, n. 5, p. 1004-1013, 2014.
- BRAGA, B et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. São Paulo: P. P. Hall, 2005, 318 p.
- BRASIL. **Lei n. 11445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de

1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 04 fev. 2013

_____. Lei n. 12305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei n. 9605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm, Acesso em: 07 fev. 2014.

CADERNO DE PROPOSTA NACIONAL. In: 4º CONFERÊNCIA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE: Resíduos Sólidos, 1, 2013. **Anais...** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2013. Disponível em: http://www.conferenciameioambiente.gov.br. Acesso em: 09 nov. 2013.

CASTILHOS JR., A. B. (Coord); GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES E SILVA, S. M. C. P. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 2006.

CASTILHOS JR., A. B.; DALSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.4, p. 386-392, 2010.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresour. Technol.**, v. 99, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, 2.ed., 380 p.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BRAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

COLDEBELLA, A.; SOUZA, S. N. M., SOUZA, J.; KOHELER, A. C. Viabilidade da cogeração de energia elétrica com biogás da bovinocultura de leite. In: 6º ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL. **Anais...** Campinas, 2006. Disponível em: < http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022006000200053&sc ript=sci_arttext&tlng=pt >. Acesso em 14 ago 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

_____. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

CURRY, N.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. **Renewable Energy**, v. 41, p. 200-209, 2012.

DAMASCENO, F. R. C. Aplicação de preparo enzimático e biossurfatante no tratamento anaeróbio de efluente com alto teor de gordura. 178f. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) — Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

DAMASCENO, F. R. C.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. The combined use of a biosurfactant and an enzyme preparation to treat an effluent with a high fat content. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 95, p. 241-246, 2012.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources:** An Introduction. Weinheim: WILEY-VCH, 2008, 443 p.

DE ZEEUW, W. Acclimation of Anaerobic Sludge for UASB Reactor Start-up. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 1984.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: Abes, 1993, v.1.

DI BERNARDO, L. DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2005, 2.ed., v.1.

DIVYA, D.; GOPINATH, L. R.; MERLIN CHRISTY, P. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 690-699, 2015.

DOLFING, J., BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **J. Microbiological Methods**, v. 4, p. 1-12, 1985.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Global Warming Potential (GWP)**, 2014. Disponível em http://www.epa.gov . Acesso em: 20 fev 2015.

FACCHIN, V.; CAVINATO, C.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D. Batch and continuous mesophilic anaerobic digestion of food waste - effect of trace elements supplementation. **Chemical Engineering Transactions**, v. 32, 2013.

- FANG, H. H. P.; HUI, H. H. Effect of heavy metals on the methanogenic activity of starch-degrading granules. **Biotechnology Letters**, v. 16, n. 10, p. 1091-1096, 1994.
- FANG, H. H. P.; LIU, H. Effect of pH on hydrogen production from glucose by a mixed culture. **Bioresource Technology**, v. 82, p. 87-93, 2002.
- FEEMA. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **NT-202.R-10** Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos. Rio de Janeiro: FEEMA, 1986.
- _____. **DZ-205.R-6** Diretriz de Controle de Carga Orgânica em Efluentes Líquidos de Origem Industrial. Rio de Janeiro: FEEMA, 2007.
- FEIJOO, G.; MENDÉZ, R.; LEMA, J. M. Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: antagonism and adaptation phenomena. **Enzyme Microb. Technol.**, v. 17, p. 180-188, 1995.
- FELICI, E. M. Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. 120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, 2010.
- FELICI, E. M.; KURODA, E. K.; YAMASHITA, F.; SILVA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 177-184, 2013.
- FERNANDES, A.; PACHECO, M. J.; CIRÍACO, I.; LOPES, A. Review on the electrochemical process for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 176-177, p. 183-200, 2015.
- FERREIRA, D. S. **Estudo Comparativo da Coagulação/Floculação e Eletrocoagulação no Tratamento de Lixiviado de Aterro**. 126f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Processos Químicos e Bioquímicos) Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.
- FONSECA, Z. F. S. **Tratamento do Efluente Gerado nas Atividades de Limpeza de Caminhões de Lixo**. 94 f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2006.
- FREITAS, R. C. S. **Tratamento de Efluentes Oriundos de Lavagem de Veículos de Coleta de Resíduos Sólidos**. 72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica / Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

