MARCO ANTONIO ZELIC

**Avaliação do processo de destilação do percolado de aterro
em função dos parâmetros estabelecidos pela
Resolução CONAMA 430**

São Paulo

2017

MARCO ANTONIO ZELIC

**Avaliação do processo de destilação do percolado de
aterro em função dos parâmetros estabelecidos pela
Resolução CONAMA 430**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências

**São Paulo
2017**

MARCO ANTONIO ZELIC

**Avaliação do processo de destilação do percolado de
aterro em função dos parâmetros estabelecidos pela
Resolução CONAMA 430**

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências.

Programa: Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos
Silva Costa Teixeira

**São Paulo
2017**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 26 de Junho de 2017

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Zelic, Marco Antonio

Avaliação do processo de destilação do percolado de aterro em função dos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 / M. A. Zelic – versão corr. -- São Paulo, 2017.

158 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1.Tratamento de efluentes 2.Processos de Destilação 3.Aterros Sanitários 4.Saúde Pública 5.Resíduos Sólidos Urbanos I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

Zelic, Marco Antonio - Avaliação do processo de destilação do percolado de aterro em função dos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA 430. 2017. 145 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da USP – Departamento de Engenharia Química, São Paulo, 2017.

Aprovado em: / /

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Antonio Carlos Silva Costa Teixeira

Instituição: Escola Politécnica da USP – Departamento de Engenharia Química

Julgamento: _____

Profa. Dra. Kátia Ribeiro

Instituição: Universidade Federal de São Paulo – UNIFESP/Diadema

Julgamento: _____

Prof. Dr. Roque Passos Piveli

Instituição: Escola Politécnica da USP – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental

Julgamento _____

DEDICATÓRIA

Este trabalho é fruto da generosidade e ação de diversas pessoas que possibilitaram este período de intenso trabalho e pesquisa.

Ao Prof. Dr. Antonio Carlos Silva Costa Teixeira minha gratidão pela oportunidade concedida e profissionalismo na orientação do trabalho.

À minha amada família, que ao navegar em noite tempestuosa, acreditou em minhas palavras, quando descrevi a parca luz que ao longe despontava, como sendo o farol, rota para um porto seguro e com fé, trabalhou para que o destino fosse alcançado.

À Universidade de São Paulo com seus professores, técnicos, colaboradores e colegas que, em maior ou menor escala, se identificaram como parte da tripulação que conduziu esta nau à direção correta deste porto de meus sonhos...

Que a história desta jornada se espalhe como semente em solo fértil e após frutificar, alimente e inspire novos sonhos e novas jornadas.

AGRADECIMENTOS

Meus especiais agradecimentos:

Ao Programa de Pós-Graduação da EPUSP, que proporcionou a oportunidade desta pesquisa.

Ao Grupo de Pesquisa em Processos Oxidativos Avançados do Departamento de Engenharia Química da EPUSP, AdOx, pela contribuição na pesquisa de diversos temas pertinentes.

Aos Professores Doutores José Luís de Paiva e Wilson Miguel Salvagnini pela disposição, questionamentos e indicação dos equipamentos para realização da pesquisa.

A Rodrigo Ramos, Joel Mendes dos Santos, Paulo Firmino Moreira Jr. e Denise Trigilio Tavares, pela sua competência junto aos Laboratórios do Departamento de Engenharia Química.

Ao Professor Doutor Jorge Alberto Soares Tenório, do Departamento de Engenharia Química, que disponibilizou os equipamentos do LAREX e do CEPEMA e, especialmente, as orientações técnicas de Ana Fadel.

Ao Professor Doutor Roque Passos Piveli do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental que disponibilizou o Laboratório de Saneamento, onde com o apoio do Professor Doutor Fábio Campos e do técnico Laerte Cícero de Carvalho, diversos experimentos foram realizados.

À Professora Doutora Sueli Ivone Borrely, do IPEN, pelos ensaios exploratórios de ecotoxicidade realizados.

Agradeço também aos professores ministrantes das matérias realizadas nos Departamentos de Engenharia Química e Engenharia Hidráulica e Ambiental, pela efetiva contribuição a esta dissertação.

“Vê mais longe a gaivota que voa mais alto”

Richard Bach, em Fernão Capelo Gaivota.

RESUMO

A destilação do percolado gerado em aterros sanitários se apresenta como importante tratamento alternativo local, movida pelo calor de combustão do biogás produzido no próprio aterro durante seu período ativo. Utiliza com vantagem a diferença entre as propriedades de volatilização dos compostos que o caracterizam. O destilado transparente resultante, contendo água, compostos nitrogenados e outras espécies residuais, atendidas as premissas da Resolução CONAMA 430 (RC430), poderá ser descarregado em corpos d'água ou então inserido em novos ciclos produtivos, reduzindo custos e gerando receita. O concentrado, pequena fração do volume inicial contendo grande quantidade original de contaminantes, poderá também ser tratado localmente. Avaliou-se em laboratório **destilados** obtidos a partir de percolados provenientes de dois aterros classe IIA, SEMASA e Bandeirantes, localizados na Grande São Paulo, em dois processos de destilação: um utilizando Coluna de Pratos (CP) e outro utilizando Evaporador com Película Descendente a Vácuo (EPDV). Remoções dos Sólidos Totais (ST) maiores que 99% foram observados em ambos os processos, produzindo destilados com valores *máximos* de Cor e Turbidez iguais a zero uH e 1,5 NTU respectivamente. Os quatro grupos básicos que o definem: (1) *Matéria Dissolvida*, avaliada através da Demanda Química de Oxigênio (DQO), do Carbono Orgânico Total (COT) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentaram valores de remoção maiores que 90%, 98% e 90% respectivamente. (2) *Macrocomponentes Inorgânicos*: aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal original foram transferidos ao destilado. Valores residuais, muito menores que os Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos pela RC430 foram encontrados nos testes de detecção para fósforo e ânions, assim como para os (3) *Metais* analisados em ICP-ES; (4) e os *Componentes Xenobióticos* revelados em ensaio de GC-MS. Ao final de cada ciclo de destilação, grande parte da massa de contaminantes original foi concentrada em aproximadamente 1% do volume original na destilação em coluna de pratos e 6,5% no sistema EPDV. O processo de destilação confirmou eficiência e eficácia através das altas taxas de remoção de contaminantes. Porém, após os experimentos, concluiu-se que, para se descarregar o destilado em corpos d'água há necessidade de ações corretivas em 15% de parâmetros não conformes determinados pela RC430.

Palavras-chave: Percolado, Chorume, Lixiviado, Destilação, Tratamento de Efluentes, Lixo, Aterro, Lixão, Saneamento, Poluição.

ABSTRACT

Landfill leachate distillation is an important local, alternative treatment process. It is powered by a large amount of heat generated by the combustion of biogas, produced during the active period of the landfill. The difference between the volatilization properties of the compounds is an excellent process benefit. If it meets the premises of CONAMA Resolution 430 (RC430), the resulting transparent distillate containing water, nitrogen compounds and other residual species, can be discharged into water bodies or inserted into new production cycles, reducing costs and generating revenue. The concentrate, a small fraction of the initial volume containing a large amount of contaminants, may also be treated locally. Two different distillation processes were performed in laboratory with leachates from two class-IIA landfills, SEMASA and Bandeirantes, located in São Paulo City: one using Plate or Tray Column (PC) and the other using a Vacuum Falling Film Evaporator (VFFE). Total Solids (TS) removals greater than 99% were observed in both processes producing distillates with maximum Color and Turbidity values of zero uH and 1.5 NTU respectively. The four basic contaminant groups: (1) *Dissolved Matter*, evaluated through Chemical Oxygen Demand (COD), Total Organic Carbon (TOC) and Biochemical Oxygen Demand (BOD), showed removal values higher than 90%, 98% and 90% respectively. (2) *Inorganic macrocomponents*: approximately 50% of the original ammoniacal nitrogen was transferred to the distillate. Residual values much smaller than the RC430 Maximum Allowed Values, were found in phosphorus and anions tests as well as (3) *Metals* analyzed by ICP-ES and (4) *Xenobiotic components* revealed by GC-MS assay. At the end of each distillation cycle, most of the original contaminant was concentrated in a volume approximately 1% of the original volume when processed by plate column distillation and 6.5% by the VFFE system. The distillation process efficiency and effectiveness were addressed by the high landfills leachate contaminants removal rates. In order to discharge the distillate into water bodies, corrective actions are required due 15% RC430 non-compliant parameters.

Key-words: Leachate, Treatment, Waste, MSW, Landfill, Sanitation, Pollution.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - FORMAÇÕES DO PERCOLADO E BIOGÁS	28
FIGURA 2 - CL 50 EM FUNÇÃO DA IDADE.	38
FIGURA 3 - DISTRIBUIÇÃO TRIANGULAR RD E LD.....	47
FIGURA 4 - PRODUÇÃO E CONSUMO DE BIOGÁS PARA TRATAMENTO DE PERCOLADO.....	50
FIGURA 5 - COMPARATIVO DAS FASES DE DEGRADAÇÃO BIOGÁS – PERCOLADO.....	51
FIGURA 6 - TAXAS DE RECICLAGEM E DISPOSIÇÃO EM ATERROS NO REINO UNIDO.	53
FIGURA 7 - EUROPA: DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS EM ATERROS (2002-2011).....	54
FIGURA 8 - LOCAIS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS E SUA CLASSIFICAÇÃO.....	55
FIGURA 9 - PLUMA E SUAS DIFERENTES ZONAS DE REDUÇÃO.	56
FIGURA 10 - LAGOAS DE TRATAMENTO DO PERCOLADO.	62
FIGURA 11 - DESLIZAMENTO NO ATERRO PAJOAN EM ITAQUAQUECETUBA (2011).....	66
FIGURA 12 - EVAPORADOR DE PERCOLADO.....	74
FIGURA 13 - DIAGRAMA GERAL DE UMA COLUNA DE PRATOS.	79
FIGURA 14 - TIPOS DE EPD	80
FIGURA 15 - APARELHO COMPARADOR DE COR (PHA-EPUSP).....	83
FIGURA 16 - IDENTIFICAÇÃO QUALITATIVA DE SULFETOS.....	87
FIGURA 17 - FLUXOGRAMA DO MÉTODO SMWW 2540.....	89
FIGURA 18 - FLUXOGRAMA DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS.	90
FIGURA 19 - VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO BANDEIRANTES.....	94
FIGURA 20 - VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO SEMASA.	94
FIGURA 21 - SISTEMA PARA DESTILAÇÃO EM CP.....	98
FIGURA 22 - SISTEMA DE DESTILAÇÃO UTILIZANDO COLUNA DE PRATOS.....	99
FIGURA 23 - PERCOLADO BRUTO E DESTILADO.	100
FIGURA 24 - DIAGRAMA SISTEMA EPDV.....	105
FIGURA 25 – SISTEMA EPDV [1] E DETALHE EPD [2]	106
FIGURA 26 PORCENTAGEM DE RETENÇÃO DE AMÔNIA.	115
FIGURA 27 - PORCENTAGEM ACUMULADA DE AMÔNIA REMOVIDA EM FUNÇÃO DO TEMPO. .	118

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - TIPOS DE DEPÓSITOS DE RESÍDUOS.	29
TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DOS RSU.	30
TABELA 3 - TEMPO DE DEGRADAÇÃO MÉDIO DE ALGUNS MATERIAIS.	31
TABELA 4 - PESO ESPECÍFICO x COEFICIENTE DE PERMEABILIDADE (K).....	31
TABELA 5 - PARÂMETROS DE UM ATERRO CONFORME A IDADE.	39
TABELA 6 - EVOLUÇÃO DE PARÂMETROS CONFORME A IDADE DO ATERRO.	40
TABELA 7 - TEOR DE UMIDADE MÉDIO DE ALGUNS RSU.	41
TABELA 8 - PARÂMETROS TÍPICOS DE PERCOLADOS BRASILEIROS.	43
TABELA 9 - DETALHAMENTO QUALITATIVO DO LIXO (ESTIMATIVO).....	48
TABELA 10 - VOLUMES TEÓRICOS DE CH ₄ E CO ₂ PRODUZIDOS.	49
TABELA 11 - RSU RECICLADOS EM PAÍSES EUROPEUS E NO BRASIL (EM %).....	53
TABELA 12 - REMOÇÃO DE METAIS OBTIDOS EM ETE.	58
TABELA 13 - FAIXAS MÁXIMAS E MAIS PROVÁVEIS DE CONTAMINANTES EM PERCOLADOS. ...	59
TABELA 14 - C.E. DOS METAIS DO PERCOLADO ADICIONADOS AO EFLUENTE DA ETE.	61
TABELA 15 - ANÁLISE DO VAPOR RESULTANTE NO ATERRO DE GRAMACHO.....	75
TABELA 16 - ANÁLISE DO PERCOLADO BRUTO, DESTILADO E RESÍDUO ITALIANO.	76
TABELA 17 – REMOÇÕES DO DESTILADO DE MURIBECA (PE).....	77
TABELA 18 - TESTES APLICADOS AOS DESTILADOS.....	82
TABELA 19 - PRESENÇA DE ÍONS NOS DESTILADOS.	88
TABELA 20 - RELAÇÃO % DILUIÇÃO E FATOR DE DILUIÇÃO.....	92
TABELA 21 - CARACTERIZAÇÃO DOS PERCOLADOS BRUTOS E RELAÇÃO COM SUA IDADE.....	95
TABELA 22 - RESULTADOS DOS TESTES DE CONTROLE APLICADOS NOS DESTILADOS CP.	101
TABELA 23 - PORCENTAGEM RELATIVA DOS SÓLIDOS SB E SD EM PROCESSO CP.	102
TABELA 24 - PORCENTAGEM RELATIVA DOS SÓLIDOS BB E BD EM PROCESSO CP.....	102
TABELA 25 - REMOÇÃO DE METAIS A PARTIR DAS ANÁLISES EM ICP-ES.....	103
TABELA 26 - CICLOS DE EXPERIMENTOS EPDV COM PERCOLADO SEMASA.	108
TABELA 27 - RESULTADOS DOS TESTES APLICADOS AOS DESTILADOS EM EPDV.	109

TABELA 28 - PORCENTAGEM RELATIVA DOS SÓLIDOS SB E SD EM PROCESSO EPDV.....	109
TABELA 29 - ANÁLISE DA CURVA DE EXTRAÇÃO DA AMÔNIA ANIDRA.	118
TABELA 30 - COMPARAÇÃO DE PARÂMETROS ENTRE OS PROCESSOS CP E EPDV.	126
TABELA 31 - PARÂMETROS NÃO CONFORMES RC430.	126
TABELA 32 - INFLUÊNCIA DA BAIXA PRESSÃO NOS PARÂMETROS SEMASA.	127
TABELA 33 - REMOÇÕES EM TODOS OS PROCESSOS AVALIADOS NO ESTUDO.....	128
TABELA 34 - RESULTADO GERAL DOS EXPERIMENTOS.	152
TABELA 35 - PORCENTAGEM DE NH ₃ EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA (°C) E DO PH.	153
TABELA 36 - RELAÇÃO DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS ENCONTRADOS EM SEMASA CP.	154
TABELA 37 - RESUMO DOS RESULTADOS EM FUNÇÃO DA RC 430.	156

LISTA DE SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AC - Acidificação

AESBE - Associação das Empresas de Saneamento Básico Estaduais

CE50 – Concentração efetiva 50%

CECR - Concentração do Efluente no Corpo Receptor

CEPEMA - Centro de Capacitação e Pesquisa em Meio Ambiente

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DQOS – Demanda Química de Oxigênio Solúvel

EDTA - Ethylenediamine tetraacetic acid ou ácido etilenodiamino tetra-acético

EEA - European Environment Agency - Agência Europeia do Ambiente

EPA - U.S. Environmental Protection Agency – Agência de Proteção Ambiental

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

ETw, ETa - ecotoxicidade na água e no ar

EU – European Union – União Europeia

EUA – Estados Unidos da América

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura

FAU - Formazin Attenuation Unit - Unidades de Atenuação de Formazina

FEA - Fontes externas adicionais

FMP - Faixa Mais Provável

FVMP - Frequência de ocorrência do Valor Mais Provável

GC-MS – Gas Chromatography – Mass Spectrometry

GW100 – Índice de aquecimento global para os próximos 100 anos

HTw, HTa, HTs - Human Toxicity(x) - Fatores de Impacto com efeitos tóxicos em humanos encontrados na água (w), ar (a), solo (s)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICP-ES - Inductively Coupled Plasma Emission Spectroscopy

IPEA - Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas
IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisas Tecnológicas / Compromisso Empresarial para a Reciclagem
IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry
K - coeficiente de permeabilidade
LAREX - Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Metalurgia Extrativa da USP
LD – Lentamente degradável
MBR – Membrane Bioreactor
NBR – Norma Brasileira
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU - Nephelometric Turbidity Unit
OHPA – Obligate Hydrogen Producing Acetogenic
PET - Polietileno Tereftalato
pKa – constante de dissociação dos ácidos
pKb – constante de dissociação das bases
PNSB – Plano Nacional de saneamento Básico
POF - formação fotoquímica do ozônio
RC430 – Resolução CONAMA 430
RD – Rapidamente Degradável
RSM – Response Surface Methodology
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
S/A – Sociedade Anônima
SEMASA – Secretaria do Meio Ambiente de Santo André
SFT – Sólidos Fixos Totais
SMWW –Standard Methods of Water and Wastewater – EPA U.S
ST – Sólidos Totais
SVT – Sólidos Voláteis Totais
TC – Total Carbon
TOC – Total Organic Carbon
TRH – Tempo de Retenção Hidráulica
UFPR – Universidade Federal do Paraná
uH – unidades Hazen
UNT – Unidades Nefelométricas de Turbidez

USP – Universidade de São Paulo

V20 CAT – Motor 20 cilindros em V Caterpillar

VMP – Valor Máximo Permitido

WHO – World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	JUSTIFICATIVA	23
3	OBJETIVOS	25
3.1	OBJETIVO GERAL.....	25
3.1.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
4.1	NOMENCLATURA	26
4.2	PERCOLADO DE ATERRO VISÃO GERAL	28
4.2.1	LOCAIS DE FORMAÇÃO DO PERCOLADO	29
4.2.2	TEOR DE UMIDADE DO MACIÇO.....	29
4.2.3	CARACTERÍSTICAS DOS RSU E TEMPO DE DEGRADAÇÃO	30
4.2.4	PERMEABILIDADE DOS RSU	31
4.2.5	TEMPERATURA.....	32
4.2.5.1	Temperatura e atividade microbiológica	32
4.2.6	PRINCIPAIS PARÂMETROS PARA A AVALIAÇÃO DO PERCOLADO	33
4.2.6.1	Cor, Turbidez e Odor.	33
4.2.6.2	pH - Potencial Hidrogeniônico	34
4.2.6.3	Sólidos.....	34
4.2.6.4	DQO - Demanda Química de Oxigênio	35
4.2.6.5	DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio	35
4.2.6.6	COT - Carbono Orgânico Total.....	36
4.2.6.7	Metais	36
4.2.6.8	Nitrogênio e Fósforo	36
4.2.6.8.1	Toxicidade da Amônia	37
4.2.6.9	Razões entre parâmetros	39
4.2.7	INFLUÊNCIAS DA IDADE E STATUS DE OPERAÇÃO DO ATERRO	39
4.2.8	CÁLCULO DO VOLUME DO PERCOLADO PELO BALANÇO HÍDRICO	40
4.2.8.1	Fonte externa principal: chuva.....	40
4.2.8.2	Fontes externas adicionais (FEA).....	41

4.2.9	VOLUME DE PERCOLADO PRODUZIDO PELO MÉTODO SUÍÇO.....	42
4.2.10	PRINCIPAIS GRUPOS CONTAMINANTES.....	42
4.2.11	PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO RC 430	44
4.3	FORMAÇÃO DO BIOGÁS.....	44
4.3.1	CÁLCULO APROXIMADO DO VOLUME DE BIOGÁS GERADO	46
4.3.2	COMPARAÇÃO ENTRE FASES DE DEGRADAÇÃO BIOGÁS – PERCOLADO.....	50
4.4	TRATAMENTOS.....	51
4.4.1	TRATAMENTOS INDIRETOS	52
4.4.1.1	Redução, Reciclagem e Reutilização.	52
4.4.1.1.1	Panorama da reciclagem e destinação dos RSU no Brasil	54
4.4.1.2	Remediação	56
4.4.1.3	Estações de Tratamento de Esgoto	57
4.4.1.3.1	Observações sobre o Percolado em ETE.....	60
4.4.1.3.2	Consumidores Equivalentes	60
4.4.2	TRATAMENTOS DIRETOS CONVENCIONAIS DO PERCOLADO DE ATERRO	62
4.4.2.1	Sistema de lagoas	62
4.4.2.1.1	Observações sobre o Tratamento em Lagoas.....	64
4.4.2.2	Recirculação de percolado	64
4.4.2.2.1	Observações sobre a Recirculação.....	66
4.4.2.3	Coagulação-floculação	66
4.4.2.3.1	Observações sobre o Processo de Coagulação em Percolados.....	68
4.4.2.4	Flotação.....	68
4.4.2.4.1	Observações sobre o Tratamento de Flotação em percolados	69
4.4.2.5	Precipitação Química.....	69
4.4.2.5.1	Observações sobre o processo de Precipitação Química	70
4.4.2.6	Stripping, Arraste ou Dessorção da Amônia.....	71
4.4.2.7	Materiais Adsorventes, Troca Iônica.....	71
4.4.2.7.1	Observações sobre Materiais Adsorventes	72
4.4.3	PROCESSOS TÉRMICOS DE TRATAMENTO	73
4.4.3.1	Definições.....	73
4.4.3.1.1	Pressão de Vapor, Evaporação e Ebulição	73
4.4.3.1.2	Destilação.....	73
4.4.3.2	Ciclos abertos e fechados	74
4.4.3.2.1	Evaporadores	74

4.4.3.3	Ciclos Fechados e a Destilação de percolados	76
4.4.3.3.1	Destilação por coluna de pratos (ou fracionada)	77
4.4.3.3.2	Evaporação por película descendente (EPD)	79
5	EXPERIMENTOS: MATERIAIS, MÉTODOS E RESULTADOS	81
5.1	TESTES DE CONTROLE	82
5.1.1	COR.....	82
5.1.2	TURBIDEZ.....	83
5.1.3	PH.....	84
5.1.4	ODOR	84
5.1.5	GRUPO NITROGÊNIO	84
5.1.6	COT – CARBONO ORGÂNICO TOTAL	85
5.1.7	DQO – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	85
5.1.7.1	Interferências no resultado da DQO	86
5.1.8	DBO - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	86
5.1.9	ÂNIONS	86
5.1.9.1	Determinação da presença de sulfetos	86
5.1.9.2	Quantificação de outros ânions	87
5.1.9.3	Cloretos	88
5.1.10	ANÁLISE DE SÓLIDOS	88
5.1.10.1	Métodos.....	88
5.1.11	ANÁLISE DE METAIS	91
5.1.12	TESTES DE ECOTOXICIDADE AGUDA	91
5.1.12.1	Diluição da Amostra e Fator de Diluição.....	92
5.1.13	LIMITES DE DETECÇÃO E DE QUANTIFICAÇÃO	93
5.2	PERCOLADOS BRUTOS UTILIZADOS	93
5.2.1	CARACTERIZAÇÃO.....	94
5.2.2	DISCUSSÃO - PERCOLADOS BRUTOS.....	95
5.3	DESTILAÇÃO DOS PERCOLADOS	97
5.3.1	EXPERIMENTO Nº 1: DESTILAÇÃO EM SISTEMA CP.....	98
5.3.1.1	Materiais.....	98
5.3.1.2	Métodos.....	99
5.3.1.3	Resultados dos testes aplicados aos destilados obtidos em CP	100
5.3.1.4	Resultado do Grupo <i>Metais</i>	102

5.3.1.5	Discussão CP	103
5.3.2	EXPERIMENTO N° 2: DESTILAÇÃO EM SISTEMA EPDV	104
5.3.2.1	Materiais	104
5.3.2.2	Métodos	107
5.3.2.3	Resultados EPDV	108
5.3.2.4	Discussão EPDV	110
5.3.3	TESTES DE ECOTOXICIDADE	110
5.3.3.1	Primeiro Grupo	110
5.3.3.2	Segundo Grupo	111
5.3.3.3	Condições para atendimento do artigo 18 da RC430	112
5.4	REMOÇÃO DA AMÔNIA	112
5.4.1	EXPERIMENTO N°3: RETENÇÃO DA AMÔNIA EM ÁCIDO CLORÍDRICO	112
5.4.1.1	Materiais e Métodos	113
5.4.1.2	Resultados	113
5.4.1.2.1	Balanco da Amônia Anidra extraída	113
5.4.2	EXPERIMENTO N° 4: REMOÇÃO DA AMÔNIA DO DESTILADO EM FUNÇÃO DO TEMPO.	116
5.4.2.1	Materiais e métodos	116
5.4.2.2	Resultados	117
5.4.2.3	Discussão	118
6	DISCUSSÃO	120
6.1	DESTILADO PRODUZIDO	120
6.1.1	ANÁLISE DE SÓLIDOS	120
6.1.1.1	Cor, Turbidez e pH	121
6.1.2	MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA	122
6.1.2.1	DBO	122
6.1.2.2	COT	123
6.1.2.3	DQO	123
6.1.2.4	Metano	124
6.1.3	MACROCOMPONENTES INORGÂNICOS	124
6.1.4	METAIS	124
6.1.5	COMPONENTES XENOBIÓTICOS	125
6.1.6	TESTES DE ECOTOXICIDADE AGUDA	125

6.2	COMPARAÇÃO ENTRE PROCESSOS CP E EPDV.....	125
6.3	COMPARAÇÃO ENTRE OS TODOS OS PROCESSOS ESTUDADOS.....	127
7	CONCLUSÃO	129
	BIBLIOGRAFIA	131
	Anexo 1 - Resolução CONAMA 430	142
	Anexo 2 - Resumo dos experimentos.....	152
	Anexo 3 - Porcentagem de Amônia Anidra f (t °C x pH).....	153
	Anexo 4 - Relação de Compostos Orgânicos - GC MS e Análise de Pareto	154
	Anexo 5 – Resumo dos resultados em função da RC 430 e 8468/76 (1).....	156

1 INTRODUÇÃO

O percolato de aterro, efluente gerado em aterros e lixões, também conhecido como chorume ou lixiviado, é reconhecidamente um problema de saúde pública, ambiental e econômico. Sua presença aumentou a pressão social sobre governos na adoção de políticas ambientais, *principalmente* em países de economia desenvolvida, resultando nos últimos 40 anos, uma notável aceleração na prática da reciclagem, redução drástica da área de aterros e consequentemente no volume de percolato produzido, assim como pesquisas de novas tecnologias para o seu tratamento.

Este conjunto de ações mudou o paradigma descrito por Povinelli *et al.* (2009), segundo o qual “devido à tradição de décadas no tratamento de esgoto, aliada a sua *aparente semelhança* com o percolato, os engenheiros sanitaristas, não só no Brasil, mas no mundo inteiro, optaram pelo uso das mesmas técnicas e parâmetros de projeto para tratar um e outro”. Entre o grande número de tratamentos desenvolvidos e disponíveis atualmente encontra-se a destilação do percolato, muito pouco estudada e aplicada, embora promissora, pois conta com a disponibilidade energética do calor gerado pelo biogás do próprio aterro e com potencial para reciclagem do destilado obtido e seus compostos. Historicamente, a vaporização do percolato em ciclo aberto, com descarga na atmosfera e alguns processos em ciclo fechado, foram experimentalmente utilizados principalmente na Europa na década de 1980. Porém, são raríssimos os trabalhos acadêmicos publicados que utilizaram a *destilação* como fim ou etapa de tratamento.

Este trabalho procura analisar a eficiência do processo de destilação na remoção dos principais grupos contaminantes do percolato no destilado, comparando-o também a processos tradicionalmente empregados. Apesar de seu potencial para a reciclagem, priorizou-se neste trabalho sua descarga em corpos d’água, devido à cruel realidade brasileira na qual 73% dos municípios depositaram somente em 2015, 30 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) em locais sem solo impermeabilizado (ABRELPE, 2015), os lixões e aterros controlados, gerando contaminação de solos, águas superficiais e subterrâneas em quase todo o território nacional. Os outros 27% gerados em *aterros sanitários*, atenuados ou não, são

enviados a lagoas ou estações de tratamento de esgoto (ETE), cujos efluentes serão descarregados direta ou indiretamente em corpos d'água contribuindo também para a degradação dos recursos naturais.

Assim, lançado o olhar sobre o território brasileiro, os parâmetros dos destilados obtidos neste trabalho foram submetidos aos valores máximos permitidos por esfera federal, a Resolução CONAMA 430, reforçando a intenção clara de quebrar paradigmas que envolvem a destinação deste efluente no Brasil, contribuindo através de um processo eficiente e eficaz, realizar uma descarga segura em corpos d'água e utilizar os resultados obtidos como base para estudos futuros visando a sua reciclagem, proporcionando um processo ambientalmente correto, além de contribuir para a eliminação ou significativa atenuação de seu rótulo de grande problema de saúde pública, ambiental e econômica.

O potencial de uso do processo de destilação do percolado de aterro é grande, pois pode ser aplicado à fração drenada pelos atuais aterros sanitários ativos que, produtores também do biogás, energia motora do processo, tem uma grande perspectiva de aplicação em escala dada pelo próprio governo brasileiro através da Lei 12305, Política Nacional de Resíduos Sólidos, que determina o fim dos lixões, direcionando parcela não passível de reciclagem dos resíduos urbanos a *aterros sanitários* que poderão drenar o percolado que hoje não pode ser coletado devido ao fato que lixões e aterros controlados não possuem sistemas de drenagem.

Aos parâmetros não conformes, o estudo pretende sugerir segundo a literatura pesquisada, processos complementares para sua adequação, buscando futuramente um processo de tratamento do percolado a ser aplicado *in situ* de baixo custo e fácil operação. A estabilização do concentrado resultante do processo, valor máximo aproximado de 2% em massa do percolado bruto original será objeto de outro estudo.

2 JUSTIFICATIVA

As técnicas atuais empregadas no tratamento do percolado no Brasil são reconhecidamente ineficientes, pouco eficazes e de custo elevado. Também são raros os casos de tratamento local.

Um dos grandes argumentos para a manutenção de tais processos é o custo energético e os investimentos em equipamentos que seriam empregados em novos processos, porém a grande quantidade de calor produzida e posteriormente desperdiçada na queima do biogás produzido em um aterro apresenta a destilação como uma alternativa natural ao tratamento do percolado formado.

Como, de forma geral, os percolados tratados atualmente se incorporam aos efluentes de lagoas de estabilização e efluentes de ETE descarregados em corpos d'água, o destilado resultante deverá ser analisado com parâmetros que possam ser enquadrados à mesma legislação vigente, pois para este trabalho, conforme já explicado anteriormente, visa-se avaliar a possibilidade de descarregar com segurança e de forma legal, o destilado em corpos d'água.

No Brasil, é a Resolução CONAMA 357 (RC 357) que *“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”*.

Porém seu capítulo IV que trata *“das condições e padrões de lançamento de efluentes”*, fonte principal dos parâmetros aqui utilizados, assim como outros artigos em capítulos diferentes, foram revogados e atualizados pela *Resolução CONAMA 430 (RC 430)*. Portanto ao se referir à RC430, está-se referindo de forma simplificada à legislação *atualizada* referente ao lançamento de efluentes atualizada do capítulo IV e outros artigos da RC 357. Atendidos, habilitará o destilado a ser descarregado em corpos d' água. Quanto a parâmetros não conformes, processos auxiliares encontrados na literatura poderão torná-los aptos para esse fim.

A destilação promove a volatilização de praticamente toda a amônia presente em alta concentração no percolado bruto, podendo ser quase ou totalmente reaproveitada junto à solução destilada em outros processos, gerando receita.

Observa-se também que o percolado, contendo aproximadamente 98% de água e 2% de contaminantes, tem como destaque a diferença significativa entre as temperaturas de ebulição da água e da maioria dos contaminantes, colocando a destilação entre os processos de separação mais eficientes e eficazes para seu tratamento (Seader *et al.*, 2006).

Também não se prevê a inclusão de produtos químicos para acerto de pH, coagulantes e consequente formação extra de lodo.

O concentrado resultante poderá atingir 1% do volume original (Eisner *et al.*, 1996), viabilizando tratamentos biológicos e químicos locais de espécies com alta concentração em pequenos tanques, respeitando-se a legislação vigente e reduzindo-se custos operacionais.

É importante comentar como vantagens previsíveis, a eliminação de grande parte dos microrganismos patogênicos devido à alta temperatura do processo de destilação, assim como a redução da *poluição térmica* lançada no ambiente, pois o processo reaproveitará o calor descarregado no ambiente pelo sistema primário.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

O objetivo geral do estudo é avaliar a eficiência e eficácia do processo de destilação do percolado bruto de aterro, mensurando a remoção dos grupos contaminantes em seu destilado.

3.1.1 *Objetivos específicos*

- Caracterizar o ***destilado de percolados de aterros sanitários classe II*** conforme os parâmetros da Resolução CONAMA 430 (RC 430) em seus artigos 16, 17,18 comparando os resultados aos seus valores máximos permitidos (VMP);
- Comparar a destilação com os outros processos tradicionalmente utilizados para tratamento do percolado;
- Aos parâmetros não conformes, sugerir o processo corretivo pertinente;
- Dar elementos concretos à decisão de descarregar o destilado como efluente caracterizado em um corpo d'água de forma segura, sob os limites e condições presentes na *RC 430* e abrir a possibilidade de reintegrar o destilado e seus compostos à cadeia produtiva.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica justifica inicialmente o termo “**percolado**”, assim como sua formação e caracterização, nos itens 4.1 e 4.2, respectivamente. O item 4.3 apresenta e discute alguns aspectos referentes ao biogás. Os tratamentos indiretos e diretos aplicados ao percolado são apresentados no item 4.4, com ênfase aos processos térmicos empregados, no qual se inclui a destilação.

4.1 Nomenclatura

Para este trabalho o termo **percolado** será utilizado, devido à falta de consenso existente na terminologia brasileira oficial, acadêmica e operacional.

Popularmente no Brasil, o termo *chorume* é aplicado de forma mais ampla a efluentes líquidos fétidos, originados em criação animal, caminhões de lixo, provenientes de acúmulos de massas de lixo isolados, lixões ou em aterros, sendo *definido oficialmente* por duas fontes: *ABNT NBR 8419* e a *CETESB*.

A ABNT NBR 8419 define os termos *sumeiro ou chorume*: “Líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio)”.

Já a CETESB define o *chorume* como um “resíduo líquido proveniente de resíduos sólidos (lixo), particularmente quando dispostos no solo, como por exemplo, nos aterros sanitários. Resulta principalmente de água de chuva que se infiltra e da decomposição biológica da parte orgânica dos resíduos sólidos. É altamente poluidor”.

Ambas as definições induzem a interpretações diferentes do composto formado.

Na definição da ABNT não há menção, mesmo que indireta, da participação de águas da chuva ou proveniente de outras fontes externas. Como não foram descritas, é correto considerar apenas soluções formadas por reações químicas e

bioquímicas locais, sem a participação de fontes de águas externas (por exemplo, o chorume do caminhão do lixo e outras reações internas ocorridas devido à umidade inerente dos resíduos). É uma definição incompleta, pois percolados provenientes de aterros estabilizados inativos tem DBO baixa.

Na definição da CETESB, há clara diferenciação e pode-se afirmar que se trata de material formado no aterro após a adição principalmente de água da chuva no processo.

Também é comumente chamado no meio acadêmico de *lixiviado de aterro*. Porém, lixiviado é originado de lixiviação definida como:

- um processo que sofrem as rochas e solos ao serem erodidos pelas águas das chuva (GUERRA, 1978).
- Arraste vertical, pela infiltração da água, das partículas da superfície do solo para camadas mais profundas (CETESB).
- Processo que tem a capacidade de transferir substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator (ABNT NBR-1005).

Portanto, o termo *lixiviado* pode ser interpretado *apenas* como o soluto extraído por lixiviação presente na solução final percolada.

Outro termo menos frequentemente utilizado é *percolado*. Por definição da Geotécnica, dá-se o nome à água que escoou em movimento descendente às regiões mais profundas do solo (BOSCOV, 2008). Sua composição poderá variar ao longo da percolação. Em uma visão mais abrangente, qualquer fluido poderá percolar, se houver condição para tal.

O dicionário Geológico e Geomorfológico (GUERRA, 1978) define percolação como sendo um "movimento de penetração da água através dos poros e fissuras no solo e subsolo. Este movimento geralmente é lento e a água penetrada manterá o lençol freático sob pressão hidrodinâmica, exceto quando o movimento ocorre através de aberturas amplas, tais como covas".

A ABNT NBR 8419 define percolato em seu item 3.5: “líquido que passou através de um meio poroso”.

4.2 Percolado de aterro visão geral

Efluente altamente tóxico, cuja cor escura se deve principalmente à presença de substâncias húmicas oriundas da degradação vegetal presente nos resíduos. Inicia seu processo de formação obrigatoriamente na superfície do aterro ou lixão, através de águas introduzidas *majoritariamente por fontes externas* que, ao percolar de forma não uniforme e intermitente, promovem gradativamente a lixiviação dos elementos presentes, recebendo também fluidos inerentes aos resíduos que se adicionam, alterando continuamente sua composição durante sua jornada no interior da massa aterrada até sua efetiva descarga na saída do sistema de drenagem, onde atingirá sua composição final. A Figura 1 ilustra a descrição.

Figura 1 - Formações do percolato e biogás

BOSCOV (2008) e GOMES (2009) informam que o percolato tem sua composição e volume variados ao longo do tempo devido à interação dos seguintes parâmetros:

- Local de formação do percolato;
- Teor de umidade do maciço, gerado por fontes internas e externas;
- Características dos componentes dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU);
- Permeabilidade do aterro;
- Temperatura;
- Idade do aterro.

4.2.1 *Locais de formação do percolato*

Forma-se em locais onde resíduos gerados pela atividade humana são depositados. O percolato de aterro e o biogás são os principais produtos formados.

A Tabela 1 apresenta, de forma resumida, os quatro tipos de depósitos de resíduos existentes, sua situação jurídica, a norma ABNT legal, assim como a classe de resíduos que pode receber em função da respectiva norma ABNT.

Tabela 1 - Tipos de depósitos de resíduos.

Situação	ABNT	Denominação	Classe	ABNT (*)
Legal	8419	Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos	IIA e IIB	10004
Legal	8418	Aterros industriais	I	10004
Legal	Desativada	Aterros controlados	I, IIA, IIB	-
Ilegal	-	Lixões, vazadouros ou lixeiras	todas	-

Fonte: Autor. (*) Norma que determina a Classe do Resíduo

4.2.2 *Teor de umidade do maciço*

BOSCOV (2008) o descreve como importante fator na velocidade de degradação dos materiais putrescíveis, variando de acordo com a composição gravimétrica, a profundidade, a pluviometria como seu fator principal e as condições internas e superficiais do maciço. Estudos realizados por Silva *et al.* (2005) indicam que a faixa de 70 a 75% de teor umidade dos RSU possibilitam melhores taxas de biodegradação.

GOMES (2009) verificou que um aumento nos teores de umidade de 25% para 60% determinaram um crescimento exponencial nas taxas de produção de gás. Observou

também que o percolato é gerado quando atinge a *capacidade de campo* dos RSU, que corresponde ao momento em que a quantidade máxima de água retida na massa de RSU em oposição à força da gravidade é ultrapassada.

4.2.3 Características dos RSU e tempo de degradação

BOSCOV (2008) mostra que os RSU são compostos de uma variada gama de substâncias com propriedades distintas, resultado da soma de resíduos domiciliares e dos serviços públicos, como podas de árvores e varrição. Seu tempo de degradação pode variar consideravelmente devido a condições internas do aterro, como temperatura, umidade, compactação, oxigenação, toxicidade e outras.

É a matéria prima básica que reage e produz novos compostos e também aquela que, ao ser lixiviada, altera gradativamente a composição do percolato até sua descarga. A Tabela 2 apresenta algumas características dos RSU.

Tabela 2 - Características dos RSU.

Componente	S	U	C	D	I	P	Outros
Papel, trapos	x	x	x	x	x		
Resíduos de jardinagem		x		x	x	x	
Plástico	x		x	Muito lentamente	x		
Metais ocos	x						A CO
Metais maciços	x						R, CO
Borracha	x		x	Pouco	x		NA
Vidro	x			Não			E
Madeiras, espumas	x		x	x	x		A
Entulho de construção		x		Pouco			A ER
Cinzas, pó							A, CS, CP, AQ, PS
Resíduos alimentares		Muito	x	Rapidamente		x	

Fonte: (BOSCOV, 2008). S= seco, U= úmido, C= compressível, D= degradável, I= inflamável, P= putrescível, CO= corrosível, A= pode ser amassado, R= rígido, NA= não pode ser amassado, E= esmagado, ER= erodível, CS= características de solo, CP=compressível, AQ=ativo quimicamente, PS= parcialmente solúvel, x= característica presente.

Outro fator importante é tempo de degradação médio dos materiais, pois sua estabilização significa a possibilidade de recuperação do ambiente degradado.

A Tabela 3 apresenta o tempo de degradação médio de alguns dos principais RSU destinados aos aterros.

Tabela 3 - Tempo de degradação médio de alguns materiais.

Papel/papelão	3 a 6	meses	Latas de aço	> 100	anos
Resíduos alimentares	1 a 3	meses	Alumínio	200-500	anos
Isopor	Indeterminado		Cerâmica	Indeterminado	
Panos	6 a 12	meses	Embalagem longa vida	100	anos
Chicletes	5	anos	Embalagens PET	>100	anos
Nylon	30	anos	Esponjas	Indeterminado	
Copos plásticos	250-400	anos	Filtros de cigarro	Mais de 5	anos
Tampas de garrafa	150	anos	Luvas de borracha	Indeterminado	
Pilhas	100-500	anos	Pneus	600	anos
Vidro	Indeterminado				

Fonte: (BOSCOV, 2008)

4.2.4 Permeabilidade dos RSU

A permeabilidade dos RSU influencia diretamente a eficiência do sistema de drenagem interna do maciço. Baixas permeabilidades respondem pela formação de bolsões de gás e percolados, onde se desenvolvem pressões que podem afetar a estabilidade do maciço, além da composição do percolado formado devido ao tempo de detenção dos elementos reagentes e o volume de água em processo (BOSCOV, 2008).

É medida pelo *coeficiente de permeabilidade* K , em m s^{-1} , obtida em lisímetros ou *in situ*, função direta do peso específico da massa de resíduos (gama) medida em kN m^{-3} , que por sua vez é função da composição gravimétrica ou composição em massa da massa de lixo depositada, da distribuição granulométrica, do grau de compactação e do grau de degradação. A Tabela 4 apresenta alguns resultados típicos:

Tabela 4 - Peso específico x coeficiente de permeabilidade (K).

Referência	Gama (kN m^{-3})	K (m s^{-1})	Metodologia
Fungaroli <i>et al.</i> (1979)	1,1 a 4,0	10^{-8} a 2×10^{-4}	Lisímetros
Landva e Clark (1990)	10,1 a 14,4	10^{-5} a 4×10^{-4}	Ensaio <i>in situ</i>
Carvalho (1999)	8,0 a 15,0	5×10^{-8} a 8×10^{-6}	Ensaio de laboratório
Aguiar (2001)	-	$9,39 \times 10^{-7}$ a $1,09 \times 10^{-6}$	Permeâmetro Guelph

Fonte: (BOSCOV, 2008).

4.2.5 Temperatura

A equação de Arrhenius mostra que a constante de velocidade (**K**) de uma reação química é função da temperatura, em que $K = A \cdot e^{-E_a/RT}$, sendo **k** a constante de velocidade; **A** é o parâmetro conhecido como “constante de Arrhenius” ou “fator pré-exponencial”; **E_a** corresponde à “energia de ativação”; **R** é a constante dos gases (8,314 J K⁻¹ mol⁻¹) e **T** é a temperatura absoluta. Esta constante (**K**) está intimamente relacionada com a velocidade das *reações químicas*, descritas por Cato Maximilian Guldberg e Peter Wasge, também chamada de *lei da ação das massas*, na qual a velocidade de uma reação química é função das *concentrações molares* dos reagentes e da constante **K** que depende da temperatura em que a reação química está sendo processada. Sendo assim, a expressão da velocidade é escrita, de forma geral, da seguinte forma:

$$v = K \cdot [A]^a \cdot [B]^b$$

v = velocidade da reação;

K = constante específica da velocidade, que depende da temperatura;

[A] = concentração do reagente A em mol L⁻¹;

a = ordem da reação em relação à concentração de A;

[B] = concentração do reagente B em mol L⁻¹;

b = ordem da reação em relação à concentração de B.

4.2.5.1 Temperatura e atividade microbiológica

A atividade microbiológica, fundamental na decomposição da fração biodegradável dos RSU, é regida fundamentalmente pela bioquímica, *reações químicas realizadas em processos biológicos*, cujas velocidades de reação atendem às leis apresentadas anteriormente (4.2.5). Sendo assim, o metabolismo de um microrganismo se dará em uma faixa específica de temperaturas, com limites *mínimos e máximos* para que o processo se realize e entre elas haverá uma temperatura *ótima*. Pelczar (1996) demonstra que estas temperaturas, conhecidas como cardinais, podem, para cada espécie em particular, variar em diferentes estágios de seu ciclo de vida. Atrelada ao conteúdo nutricional do meio, a temperatura afeta a velocidade das reações enzimáticas, fundamentais no resultado da taxa de crescimento dos microrganismos. Experiências mostram que mantidas as condições do substrato, o número de

divisões celulares por hora duplica para cada aumento de temperatura de 10 °C dentro da faixa de temperatura. Os microrganismos são classificados em três grupos, conforme a faixa de temperatura:

Psicrófilos são microrganismos que crescem em baixas temperaturas (10 a 15 °C), composto por bactérias, fungos, algas e protozoários encontrados em águas frias, em solos oceânicos e em regiões polares. Os microrganismos marinhos em sua maioria são psicrófilos, como as bactérias do gênero *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Polaromonas*.

Mesófilos são microrganismos que crescem em temperatura ambiente (25 a 40 °C). Faz parte deste grupo a maioria dos microrganismos patogênicos, pois esta faixa de temperatura está mais próxima da temperatura corpórea humana de 37 °C. Destacam-se as bactérias saprófitas, fungos, algas e protozoários.

Termófilos são microrganismos que crescem em altas temperaturas (40 °C e acima de 85 °C). Esses agentes são encontrados em áreas vulcânicas, em mistura de fertilizantes e em nascentes quentes. Somente os microrganismos procarióticos crescem nestas temperaturas, como a bactéria *Bacillus stearothermophilus*. O grupo das arqueobactérias é capaz de se desenvolver em temperaturas acima de 100 °C, como a *Pyrodictium occultum*, *Pirococcus woesei* e *Termococcus celer*.

É importante comentar que grande parte dos microrganismos patogênicos será eliminada pela alta temperatura do processo de destilação.

4.2.6 Principais parâmetros para a avaliação do percolado

A seguir são apresentados os principais parâmetros para a qualidade da água, conforme definição da CETESB (2009), também aplicados aos percolados.

4.2.6.1 Cor, Turbidez e Odor.

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico.

Turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral etc. (PIVELI, 2015).

A remoção de *odores* é fundamental para a aceitação do produto destilado final. Mesmo dentro de padrões legais, o problema do odor se apresenta, devido ao chamado *limiar de reconhecimento*, concentração na qual 50% de um grupo de pessoas pode detectar o odor característico. Para o sulfeto de hidrogênio, por exemplo, é de 0,00047 ppm (Powers *et al.*, 2004).

4.2.6.2 pH - Potencial Hidrogeniônico

Representa a atividade do íon hidrogênio na água, de forma logaritmizada, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes.

4.2.6.3 Sólidos

Em saneamento e de acordo com PIVELI (2015), sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Suas frações são definidas:

- a) Sólidos totais (ST): Resíduo que resta na cápsula após a evaporação em banho-maria de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a 103-105 °C até peso constante. Também denominado resíduo total.
- b) Sólidos em suspensão (ou sólidos suspensos) (SS): É a porção dos sólidos totais que fica retida em um filtro que propicia a retenção de partículas de diâmetro maior ou igual a 1,2 µm. Também denominado resíduo não filtrável (RNF).
- c) Sólidos Voláteis (SV): é a porção dos sólidos (sólidos totais, suspensos ou dissolvidos) que se perde após a ignição ou calcinação da amostra a 550-600 °C, durante uma hora para sólidos totais ou dissolvidos voláteis ou 15 minutos para

sólidos em suspensão voláteis, em forno mufla. Também denominado resíduo volátil.

d) Sólidos Fixos (SF): É a porção dos sólidos (totais, suspensos ou dissolvidos) que resta após a ignição ou calcinação a 550-600 °C após uma hora (para sólidos totais ou dissolvidos fixos) ou 15 minutos (para sólidos em suspensão fixos) em forno-mufla. Também denominado resíduo fixo.

e) Sólidos Sedimentáveis (SSed): É a porção dos sólidos em suspensão que se sedimenta sob a ação da gravidade durante um período de uma hora, a partir de um litro de amostra mantida em repouso em um cone Imhoff.

O item Análise de Sólidos, (5.1.10.1), apresenta detalhadamente o processo.

4.2.6.4 DQO - Demanda Química de Oxigênio

De acordo com a NTS-004 (SABESP, 1997) a DQO é usada como uma medida de oxigênio equivalente necessária para oxidar a matéria orgânica contida numa amostra usando um agente oxidante, como o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). A necessidade de se mensurar a quantidade de matéria orgânica de um despejo líquido, num intervalo de tempo menor que os 5 dias, necessários para o teste de DBO, tem levado sua substituição por outros testes mais rápidos, como por exemplo o teste da DQO. Neste processo, o carbono orgânico é convertido em gás carbônico.

4.2.6.5 DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

É a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica, necessária para oxidar a matéria orgânica degradável através da ação microbiana aeróbia, transformando-a em uma forma inorgânica estável. O ensaio normalmente é realizado ao longo de 5 dias, numa temperatura de incubação de 20 °C, referido como DBO_{5,20}.

O resultado é obtido medindo-se a diferença entre o Oxigênio Dissolvido Inicial e o Final (pós-teste), sendo $DBO = OD_i - OD_f$ [mgO_2L^{-1}]. Não é a análise mais apropriada para o caso de efluentes industriais e outros muito tóxicos, como o percolato de aterro. Pode ser estimada matematicamente se correlacionada ao COT (CONSTABLE; MCBEAN, 1979).

4.2.6.6 COT - Carbono Orgânico Total

Descreve a medição de contaminantes orgânicos em um sistema de água. Os contaminantes orgânicos podem advir de uma variedade de fontes, já que os compostos "orgânicos" são açúcares, álcoois, derivados de petróleo, produtos poliméricos etc. A análise revela o carbono presente na matéria orgânica presente em parcelas biodegradáveis e não biodegradáveis da amostra. Oxidando-se os compostos orgânicos presentes, há liberação de CO_2 que é quantificado por meio de analisador infravermelho, revelando a fração do carbono orgânico solúvel presente. Muito apropriado para a análise de percolados.

4.2.6.7 Metais

Estão presentes em aterros sanitários em compostos orgânicos e inorgânicos principalmente em resíduos de tintas e pigmentos, têxteis, papéis, produtos metálicos, de limpeza doméstica e industrial, derivados de petróleo e eletroeletrônicos. No processo de lixiviação, são incorporados ao fluido percolador podendo se apresentar na forma de íons hidratados de complexos estáveis (como os formados com ácidos húmicos e fúlvicos), de partículas inorgânicas formando precipitados (como, por exemplo, os precipitados de hidróxidos e sulfetos metálicos) que se mantêm em suspensão, podendo ser absorvidos em partículas em suspensão que se mantêm na massa líquida, compondo assim o percolado em sua composição final. Descarregado em corpos d'água ou infiltrando-se no solo, os metais acumulam-se ao longo da cadeia alimentar trazendo efeitos adversos à saúde humana, mesmo em pequenas concentrações. Sistemas públicos de tratamento de água poderão até ser inviabilizados dependendo da concentração de metais presente, uma vez que as estações de tratamento convencionais não removem metais eficientemente e os tratamentos especiais necessários são muito caros.

4.2.6.8 Nitrogênio e Fósforo

Os compostos de *nitrogênio* são nutrientes para processos biológicos, presentes nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos,

tidos como macronutrientes e depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais enriquecem o meio, tornando-o mais fértil, possibilitando aos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, um grande crescimento populacional causando eutrofização.

Também causada pelo fósforo, outro macronutriente originado de dejetos humanos, fertilizantes, detergentes e outras substâncias, que sofre hidrólise em até 48 horas, tornando-se biodisponível em quase todas as suas formas (80 a 86%). Nas águas encontra-se em três formas: como *fosfatos orgânicos*, forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas; *ortofosfatos*, radicais PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} e $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$, combinados com cátions e formando sais inorgânicos nas águas; e *polifosfatos ou fosfatos condensados*, polímeros de ortofosfatos que, ao sofrerem hidrólise, convertem-se rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (PIVELI, 2015).

4.2.6.8.1 Toxicidade da Amônia

Produzida por microrganismos decompositores de resíduos biodegradáveis, a amônia anidra ($\text{NH}_3(\text{g})$) reage com a água gerando sua forma iônica NH_4^+ , mais um íon hidroxila (OH^-), conforme a reação $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$. É uma reação *reversível* e a forma predominante (anidra ou ionizada), será determinada pelo pH e pela temperatura da solução aquosa. Quanto maior o pH e a temperatura, maior a disponibilidade de íons hidróxido reagindo com a amônia ionizada presente, convertendo-se em $\text{NH}_3(\text{g})$. Se o pH da solução for reduzido, haverá uma maior presença de íons H^+ reagindo com o $\text{NH}_3(\text{g})$, resultando em NH_4^+ .

ORDOÑEZ (2003) concluiu que a amônia anidra (NH_3), em comparação à amônia ionizada (NH_4^+), é mais tóxica, após relacionar sua permeabilidade através da membrana celular de peixes e pequenos vertebrados presentes nos cursos hídricos, e de sua solubilidade em lipídios. A amônia pode ser acumulada nos tecidos da biota presente no ambiente em estudo, podendo causar efeitos secundários como alteração do metabolismo. Seu efeito pode estar relacionado com a perda de equilíbrio, hiper-excitabilidade, aumento da atividade respiratória, aumento dos

batimentos cardíacos e bloqueio das funções vitais e, principalmente, danos ao fígado e aos rins.

XIANG *et al.* (2010) demonstraram como as daphnias são altamente sensíveis a reduzidas concentrações de amônia anidra em seus diferentes estágios de vida, através de estudos em função dos parâmetros CL50,24 e CL50,48.

A *Concentração Letal 50* (CL50), 24 ou 48, é um parâmetro limitador que busca determinar a *concentração* de um determinado contaminante, causadora da morte de 50% de uma população de organismos-teste submetidos a este contaminante diluído ou não, ao fim de um determinado tempo (no caso apresentado 24 e 48 horas). A Figura 2 mostra a concentração máxima em diferentes estágios da vida dos organismos-teste, submetidas à presença de amônia anidra durante 24 e 48 horas em função da CL50.

Figura 2 - CL 50 em função da idade.

No primeiro ensaio, têm-se grupos de daphnias com diferentes dias de vida, em presença de amônia anidra durante 24 horas tendo como limitador a CL50, resultando em uma concentração máxima tolerada de aproximadamente 1,3 mgN-NH₃ L⁻¹ para daphnias neonatas e um máximo para daphnias maduras entre o quarto e quinto dias de vida, de 1,7 mgN-NH₃ L⁻¹. No segundo ensaio, para as *daphnias* expostas à amônia anidra durante 48 horas, obtiveram-se concentrações mínimas de 1,0 mg N-NH₃ L⁻¹ para neonatas e concentrações máximas de 1,35 mgN-NH₃ L⁻¹, durante o segundo e o sexto dia, correspondente a grupos maduros.

4.2.6.9 Razões entre parâmetros

COT/DQO: Razão correspondente à medida do grau de redução dos compostos de carbono.

DBO/DQO: Razão correspondente à fração da matéria orgânica biodegradável, isto é, passível de ser oxidada através da ação de microrganismos decompositores, em relação a toda matéria passível de oxidação presente na amostra.

4.2.7 Influências da Idade e status de operação do aterro

A composição do percolado refletirá a característica predominante do estágio de degradação de sua massa de resíduos geradora, abrangida pelo sistema de drenagem.

Conforme YAO (2013), os aterros podem ser classificados como jovens, intermediários ou estabilizados. A Tabela 5 resume os principais parâmetros avaliados e seus valores de referência.

Tabela 5 - Parâmetros de um aterro conforme a idade.

Parâmetros do percolado/Idade	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	<5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa
Nitrogênio Kjeldahl (g L ⁻¹)	0,1-0,2	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	<400	400	>400
COT/DQO	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Metais pesados (mg L ⁻¹)	Baixo - Médio	Baixo	Baixo
DBO5/DQO	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
DQO (mg L ⁻¹)	>10000	4000-10000	<4000

Fonte: (YAO, 2013).

Sabendo-se a idade do aterro, pode-se prever a evolução de parâmetros importantes e sua causa, como mostrado na sequência pela Tabela 6, com base no estudo de Kjeldsen *et al.* (2002).

Tabela 6 - Evolução de parâmetros conforme a idade do aterro.

Parâmetro	Evolução temporal	Causa
DQO	diminui	Degradação geral
DBO	diminui	Degradação da matéria orgânica
DBO/DQO	diminui	Degradação da matéria orgânica
TOC/TC	diminui	Degradação da matéria orgânica
N-NH ₄ ⁺	aumenta	Atividade microbológica
pH	variável	Processos aeróbios e anaeróbios
Biodegradabilidade	diminui	% maior na composição de refratários

Fonte: autor baseado em Kjeldsen *et al.* (2002).

Saber o status de operação de um aterro, ativo ou inativo, é fundamental para os resultados qualitativos e quantitativos do percolado e do biogás, pois o volume de gás produzido, assim como o teor de determinados compostos no percolado, são diretamente proporcionais à quantidade de material rapidamente e lentamente biodegradável disponível ao longo do tempo. Esta questão será abordada no item 4.3, Formação do Biogás.

4.2.8 Cálculo do volume do percolado pelo balanço hídrico

O volume de percolado formado (PF) dependerá da água incidente sobre o aterro, podendo ser proveniente de fontes externas e inerentes aos resíduos.

4.2.8.1 Fonte externa principal: chuva

A chuva se distribui em três principais frações:

1. (FRV) Fração retida pela vegetação de cobertura e depois evaporada;
2. (FES) Fração que escoar pela superfície do aterro e é descartada lateralmente para galerias pluviais (quando o projeto assim o permite);
3. (FI) Fração que efetivamente se infiltra pelas camadas do aterro, percolando e lixiviando a massa de resíduos, sendo composta por:
 - 3.1 (FRC): Fração retida na cobertura (solo): parte da água percolada ficará retida devido à característica higroscópica do solo, até sua saturação;
 - 3.2 (FRR): Fração retida na massa de resíduos: parte da água percolada ficará retida devido ao preenchimento de vazios e à característica higroscópica da massa aterrada, até sua saturação;

3.3 (FPA) Consumo/Produção de água devido às reações químicas e bioquímicas.

Portanto: $CH = FRV + FES + FI$; sendo $FI = FRC + FRR \pm FPA$

4.2.8.2 Fontes externas adicionais (FEA)

Compreendem:

1. (FNE) Fontes naturais externas tais como rios, riachos, lagos, irrigação e outras, presentes nas redondezas do aterro, que poderão se infiltrar na massa aterrada. A impermeabilização lateral em aterros sanitários dificulta a infiltração das FNE, mas em aterros controlados e lixões a possibilidade de infiltração é grande.
2. (RC) Recirculação do chorume, utilizada para aumentar a produção de biogás. Encontra problemas para aplicação no Brasil junto aos órgãos fiscalizadores, devido à reintrodução de poluentes na massa aterrada.
3. (FIR) Fração de umidade inerente aos resíduos (Tabela 7):

Tabela 7 - Teor de umidade médio de alguns RSU.

Componente	Teor de umidade (%)
Metais	19,6
Papel	74,8
Vidro	5,9
Plástico	41,5
Borracha	24,5
Têxteis	55,0
Pedra	12,6
Madeira	69,8
Matéria putrescível	47,0

Fonte: (BOSCOV, 2008).

Portanto: $FEA = FNE + RC + FIR$ e de forma geral tem-se que o percolato formado será igual $PF = FI + FEA$

4.2.9 Volume de percolato produzido pelo Método Suíço

SILVA *et al.* (2016) apresentam uma forma simples de estimar o volume de chorume a ser produzido em um aterro sanitário: o chamado método suíço, segundo o qual:

$Q = (1/t) \cdot P \cdot A \cdot K$, sendo:

Q = volume de percolato ($L \cdot s^{-1}$)

P = altura anual de chuva (mm)

A = área útil do aterro (m^2)

K = compactação do aterro (0,25 a 0,50 para massa específica de 0,4 a 0,7 toneladas m^{-3} e 0,15 a 0,25 para massa específica superior a 0,7 toneladas m^{-3})

t = segundos em um ano

Podem ser citados outros métodos para determinarmos o volume de percolato formado (fonte: <http://jararaca.ufsm.br/websites/ces/download/A12.pdf>), tais como: Método Racional e programas computacionais para estimar a produção de percolato: Unsath-H, Bowahald, SoilCover, Hydrus. HELP- Hydrological Evaluation of Landfill Performance Model, landfilldesign.com (2016).

4.2.10 Principais grupos contaminantes

Christensen *et al.* (2001) definem os contaminantes no percolato em quatro grupos:

(1) **Matéria orgânica dissolvida** produzida biologicamente: é mensurada pelos indicadores DBO, DQO, COT. Estão entre os compostos o metano (CH_4), ácidos graxos voláteis (em particular na fase ácida da estabilização do lixo) e outros compostos refratários como os compostos fúlvicos e húmicos, (2) **Macrocomponentes inorgânicos** (p.e., Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^-), (3) **Metais** e (4) **Componentes xenobióticos**, originados por fontes não biológicas, indústrias e residências, presentes em concentrações relativamente baixas no percolato (*normalmente* menores que 1 mg L^{-1} por composto). Incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, fármacos etc. A Tabela 8, elaborada através de dados da UFPR,

PROSAB e RC430 apresenta valores normalmente encontrados em percolados de aterros brasileiros.

Tabela 8 - Parâmetros típicos de percolados brasileiros.

Parâmetro	Unidade	mínimo	máximo	RC 430
pH		4,5	9	5-9
Sólidos totais	mg L ⁻¹	2000	60000	
<i>Matéria orgânica</i>				
COT	mgC L ⁻¹	30	29000	NE
DBO _{5,20}	mgO ₂ L ⁻¹	20	57000	120
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	140	152000	NE
DBO ₅ /DQO	--	0,02	0,8	NE
Nitrogênio orgânico	N-org L ⁻¹	14	2500	NE
COT/DQO	--	0,21	0,19	NE
<i>Macrocomponentes inorgânicos</i>				
Fósforo total	mg L ⁻¹	0,1	23	NE
Cloretos	mg L ⁻¹	150	4500	250
Sulfatos	mg L ⁻¹	8	7750	NE
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	610	7320	NE
Sódio	mg L ⁻¹	70	7700	NE
Potássio	mg L ⁻¹	50	3700	NE
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	50	2200	20
Cálcio	mg L ⁻¹	10	7200	NE
Magnésio	mg L ⁻¹	30	15000	NE
Ferro	mg L ⁻¹	3	5500	15
Manganês	mg L ⁻¹	0,03	1400	1
Sílica	mg L ⁻¹	4	70	NE
<i>Elementos-traço inorgânicos</i>				
Arsênico	mg L ⁻¹	0,01	1	0,5
Cádmio	mg L ⁻¹	0,0001	0,4	0,2
Cromo	mg L ⁻¹	0,02	1,5	0,1
Cobalto	mg L ⁻¹	0,005	1,5	NE
Cobre	mg L ⁻¹	0,005	10	1
Chumbo	mg L ⁻¹	0,001	5	0,5
Mercúrio	mg L ⁻¹	0,00005	0,16	0,01

4.2.11 Parâmetros de Caracterização RC 430

Emitida em 13 de maio de 2011 pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão federal subordinado ao Ministério do Meio Ambiente, complementou e alterou integralmente o Capítulo 4 e parcialmente o Capítulo 5 da Resolução nº 357/2005.

Os parâmetros para caracterização do percolado como efluente apto a ser lançado em corpos d'água são determinados pelo CONAMA 430, Seção II *artigo 16* que determina valores máximos permitidos (VMP) a diversos parâmetros, presentes nas subseções I e II, incluindo a TABELA I contendo diversos tipos de metais; *artigo 17* que trata da presença do fósforo e o *artigo 18* que discorre sobre os efeitos tóxicos dos efluentes nos organismos presentes no corpo receptor, tratando do parâmetro CECR- Concentração do Efluente no Corpo Receptor e dos testes de Ecotoxicidade.

Porém, seu lançamento em corpos d'água, mesmo atendendo à RC 430, deverá ser submetido, se necessário, a outros limites impostos através das condições legais específicas de órgãos fiscalizadores locais que controlam o referido corpo d'água receptor. No Estado de São Paulo, aplica-se a lei 8468/76 (artigos 18 e 19), atualizada com redação dada pelo Decreto 54.487, de 26/06/09.

4.3 Formação do Biogás

Simultaneamente à formação do percolado, é gerado o biogás, uma mistura gasosa combustível, resultante da digestão da matéria orgânica aterrada por diversos microrganismos especializados.

Dependendo da eficiência do processo, influenciado por fatores como pressão temperatura e pH, o biogás pode conter, conforme Wereko-Brobby *et al.* (2000), entre 40% e 80% de metano, sendo que sua composição típica contém cerca de 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de hidrogênio, nitrogênio, amônia, ácido sulfídrico, monóxido de carbono, aminas voláteis e oxigênio.

Segundo PECORA (2006), no tratamento anaeróbio de efluentes, após a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios

facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, podendo, porém, utilizá-lo.

Em sua *primeira fase*, ocorre um processo denominado *hidrólise ou liquefação*, segundo o qual bactérias, primeiramente, convertem o material orgânico particulado em compostos dissolvidos.

Os polímeros orgânicos (glúcídios, lipídeos, protídeos etc.), de tamanho consideravelmente grande para penetrarem no interior das células bacterianas, podem somente ser degradados sob a ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases) formando oligômeros e monômeros, de tamanho suficientemente pequeno para penetrar no interior das células através da membrana citoplasmática, onde a passagem se faz por duas vias: difusão passiva segundo gradiente de concentração ou por transporte ativo das proteínas membranáceas.

Portanto estes oligômeros e monômeros, novos substratos, ao penetrar no interior da célula, iniciam a *segunda fase*, denominada *fase de acidificação*, na qual são metabolizados em função do equipamento enzimático da célula, em ácidos orgânicos, cetonas, álcoois, NH_3 , H_2 e CO_2 . Do ponto de vista bioquímico, percebe-se que a hidrólise e a fase ácida constituem duas etapas distintas. Por outro lado, microbiologicamente, verifica-se que as bactérias não podem sobreviver somente da fase de hidrólise, visto que tudo acontece no exterior da célula. São, portanto, as *mesmas bactérias* que realizam as duas fases, agrupadas por esta razão em uma só fase.

Estas bactérias são anaeróbias estritas ou facultativas, porém na sua maioria são anaeróbias estritas. Esta segunda fase se caracteriza, portanto, por ser um processo bioquímico pelo qual as bactérias obtêm energia pela transformação da matéria orgânica hidrolisada. Durante esta fase são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis.

Os metabólitos finais das bactérias *hidrolíticas acidogênicas* são excretas das células e entram em solução no meio passando, então, a ser substratos das

bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio como metabólito obrigatório (em inglês, denominados OHPA – *Obligate Hydrogen Producing Acetogenic*).

Na *terceira fase*, denominada *acetogênese*, as bactérias acetogênicas desempenham um importante papel entre a acidogênese e a metanogênese, pois as bactérias acetogênicas, produtoras de hidrogênio são capazes de converter ácidos graxos com mais de dois carbonos em ácidos acéticos (CH_3COOH), CO_2 , H_2 , que são os substratos para as bactérias metanogênicas. Nesta fase, o efluente possui alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), valor usado para indicar a concentração de matéria orgânica.

Na *quarta e última fase*, denominada *metanogênese*, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica, são consumidos por bactérias estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas, que dão origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2).

Estas bactérias metanogênicas desenvolvem-se preferencialmente em valores de pH próximos do neutro, entre 6,8 e 7,3. Uma vez estabelecido este equilíbrio no pH, qualquer acúmulo de ácidos pode provocar uma queda na quantidade de bactérias metanogênicas, prejudicando o processo de decomposição dessa fase.

Estando o pH próximo do neutro, reduz-se a solubilização de compostos inorgânicos, enquanto o consumo dos ácidos voláteis simples faz o pH subir, a DBO por sua vez começa a baixar (PROSAB, 2003).

4.3.1 Cálculo Aproximado do Volume de Biogás Gerado

Conforme HAMADA (1999), a geração de gás no aterro sanitário pode ser estimada com base na composição química esperada da carga de resíduos aterrados (estudo gravimétrico), especificamente dos componentes orgânicos biodegradáveis, cuja velocidade de degradação depende da natureza do componente, classificado em duas categorias básicas: os *rapidamente degradáveis* e os *lentamente degradáveis*.

Os *rapidamente degradáveis* (RD) são compostos por restos de alimento, papel e papelão. Do ponto de vista prático, nota-se que em condições normais dentro do aterro demoram, em média, seis anos para estabilização, compreendendo no primeiro ano, uma fase de adaptação, com geração de gases praticamente nula, atingindo ao final do segundo ano seu pico de produção.

Os *lentamente degradáveis* (LD) em condições normais, estabilizam-se totalmente em um tempo médio de 16 anos. Da mesma forma, somente no final do primeiro ano verifica-se o início de produção de gases, que atinge um pico somente ao final do sexto ano, reduzindo-se gradativamente a praticamente zero até o final do décimo sexto ano.

Em ambas as categorias, para quantificação dos gases gerados, considera-se razoável a distribuição triangular, como mostrada na Figura 3.

Figura 3 - Distribuição Triangular RD e LD.

Fonte: Hamada (1999).

A quantificação se dá inicialmente através do estudo gravimétrico e das características qualitativas e quantitativas do lixo. Como exemplo, na Tabela 9

HAMADA (1999) adotou valores médios encontrados a partir de parâmetros equivalentes de alguns municípios de porte médio do Estado de São Paulo.

Tabela 9 - Detalhamento qualitativo do lixo (estimativo).

Componentes	(A1)	(B)	(A2)	Tipo	C	H	O	N	S	Cinzas
Restos de Alimento	55	70	16,50	R	48	6,4	37,6	2,6	0,4	5
Papel, papelão	21	6	19,74	R	44	6	44	0,3	0,2	6
Têxteis	5	10	4,50	L	55	6,6	31,2	4,6	0,15	2,5
Madeira	1,1	20	0,88	L	49,5	6	42,7	0,2	0,1	1,5
Plástico	8,9	2	8,72	N	60	7,2	22,8	0	0	10
Vidro	2,6	2	2,55	N						
Metais	5,4	2	5,29	N						
Outros	1	5	0,95	N						
Total	100									

Fonte: Hamada (1999). Legenda: (A1) = % Massa (base úmida) , (B) = % Umidade típica, (A2) = % Massa (base seca).

A partir desses valores e da composição química típica para esses componentes, como mostrado Tabela 9, é possível estimar as *formulações básicas* para resíduos rapidamente e lentamente degradáveis:

- *Rapidamente degradável*: $C_{40}H_{64}O_{27}N$; *Lentamente degradável*: $C_{16}H_{23}O_7N$

Resumidamente as reações químicas que resultam na geração de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2), com consumo de água, para o caso acima podem ser descritas como:

- Rapidamente degradável:

$C_{40}H_{64}O_{27}N + 11H_2O \rightarrow 21CH_4 + 19CO_2 + NH_3$, portanto resumidamente:

990 g de RD	geram	336 g de CH_4	PCI = 4052,4 kcal (11940 kcal kg^{-1})
990 g de RD	geram	17 g de NH_3	

- Lentamente degradável

$C_{16}H_{23}O_7N + 7H_2O \rightarrow 9CH_4 + 7CO_2 + NH_3$

A energia gerada pelo metano será de:

341 g de LD	geram	144 g de CH ₄	PCI = 1719,36 kcal (11940 kcal kg ⁻¹)
341 g de LD	geram	17 g de NH ₃	

Para determinação do volume de metano e de dióxido de carbono gerados por essas reações, basta conhecer as massas molares, o percentual de componente degradável (seco) e sua massa molar (com base na formulação), e os pesos específicos dos respectivos gases.

Nas condições normais de temperatura e pressão, o peso específico do metano é de 7,04 N m⁻³ e do dióxido de carbono, de 19,41 N m⁻³. Os valores assim computados na Tabela 10 representam as quantidades máximas de gases que podem ser produzidas em condições ótimas, na degradação do material sólido volátil:

Tabela 10 - Volumes teóricos de CH₄ e CO₂ produzidos.

Tipo	1 mol (g)	Peso específico CH ₄ (N m ⁻³)	Massa CH ₄ (g)	(m ³ CH ₄)	(m ³ CO ₂)
RD (CH ₄)	990	7,04	336	0,47	0,42
LD (CH ₄)	341	7,04	114	0,16	0,16

A quantidade real de gás gerado será menor, pois nem toda matéria orgânica biodegradável está disponível para ser decomposta, tais como papéis em recipientes plásticos, ou então compostos orgânicos não expostos, que não apresentam umidade suficiente para sustentar as atividades biológicas.

Sob essas condições, valores típicos de disponibilidade de 75% e 50% podem ser empregados para caracterizar resíduos rapidamente degradáveis e lentamente degradáveis, respectivamente.

Aplicando-se os conceitos e dados gravimétricos do referido artigo em um hipotético aterro recebendo uma média de 500 t dia⁻¹, padrão de pequenas cidades brasileiras, durante 12 anos, e eficiência de 30% no aproveitamento do calor gerado, demonstra-se na Figura 4 a plena capacidade para tratamento de *vazões médias* de percolado iguais a 1,0 L s⁻¹, presentes em muitos aterros brasileiros.

Figura 4 - Produção e Consumo de Biogás para Tratamento de percolado.

Fonte: Autor. Legenda: DT 100% = disponibilidade total de energia (em kcal); DT 30%= disponibilidade a 30% do total de energia (em kcal), barras verticais azuis claras: vazão em L s⁻¹, passíveis de tratamento utilizando DT 30%; 1 L s⁻¹ é a vazão prevista de operação.

De forma geral, baseado em diversas experiências realizadas mundialmente, o ciclo anaeróbico produz para cada 100 kg de DQO, aproximadamente 35 m³ de metano, equivalentes a 1350 MJ (DELFT UNIVERSITY, 2014).

4.3.2 Comparação entre fases de degradação biogás – percolado

Pode-se, em função das fases de degradação do biogás, comparar de forma geral os principais parâmetros do percolado de aterro, conforme apresenta a Figura 5.

Figura 5 - Comparativo das fases de degradação biogás – percolado.

Fonte: adaptado pelo autor de TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

4.4 Tratamentos

Tratar o percolado significa utilizar processos isolados ou combinados cujo objetivo é reduzir um ou mais grupos dos contaminantes dentro de parâmetros pré-estabelecidos pela legislação. Se introduzido no meio ambiente, não causará alterações significativas em seus processos naturais, mesmo em longo prazo; ou então será reciclado como fonte de novos insumos para processos industriais. Neste trabalho, são agrupados em duas grandes famílias: *tratamentos indiretos*, através de técnicas de remediação de solos, águas subterrâneas e o tratamento das águas superficiais; e os *tratamentos diretos*, aplicados ao percolado drenado e coletado nos aterros sanitários.

4.4.1 *Tratamentos Indiretos*

Apresentam-se a seguir alguns tratamentos como a Redução, Reciclagem e Reutilização dos resíduos gerados pela sociedade, principal tratamento indireto, além de processos de Remediação, Lagoas e Estações de Tratamento de Esgotos.

4.4.1.1 Redução, Reciclagem e Reutilização.

Tão importante quanto ter processos de tratamento para algo tóxico como o percolato de aterro, é não produzi-lo. O volume de lixo depositado necessita de área para disposição e a incidência principalmente de chuva sobre esta área é o principal fator de produção do percolato.

Reduzir o volume de deposição resulta na redução direta da área necessária e, conseqüentemente, para um mesmo índice pluviométrico haverá produção menor de percolato. Teoricamente se a disposição de resíduos no solo fosse eliminada, o percolato também o seria.

Reduzir a geração de lixo pelos consumidores, **Reutilizar** o máximo possível os materiais e **Reciclar** tudo o que for possível são as três ações básicas que efetivam esta redução.

FISCHER *et al.* (2012) mostraram que há mais de 40 anos, fortes ações por parte de governos incluíram políticas contendo severas leis e pesadas taxas ambientais **que forçaram a mudança do paradigma** da disposição de resíduos em aterros e dos tratamentos do percolato. Em um estudo mais detalhado Brennan *et al.* (2015) estudaram seus impactos na Comunidade Europeia, Tanaka *et al.* (2005) no Japão e dados mais recentes mostram uma mudança de atitude dos EUA em relação a novas políticas conforme a EPA (2014).

A Figura 6 mostra o aumento da reciclagem causada pela cobrança da taxa de disposição em aterros do Reino Unido (Fischer *et al.*, 2012). Nota-se que existe tendência à estabilização da taxa anual reciclada, porém o forte aumento no valor cobrado em libras por tonelada torna-se indutor de novas soluções.

Figura 6 - Taxas de reciclagem e disposição em aterros no Reino Unido.

Fonte: (Fischer *et al.*, 2012).

A Diretiva Europeia – EU 1999/31 – exigiu dos países associados redução significativa do aterramento de resíduos orgânicos, que passaram a ser destinados à compostagem e à geração de energia (IPEA, 2012). O resultado após 16 anos de sua implantação é apresentado na Tabela 11, que inclui os 27 membros da União Europeia (EU27) e outros países europeus não associados, através da porcentagem reciclada dos RSU, conforme a (EEA, 2015). Comparativamente incluiu-se o Brasil no estudo.

Tabela 11 - RSU reciclados em países europeus e no Brasil (em %).

Áustria	63	Dinamarca	42	Finlândia	33	Portugal	19	Croácia	4
Alemanha	62	Noruega	42	Eslovênia	31	Grécia	18	Romênia	1
Bélgica	58	Grã- Bretanha	39	Islândia	22	Rep. Tcheca	16	Turquia	1
Holanda	51	Irlanda	38	Hungria	21	Malta	13	Bulgária	0
Suíça	51	Itália	36	Polônia	21	Letônia	9	UE média	39
Suécia	49	França	35	Estônia	20	Eslováquia	8	Brasil	5,2
Luxemburgo	47	Espanha	33	Chipre	20	Lituânia	5	-----	----

Fonte: Autor, baseado (EEA, 2015) e Brasil (IPEA, 2012).

O impacto das políticas públicas implantadas pela União Europeia em seus membros e as respectivas taxas de disposição adotadas causaram reduções na taxa de disposição de aterros conforme mostrado a seguir na Figura 7.

Figura 7 - Europa: disposição de resíduos em aterros (2002-2011).

4.4.1.1.1 Panorama da reciclagem e destinação dos RSU no Brasil

O tratamento do percolado, assim como sua causa geradora, a disposição de resíduos em aterros, de fato pouco mudaram no Brasil, desde a implantação dos primeiros aterros sanitários na década de 1970.

Para quantificar a dimensão brasileira deste problema em sua raiz, um olhar atento à Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB-IBGE, 2008) (IPEA, 2012) ainda atual em 2016, revela que o percolado formado em *lixões e aterros controlados*, presentes em 73% dos municípios brasileiros, recebendo 55% da massa total de RSU coletados do país, têm seu tratamento direto inviabilizado por não poder ser drenado e coletado. A Figura 8 apresenta, conforme pesquisa IBGE (2008), um mapa com os principais locais de disposição de RSU no Brasil. Não há mudança significativa nos dias atuais, devido à falta de investimentos.

4.4.1.2 Remediação

Lixões e aterros controlados, por não possuírem base impermeabilizada e sistemas de drenagem, assim como infiltrações na base impermeabilizada de aterros sanitários, produzem contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais.

Segundo BOSCOV (2008), a técnica de remediação aplica-se ao solo e águas subterrâneas, envolvendo extensas análises biogeoquímicas da pluma de contaminação para determinação da técnica apropriada, acarretando custos extremamente elevados. De forma geral, as plumas de contaminação, como a da Figura 9, apresentam larguras não muito superiores ao aterro, sua extensão não passa de algumas centenas de metros, porém em alguns casos, extensões até 2000 metros foram mencionadas por Christensen *et al.* (2001).

Figura 9 - Pluma e suas diferentes zonas de redução.

Fonte: (EPA. 2015).

Gallas *et al.* (2005) realizaram seu mapeamento através da medição da resistividade do terreno devido ao fato de que a condução de corrente elétrica fica favorecida em locais onde os *eletrólitos* se enriquecem em íons, como é o caso de locais contaminados por percolado.

No Brasil, de forma geral, a remediação natural entra em ação, pois não há tratamento nos sítios com depósitos inadequados.

4.4.1.3 Estações de Tratamento de Esgoto

BOCCHIGLIERI (2010) constatou que o envio do percolado às ETE para tratamento conjunto é uma alternativa ainda muito aplicada no Brasil e outros países, justificada por estudos que o consideram uma opção de baixo custo que atende a parâmetros legais. Sua carga geralmente com baixa relação DBO/DQO, como constatada por HAMADA (1999), adiciona ao afluente da ETE várias substâncias tóxicas e mutagênicas, além de vários compostos refratários ao tratamento microbiológico atestados por Deguchi *et al.* (2006) e também alta carga de amônia, indesejável nos processos anaeróbios.

Clement *et al.* (1996) estudaram os efeitos nocivos através de testes de toxicidade aguda. Análises realizadas em percolados de 27 diferentes aterros europeus mostraram que as amostras mais tóxicas se originaram em aterros que continham um misto de RSU e resíduos industriais, como em muitos lixões e aterros controlados brasileiros. Apontaram também que os protozoários foram os microrganismos mais sensíveis aos testes, justamente aqueles que participam ativamente no polimento de águas residuárias, pois se alimentam de bactérias e da matéria orgânica particulada (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Testes de toxicidade aguda em efluentes dos tratamentos primário e biológico apontaram aumento da toxicidade em ambos após adição por KALKA (2012) de percolado, mesmo diluído, com prejuízo a todos os microrganismos testados. Ensaio em teste de jarros realizados por GOMES (2009) mostraram que a sua adição causou pequena diminuição da eficiência do tratamento primário por coagulação-floculação.

A **Matéria Orgânica dissolvida**, adicionada pelo percolado, é incorporada ao licor misto, sendo removida com taxas típicas de 85-95% em lodos ativados tradicionais e 93-98% no processo de lodo ativado com aeração prolongada (AESBE, 2009).

Macrocomponentes inorgânicos como o nitrogênio, principalmente em sua forma amoniacal são também introduzidos, promovendo um considerável aumento no consumo líquido de oxigênio em 1,71 mgO/mgN, demonstrado por Haandel *et al.*

(1999), no processos terciários de nitrificação e desnitrificação. CAVALCANTI (2013) alertou que se o sistema de aeração não for projetado para esta carga adicional, poderá haver prejuízo em todo processo da estação.

Também nitratos oriundos do percolado poderão reduzir a eficiência do processo de remoção de fósforo, se presentes no tratamento anaeróbio, além de carga adicional de fósforo no sistema, provocando sobrecarga no tratamento (Haandel *et al.*, 1999).

A **remoção de metais pesados** estudada por Damasceno *et al.* (1999), analisando amostras de efluentes dos decantadores primário e secundário, é apresentada na Tabela 12, construída com base em seus dados.

Tabela 12 - Remoção de metais obtidos em ETE.

Variáveis	% Trat. primário	% Trat. secundário (*)	% Total Retida	% Não Retida
Cádmio	91,2	-30,0	88,4	11,6
Cromo	84,0	72,9	95,8	4,2
Cobre	78,8	-69,0	76,5	23,5
Ferro	86,7	86,2	98,1	1,9
Manganês	55,2	26,7	67,2	32,8
Níquel	82,8	0	82,8	17,2
Chumbo	83,8	13,9	86,1	13,9
Zinco	85,5	48,5	92,5	7,5
Cálcio	17,8	1,9	19,3	80,7
Magnésio	24,6	8,9	31,3	68,7

Fonte: Damasceno *et al.* (1999). (*) O valor em % do tratamento secundário é referente ao saldo do tratamento primário mais o valor adicionado pelo lodo de retorno. Os números negativos indicam aumento da quantidade.

Os metais pesados incorporados ao licor misto original pelo percolado agregam-se ao lodo em excesso, proporcionalmente às taxas apresentadas na Tabela 12 e quando removidos retornam aos aterros, realimentando os percolados formados. A parcela não tratada descarregada no corpo d'água a montante da estação conterá aproximadamente de 2 a 33% da massa original de cada espécie adicionada (tabela 11, % não retida). Esta carga adicional é discutida no item 4.4.1.3.2. A Tabela 13 informa a concentração de metais típica do percolado brasileiro.

Tabela 13 - Faixas máximas e mais prováveis de contaminantes em percolados.

Variável	unidade	Faixa máxima	FMP	FVMP (%)
Cádmio	mg L ⁻¹	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Cromo	mg L ⁻¹	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cobre	mg L ⁻¹	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Ferro	mg L ⁻¹	0,01 - 260	0,01 – 65	67
Manganês	mg L ⁻¹	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Níquel	mg L ⁻¹	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Chumbo	mg L ⁻¹	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco	mg L ⁻¹	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70
Cálcio	mg L ⁻¹	10-7200	***	***
Magnésio	mg L ⁻¹	30-15 000	***	***

Fonte: (GOMES, 2009). Legenda: FMP faixa mais provável; FVMP (%): frequência de ocorrência do valor mais provável; *** fatores não calculados.

A remoção de componentes xenobióticos foi analisada por Bernhard *et al.* (2006) ao compararem simultaneamente em laboratório o desempenho de processos utilizando biorreator de membranas (MBR) e o tratamento de lodo ativado convencional, na biodegradação de poluentes polares persistentes. Estes são também conhecidos como a sigla P3, presentes em pesticidas, fármacos, repelente de insetos, retardadores de chama e surfactantes não iônicos, entre outros.

Foi mostrado que o processo de lodo ativado removeu muito pouco destes micropoluentes, a exemplo do EDTA e da carbamazepina, que foram refratárias ao tratamento e também de outros compostos como diclofenaco, mecoprop e sulfonilcarboxil, que apresentaram baixíssimas remoções.

A presença de ácidos húmicos, fúlvicos e cloretos nos percolados pode gerar trihalometanos. Estudos sobre sua presença em estações de tratamento de esgotos foram realizados por Matamoros *et al.* (2007), mostrando que estes não serão removidos pelos processos tradicionais das estações, sendo descarregados junto com o efluente da ETE nos rios.

4.4.1.3.1 Observações sobre o Percolado em ETE

O tratamento do esgoto doméstico em ETE remove tradicionalmente 98% da DBO. Os 2% não removidos farão parte do efluente descarregado em um corpo d'água. Ao se adicionar percolado de aterro em ETE, haverá adição proporcional de DBO junto ao efluente, assim como alta porcentagem de DQO não biodegradável característica. A adição de *macrocomponentes inorgânicos*, como nitrogênio e fósforo, induz fatores de sobrecarga na estação, como explicado no item 4.2.6.8. Quanto à emissão residual de *metais pesados* relativos ao percolado no efluente da estação, pode-se prever o impacto gerado dessa quantidade sobre uma determinada população, conforme apresentado em *Consumidores Equivalentes* (item 4.4.1.3.2).

4.4.1.3.2 Consumidores Equivalentes

O propósito deste indicador é demonstrar o risco adicional imputado a uma determinada população humana ao se descarregar percolado em uma ETE.

Adotando-se uma produção de percolado média de $90 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, típico de aterros como Jambeiro, SEMASA (Santo André) e São José dos Campos e considerando-se apenas a parcela de metais introduzida pelo percolado e descarregado juntamente com o efluente da ETE, conforme tabelas 12 e 13, calculou-se o indicador “Consumidor Equivalente”, apresentado na Tabela 14, definido como o número teórico total de pessoas que absorveriam a carga máxima de metais dentro dos limites individuais determinados pela FAO/WHO (1996), adicionados pelo percolado.

Tabela 14 - C.E. dos metais do percolado adicionados ao efluente da ETE.

Variável	Carga adicional de metais (g mês^{-1})		VMR (FAO-WHO)			C.E. [pessoas mês^{-1}]	
	Valor mínimo	Valor máximo	Dias	mg d^{-1}	mg mês^{-1}	Mínimo (4)	Máximo (5)
Cádmio	9,772	39,087	30	0,065	1,950	5011	20045
Cromo	27,216	43,546	30	0,033	0,990	27491	43985
Cobre	45,684	182,736	30	0,150	4,500	1015	4061
Ferro	1600,560	6402,240	30	20	600	2668	10670
Manganês	850,176	1105,229	30	3,5	105	8097	10526
Níquel	111,456	245,203	30	0,1	3	37152	81734
Chumbo	90,072	504,403	30	0,0232	0,6964	12933	72427
Zinco	145,800	777,600	30	10	300	486	2592

Fonte: Autor, baseado nas tabelas 12 e 11. Observações: (1) Valor médio FMP [kg mês^{-1}] adicionado ao efluente da ETE; (2) Valor médio da faixa máxima [kg mês^{-1}] adicionado ao efluente da ETE; (3) Consumo individual total referência/mês recomendado a um ser humano adulto (FAO/WHO, 1996); (4,5) C.E. “Consumidores Equivalentes” mínimos e máximos = [pessoas mês^{-1}]. Considera-se um consumidor equivalente a 65 kg; VMR= Valores Máximos Recomendados.

Porém, o “Consumidor Equivalente” não é oficialmente levado em conta, visto que os parâmetros oficiais se referem à concentração em ambiente diluído. Como o fator de diluição é muito grande, torna a concentração resultante irrisória, assim como o lançamento de metais e seu impacto sobre o meio ambiente.

No exemplo acima, adotando-se consumo diário de água de 150 litros por habitante (padrão de dimensionamento) em uma cidade com 500.000 habitantes, tem-se uma vazão de esgoto afluente de 690 L s^{-1} e para uma descarga de percolado igual a 1 L s^{-1} , tem-se um fator de diluição aproximado de 690 vezes.

Com isso a concentração de metais adicional passa a ter um valor desprezível, porém a análise da massa de metais descarregada mensalmente no corpo d’água revela um quadro preocupante, conforme exposto na Tabela 14. Uma vez nos corpos d’água, parte dos metais se deposita no lodo da calha do rio e é absorvida pela sua biota, impregnando cumulativamente toda a cadeia alimentar (KIFFNEY; CLEMENTS, 1993). Quanto aos *compostos xenobióticos* o tratamento de lodo ativado tradicional é inócuo e seu destino é se tornar parte do efluente da ETE.

4.4.2 Tratamentos diretos convencionais do percolato de aterro

Em seguida são apresentados alguns dos principais processos de tratamento direto em *uso atualmente*, avaliados em relação aos quatro grandes grupos contaminantes presentes (cf. item 4.2.10).

4.4.2.1 Sistema de lagoas

Em um aterro sanitário, pelo menos um tanque de equalização (ou lagoa de estabilização) é exigido, devido à grande variabilidade de vazão do percolato (GOMES, 2009). De forma geral em países pobres e em desenvolvimento é no tanque de equalização que se processam os tratamentos mais simples, antes de serem descarregados em corpos d'água.

Um tratamento mais elaborado geralmente é realizado em três etapas na seguinte ordem: lagoa anaeróbia, seguido por uma lagoa aeróbia ou facultativa (esta se apresentando como o processo mais comum e bem menos eficiente), terminando em uma lagoa de maturação (ou fotossintética). A variabilidade na vazão, por sua vez, causará variações no tempo de retenção hidráulica (TRH) do percolato nas lagoas, podendo alterar significativamente sua já baixa eficiência. A Figura 10 mostra a construção destas lagoas.

Figura 10 - Lagoas de tratamento do percolato.

Local: São Sebastião do Paraíso (MG). Fonte: Jornal do Sudoeste (2012).

Segundo Martins *et al.* (2013), a remoção da matéria orgânica dissolvida em lagoas apresentou baixas porcentagens. Os testes resultaram em valores da Demanda Química de Oxigênio Solúvel e Biodegradável (DQOS), equivalente à Demanda Bioquímica de Oxigênio obtida em período de 5 dias, a 20 °C (DBO_{5,20}), entre 35 e 82%, sendo que as maiores taxas de remoção ocorreram durante estágios com recirculação e aeração presentes. O melhor resultado, de cerca de 350 mg L⁻¹, obtido pelo melhor arranjo, aerado e recirculado, ficou muito acima do valor da DBO₅, 120 mg L⁻¹ exigido pelo CONAMA 430.

Certificou-se através de ensaio realizado em uma planta piloto composta por três tanques, simulando o processo tradicional de lagoas: anaeróbia (P1), facultativa (P2) e de maturação (P3) além de um filtro biológico (*rock filter*), dispostos em série e alimentados com uma vazão contínua de (200 L d⁻¹) durante 111 semanas, utilizando seis diferentes condições operacionais através de variações de aeração e recirculação.

No mesmo estudo a remoção dos *macrocomponentes inorgânicos* conforme esperado, apresentou individualmente nas lagoas, facultativa (P2) e de maturação (P3), sob aeração forçada e recirculação, alta eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal com valores variando de 75 a 99% e concentrações médias variando de 8 a 27 mg L⁻¹, com o resultado superior da faixa fora do *Valor Máximo Permitido* (VMP), 20 mg L⁻¹ determinado pelo CONAMA 430.

O menor tempo de retenção hidráulica (TRH), nas lagoas P2 e P3 foram 21 e 16 dias respectivamente, operando com fluxo aerado e recirculação após o *rock filter*.

O valor do TRH obtido determina juntamente com a vazão de pico do percolado, o volume de projeto da lagoa, sendo que o seu dimensionamento será determinado pela profundidade característica de seu tipo, seja anaeróbia, aeróbia ou facultativa e maturação.

Tomando como exemplo as lagoas do estudo, P2 (facultativa) e P3 (maturação), com profundidades médias de 2,25 m e 1,5 m, respectivamente, adotando-se aterros com vazão média de 1 L s⁻¹ e picos de até 5 L s⁻¹, comuns em cidades até 500 mil

habitantes com os respectivos TRH de 21 e 16 dias, deverão resultar lagoas com aproximadamente 72 metros de diâmetro, portanto muito grandes e ainda assim operando com baixa eficiência e eficácia na remoção dos contaminantes presentes no percolado.

A literatura não apresentou avaliações significativas sobre a atuação do sistema sobre os metais e componentes xenobióticos, pois sendo um processo biológico convencional, atua somente na fração biodegradável da carga orgânica e é incapaz de tratar elementos recalcitrantes em curto prazo.

4.4.2.1.1 Observações sobre o Tratamento em Lagoas

A ausência de aeração e recirculação resultou, no estudo conduzido por MARTINS *et al.* (2013), a índices muito baixos (32%) de remoção de *matéria orgânica dissolvida*. