



AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Vinícius Mattos de Mello

Projeto de Final de Curso

Orientadoras

Prof^ª. Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Prof^ª. Lídia Yokoyama, D.Sc.

Julho de 2017

AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Vinícius Mattos de Mello

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenheiro de Bioprocessos.

Aprovado por:

Damázio Daniel de Lima Santos, M.Sc.

Eliana Flávia Camporese Sérvulo, D.Sc.

Rafael Cury Sadock de Freitas, M.Sc.

Orientado por:

Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Lídia Yokoyama, D.Sc.

Rio de Janeiro, RJ - Brasil

Julho de 2017

Mello, Vinícius Mattos

Avaliação de tecnologias de tratamento e reúso de água de lavagem de veículos de coleta de resíduos sólidos urbanos/Vinícius Mattos de Mello, Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2017. vii, 50 p.; il.

(Projeto de Final de Curso) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2017. Orientadoras: Lídia Yokoyama, D.Sc. e Magali Christe Cammarota, D.Sc.

1. Tratamento Biológico Anaeróbio. 2. Reúso. 3. Metano. 4. Projeto de Final de Curso. (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Lídia Yokoyama 6. Magali Christe Cammarota I. Avaliação de tecnologias de tratamento e reúso de água de lavagem de veículos de coleta de resíduos sólidos urbanos.

Resumo do Projeto de Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenharia de Bioprocessos.

Summary of graduation Project submitted to the School of chemistry as part of the requirements for obtaining the degree of BioProcess Engineer

AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E REÚSO DE ÁGUA DE LAVAGEM DE VEÍCULOS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Vinícius Mattos de Mello

Julho, 2017

Orientadoras: Prof^ª. Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Prof^ª. Lídia Yokoyama, D.Sc.

Os veículos coletores dos resíduos sólidos urbanos (RSU) acumulam, durante transporte até o local de transbordo, um lixiviado produzido na biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos. Para se manter a qualidade dos serviços de coleta e transporte, os caminhões devem ser devidamente lavados. A higienização requer, para a lavagem de cada veículo, cerca de 400 litros de água, gerando assim um efluente com elevado potencial poluidor e características semelhantes ao lixiviado de aterros sanitários jovens. Neste estudo, se verificou que um tratamento físico-químico a pH 8,0, com 80 mg/L FeCl₃ e 12 mg/L PAC (policloreto de alumínio) apresentou melhor custo-benefício obtendo-se elevada remoção de turbidez (90,5%), porém baixa remoção de demanda química de oxigênio (DQO - 16,5 %). A biodegradabilidade anaeróbia bem como o potencial de geração de metano do efluente após o tratamento físico-químico foram avaliados em frascos tipo penicilina com e sem suplementação nutricional. Observou-se que não houve necessidade de adição de macro e micronutrientes, obtendo-se produção específica de metano (PEM) de 150,6 mL CH₄ (CNTP)/g DQO removida e 91,8 % de remoção de DQO (DQO final de 169 mg/L). Além disso, as etapas de polimento do efluente proveniente de tratamento biológico anaeróbio envolvendo a desinfecção com hipoclorito de sódio e o tratamento com resinas de troca iônica levou, à exceção do pH e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), ao enquadramento do efluente à Classe 1 da norma de reúso NBR-13969/97.

Summary of the Final Course Project presented to the School of Chemistry as part of the requirements needed to obtain the degree of Bioprocess Engineer.

ASSESSMENT OF TECHNOLOGIES FOR TREATMENT AND REUSE OF WASHING WATER FROM COLLECTION VEHICLES OF MUNICIPAL SOLID WASTE

ABSTRACT

Vinícius Mattos de Mello
Julho, 2017

The vehicles collecting municipal solid waste (MSW) accumulate during transport to the transshipment site a leachate produced in the biodegradation of the organic matter present in the waste. In order to maintain the quality of the collection and transportation services, the trucks must be properly washed. Cleaning requires about 400 liters of water to wash each vehicle, thus generating an effluent with high polluting potential and similar characteristics to leachate from young sanitary landfills. In this study, it was verified that a physico-chemical treatment at pH 8.0, with 80 mg / L FeCl₃ and 12 mg / L PAC (aluminum polychloride) presented a better cost-benefit obtaining high turbidity removal (90.5 %), but low chemical oxygen demand removal (COD - 16.5%). The anaerobic biodegradability as well as the effluent methane generation potential after a physico-chemical treatment were evaluated in penicillin's type flask with and without nutritional supplementation. It was observed that there was no need of macro and micronutrients addition, obtaining specific methane (PEM) of 150.6 mL CH₄ (CNTP) / g COD removed and 91.8% of COD removal (final COD of 169 mg / L). In addition, the polishing steps of the effluent from anaerobic biological treatment involving disinfection with sodium hypochlorite and the treatment with ion exchange resins led, with the exception of pH and Total Dissolved Solids (SDT), to the fit of the effluent to Class 1 of the reuse standard NBR-13969/97.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	5
1.1	INTRODUÇÃO	5
1.2	OBJETIVOS	6
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	7
2.2	GERAÇÃO DE EFLUENTE NA LAVAGEM DE CAMINHÕES COLETORES DE RSU 9	
2.3	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO: COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	11
2.4	TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO.....	13
2.4.1	Efeitos da concentração de macro e micronutrientes no tratamento anaeróbio	14
2.4.2	Aplicabilidade do tratamento biológico anaeróbio de efluentes da lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos.....	15
2.5	LEGISLAÇÃO BRASILEIRA PARA REÚSO	16
3	MATERIAIS E MÉTODOS	16
3.1	MATERIAIS	17
3.2	ORIGEM, AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS CAMINHÕES COLETORES DE RSU	18
3.3	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE.....	19
3.4	BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO EFLUENTE	20
3.5	POLIMENTO DO EFLUENTE PARA ENQUADRAMENTO NOS PADRÕES DE REÚSO	22
3.5.1	Desinfecção com hipoclorito de sódio.....	23
3.5.2	Experimentos com resinas de troca iônica.....	25
3.6	MÉTODOS ANALÍTICOS	27
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	27

4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE OBTIDO NA LAVAGEM DE CAMINHÕES DE COLETA DE RSU	27
4.2	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE	29
4.2.1	Avaliação do pH de Coagulação	29
4.2.2	Avaliação da Concentração de Coagulante	30
4.3	TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO DO EFLUENTE.....	32
4.4.1	Estimativa do potencial energético do metano gerado no tratamento biológico anaeróbio	36
4.5	POLIMENTO DO EFLUENTE PARA ENQUADRAMENTO NOS PADRÕES DE REÚSO	38
4.5.1	Desinfecção com hipoclorito de sódio.....	39
4.5.2	Experimentos com resinas de troca iônica.....	40
5	CONCLUSÕES.....	42
6	SUGESTÕES	43
	REFERÊNCIAS.....	44

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO

A distribuição desigual de água no mundo contribui enormemente para o cenário de escassez que se desenha e tende a se agravar na medida em que o crescimento populacional não cessa aumentando cada vez mais a demanda por esse recurso. Aproximadamente três quartos da superfície terrestre é recoberta por água o que corresponde a um volume de 1390 milhões de km³. Desse total, apenas 3,5% representa fontes de água doce. Porém, nem toda água doce se encontra disponível para consumo estando a maior parte congelada em geleiras e calotas polares. Menos de 1% do volume de água doce do planeta pode ser imediatamente consumido pelo ser humano.

Há também um desequilíbrio evidente na distribuição das fontes de água do planeta, dado que os maiores centros consumidores desse recurso se encontram distantes dos mananciais. Aliado a isso, verifica-se um padrão de lançamento constante de águas residuárias sem o devido tratamento em rios e oceanos. Tendo em vista esse cenário, muitas das atividades que demandam o uso de água devem ser inseridas num plano de gestão hídrica para que não sofram com a falta de abastecimento desse recurso especialmente em períodos de escassez (FONSECA, 2006). E é exatamente nesse contexto que se insere a necessidade e oportunidade do reúso de águas oriundas de processos industriais. Com esse tipo de abordagem pode haver redução na captação de água tratada da rede de distribuição, ao mesmo tempo em que se gera oportunidade de redução de custos com esse tipo de gasto.

A redução do lançamento de poluentes no ambiente para a mitigação de seus efeitos sobre a fauna e a flora, aliada à recuperação energética de resíduos, vem sendo estudada em todo o mundo e tem se mostrado promissora (SMITH *et al.*, 2015). O biogás gerado a partir da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos contém de 35 a 65 % de metano e podendo ser utilizado para produção de calor e/ou eletricidade e como combustível veicular, sendo necessários diferentes níveis de tratamento, de acordo com a aplicação pretendida (MAO *et al.*, 2015). Além do potencial para geração de energia elétrica e competitividade em relação aos principais combustíveis utilizados na indústria, o uso do biometano pode contribuir para a redução do efeito estufa.

Entre a coleta e a disposição final dos RSU decorre um período de até 24 h. Neste intervalo, inicia-se o processo de biodegradação da fração orgânica destes resíduos, liberando um líquido com elevado potencial poluidor e odor desagradável. A fim de limpar

e reduzir o odor dos caminhões de coleta, estes são submetidos a lavagens diárias nas garagens das empresas coletoras de RSU. Tal procedimento gera um efluente com características similares aos lixiviados produzidos em aterros sanitários jovens, contendo concentração considerável de matéria orgânica biodegradável (LEE *et al.*, 2010).

Esses efluentes são via de regra encaminhados para tratamento físico-químico, para alcançar padrões de descarte e, em alguns casos, uma qualidade de reúso para a lavagem dos caminhões (GAO *et al.*, 2015). Tais processos apresentam custos elevados e geram lodos que devem ser descartados de forma adequada. Nestas instalações não se pensa na possibilidade de tratamento dos efluentes por processos biológicos, os quais apresentam vantagens em comparação com 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 conseqüentemente menor custo operacional.

O reúso se enquadra num conjunto de atitudes que permitem o uso racional da água e que não oferece prejuízo ao desenvolvimento das atividades produtivas (TELLES & COSTA, 2010). Neste trabalho, adotou-se a norma técnica NBR-13.696 /97 da ABNT como diretriz para enquadramento dos parâmetros do efluente a ser tratado, na ausência de uma legislação específica para reúso de efluentes industriais. Nesta norma são definidas classes para reúso, sendo o objetivo principal traçado para este estudo o de se reduzir os parâmetros de interesse do efluente para valores inferiores aos limites estabelecidos para a classe 1, que é a classe mais restritiva. Dessa forma vislumbra-se a possibilidade de utilização do efluente tratado com água de reúso com parâmetros físico-químicos dentro dos limites estabelecidos pela ABNT para lavagem dos caminhões coletores de RSU.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo principal desse estudo foi avaliar o potencial de tratamento biológico anaeróbico da água de lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos (RSU) após pré-tratamento físico-químico e verificar se após etapas de polimento o efluente se enquadra nos parâmetros de reúso estabelecidos pela ABNT.

Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- a) Caracterizar a água de lavagem de caminhões coletores de RSU;
- b) Estabelecer as melhores condições possíveis para o processo de pré-tratamento tratamento físico-químico do efluente;
- c) Avaliar o processo de tratamento biológico anaeróbio da água de lavagem e o potencial de geração de metano nessa etapa;
- d) Avaliar se o polimento do efluente passando por etapas de desinfecção e tratamento com resinas de troca iônica após o tratamento biológico anaeróbio permite enquadrar os parâmetros do mesmo dentro dos limites estabelecidos pela NBR-13969 /97;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), foi instituída e regulamentada pela lei federal nº 12.305 promulgada em 2010. No artigo 13º, inciso I dessa lei foi definido que os resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles que englobam resíduos provenientes tanto de atividades domésticas em residências urbanas quanto os da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana. No artigo 3º inciso XVI define-se resíduos sólidos como 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 2015, foram geradas 79,9 milhões de toneladas de RSU. Esse número representa um crescimento de 1,7% na geração de RSU em relação ao ano de 2014, superando a taxa de crescimento populacional urbano que de 0,8% nesse período. O montante coletado em 2015, que foi de 72,5 milhões de toneladas, representa um índice de cobertura de coleta de 90,8% para o país. Isso significa que cerca de 7,3 milhões de

toneladas de resíduos não foram coletados no país e, conseqüentemente, apresentaram destinação imprópria. (ABRELPE, 2015).

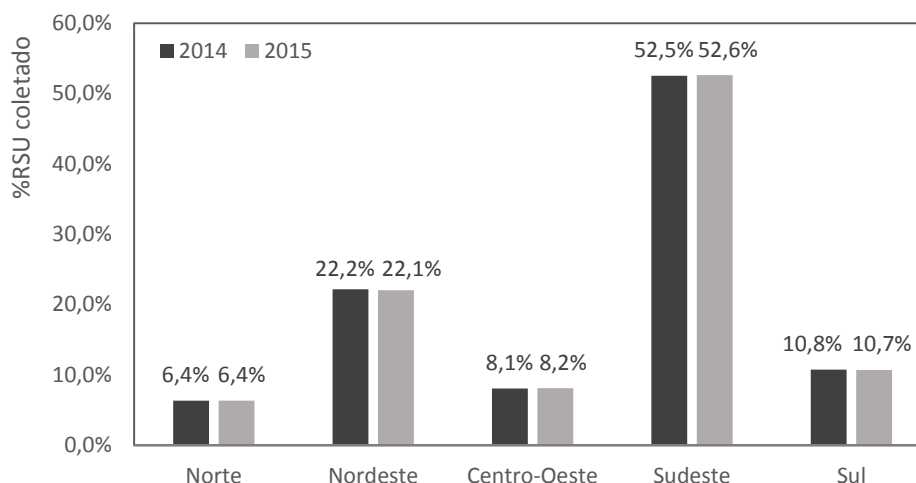
A quantidade de RSU coletados diariamente em 2015 cresceu em todas as regiões do país, em comparação ao ano anterior como se pode verificar na Tabela 2.1. No entanto, como pode ser observado no Gráfico 2.1, a contribuição percentual de cada região na coleta se manteve praticamente constante comparando-se 2014 e 2015

Tabela 2.1 – quantidade de RSU coletado por região e Brasil

Região	2014	2015
	RSU Total (t/dia)	RSU Total (t/dia)
Norte	12.458	12.692
Nordeste	43.330	43.894
Centro-Oeste	15.826	16.217
Sudeste	102.572	104.631
Sul	21.047	21.316
Brasil	195.233	198750

Fonte: adaptado de ABRELPE (2015)

Gráfico 2.1 – Participação regional na coleta de RSU no Brasil (2014/2015)



Fonte: adaptado de ABRELPE (2015)

De acordo com os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população do Estado do Rio de Janeiro foi estimada, em 2014, em 16.461.173 habitantes. Em 2015 se gerou no estado 8.107.745 toneladas de RSU, que corresponde a aproximadamente 11% da geração nacional destes resíduos. Diariamente, neste

período, 22213 toneladas de RSU foram coletadas. A Tabela 2.2 apresenta os valores per capita de geração e coleta de RSU no Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 2.2 - Quantidade de RSU Gerado e Coletado no Estado do Rio de Janeiro 2014-2015

População total		RSU gerado (t/dia)		RSU coletado			
				(Kg/hab.dia)		(t/dia)	
2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
16.461.173	16.550.024	21.834	22.213	1,307	1,323	21.518	21.895

Fonte: adaptado de ABRELPE (2015)

A cidade do Rio de Janeiro, na qual se localiza a empresa prestadora de serviços de coleta e transporte de resíduos que forneceu o efluente para o presente estudo (mais especificamente na Zona Norte da cidade), tem uma população de aproximadamente 6.453.682 habitantes (IBGE, 2015). O serviço de coleta e transporte de RSU da empresa prestadora abrange aquele definido na lei municipal nº 3.273 de 06/09/2001, que trata da Gestão do Sistema de Limpeza Urbana no Município do Rio de Janeiro.

2.2 GERAÇÃO DE EFLUENTE NA LAVAGEM DE CAMINHÕES COLETORES DE RSU

A empresa que forneceu o efluente utilizado neste estudo coleta e o transporta os RSU utilizando uma frota que totaliza 50 caminhões compactadores tocos ou trucados, com capacidade de transporte variando de 8 a 21 toneladas de resíduos por viagem.

Fonseca (2006) descreveu que, para a limpeza de uma frota composta por 34 veículos coletores, consome-se diariamente 14 m³ de água. A empresa fornecedora do efluente deste estudo consome cerca de 400L de água na limpeza de cada caminhão (que é realizada diariamente) o que representa um consumo de aproximadamente 20 m³ de água de reúso, oriunda de seu processo de tratamento de efluentes. Porém, neste processo a água de reúso é diluída com água potável, visando a redução da concentração de poluentes, dado que o processo de tratamento ocorre em circuito fechado, no qual o efluente tratado não é descartado para rede coletora de esgotos ou para um corpo receptor. O processo de limpeza dos caminhões usualmente se dá na seguinte sequência: primeiramente ocorre a varrição das caçambas para segregação dos sólidos; posteriormente há o desengraxamento dos equipamentos com detergentes seguido de enxague com água limpa e, por último, ocorre a lubrificação das peças articuladas dos equipamentos.

Fonseca (2006) exibiu dados referentes à qualidade de efluentes obtidos da lavagem de caminhões coletores de RSU que podem apresentar 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 variabilidade nos níveis DQO e DBO₅ presentes no efluente se dá em função variação diária dos constituintes dos resíduos urbanos, principalmente os domiciliares. Na Tabela 2.3, com dados da caracterização de efluentes também provenientes da lavagem de caminhões de coleta de RSU, verifica-se que a razão DBO₅/DQO variou entre 0,07 (FREITAS, 2013) a 0,70 (FONSECA 2006). Isso demonstra que este tipo de efluente contém uma mistura bem heterogênea de poluentes biodegradáveis e não biodegradáveis. Considera-se que efluentes com relação DBO₅/DQO entre 0,5 e 1,0 apresentam elevada biodegradabilidade; quando essa relação varia entre 0,1 e 0,5, considera-se que o efluente apresenta média biodegradabilidade, enquanto que para razões inferiores 0,1, considera-se o efluente como tendo baixa biodegradabilidade (CHERNICHARO, 2007).

Os compostos biodegradáveis presentes no efluente podem ser removidos em processos de tratamento biológico, com destaque para os anaeróbios, que possibilitam além da remoção de matéria orgânica, produzir biogás rico em metano que pode ser utilizado na produção de energia. Já os poluentes não biodegradáveis na forma coloidal ou de partículas sólidas podem ser removidos por processos de tratamento físico-químicos. Podem ser utilizados, por exemplo, cloreto férrico (FeCl₃), sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), e policloreto de alumínio (PAC) (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010).

Poucos trabalhos na literatura estudaram o tratamento de efluentes obtidos da lavagem de veículos coletores de RSU. Na Tabela 2.3 constam os principais parâmetros avaliados em dois trabalhos que utilizaram esse tipo de efluente.

Tabela 2.3 - Caracterização de efluentes gerados na lavagem de caminhões de coleta de RSU

Parâmetro	Autor	
	(FONSECA, 2006)	(FREITAS,2013)
Temperatura	21,5 ± 2,4	27 ± 1,2
pH	5,8 ± 0,67	6,0 ± 0,03
DQO (mgO ₂ /L)	5433 ± 4369	21734 ± 164
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	1560 ± 826	1455 ± 233
razão DBO ₅ /DQO	0,32 - 0,70	0,07
O&G (mg/L)	133 ± 84	2101 ± 297
SST (mg/L)	-	17410 ± 2685
Cor (Pt-Co)	-	65 ± 4

Fonte: elaboração própria (2017)

2.3 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO: COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

O processo de coagulação/floculação foi aplicado no presente trabalho como uma etapa de pré-tratamento do efluente originado na lavagem dos veículos coletores de RSU, visando ao uso desse efluente em ensaios de biodegradação anaeróbia. Sendo assim, serão apresentados a seguir os fundamentos deste processo.

O mecanismo do processo de coagulação/floculação consiste basicamente na desestabilização das partículas coloidais, promovida pela ação de um agente coagulante utilizado imediatamente anteriormente à etapa de floculação. A floculação promove, então, a aglomeração de partículas desestabilizadas por meio de agitação lenta que atuará facilitando o contato dos flocos menores e formando flocos maiores, que sedimentarão mais facilmente (KURNIAWAN *et al.*, 2006). As principais variáveis que interferem no mecanismo desse processo são: a natureza química do coagulante, o pH e as condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação.

A escolha do coagulante deve estar de acordo com o tipo de poluente que se deseja remover. Entretanto, antes da utilização do coagulante é necessário realizar testes de laboratório (testes de dosagem, faixa de pH ótimo, tempo de mistura e gradiente de velocidade ideal). Em geral, os coagulantes são selecionados por sua agregação eficiente (formação do floco), excelente sedimentabilidade do lodo e de custo relativamente baixo.

As técnicas de coagulação/floculação são bem difundidas, sendo empregadas em diversas regiões do mundo. No tratamento podem ser empregados vários tipos de coagulantes, tais como cloreto férrico (FeCl₃), sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), entre outros. A Tabela 2.4 mostra alguns resultados da dosagem de diferentes coagulantes utilizados

em diferentes locais e a remoção de DQO. Vale salientar que mesmo um coagulante sendo utilizado em concentrações baixas, caso apresente custo unitário elevado, pode apresentar custo total similar a um outro coagulante utilizado em concentrações mais altas, porém com custo unitário inferior.

Tabela 2.4 – Ensaio com diferentes coagulantes em diversas regiões do mundo

Local	Coagulante	Dosagem (g/L)	DQO (mg/L)	pH	Remoção DQO (%)
Jeandela-incourt (França)	FeCl ₃	2,0	4100	4,5-5,0	55
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,9	4100	4,5-5,0	42
Thessaloniki (Grécia)	FeCl ₃	0,8	5690	4,8	56
	FeCl ₃	1,5	5350	10,0	80
	FeCl ₃	5,5	70900	6,2	30
	Al ₂ (SO ₄) ₃	0,4	5690	4,8	39
	Al ₂ (SO ₄) ₃	1,5	5350	10,0	38
	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,0	70900	6,2	40
Turquia	Ca(OH) ₂	2,0	7000	12,0	86

Fonte: adaptado de Silva (2011)

Na Tabela 2.5 a seguir estão compiladas informações da literatura tratando da eficiência de coagulantes na remoção de DQO após tratamento físico-químico de efluentes gerados na limpeza de caminhões de coleta de RSU e *containers* de coleta de lixo. Fica evidente 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 2.5 - Tratamento físico-químico de água de lavagem de veículos coletores de RSU

DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DBO ₅ /DQO	Coagulante	Dosagem (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Referência
2405	1058	0,44	FeCl ₃	300	73,0	Fonseca (2006)
20256	1180	0,06	FeCl ₃	150	98,5	Freitas (2013)
2640	-	-	PAC	360	42,4	Vaccari (2013)

Fonte: adaptado de Santos (2015)

A aplicação de pré-tratamento físico-químico é válida tanto antes do tratamento biológico, especialmente quando se trata de lixiviados frescos, quanto no pós-tratamento

de lixiviados de aterros sanitários já estabilizados, quando a degradação biológica se torna difícil devido à presença de poluentes recalcitrantes (MARAÑÓN *et al.*, 2008; GAO *et al.*, 2015).

2.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO

O processo de industrialização tem resultado na geração de grande quantidade de efluentes, muitos deles ricos em matéria orgânica. A aplicação de tratamentos biológicos anaeróbios nestes pode resultar em uma fonte alternativa de energia: o biogás. Apesar dos impactos ambientais negativos associados à industrialização, este efeito pode ser minimizado e a energia pode ser aproveitada por meio de digestão anaeróbia dos efluentes gerados, o que atende também o interesse crescente em fontes alternativas de energia devido ao aumento da demanda por energia, associado ao aumento dos preços dos combustíveis disponíveis. (RAJESHWARI *et al.*, 2000).

A digestão anaeróbia é estabelecida num sistema ecológico balanceado que envolve processos metabólicos complexos que podem ser divididos basicamente em quatro etapas: hidrólise, fermentação acidogênica, fermentação acetogênica e metanogênese. Essas dependem da atividade de pelo menos três grupos fisiológicos de microrganismos: as bactérias fermentativas, as bactérias sintróficas e os microrganismos metanogênicos (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010)

Os compostos orgânicos complexos como as proteínas, os carboidratos e os lipídios são convertidos a moléculas de menor peso molecular em uma etapa de hidrólise catalisada por enzimas excretadas por diversas espécies microbianas. Posteriormente as bactérias fermentativas acidogênicas, por meio de hidrólise, convertem essas moléculas em compostos mais simples como ácidos orgânicos, além de hidrogênio e dióxido de carbono. Os microrganismos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Já o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007)

A etapa de metanogênese é realizada pelas arqueas metanogênicas. Esses procaríotos produzem metano, possibilitando a remoção do carbono orgânico contido na fase líquida, e são responsáveis pela manutenção da pressão parcial de hidrogênio do meio baixa, permitindo que bactérias acetogênicas possam converter ácidos carboxílicos de mais de dois átomos de carbono em acetato que pode então ser utilizado na etapa de

metanogênese (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). A baixa taxa de crescimento dos microrganismos metanogênicos representa um fator limitante no processo de digestão como um todo já que, sem o consumo do hidrogênio, reações intermediárias termodinamicamente desfavoráveis e que dependem da ação sintrófica das arqueas metanogênicas não ocorrem, havendo acúmulo de ácidos carboxílicos no meio reacional.

No Brasil, até o final da década de 1970, a digestão anaeróbia se limitavam ao tratamento de lodos e de resíduos agrícolas em digestores convencionais e também ao tratamento de efluentes líquidos concentrados ($DBO > 5000$ ou 10000 mg/L) em lagoas anaeróbias ou reatores agitados de baixa eficiência. Porém, houve avanço da aplicação de processos anaeróbios visando a redução da carga orgânica, visto que estes processos produzem menos biomassa e consomem menos nutrientes, dispensam o uso de aeração levando assim a um menor consumo de energia. Além disso, a biomassa pode ser estocada por longos períodos sem perda significativa de sua atividade que pode ser prontamente retomada com a alimentação de novas cargas de efluente (SANT'ANNA JR., 2010).

2.4.1 Efeitos da concentração de macro e micronutrientes no tratamento anaeróbio

Os microrganismos que participam das etapas de digestão anaeróbia necessitam de macro e micronutrientes para seu crescimento e para suas atividades enzimáticas. As necessidades nutricionais desses microrganismos são determinadas a partir da composição química das células microbianas (LETTINGA, et al., 1996 apud CHERNICHARO, 2007). A degradação biológica do substrato depende sobremaneira da disponibilidade de diferentes nutrientes no meio, como por exemplo, nitrogênio e fósforo (SANT'ANNA JR., 2010). A atividade microbiológica pode ser inibida pela baixa concentração de fósforo e de íons amônio no substrato que deve ser então suprida (MOLNAR E BARTHA, 1988; CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Alguns 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).

2.4.2 Aplicabilidade do tratamento biológico anaeróbio de efluentes da lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos

A literatura não dispõe de trabalhos com efluentes obtidos a partir da lavagem de caminhões coletores de RSU submetidos a tratamento biológico anaeróbio. Entretanto, alguns trabalhos de tratamento biológico anaeróbio de lixiviados de aterros jovens, cujas características se assemelham aos obtidos na lavagem dos caminhões, foram encontrados.

Lixiviados de aterros sanitários de idade intermediária (DBO_7/DQO entre 0,48 e 0,64) com DQO entre 1000 e 4000 mg/L foram tratados em reatores do tipo UASB a 11 e 24 °C, obtendo remoções de 80 a 90 % de DQO , respectivamente, (KETTUNEN et al., 1996).

Im e seus colaboradores (2001) obtiveram remoção de DQO na ordem de 15,2 g de DQO/L no trataram lixiviados de aterros jovens com DQO média de 24400 mg/L em reatores do tipo UASB, com produção específica de metano igual a 280 mL de CH_4/g de DQO removida.

Kennedy e Lentz (2000) investigaram e compararam reatores em bateladas sequenciais e reatores do tipo UASB operando em regime contínuo. Os reatores foram alimentados com lixiviado de aterros sanitários jovens de modo que a carga de alimentação estivesse entre 600 a 19700 mg de $DQO/L.d$. A eficiência de remoção de DQO verificada variou entre 71 e 92 %, o que caracteriza um efluente com excelente biodegradabilidade.

Os efluentes obtidos a partir da lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos podem, então, ser submetidos à digestão anaeróbia. Espera-se obter bons níveis de remoção de DQO , com a vantagem de se produzir biogás rico em metano que poderá ser aproveitado como insumo energético, conforme será avaliado no presente trabalho.

2.5 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA PARA REÚSO

A primeira regulamentação que tratou de reúso de água no país foi a norma técnica da ABNT NBR-13.696, de setembro de 1997. Nela, o reúso é tratado como opção à destinação de esgotos de origem doméstica ou com características similares (FIRJAN, 2015). Neste estudo, adotou-se esta norma como referência para a qualidade do efluente para reúso, na ausência de uma legislação específica para reúso de efluentes industriais (Tabela 2.6).

Nesta norma são definidas classes para reúso, sendo o objetivo principal, no presente estudo, atingir os parâmetros adequados para a classe 1, água de reúso com características adequadas para lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes.

De acordo com Hespanhol (2002), a qualidade da água utilizada e o objetivo específico do reúso a ser aplicado estabelecem os níveis de tratamento recomendados, bem como os critérios de segurança a serem adotados e os custos de capital, operação e manutenção associados. As possibilidades e formas potenciais de reúso dependem de fatores locais tais como decisão política, sistemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais. Com a política do reúso, utilizando-se preferencialmente uma água com qualidade inferior, um significativo volume de água potável é poupado (ABES, 1997 apud TELLES & COSTA, 2010).

Em suma pode-se dizer que o reúso de efluentes vem sendo cada vez mais utilizado nas indústrias para redução do consumo de água tratada, redução do volume de efluentes descartados nos corpos hídricos, obtenção de certificados ambientais, e enquadramento aos preceitos de sustentabilidade. No entanto, os métodos de tratamento variam em função das características de cada efluente e precisam ser avaliados a fim de se obter uma sequência de tratamento técnica e economicamente viável.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Todo o presente trabalho foi realizado utilizando a estrutura de dois laboratórios: o Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA) e o Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes (LabTare), ambos localizados na Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Foram utilizados reagentes químicos com grau de pureza Pró-

Análise (P.A.), exceto quando informado. As amostras de efluente foram devidamente coletadas na empresa prestadora de serviços de coleta e transporte de RSU e dispostas nos frascos adequados para a preservação das mesmas. Foram então mantidas a 4°C e, quando da utilização das mesmas para caracterização ou uso para os testes realizados durante este este, foram deixadas à temperatura ambiente para aclimação para então poderem ser utilizadas.

3.1 MATERIAIS

Os principais produtos químicos, reagentes e equipamentos utilizados neste trabalho encontram-se discriminados nas tabelas 3.1 e 3.2 abaixo.

Tabela 3.1 - Origem dos produtos químicos e reagentes utilizados no trabalho

REAGENTE	PUREZA	FABRICANTE
Ácido clorídrico 37%	P.A.	Vetec
Ácido sulfúrico	P.A.	Vetec
Cloreto de bário (kit Hach)	-	Hach
Cloreto férrico 38% (comercial)	99%	Suall
Cloreto de Sódio	P.A.	Vetec
Dicromato de potássio	P.A.	RioLab
Hidróxido de sódio (lentilhas)	P.A.	Vetec
Hipoclorito de sódio	6-14% Cl ₂	Merck Millipore
Nitrato de prata	P.A.	Vetec
Padrão de pH 4,01	-	Vetec
Padrão de pH 7,01	-	Vetec
Padrão de pH 10,01	-	Vetec
Policloreto de alumínio (PAC)	99%	Hidroall
Inóculo para DBO - Polyseed®	-	Interlab
Sulfato de mercúrio (II)	P.A.	Vetec
Sulfato de prata	P	Vetec

Fonte: elaboração própria (2017)

Tabela 3.2 - Origem dos produtos químicos e reagentes utilizados no trabalho

EQUIPAMENTO	MARCA (modelo)
Agitador magnético	Fisatom (752)
Agitador Jar Test 6 Provas	Nova Ética (-)
Analizador de COT	Shimadzu (TOC-VCP _n)
Módulo de Nitrogênio	Shimadzu (TNM-1)
Analizador de íons	Corning (350)
Balança analítica	Gehaka (AG 200)
Bloco digestor	Hach (DR 2000)
Cromatógrafo em fase gasosa	Varian (CP-4900)
Digestor	Hach (DRB200)
Espectrofotômetro (UV/VIS)	Hach (DR3900)
Estufa	Nova Ética (402/3N)
Incubadora (temperatura e agitação controladas)	Cientec (CT 712-RN)
Mufra	Fornos Lavoisier (400C)
Oxímetro	Digimed (DP400)
Potenciômetro	Actron (DL-14)
Seladora	Idexx (Quanti-Tray Sealer Model 2x)
Turbidímetro	PoliControl (AP 2000)

Fonte: elaboração própria (2017)

3.2 ORIGEM, AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS CAMINHÕES COLETORES DE RSU

A empresa prestadora de serviços de coleta e transporte de RSU, localizada na Zona Norte da cidade do Rio de Janeiro (RJ), lava diariamente cerca de cinquenta caminhões coletores gastando, em média, 400 L de água para todo o processo de lavagem de cada um dos veículos. Gera-se, portanto, cerca de 20 m³ de efluente de lavagem por dia. O procedimento de lavagem segue basicamente a seguinte sequência: varrição da caçamba dos veículos e subsequente segregação dos sólidos, seguida de desengraxamento dos equipamentos utilizando detergente industrial; posteriormente a

caçamba é enxaguada com água limpa e procede-se a lubrificação das partes articuladas dos veículos para evitar desgaste das mesmas. O efluente gerado nessa lavagem segue para uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), na qual o efluente passa primeiramente por um gradeamento para que sejam retidos sólidos grosseiros. Em seguida, o efluente passa por um separador água/óleo, sendo então encaminhado para um tanque de coagulação/floculação e sedimentação. Posteriormente, há o encaminhamento do mesmo para um filtro de areia, seguindo então para um tanque de desinfecção com hipoclorito de sódio. Finalmente, o efluente tratado é acondicionado em um tanque de armazenamento e deste é utilizado para novas lavagens de caminhões coletores.

A amostragem desse estudo foi do tipo simples e foi realizada na saída do separador água/óleo. O efluente coletado foi acondicionado em frascos de polipropileno de 20L e armazenado a 4°C até a sua utilização nas análises. O efluente foi caracterizado em termos de Acidez Volátil, Alcalinidade, Carbono Orgânico Total (COT), Cloretos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e Total, Óleos e Graxas, pH, Sólidos Suspensos Totais e Voláteis e Sulfatos adotando os métodos descritos no item 3.6.

3.3 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE

Visando a escolha das melhores condições possíveis para a etapa de coagulação com o intuito de se viabilizar e desonerar o tratamento físico-químico, foram realizados ensaios de coagulação/floculação em *Jar Test*. Escolhidas as melhores concentrações de coagulante e pH, o tratamento físico-químico foi aplicado para remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Óleos e Graxas (O&G) presentes em concentrações elevadas no efluente. O objetivo dessa etapa foi a adaptação do efluente a um tratamento biológico anaeróbio que foi aplicado posteriormente.

O equipamento utilizado no teste é composto de seis pás, cuja velocidade de agitação é programável, e seis jarros que comportam o efluente a ser tratado. Para cada ensaio de coagulação/floculação foram utilizados béqueres de 1 L de forma alta contendo 300 mL de efluente cada. A concentração de coagulante desejada em cada frasco foi ajustada adicionando-se um volume adequado de solução diluída do coagulante. Logo em seguida o pH da amostra de cada frasco foi rapidamente corrigido para o valor desejado utilizando-se uma solução de NaOH 0,1M. Após o ajuste do pH das amostras

de todos os béqueres, iniciou-se o teste submetendo as mesmas a agitação rápida, utilizando um gradiente de mistura rápida (GMR) de 120 rpm e um tempo de mistura rápida (TMR) de 1 minuto. Após a etapa de mistura rápida, o floculante foi rapidamente adicionado em cada frasco de forma a se atingir a concentração desejada do mesmo. A velocidade de agitação foi então reduzida para 40 rpm (GML) e assim mantida durante 20 minutos. Após esse período, a mistura foi deixada em repouso por 1 hora (T_s) para a sedimentação dos flocos formados. Terminada a sedimentação uma alíquota do sobrenadante foi retirada para análises. Neste trabalho foram avaliados como coagulante o cloreto férrico ($FeCl_3$) 38% (m/m) (Suall Indústria e Comércio Ltda.) e, como floculante o policloreto de alumínio - PAC 12% (m/m) (Hidroall do Brasil Ltda.).

Para a determinação do pH de coagulação/floculação, diferentes valores de pH foram ajustados entre 4 e 9 após a adição do coagulante. As concentrações de $FeCl_3$ e PAC adicionados nas suas referidas etapas foram ajustadas para 60 e 12 mg/L, respectivamente. Os parâmetros de mistura desta etapa (TMR, GML, TML e T_s) foram os mesmos citados anteriormente. Já para a determinação da melhor concentração de coagulante a ser utilizada no tratamento físico-químico, foram avaliadas concentrações de $FeCl_3$ de 5 a 400 mg/L, mantendo-se a concentração de PAC, o pH e utilizando os mesmos parâmetros de mistura da etapa anterior. Todos os ensaios foram realizados em duplicata, e a eficiência do processo foi determinada por meio de análises de turbidez e DQO do sobrenadante, sendo o resultado apresentado a média dos valores obtidos para cada réplica.

3.4 BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO EFLUENTE

Visando a redução nos valores de sólidos suspensos totais e óleos e graxos antes de se iniciar o tratamento biológico anaeróbio para verificação da biodegradabilidade por esse tipo de processo, o efluente bruto foi submetido a um pré-tratamento de coagulação/floculação. As condições empregadas nessa etapa foram as melhores encontradas nos ensaios físico-químicos no *Jar Test*, à exceção da concentração de $FeCl_3$ que foi reduzida para 80 mg/L.

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foram conduzidos em frascos do tipo penicilina de 100 mL, com volume útil de 90 mL, lacrados com batoques de borracha e lacres de alumínio, acoplados a seringas plásticas de 60 mL para medida da produção de biogás ao longo do tempo (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Frascos de penicilina dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia



Fonte: elaboração própria (2017)

O lodo empregado como inóculo foi coletado em reator anaeróbio em operação em indústria de abate de aves (SSV de 22 g/L), sendo adicionado aos frascos para uma proporção inicial de DQO: Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de 1:1. O efluente proveniente do pré-tratamento físico-químico teve o pH ajustado para $7,0 \pm 0,2$ com NaHCO_3 e a suplementação com macro e micronutrientes, quando avaliada, se deu pela adição de uma solução de macronutrientes (11,16 g/L NH_4Cl e 2,57 g/L KH_2PO_4) para se estabelecer uma relação DQO:N:P de 350:5:1. Uma solução de micronutrientes (2 g/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0,05 g/L ZnCl_2 , 2 g/L $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0,05 g/L $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) foi acrescentada na proporção de 1,0 mL/L, conforme Chernicharo (2007), nos ensaios em que se procurou verificar o efeito da adição dos mesmos na produção de metano.

Após a mistura do lodo com o efluente oriundo do pré-tratamento físico-químico, os frascos foram mantidos a 30 ± 2 °C, em sala climatizada, até estabilização da produção de biogás, que foi acompanhada diariamente pela leitura do volume de biogás nas seringas acopladas aos frascos de penicilina. Ao final do ensaio, o biogás produzido foi transferido das seringas para ampolas gasométricas para análise do percentual de

metano. Posteriormente, os frascos foram abertos e o sobrenadante submetido a análises de pH e DQO. Todos os ensaios foram realizados em quatro réplicas.

3.5 POLIMENTO DO EFLUENTE PARA ENQUADRAMENTO NOS PADRÕES DE REÚSO

Como foi estabelecido dentre os objetivos desse trabalho, desejou-se o enquadramento do efluente tratado aos parâmetro de reúso definidos pela NBR-13.969/97. Essa norma foi a primeira a nível de diretriz regulatória no Brasil tratando de reúso. Em seu texto se aborda o reúso de esgoto tratado para atividades fins tais como lavagem de piso, irrigação de jardins e plantações, descarga de vasos sanitários e aquela que interessa a esse trabalho: a água de reúso de classe I. Nessa classe se enquadra a água de reúso destinada à lavagem de veículos que requerem contato direto do usuário com a água de lavagem com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.

Sabe-se que, após o tratamento biológico anaeróbio, normalmente há necessidade de se fazer um polimento do efluente para que haja o enquadramento aos padrões de descarte e reúso (SANT'ANNA JR., 2010). Devido aos valores elevados de turbidez e sólidos dissolvidos totais verificados após o tratamento anaeróbio, foram realizados ensaios com resinas de troca iônica para adequação desses parâmetros aos limites estabelecidos para água de reúso da classe I. Além disso, devido à presença de coliformes fecais em concentração superior à máxima permitida para reúso pela norma supracitada, foi feito um ensaio de cloração com hipoclorito de sódio visando tanto reduzir esse parâmetro para níveis inferiores aos limites estabelecidos quanto para prover o efluente tratado de um teor residual de cloro livre exigido pela referida norma.

Para se obter volume de efluente para a realização dos testes com as resinas de troca iônica e cloração, 1,8 L do efluente bruto recebeu tratamento físico-químico utilizando as melhores condições estabelecidas no item 3.3. Foi introduzido num garrafão Pyrex® de 2L uma mistura de efluente pré-tratado e lodo anaeróbio obtido da indústria de abate de aves (SSV de 22 g/L), suplementada com macronutrientes, e usando as mesmas condições estabelecidas para os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia em frascos de penicilina descritos no item 3.4. O frasco foi então vedado com uma rolha de borracha munida de um tubo metálico que permitia a amostragem de sobrenadante para o acompanhamento do decaimento da DQO_{solúvel}. Após a estabilização desse parâmetro, o frasco foi aberto, deixado em repouso em superfície plana até completa decantação do

lodo e o sobrenadante foi armazenado em frasco de polipropileno e mantido sob refrigeração a 4°C até o uso nos ensaios com as resinas de troca iônica.

3.5.1 Desinfecção com hipoclorito de sódio

Após o tratamento anaeróbio do efluente que recebeu pré-tratamento físico químico como descrito no item 3.5, uma alíquota do sobrenadante foi utilizada tanto para determinação de cloro residual livre quanto para determinação da concentração (em NMP/L) de coliformes totais e termotolerantes. A determinação de cloro residual livre foi feita por método colorimétrico utilizando o N,N-dietil-p-fenilendiamina (DPD) conforme recomendado no Standard Methods (APHA,2005). Já a determinação da concentração de coliformes foi feita utilizando-se um volume total de 100 mL do sobrenadante do tratamento anaeróbio diluído dez vezes acondicionados em frasco de vidro esterilizado. Nessa alíquota era adicionado o reagente Colilert®. A mistura foi então agitada vigorosamente e transferida para uma bandeja de quantificação de coliformes Quanti-Tray/2000 da Idexx, que foi selada e incubada a 35°C por 24h. Após esse período o NMP de coliformes totais foi determinado de acordo com o número de poços grandes e pequenos que apresentavam coloração amarelada (Figura 3.1) e o NMP de coliformes termotolerantes foi determinado de acordo com o número de poços grandes e pequenos fluorescentes quando iluminados em ambiente escuro com luz UV (Figura 3.2). Para correlacionar o número de poços grandes e pequenos com o NMP foi utilizada uma tabela de correlação estatística entre esses parâmetros fornecida pela fabricante do teste; multiplicando o valor tabelado pela diluição utilizada e dividindo pelo volume do ensaio (0,1L), foi obtida a concentração em NMP/L de coliformes.

Para a desinfecção, 30 mL do sobrenadante proveniente do tratamento anaeróbio foi tratado com solução de hipoclorito de sódio contendo 2,4 g/L de cloro residual livre de forma que, seguindo a metodologia proposta por Pianowski & Janissek (2003), foi adicionada alíquota dessa solução para que a concentração inicial de cloro residual livre fosse de 6mg/L. Após 30 minutos de contato do sobrenadante com o hipoclorito, uma alíquota do sobrenadante tratado foi utilizada para determinação da concentração de cloro residual livre por método colorimétrico utilizando DPD e outra para determinação de coliformes termotolerantes utilizando o reagente Colilert® conforme descrito anteriormente.

Figura 3.2 – determinação de coliformes totais em amostra de efluente



Fonte: elaboração própria (2017)

Figura 3.3 – determinação de coliformes termotolerantes em amostra de efluente



Fonte: elaboração própria (2017)

3.5.2 Experimentos com resinas de troca iônica

Nos experimentos de troca iônica foram utilizados dois tipos de resina: a resina aniônica forte Amberjet 4200 Cl e a resina catiônica forte Amberlite IR 120 N. Ambas foram gentilmente cedidas pelo Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes (UFRJ). As metodologias ASTM D2187 e ASTM D1782 foram adaptadas para que o tratamento fosse feito em erlenmeyers colocando o efluente tratado em contatos com as resinas sob agitação e temperatura controlada em etapas sucessivas devido ao volume reduzido de amostra (apenas 1,2 L de sobrenadante foram separados após a decantação do lodo no tratamento anaeróbio descrito no item 3.5) e não em colunas preenchidas com as resinas e passagem contínua de efluente. A capacidade de troca iônica das resinas suas especificações bem como a temperatura de operação, concentração e tipo do reagente utilizado para ativação das mesmas e tempo de contato com as resinas foram obtidas a partir da literatura e das fichas técnicas das resinas. Na Tabela 3.3 estão as propriedades das resinas que foram empregadas neste trabalho.

Tabela 3.3 – Propriedades e características das resinas utilizadas no trabalho

RESINA	AMBERLITE IR 120 Na	AMBERJET 4200 Cl
Tipo	Catiônica forte	Aniônica forte
Matriz	Copolímero de estireno divinilbenzeno	Copolímero de estireno divinilbenzeno
Grupo Funcional	Sulfonato [R-SO ₃ ⁻]	Trimetilamônio [R-N(CH ₃) ₃ ⁺]
Forma iônica original	Na ⁺	Cl ⁻
Capacidade de troca iônica	≥ 2.00 eq/L (forma Na ⁺)	≥ 1.30 eq/L (forma Cl ⁻)
Regenerantes	HCl (50-150 g/L) H ₂ SO ₄ (60-240 g/L) NaCl (80-250 g/L)	NaOH (40-100 g/L)

Fonte: elaboração própria (2017)

A concentração de sólidos dissolvidos fixos (SDF) presentes no efluente após o tratamento anaeróbio foi utilizada como parâmetro para o cálculo da massa das resinas adicionadas ao volume de amostra comportado em erlenmeyer para cada um dos ciclos

utilizados neste trabalho. Para o cálculo da massa de resina utilizada em cada ciclo considerou-se que elas apresentavam capacidade de troca iônica semelhante e adaptou-se a metodologia descrita no trabalho de Alguacil *et al.* (2004) considerando a capacidade de troca iônica de 4,4 meq/g de resina (peso seco).

Cada ciclo de tratamento com as resinas foi composto de etapas de lavagem, troca iônica do efluente em contato com a resina, regeneração e enxágue. A sequência de operações com as resinas foi iniciado com dois ciclos da resina catiônica. O primeiro ciclo (do NaCl) serviu para o abrandamento do efluente, ou seja, remoção dos cátions que conferem dureza ao mesmo (Ca^{2+} e Mg^{2+}). Já o segundo ciclo (utilizando HCl como regenerante) serviu para remoção dos demais cátions não removidos na etapa de abrandamento. O ciclo final foi feito com a resina aniônica utilizando NaOH como regenerante. As condições de tratamento se encontram na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Volume de efluente e massa de resina utilizada nos ciclos de tratamento

CICLO	RESINA	REGENERANTE	VOLUME DE EFLUENTE (mL)	MASSA DE RESINA (g)	EFLUENTE USADO NO CICLO
1	Amberlite IR 120 Na	NaCl (100g/L)	200	4,33	Pós tratamento físico-químico e anaeróbio
2	Amberlite IR 120 Na	HCl (100g/L)	140	3,54	Efluente pós abrandamento (ciclo1)
3	Amberjet 4200 Cl	NaOH (40g/L)	100	2,14	Efluente pós remoção de cátions (ciclo2)

Fonte: elaboração própria (2017)

A lavagem das resinas foi feita com água deionizada, e cada qual foi regenerada com a solução adequada para cada tipo de tratamento. Após regeneração foi feito novo enxágue com água deionizada e procedeu-se a operação do ciclo em si com o efluente a ser tratado. Todas as etapas do tratamento foram realizadas colocando o efluente (disposto em erlenmeyer com a boca vedada com filme plástico) em contato com a resina, sob agitação constante de 150 rpm em shaker mantido à temperatura de 25 °C, por um período de 30 minutos. Todo o ciclo de tratamento, contemplando as três etapas de contato do efluente com as resinas, foi realizado em um período de 72 h.

Após cada ciclo do tratamento, a resina foi separada do efluente, disposta sobre papel de filtro quantitativo e filtrada à vácuo em filtro de Buchner. Em seguida, foi transferida em um cadinho para dessecador visando a retirada de umidade por 15 minutos. Ao fim de cada ciclo do tratamento, o efluente tratado foi analisado quanto a pH, SDT, SDV, SDF, turbidez e condutividade. Vale ressaltar que antes e após o ciclo para abrandamento do efluente, foi determinada a dureza da amostra por titulação com EDTA utilizando como indicador o negro de eriocromo T conforme recomendado no Standard and Methods (APHA, 2005).

O objetivo de todas essas etapas de polimento foi enquadrar os parâmetros de turbidez, pH, SDT, coliformes fecais e cloro residual dentro dos limites estabelecidos para água de reúso classe I na NBR-13.969/97 da ABNT.

3.6 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises para determinação de pH, DQO, DBO₅, óleos e graxas (O&G), SST, SSV, SDT, SDV, SDF, turbidez, cloretos, sulfatos, cloro residual livre e dureza foram realizadas em conformidade com as metodologias descritas no Standard Methods (APHA 2005). As análises de Ácidez Graxos Voláteis e Alcalinidade foram feitas por método potenciométrico, conforme recomendado por DiLallo e Albertson (1961) e Ripley *et al.* (1986) [14], respectivamente. Os parâmetros Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total foram determinados em equipamento Shimadzu (modelo TOC-VCPN e TNM-1). A quantificação de nitrogênio amoniacal foi determinado por eletrodo íon-seletivo em analisador de íons Corning. O biogás foi analisado por cromatografia gasosa em cromatógrafo Micro CG marca VARIAN, modelo CP-4900 empregando-se uma coluna PoraPLOT Q (PPQ) 10 m × 0,32 mm da Agilent, com temperatura de coluna de 50 °C, detector de condutividade térmica (TCD) mantido a temperatura de 250 °C, injetor mantido à temperatura de 80 °C e utilizou-se hélio como gás de arraste (DAMASCENO, 2013).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

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

O efluente utilizado nesse estudo foi obtido em amostragem única e simples e os dados da caracterização do mesmo se encontram resumidos na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Caracterização do efluente utilizado nos estudo

PARÂMETRO	VALOR MEDIDO
pH	6,5
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	718
Acidez volátil (mg HAc /L)	1044
DQO Total (mg/L)	2433
DQO Solúvel (mg/L)	1749
DBO ₅ (mg/L)	1443
Óleos e graxas (mg/L)	1117
Nitrogênio Total (mg/L)	34
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	33
Carbono Orgânico Total (mg/L)	642
Fósforo Total (mg/L)	0,6
SST (mg/L)	785
SSV (mg/L)	424
Cloreto (mg/L)	337

Fonte: elaboração própria (2017)

Como pode-se observar, o pH medido nessa amostra é superior ao verificado na literatura. Fonseca (2006) e Freitas (2013) verificaram em seus trabalhos valores de pH respectivamente iguais a 5,4 e 6,0. Com relação à DQO, que nos permite estimar a quantidade de matéria orgânica presente no efluente, verificamos que os valores obtidos nesse trabalho se aproximam mas dos valores médios obtidos por Fonseca (2006): 3420 mgO₂ /L. Os valores médios de DQO obtidos no trabalho de Freitas (2013) foram bem superiores (21734 mgO₂ /L), muito disso associado à grande quantidade de sólidos suspensos presentes nas amostras caracterizadas em seu trabalho: 17410 mg SST /L. Podemos verificar na literatura que o valor aqui obtido se encontra um pouco abaixo daquele observado para lixiviados de aterros sanitários jovens, cuja característica se assemelha à de efluentes de lavagem de caminhões coletores de RSU. No trabalho de

Gandhimathi *et al.*(2013) a DQO de diferentes amostras analisadas varia entre 6240 e 66240 mg/L.

Observando a Tabela 4.1 podemos verificar que o percentual de matéria orgânica na forma solúvel (expressa por $(DQO_{\text{solúvel}}/DQO_{\text{Total}})*100$) é de 72%. Isso nos indica que a despeito de um tratamento físico-químico eficiente, grande parte do material orgânico presente no efluente não será removido. Em relação aos sólidos suspensos, 54% dos mesmos são voláteis.

Verificou-se também durante a caracterização uma elevada concentração de Óleos e Graxas (O&G), o que seria prejudicial ao tratamento anaeróbio, indicando a necessidade de um pré-tratamento físico-químico de coagulação-floculação que pode proporcionar a remoção dos sólidos suspensos, bem como a redução da turbidez e O&G presentes na amostra.

A relação DBO_5/DQO de 0,59 observada nessa amostra de efluente, que denota elevada biodegradabilidade, bem como a acidez volátil de 1044 mg/L, corroboram a tese de que há similaridade deste tipo de efluente com lixiviados de aterros jovens, havendo a necessidade de um tratamento biológico (FERNANDES, 2015). As baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos e sulfatos no efluente deste trabalho são adequadas para um tratamento biológico anaeróbio. Porém, as concentrações de nitrogênio e fósforo são insuficientes. Então no caso de se desejar implementar um tratamento biológico anaeróbio, haveria necessidade de se suplementar tais macronutrientes (CHERNICHARO,2007).

4.2 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DO EFLUENTE

4.2.1 Avaliação do pH de Coagulação

Na Tabela 4.2 foram apresentados os resultados da variação do pH a que o efluente foi submetido, na busca pelo valor ideal para este parâmetro. Foram fixadas as concentrações do coagulante $FeCl_3$ em 60 mg/L e do floculante PAC em 12 mg/L, utilizando de mistura rápida de 1 minuto e GMR de 120 rpm, bem como um tempo de mistura lenta de 20 minutos utilizando um GML de 40 rpm. O tempo de sedimentação de utilizado foi de 1 hora. O objetivo desse ensaio foi avaliar a condição que proporcionaria as melhores remoções de DQO e turbidez. Nestes ensaios o efluente foi submetido

novamente à avaliação de sua DQO_{total} inicial, sendo observado um incremento de 2% nesse parâmetro.

Tabela 4.2 - Seleção do pH de coagulação para o efluente em estudo

pH	Turbidez (NTU)	DQO_{total} (mg O_2/l)	Remoção de DQO (%)	Remoção de Turbidez (%)
4	67	2135	13,9%	58,9%
5	98	2102	15,3%	39,9%
6	101	2193	11,6%	38,0%
7	64	2185	11,9%	60,7%
8	17	2223	10,4%	89,7%
9	15	2091	15,7%	90,7%

Fonte: elaboração própria (2017). Nota sobre condições operacionais: $DQO_{inicial} = 2481$ mg O_2/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.

As maiores remoções de turbidez (90.7 %) foram obtidas com pH 9. Porém, a fim de se reduzir o consumo de produtos químicos e os custos operacionais em escala industrial, adotou-se pH 8 para a seleção da concentração de $FeCl_3$, dado que nesta condição também se observou elevada remoção de turbidez (89.7 %).

4.2.2 Avaliação da Concentração de Coagulante

Conforme descrito na seção 3.3 de materiais e métodos, o ensaio no *Jar Test* foi realizado visando a escolha da melhor concentração do coagulante $FeCl_3$. Neste ensaio o efluente foi submetido a diferentes concentrações do coagulante, conforme verificado na Tabela 4.3 que segue abaixo. Nestes ensaios a amostra teve sua DQO_{total} inicial avaliada novamente e foi verificada uma redução ínfima desse parâmetro em relação ao obtido na caracterização inicial da amostra (da ordem de 0,3%) inerente ao próprio erro experimental da determinação do parâmetro; o mesmo se fez com relação à análise de O&G, que apresentou concentração de 737 mg/L, caracterizando uma redução de 34 % com relação ao valor obtido inicialmente.

Tabela 4.3 - Seleção do pH de Coagulação para o Efluente em Estudo

[FeCl ₃] (mg/L)	DQO _{total} (mg O ₂ /L)	Turbidez (NTU)	Remoção de DQO (%)	Remoção de Turbidez (%)
5	2090	28,3	14,3%	78,6%
15	2063	23,8	15,5%	82,0%
40	2083	17,7	14,6%	86,6%
60	2105	16,3	13,7%	87,7%
80	2038	12,5	16,5%	90,5%
100	2017	7,8	17,3%	94,1%
200	1978 ^a	3,1 ^a	19,2%	97,7%
400	1920 ^a	0,8 ^a	21,5%	99,4%

Fonte: elaboração própria (2017). Nota sobre condições operacionais: DQO_{total} 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 para [FeCl₃] de 200 e 400 mg/L – DQO_{total} Inicial = 2447 mg/L; os outros parâmetros permaneceram os mesmos dos ensaios de 5 a 100 mg/L de FeCl₃.

Podemos observar na Tabela 4.3 que, a pH 8 e utilizando-se 12 mg/L de PAC (adotando-se as condições operacionais descritas no rodapé da tabela), os melhores resultados de redução de turbidez (99,4%) do efluente foram verificados no ensaio com 400 mg/L FeCl₃. Porém, a fim de reduzir o consumo de produtos químicos e os custos operacionais, foi adotada como melhor condição para o pré-tratamento físico-químico do efluente a dosagem inicial de 80 mg/L de FeCl₃, pois também se observou significativa redução de turbidez nesta concentração de coagulante (90.9 %).

Na literatura encontra-se níveis elevados de remoção de DQO (98,5%) para efluente do mesmo tipo, utilizando uma dosagem inicial de FeCl₃ de 150 mg/L (FREITAS, 2013). Porém, as condições operacionais do autor diferem bastante das utilizadas nesse estudo, já que este utilizou TMR de 5 minutos a 120 rpm e TML de 60 min a 40 rpm adotando a mesma dosagem do floculante PAC utilizada no presente trabalho: 12 mg/L utilizando o pH 7 como inicial. Outro aspecto relevante é que, no efluente avaliado por Freitas (2013), a concentração de sólidos suspensos totais (17410 mg/L) era muito superior à do efluente utilizado neste estudo (785 mg/L) o que certamente colabora para tamanha eficiência de remoção.

No processo de coagulação/floculação executado neste trabalho o efeito sobre a DQO_{total}, que variou entre 1920 e 2233 mgO₂/L foi pouco significativo. As remoções de DQO_{total} do efluente variaram de 9 a 21%. Como grande parte da DQO presente neste efluente se encontra na forma solúvel (72%), restando somente 28% de DQO na forma

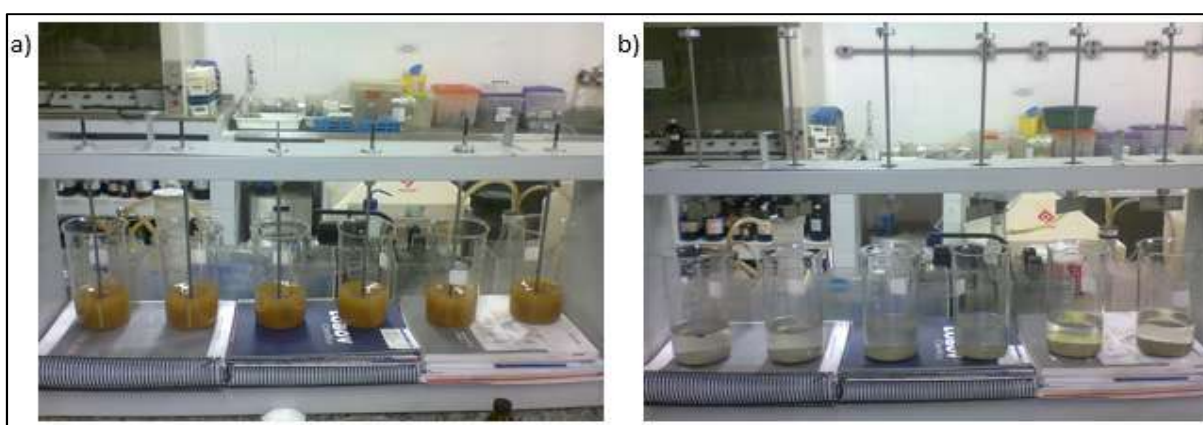
particulada ou coloidal, os valores de remoção verificados foram compatíveis com o que se esperava da coagulação/floculação.

Méndez-Novelo *et al.* (2005) realizaram ensaios em *Jar Test* com lixiviado oriundo de aterro sanitário jovem e FeCl_3 como coagulante, obtendo remoções de DQO de 0 a 47%. Os autores concluíram que o elevado percentual de $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ (96%) e a baixa concentração de sólidos suspensos totais (73 mg/L) inviabilizaram o tratamento físico-químico do efluente, aspecto esse similar ao verificado para o efluente utilizado neste estudo.

4.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO DO EFLUENTE

A condição selecionada para o pré-tratamento físico-químico do efluente em estudo foi pH 8,0, 80 mg/L do coagulante (FeCl_3), 12 mg/L do floculante (PAC), TMR = 1 min a 120 rpm; TML = 20 min a 40 rpm; tempo de sedimentação = 1 hora. Os parâmetros turbidez e DQO foram empregados para avaliação da coagulação/floculação por serem de mais fácil execução. No entanto, esta condição foi repetida em seis béqueres de 1 L contendo 300 mL de efluente para fornecer efluente pré-tratado (Figura 4.1) para o ensaio de biodegradabilidade anaeróbia, analisando-se os seguintes parâmetros no sobrenadante: pH 7,6, turbidez 12 NTU, DQO 2038 mgO_2/L e O&G 44 mg/L. Portanto, o processo de coagulação-floculação apresentou bom desempenho no pré-tratamento do efluente no que tange a remoção de grande parte da turbidez (91%) e dos óleos e graxas (94%).

Figura 4.1- Efluente pré (a) e pós (b) tratamento físico-químico.

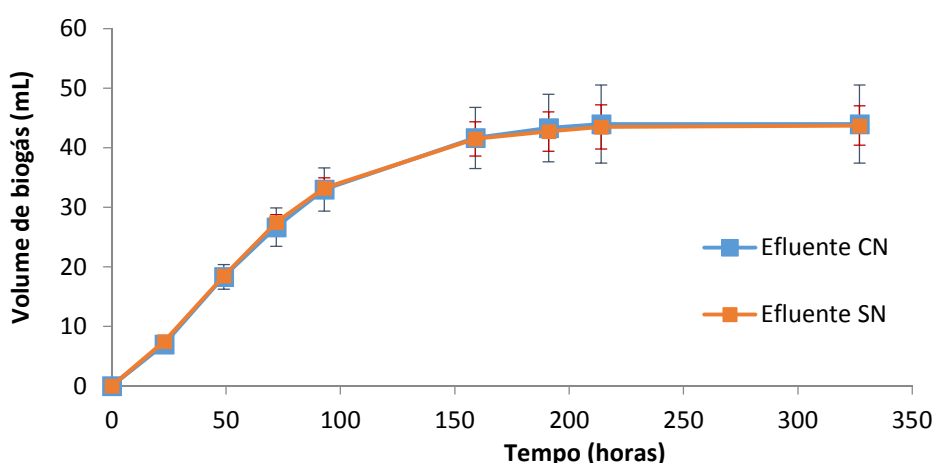


Fonte: elaboração própria (2017)

Analisando-se os valores de DQO_{total} , Nitrogênio amoniacal e Fósforo total medidos na caracterização do efluente pré-tradado, obteve-se uma relação DQO : N : P de 2038 : 33,4 : 0,19 (que equivale a 350: 5,73: 0,03) . Comparando-se com a relação recomendada como ideal para o tratamento biológico anaeróbio, 350: 5: 1 (CHERNICHARO, 2007), verificou-se uma deficiência de fósforo. Adicionou-se então 4,4 mL de solução 2,57 g/L de KH_2PO_4 para um volume final de 450 mL da mistura solução KH_2PO_4 + efluente pré tratado para avaliação dos efeitos da suplementação com esse macronutriente sobre a produção de biogás e remoção de DQO. O mesmo se deu com a adição de uma solução de micronutrientes.

A seguir estão os resultados do tratamento anaeróbio realizado com efluente pré-tratado. No Gráfico 4.1 são apresentados os valores médios e os respectivos desvios-padrão da produção de biogás com (Efluente CN) e sem macronutrientes (Efluente SN). Não foi verificada fase lag e as curvas obtidas quase se sobrepõem. Valores médios de $43,8 \pm 3,3$ mL e $44 \pm 6,6$ mL de biogás produzido foram obtidos sem e com a suplementação de macronutrientes, respectivamente. Levando em conta os desvios-padrão, os valores obtidos são praticamente iguais, indicando que as fontes de nitrogênio e fosforo contidas no efluente supriram as necessidades da microbiota durante a produção de biogás.

Gráfico 4.1 - Produção média de biogás a 30°C com e sem a adição de macronutrientes

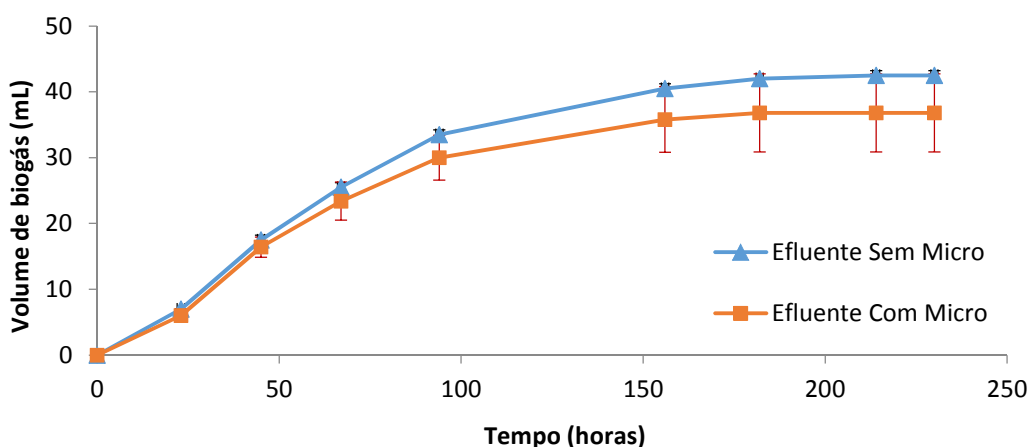


Fonte: elaboração própria (2017)

Avaliou-se também os efeitos da suplementação com micronutrientes em experimentos conduzidos com adição tanto de fósforo, para suprir a deficiência desse macronutriente, quanto de solução de micronutrientes. No Gráfico 4.2 estão as curvas de

produção média de biogás com e sem adição de micronutrientes. Obteve-se volumes médios de $42,5 \pm 0,7$ mL e $36,8 \pm 5,9$ mL de biogás produzido sem e com micronutrientes, respectivamente. Verificou-se, pois, que a adição de micronutrientes não favorece a produção de biogás, o que é um resultado positivo já que, por não se necessitar de suplementação, há um menor consumo de produtos químicos implicando em menores custos operacionais.

Gráfico 4.2 - Produção média de biogás a 30°C com e sem a adição de micronutrientes



Fonte: elaboração própria (2017)

Na Tabela 4.4 estão resumidos os resultados dos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, constando dados de pH inicial e final, remoção de DQO, volume de biogás obtido e produção específica de metano (PEM) nas Condições Normais de Temperatura e pressão (CNTPT) para as diferentes condições experimentais testadas. Analisando-se os dados desta tabela, observou-se uma redução de DQO superior a 90% após o tratamento biológico anaeróbio em todas as condições avaliadas. Como se observou 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.

Tabela 4.4 - Resultados do tratamento anaeróbio do efluente sob diferentes condições de suplementação

Condição	pH	pH	DQO	DQO	Remoção	Volume de	% CH ₄	PEM (mL CH ₄ CNTP/DQO _{removida})
	Inicial	Final	inicial (mg/L)	final(mg/L)	de DQO (%)	Biogás (mL)		
SN	7,1	7.44±0.05	2073	169±3	91.8±0.1	43.8±3.3	65.4±3.4	150.6
CN	7,1	7.42±0.04	2073	166±2	92.0±0.1	44.0±6.6	67.2±4.7	155.8
SMicro	7,2	7.38±0.04	2065	181±6	91.2±0.3	42.5±0.7	37.1±2.3	83.9
CMicro	7,2	7.40±0.00	2065	190±3	90.8±0.1	36.8±5.9	36.5±1.9	71.6

Fonte: elaboração própria (2017)

Sendo a condição sem qualquer suplementação aquela menos onerosa financeiramente para o tratamento biológico anaeróbio (condição SN, na Tabela 4.4), 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 (equivalente a 150,6 mL/g DQO removida nas CNTP). Estes dados serão utilizados para avaliação do potencial de geração de energia a partir do metano mais adiante.

Não existem dados na literatura de tratamento biológico anaeróbio de efluentes gerados na lavagem de caminhões coletores de RSU. Assim, foi feita uma comparação de valores de PEM obtidos com lixiviados de aterros municipais. Kheradmand *et al.* (2010) avaliaram o tratamento anaeróbio de lixiviado em um digestor anaeróbio de escala laboratorial sob condições mesofílica obtiveram de 12 a 42 mL CH₄/g de DQO removida. Kennedy e Lentz (2000) trataram lixiviados com DQO entre 3210 e 9190 mg/L, obtendo entre 290 e 340 mL CH₄/g de DQO removida. Luo *et al.* (2015) avaliaram vários tipos de reatores anaeróbios para o tratamento de lixiviados frescos e concluíram que 60–96% da DQO pode ser removida e a PEM pode variar entre 300 e 400 mL CH₄/g de DQO removida para lixiviados com razão DBO₅/DQO > 0,4 alimentando-se lixiviado com DQO entre 5 e 100 g/L.

Conclui-se, pois, que os valores de PEM obtidos neste trabalho são bem maiores que os obtidos para alguns lixiviados, provavelmente em decorrência de concentrações mais elevadas de inibidores, como amônia, metais, e sulfato, nestes últimos (CAMPOS *et al.*, 2013), enquanto que utilizando-se outros lixiviados, mais frescos, a PEM obtida é maior devido a uma maior concentração de matéria orgânica presente nos mesmos.

4.3.1 Estimativa do potencial energético do metano gerado no tratamento biológico anaeróbio

A Tabela 4.5 apresenta os resultados obtidos para os dois cenários avaliados com biogás produzido a partir do tratamento dos efluentes gerados nos sites A e B. Adotou-se no cálculo do potencial energético dados referentes a um gerador de pequeno porte, que consome 2 m³ de biogás por hora de trabalho e apresenta potência nominal de 3,6 kVA ou 2,88 kW. Verifica-se que a energia obtida a partir do biogás pode cobrir o consumo energético diário do tratamento físico-químico do efluente da empresa (1.05 kWh) tanto no cenário 1 (13.5 kWh) quanto no cenário 2 (10.3 kWh), com superávit de 9.25 kWh (cenário 2) a 12.45 kWh (cenário 1) para cada batelada de 20 m³ de efluente gerados na lavagem dos caminhões em um dia de atividade da empresa devidamente tratados como sugerido. A energia excedente pode ser aplicada na alimentação de outros equipamentos elétricos e iluminação da empresa geradora do efluente.

Para que a digestão anaeróbia ocorra em escala industrial, as mesmas condições operacionais do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia devem ser atendidas, conforme descrito a seguir: o volume diário de efluente após pré-tratamento físico-químico de 20 m³; a quantidade de DQO aplicada de 2000 mg/L. Além disso, a temperatura de 30 °C será considerada para produção específica de metano (PEM) visto que o município do Rio de Janeiro, apresenta média de temperatura anual em torno dos 30 °C (INMET, 2015).

Os dois cenários considerados nesse estudo para estimativa da energia produzida a partir do metano em escala industrial:

- i. cenário 1 – os dados obtidos em laboratório foram extrapolados para a escala industrial;
- ii. cenário 2 – neste cenário, valores mais reais e menos otimistas foram empregados.

O volume de metano (V_{CH_4}) foi calculado a partir da equação abaixo:

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

Onde:

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

$V_{Efluente}$: volume de efluente após pré-tratamento físico-químico = 20000 L;

S_0 : DQO afluente ao reator, 2 g / L;

η : eficiência de remoção de DQO, em %

10^6 : fator de correção de mL para m³

Para obtenção do Potencial Energético (PE) aplicou-se a equação abaixo:

$$PE (kW) = \frac{V_{CH_4} \times PCI_{CH_4} \times \eta}{3600}$$

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

PCI_{CH_4} : 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.

Tabela 4.5 - Geração de energia no tratamento de 20 m³/d de água da lavagem de caminhões de coleta de RSU por processo de coagulação-floculação/anaeróbio e anaeróbio

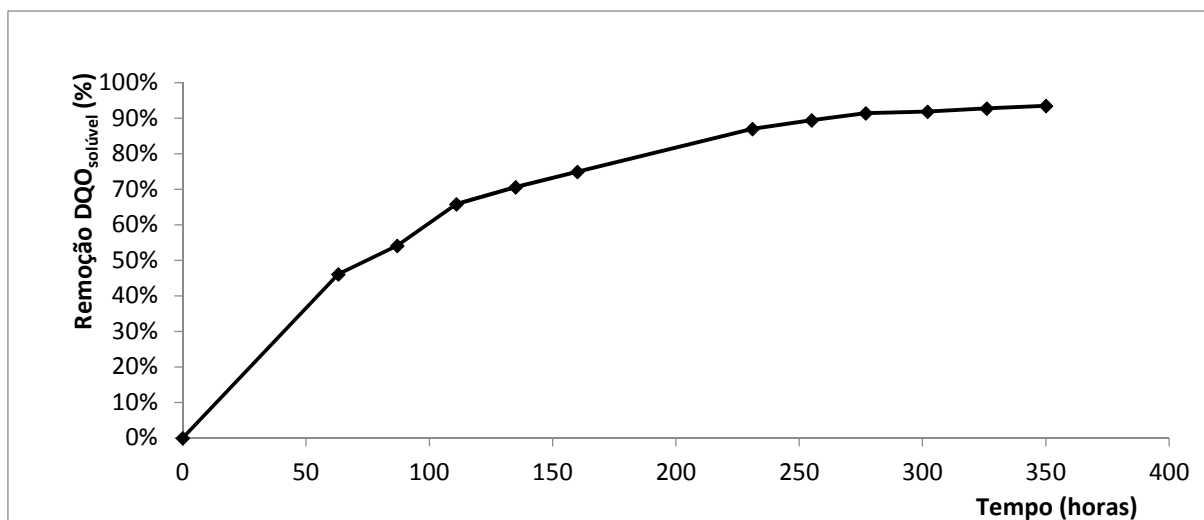
Parâmetros	Efluente site A	
	após físico-químico	
	Cenário	
	1	2
Biogás (m³/d)	9.39	7.16
% CH₄ no biogás	65.4	50.0
PEM (mL CH₄/g DQO removida)^a	167.2	167.2
Eficiência de remoção de DQO (%)	91.8	70.0
V_{CH₄} (m³)	6.14	4.68
PE (kWh)	20.15	15.36
Funcionamento do gerador (h/d)^b	4.7	3.6
Energia produzida (kWh)	13.5	10.3

Fonte: elaboração própria (2017) Notas: ^aProdução específica de metano a 30°C. ^bPara um gerador com consumo de 2 m³/h de biogás e potência nominal de 3,6 kVA ou 2,88 kW.

4.4 POLIMENTO DO EFLUENTE PARA ENQUADRAMENTO NOS PADRÕES DE REÚSO

O tratamento anaeróbio em garrafão Pyrex de 2 L para geração de volume suficiente para ensaio de desinfecção, foi realizado conforme descrito no item 3.5. O acompanhamento de remoção de DQO_{solúvel} do sobrenadante que foi retirado diariamente do frasco pode ser observado no Gráfico 4.3.

Gráfico 4.3 – Remoção percentual de DQO_{solúvel} de efluente submetido a tratamento anaeróbio.



Fonte: elaboração própria (2017). **Nota:** DQO_{total} inicial = 2162 g /L, Turbidez inicial = 6,5 NTU; DQO_{total} sobrenadante final (após 350h) = 177 g /L, Turbidez final (após 350h) = 15,8 NTU

Verificou-se após 350h de tratamento anaeróbio uma remoção de DQO total de 92%. Houve, porém, um aumento na turbidez de 6,5 para 15,8 NTU, comportamento esse típico desse tipo de processo de tratamento.

4.4.1 Desinfecção com hipoclorito de sódio

Para enquadramento nos parâmetros de reúso (água de reúso classe I), é necessário que o efluente apresente um teor de cloro residual livre entre 0,5 e 1,5 mg/L. Após o tratamento anaeróbio, quantificou-se tal parâmetro pelo método do DPD e o cloro residual foi indetectável. Executou-se então a cloração de 30 mL do efluente pela adição de solução de hipoclorito de sódio (contendo 2,4 g/L de cloro residual livre), seguindo a metodologia proposta por Pianowski & Janissek (2003), para que a concentração inicial de cloro residual livre fosse de 6mg/L. Após 30 minutos de contato do sobrenadante com o hipoclorito, uma alíquota do sobrenadante tratado foi utilizada para determinação da concentração de cloro residual livre por método colorimétrico utilizando DPD e outra para determinação de coliformes termotolerantes utilizando o reagente Colilert® conforme descrito anteriormente. Após os 30 minutos de contato com hipoclorito de sódio, verificou-se que a quantidade de cloro residual livre era de 0,93 g/L, valor este adequado para o reúso do efluente.

Após o tratamento anaeróbio, determinou-se utilizando o reagente Colilert® que a quantidade de coliformes fecais presentes no efluente era de 1280 NMP/L. Após o ensaio

de desinfecção com hipoclorito de sódio, uma alíquota do efluente tratado foi diluída dez vezes e repetiu-se a determinação de coliformes fecais. Dessa vez não se detectou a presença de coliformes o que permite concluir que a concentração de coliformes fecais é inferior a 10 NMP/L. Como a NBR-13969/97 estabelece que o valor máximo para esse parâmetro é de 200 NMP/L, pode-se dizer que após a desinfecção, atendeu-se a exigência relacionada a esse parâmetro da norma.

4.4.2 Experimentos com resinas de troca iônica

Nos testes realizados com resinas de troca iônica, três ciclos de regeneração foram adotados. Foram utilizados NaCl (100 g/L) e HCl (100g/L) para a resina catiônica e NaOH (40 g/L) para aniônica, totalizando três ciclos de tratamento. Na Tabela 4.6 se encontra um resumo com todos os resultados obtidos nos testes com as resinas de troca iônica. Como se pode observar nesta tabela, após o primeiro ciclo 98,5% da dureza foi removida do efluente, o que é um excelente resultado em termos de eliminação de sais que colaborariam para um gasto excessivo de sabão quando da utilização deste efluente tratado para reúso. Apesar da remoção de dureza, se observou que após essa etapa de abrandamento, houve um ligeiro aumento na concentração de sólidos dissolvidos, seja ele total, volátil ou fixo. Isso de certa forma era esperado, visto que pode ter ocorrido pequeno desgaste das resinas poliméricas ocasionando aumento nos SDV, além do fato de que nessa etapa se está trocando cada íon de maior massa responsável por conferir dureza ao efluente (Ca^{2+} e Mg^{2+}) por dois íons de Na^+ , o que invariavelmente aumentaria a concentração mássica de SDT. No segundo ciclo, em que a resina catiônica foi regenerada com HCl, prevalecendo a forma iônica H^+ adsorvida na resina antes do contato com efluente, verificou-se uma remoção de 74% de SDT, 20% de SDV e 95% dos SDF. Por fim, após o último ciclo utilizando-se a resina aniônica regenerada com NaOH, observou-se uma pequena remoção dos sólidos presentes no efluente se comparado ao efluente após o segundo ciclo de tratamento: 22% de remoção de SDT, 21% de remoção de SDV e 27% de remoção de SDF. Ao final de todo tratamento, houve remoção de 77% dos SDT, porém esse parâmetro ainda não atingiu o limite máximo estabelecido para reúso para água de reúso classe 1, que é de 200 mg/L (sendo que foi atingido o valor de 388 mg/L de SDT). Provavelmente o uso de uma maior massa de resinas em cada ciclo permitiria alcançar os padrões de reúso.

Tabela 4.6 – Resumo dos resultados obtidos no polimento do efluente utilizando resinas de troca iônica

Parâmetro	Efluente pós Tratamento anaeróbio	Resina Ciclo (regenerante)		
		Amberlite IR 120 Na 1 - (NaCl 100 mg/L)	Amberlite IR 120 Na 2 - (HCl 100 mg/L)	Amberjet 4200 Cl 3 - (NaOH - 40 g/L)
<u>Efluente Utilizado</u>	-	<u>Pós tratamento físico-químico e anaeróbio</u>	<u>Efluente pós - brandamento (ciclo 1)</u>	<u>Efluente pós-remoção de cátions (ciclo 2)</u>
Massa de resina	-	4,33	3,54	2,14
Volume de Efluente (mL)	200	200	140	100
Dureza pós anaeróbio (mg de CaCO ₃ /L)	567	8	-	-
pH pós anaeróbio	7,8	8,6	2	10,6
Condutividade pós anaeróbio (mS/cm)	3700	3590	3970	1210
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	1702	1945	497	388
Sólidos dissolvidos voláteis (mg/L)	275	485	388	308
Sólidos dissolvidos fixos (mg/L)	1427	1460	109	80

Fonte: elaboração própria (2017)

Por fim na Tabela 4.7 podemos observar um resumo com os valores dos parâmetros medidos após as etapas de polimento (desinfecção e tratamento com resinas de troca iônica).

Tabela 4.7- Avaliação comparativa entre os resultados do tratamento e os valores dos parâmetros de reúso (para água de reúso classe 1) – NBR-13969/97

Parâmetro	Padrões reúso (classe 1)	Efluente tratado (desinfecção + resinas de troca iônica)
pH	6 a 8	10,6
SDT (mg/L)	< 200	388
Turbidez (NTU)	< 5	0,2
Cloro residual (mg/L)	0,5 a 1,5	0,93
Coliformes fecais (NMP/L)	< 200	<10

Fonte: elaboração própria (2017)

Como podemos verificar, apenas o pH, que poderia vir a ser corrigido numa etapa posterior e a concentração de SDT (que poderia ser enquadrada caso uma massa maior de resinas fosse utilizada) não se enquadraram nos padrões de reúso estabelecidos. Ficou nítido, porém, que após as etapas de polimento o efluente apresentou qualidades bem próximas das estabelecidas pela NBR-13969/97, qualidades estas muito melhores das que as que seriam obtidas somente com um pré-tratamento físico-químico convencional seguido de um tratamento biológico anaeróbio.

5 CONCLUSÕES

No presente estudo verificou-se a possibilidade de se remover os poluentes do efluente gerado na lavagem dos caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos, por meio de uma etapa de pré-tratamento físico-químico e tratamento biológico anaeróbio. Verificou-se que o processo de coagulação-floculação não foi capaz de remover a matéria orgânica solúvel no efluente, necessitando-se um tratamento biológico anaeróbio. Observou-se que o tratamento físico-químico, anterior ao tratamento biológico anaeróbio, foi eficiente para remover óleos e graxas, e turbidez do efluente.

Além disso, o tratamento biológico anaeróbio pré-tratado numa etapa de coagulação/floculação apresentou elevada remoção de DQO e significativa produção de metano. Foi possível alcançar, sem qualquer suplementação nutricional, pH final de 7,4, DQO_{total} final de 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. A sequência de operações aqui estudadas, demonstrou que a produção de metano pode ser tecnicamente viável e que essa produção pode suprir a demanda energética do tratamento físico-químico e gerar um excedente de energia a ser utilizada pela própria empresa caso essa venha a aproveitar o potencial gerador desse gás numa possível etapa de tratamento biológico anaeróbio.

Verificou-se também que a sequência de tratamentos para polimento do efluente após tratamento biológico anaeróbio se mostrou eficiente no enquadramento da maior parte dos parâmetros estabelecidos pela ABNT (NBR-13969/97) para água de reúso classe um, sendo que os dois parâmetros que não se enquadraram (pH e sólidos dissolvidos totais) poderiam ter seus níveis ajustados para os limites estabelecidos pela norma com a correção do pH do efluente e uso de maior quantidade de resina, que se mostrou insuficiente para remoção mais eficaz de SDT.

6 SUGESTÕES

O presente estudo sugeriu uma rota de tratamento para o efluente gerado na lavagem de caminhões coletores de resíduos sólidos urbanos com resultados significativos em termos de remoção de matéria orgânica, possibilitando o aproveitamento energético do metano obtido durante a etapa de tratamento biológico anaeróbio. Os níveis de abrandamento e remoção de turbidez após etapa de polimento com resinas de troca iônica, bem como a remoção de coliformes fecais após etapa de desinfecção foram satisfatórios. Porém, dado que após a etapa de polimento o efluente não se enquadrava nos padrões de reúso quanto a pH e concentração de sólidos dissolvidos totais, sugere-se que estudos posteriores utilizem maiores quantidades de resina ou mesmo outros tipos de resina. Outra possibilidade seria estudar o uso de carvão ativado para remoção de sólidos dissolvidos voláteis que contribuíram sobremaneira para o não enquadramento dos níveis de SDT nos padrões de reúso.

Outro aspecto que poderia ser melhor estudado seria o uso de outros coagulantes e floculantes na etapa de pré-tratamento físico-químico associando os resultados obtidos aos custos com os reagentes por meio de estudo de viabilidade técnico econômica.

Como nesse estudo se utilizou efluente obtido de amostragem simples de um único local, sugere-se que haja maior variabilidade quanto à fonte fornecedora de efluente em investigações posteriores para se estudar a eficiência da rota proposta nesse estudo quanto à possibilidade do aproveitamento do metano gerado na etapa de tratamento

anaeróbico, bem como a possibilidade de enquadramento do efluente nos parâmetros de reúso.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, p. 60, 1997.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015.** São Paulo: ABRELPE, 2015. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 24 jun. 2017.

ALGUACIL, F. J.; ALONSO, M.; LOZANO, L. J. **Chromium (III) recovery from waste acid solution by ion exchange processing using Amberlite IR-120 resin: Batch and continuous ion exchange modelling.** *Chemosphere*, v. 57, n. 8, p. 789–793, 2004.

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.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater.** 21^a Ed., Washington, 2005.

ASTM D1782-95 - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS - **Standard Test Methods for Operating Performance of Particulate Cation-Exchange Materials.** Philadelphia: ASTM International, West Conshohocken, PA, 2009.

ASTM D2187-94 - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. **Standard Test Methods for Physical and Chemical Properties of Particulate Ion-Exchange Resins.** Philadelphia: ASTM International, West Conshohocken, PA, 2009.

CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA L.; ARAUJO, F. V.; CAMMAROTA, M. C.; CARDILLO, L. **Evaluation of pH, Alkalinity and Temperature During Air Stripping Process for Ammonia Removal from Landfill Leachate,** *J. Environ. Sci. Health. Part A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* 2013, 48(9), 1105-1113.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios** - 2^a Edição Ampliada e Atualizada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 379 p., 2007.

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&script=sci_arttext&tlng=pt >. Acesso em 29 jun 2017.

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.

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

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. R. **Volatile Acids by Direct Titration,** J. Water Pollut. Control Fed. 1961, 33(4), 356-365.

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.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO - FIRJAN. **Manual de conservação e reúso de água na indústria.** Rio de Janeiro, 2015.

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.

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.

- HESPANHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.
- 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.
- INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Gráficos.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/graficos>>. Acesso em 28 jun 2017.
- 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.
- 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.
- 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.
- LEE, A. H.; H. NIKRAZ; HUNG; Y. T. **Influence of Waste Age on Landfill Leachate Quality,** Int. J. Environ. Sci. Dev. 2010, 1(4), 347-350.
- 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.
- 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.

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

PIANOWSKI, E.; JANISSEK, P.R. **Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos,** *Sanare*, p. 6-17, 2003

RAJESHWARI, K.V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V.V.N. **State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 4, p.135-156, jun. 2000. DOI: 10.1016/s1364-0321(99)00014-3.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. **Potential for methane production from anaerobic co-digestion of swine manure with winery wastewater.** *Bioresource Technology*, v. 102, p. 4131-4136, 2011.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C. Converse, **Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes,** *J. Water Pollut. Control Fed.* 1986, 58(5), 406-411.

SANT'ANNA JÚNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Interciência, 2010, 398 p.

SANTOS, D.D.L. **Potencial de geração de metano no tratamento de água de lavagem de veículos de coleta de resíduos sólidos urbanos** Dissertação de Mestrado. Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

SMITH, R. L.; SENGUPTA, D.; TAKKELLAPATI, S.; LEE, C. C. **An Industrial Ecology Approach to Municipal Solid Waste Management: II. Case Studies for Recovering Energy from the Organic Fraction of MSW,** *Resour. Conserv. Recycl.* 2015, 104(A), 317-326.

SILVA, R. C. D. A. **Pós tratamento de reator biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico.** Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2011.

TELLES, D. D.; COSTA, R. H. P. G.; **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas.** 2 ed. São Paulo: Blucher, 2010.