- GANDHIMATHI, R.; DURAI, N. J.; NIDHEESH, P. V.; RAMESH, S. T.; KANMANI, S. Use of combined coagulation-adsorption process as pretreatment of landfill leachate. **Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 10, n. 24, p. 2-7, 2013.
- GAO, J. et al. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. **Environ Science Biotechnology**, v. 14, p. 93-122, 2015.
- GERADOR BRANCO. Disponível em: http://www.branco.com.br/produtos/bio-solucoes/geradores-e-motores/b4t-5000-bio/. Acesso em: 14 ago 2015.
- GOIS, E. H. B.; RIOS, C. A. S.; CONSTANZI, R. N. Evaluation of water conservation and reuse: a case study of a shopping mall in southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 263-271, 2015.
- GOMES, L. P. (Coord.) Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, 360 p.
- GONZÁLEZ-CABALEIRO, R.; LEMA, J. M.; RODRÍGUEZ, J. Metabolic Energy-Based Modelling Explains Product Yielding in Anaerobic Mixed Culture Fermentations. **PLoS ONE**, v. 10, n. 5, 2015.
- HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S.; FARIA, S.; CINTRA, F. H. Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários. In: **Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**: Desafios Ambientais da Globalização. Vitória: ABES, 2002, p. 1-7.
- HILL, D. T.; TAYLOR, S. E.; GRIFT, T. E. Simulation of low temperature anaerobic digestion of dairy and swine manure. **Bioresource Technology**, v. 78, p. 127-131, 2001.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Dados Populacionais do Estado do Rio de Janeiro 2014**. Rio de Janeiro, RJ: Ministério do Planejamento Orçamento e Gestão, 2014. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=rj. Acesso em: 01 out. 2014.
- _____. Cidades. Rio de Janeiro, RJ. Ministério do Planejamento Orçamento e Gestão, 2015. Disponível em: http://www.cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?lang=&codmun=330455&search=rio-de-janeiro%7Crio-de-janeiro%7Cinfograficos:dados-gerais-do-municipio. Acesso em: 03 jul. 2015.

- IM, J; WOO, H.; CHOI, M.; HAN, K.; KIM, C. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using Anaerobic-aerobic System. **Water Research**, v. 25, n. 10, p. 2403-2410, 2001.
- NMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Gráficos**. Disponível em: < http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/graficos>. Acesso em 12 ago 2015.
- IPEA. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos 2012** Relatório de Pesquisa. Brasília, DF. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 82 p., 2012. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2015.
- ISIK, M.; SPONZA, D. T. Effects of alkalinity and co-substrate on the performance of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor through decolorization of Congo Red azo dye. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 633-643, 2005.
- JAMES, A., CHERNICHARO, C. A. L., CAMPOS, C. M. M. The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. **Water Research**, v. 24, p. 813-825, 1990.
- JARRELL, J. F.; SPROTT, G. D.; MATHESON, A. T. Intracellular potassium concentration and relative acidity of the ribosomal proteins of methanogenic bacteria. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 30, n. 5, p. 663-668, 1984.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, 1995, 3a. ed., 720 p.
- JULIASTUTI, S. R.; BAEYENS, J.; CREEMERS, C. Inhibition of nitrification by heavy metals and organic compounds: The ISO 9509 test. **Environmental Engineering Science**, V. 20, N. 2, P. 79-90, 2003.
- JUN, D.; YONG-SHENG, Z.; MEI, H.; WEI-HONG, Z. Influence of alkalinity on the stabilization of municipal solid waste in anaerobic simulated bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, p. 717-722, 2009.
- KAYHANIAN, M.; RICH, D. Pilot-scale high solids termophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. **Biomass and Bioenergy**, v. 8, n. 6, p. 433-444, 1995.
- KENNEDY, K. J.; LENTZ, E. M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Water Research**, v. 34, n. 14, p. 3640-3656, 2000.

- KETTUNEN, R. H.; HOILIJOKI, T. H.; RINTALA, J. A. Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. **Bioresource Technology**, v. 58, p. 31-40, 1996.
- KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, p. 1737-1744, 2011.
- KHERADMAND, S.; KARIMI-JASHNI, A.; SARTAJ, M. Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. **Waste Management**, v. 30, p. 1025-1031, 2010.
- KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUM, Y. N.; KIM, S. W. Effects of Temperature and Hydraulic Retention time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, n. 4, p. 328-332, 2006.
- KURNIAWAN, T. A.; WAY-HUNG LO; CHAN, GYLBERT LS. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous of Materials**, v. B129, p. 80-100, 2006.
- LEBIOCKA, M.; MONTUSIEWICZ, A. The influence of leachate composition on anaerobic digestion stability and biogas yields. In: PAWLOWSKI, A.; DUDZIŃSKA, M. R.; PAWLOWSKI, L. **Environmental Engineering IV:** Energy, London: CRC Press, 2013, p. 449-508.
- LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, p. 489-508, 2014.
- LEE, D. H.; BEHERA, S. K.; KIM, J. W.; PARK, H. S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 876-882, 2009.
- LEE, M.; HIDAKA, T. HAGIWARA, W.; TSUNO, H. Comparative performance and microbial diversity of hyperthermophilic and thermophilic co-digestion of kitchen garbage and excess sludge. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 578-585, 2009.
- LIGHT Serviços de Eletricidade S.A. **Composição da Tarifa**. Disponível em: http://www.light.com.br/para-residencias/Sua-Conta/composicao-da-tarifa.aspx. Acesso em: 12 de ago 2015.
- LIMA, D. F. Produção de biogás, a partir de dejetos da suinocultura, para a geração de energia: uma análise da situação atual no Brasil e na França. 2014. 98f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

- LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. Energy and environmental potential of solid waste in Brazil. **Energy Policy**, v. 39, p. 3496-3502, 2011.
- LIU, X.; LI, X.; YANG, Q.; YUE, X.; SHEN, T.; ZHENG, W.; LUO, K.; SUN, Y.; ZENG, G. Landfill leachate pretreatment by coagulation—flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology. **Chemical Engineering Journal**, v. 200-202, p. 39-51, 2012.
- LOKSHINA, L. Y.; VAVILIN, V. A. Kinetic analysis of the key stages of low temperature methanogenesis. **Ecological Modelling**, v. 117, p. 285-303, 1999.
- LUO, J.; QIAN, G.; LIU, J.; XU, Z. P. Anaerobic methanogenesis of fresh leachate from municipal solid waste: A brief review on current progress. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 21-28, 2015.
- LYBERATOS, G; SKIADAS, I. V. Modelling of Anaerobic Digestion A Review. **Global Nest: the Int. J.**, v. 1, n. 2, p. 63-76, 1999.
- MAIA, L. M. Uso de Carvão Ativado em Pó no Tratamento Biológico de Lixiviados de Aterros de Resíduos. 177 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review of research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540-555, 2015.
- MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; FERNÁNDEZ-MENDEZ, A.; FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A. Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 156, p. 538-544, 2008.
- MARECOS DO MONTE, M.H. **Water Reuse in Europe**. E-Water Official Publication of the European Water Association EWA. Portugal. 2007. Disponível em: http://www.ewa-online.eu/tl_files/_media/content/documents_pdf/Publications/E-WAter/documents/21 2007 07.pdf . Acesso em 01 jun. 2015.
- MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, M.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412-427, 2014.
- MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. Na overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 3-16, 2000.

MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOTT, P. Unit Operations of Chemical Engineering. New York: McGraw-Hill, 5th ed., p. 1130, 1993.

MÉNDEZ-NOVELO, R. I.; CASTILLO-BORGES, E. R.; SAURI-RIANCHO, M. R.; QUINTAL-FRANCO, C. A.; GIACOMÁN-VALLEJOS, G.; JIMÉNEZ-CISNEROS, B. Physico-chemical treatment of Merida landfill leachate for chemical oxygen demand reduction by coagulation. **Waste Management & Research**, v. 23, p. 560-564, 2005.

METCALF e EDDY Inc. **Wastewater Engineering: Treatment: and Reuse**. New York: McGraw - Hill Book, 2003, 4th, 1815 p.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Aproveitamento Energético do Biogás de Aterro Sanitário**. Disponível em: http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario. Acesso em: 10 fev. 2015.

MOCKAITIS, G.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES, J. A. D.; ZIAT, M.; FORESTI, E. Anaerobic whey treatment by a stirred sequencing batch reactor (ASBR): effects of organic loading and supplemented alkalinity. **Journal of Environmental Management**, v. 79, p. 198-206, 2006.

MOHAN, S.; GANDHIMATHI, R. Removal of heavy metal ions from municipal solid waste leachate using coal fly ash as an adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, p. 351-359.

MOJIRI, A; AZIZ, H. A.; ZAMAN, N. Q.; AZIZ, S. Q. A Review on Anaerobic Digestion, Bio-reactor and Nitrogen Removal from Wastewater and Landfill Leachate by Bio-reactor. **Advances in Environmental Biology**, v. 6, n. 7, p. 2143-2150, 2012.

MOLNAR, L.; BARTHA, I. High solids anaerobic fermentation for biogas and compost production. **Biomass**, v. 16, p. 173-182, 1988.

MONJE-RAMIREZ, I.; ORTA DE VELÁSQUEZ, M. T. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling process. **Water Research**, v. 38, p. 2359-2367, 2004.

MONTEIRO, S. D. S. C. Produção de Biometano: Análise de Mercado e Estudo da Separação por PSA. 55f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, 2011.

NADALETTI, W. C.; CREMONEZ, P. A.; DE SOUZA, S. N. M.; BARICCATTI, R. A.; BELLI FILHO, P; SECCO, D. Potential use of landfill biogás in urban bus fleet in the Brazilian states: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 277-283, 2015.

- NILOUFER, S.; SWAMY, A. V. V. S.; DEVI, K. S. Seasonal variations in the leachate characteristics in MS sites. **Journal of International Academic Research for Multidisciplinary**, v. 2, n. 8, p. 479-487, 2014.
- OLESZKIEWICZ, J. A.; SHARMA, V. K. Stimulation and Inhibition of Anaerobic Process by Heavy Metals A Review. **Biological Wastes**, v. 31, p. 45-67, 1990.
- OLOIBIRI, V.; UFOMBA, I.; CHYS, M.; AUDENAERT, W. T. M.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. H. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation-flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. **Waste Management**, in press, 2015.
- PANDEY, D. N.; GUPTA, A.K.; ANDERSON, D. M. Rainwater harvesting as an adaptation to climate change. **Curr. Sci.**, n. 85, v.1, p. 46–59, 2003.
- PAVANELLI, G. Eficiência de Diferentes Tipos de Coagulantes na Coagulação, Floculação e Sedimentação de Água com Cor ou Turbidez Elevada. 232 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- PERLINGEIRO, C. A. (Org.) **Biocombustíveis no Brasil:** Fundamentos, Aplicações e Perspectivas. Rio de Janeiro: Synergia, 2014, 360p.
- PÖSCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. **Applied Energy**, v. 87, p. 3305-3321, 2010.
- RAGHAB, S. M.; EL MEGUID, A. M. A.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **Housing and Building National Research Center (HBRC Journal)**, v. 9, p. 187-192, 2013.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 50, p. 468-493, 2008.
- RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Potential for methane production from anaerobic do-digestion os swine manure with winery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4131-4136, 2011.
- RIO DE JANEIRO (Cidade). **Lei N° 3.273 de 06.09.01**. Dispõe sobre a Gestão do Sistema de Limpeza Urbana no Município do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2001.
- RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestor of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Controll Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986

- ROSSINI, M.; GARCIA GARRIDO, J.; GALLUZZO, M. Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. **Water Research**, v. 33, n. 8, p. 1817-1826, 1999.
- RUI, L. M.; DAUD, Z.; LATIF, A. A. A. Coagulation-Flocculation In Leachate Treatment Using Combination of PAC With Cationic And Anionic Polymers. **International Journal of Engineering Research and Applications (IJERA)**, v. 2, n. 4, p. 1935-1940, 2012.
- SANT'ANNA JÚNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes**: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010, 418 p.
- SANTOS, H. R. Aplicação de Coagulantes no Afluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido Alimentado com Esgoto Sanitário. 166 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SNSA). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos 2011. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 998 p., 2013. Disponível em: http://www.conferenciameioambiente.gov.br. Acesso em: 09 fev. 2015.
- SOUZA, O. et al. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura e sua valorização para a produção de biogás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 438-443, 2010.
- SOUZA, S. N. M. et al. Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil Landfill gas, biogas and thermal treatment. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 10, p. 1015-1023, 2014.
- STEPHENSON, R. J.; DUFF, S. J. B. Coagulation and Precipitation of a Mechanical Pulping Effluent I. Removal of carbon, colour and turbidity. **Wat. Res.**, v. 30, n. 4, p. 781-792, 1996
- SYAFALNI, S.; RUSLI, R. M. Leachate pollutants adsorption using potassium hydroxide and surfactant modified bentonite for possible use as slow release fertiliser. **Iranica Journal of Energy & Environment**, v. 5, n. 3, p. 259-269, 2014.
- TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I., MATIS, K. A., SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v. 53, p. 737-744, 2003.
- THAUER, R. K.; KASTER, A. K.; SEEDORF, H.; BUCKEL, W.; HEDDERICH, R. Methanogenic archaea: ecologically relevant differences in energy conservation. **Nature Reviews Microbiology**, v. 6, p. 579-591, 2008.

- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Recursos Hídricos no Século XXI. São Paulo: Oficina de Textos, 2011, 1.ed.
- VACCARI, M.; GIALDINI, F.; COLLIVIGNARELLI, C. Study of the reuse of treated wastewater on waste container washing vehicles. **Waste Management**, v.33, p. 262-267, 2013.
- VENDRENNE, M.; VASQUEZ-MEDRANO, R.; PRATO-GARCIA, D.; FRONTANA-URIBE, B. A.; IBANEZ, J. G. Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation-flocculation/photo Fenton treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 205-206, p. 208-215, 2012.
- VERMA, H.; CHAKRABORTY, S.; KUMAR, R. N. Evaluation of coagulation-flocculation process as pretreatment option for landfill leachate using alum, ferric chloride and polyacrylamide grafted gum ghatti. In: The Journal of Solid Waste Technology and Management, 2015, Philadelphia, PA. **Anais...**Philadelphia, PA: The 30th International Conference on Solid Waste Technology and Management
- VIANA, R. M. Combinação de Processos Físico-Químicos e Biológicos Anaeróbio para Tratamento de Lixiviado de Aterro Antigo. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica / Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: UFMG Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, 2.ed., 196 p.
- WALKER, E. Estudo da viabilidade econômica na utilização de biomassa como fonte de energia renovável na produção de biogás em propriedades rurais. 107f. Dissertação (Mestrado em Modelagem Matemática) Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Ijuí, RS, 2009.
- WANG, D; CHEN, Y. Critical review of the influences of nanoparticles on biological wastewater treatment and sludge digestion. **Critical Reviews in Biotechnology**, Early Online: 1-13, 2015. Disponível em: < http://informahealthcare.com/bty>. Acesso em: 07 jul. 2015.
- WANG, X.; CHEN, S.; GU, X.; WANG, K. Pilot study of the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter process. **Waste Management**, v. 29, p. 1354-1358, 2009.
- WANG, X.; LU, X.; LI, F.; YANG, G. Effects of temperature and carbon-nitrogen (c/n) ratio on the performance of anaerobic co-digestion of dairy manure, chicken manure and race straw: focusing on ammonia inhibition. **PLOS ONE**, v. 9, n. 5, 2014.

WONG, M. H.; CHEUNG, Y. H. Gas production and digestion efficiency of sewage sludge containing elevated toxic metals. **Bioresource Technology**, v. 57, p. 261-268, 1995.

WOON, K. S.; LO, I. M. C. A proposed framework of food waste collection and recycling for renewable biogas fuel production in Hong Kong. **Waste management**, 2015.

YADVIKA; SANTOSH; SREEKRISHNAN, T. R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 1-10, 2004.

ZANETTE, A. L. **Potencial de Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil**. 97 f. Dissertação (Mestrado) — COPPE / Programa de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZAWIERUCHA, I.; KOZLOWSKI, C.; MALINA, G. Removal of toxic metal ions from landfill leachate by complementary sorption and transport across polymer inclusion membranes. **Waste Management**, v. 33, p. 2129-2136, 2013.

ZHANG, P.; CHEN, Y.; ZHOU, Q. Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: Effect of pH. **Water Research**, v. 43, n. 15, p. 3735-3742, 2009.

ZHENG, M.; ZHENG, M.; WU, Y.; MA, H.; WANG, J. Effect of pH on types of acidogenic fermentation of fruit and vegetable wastes. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 10, p. 298-303, 2015.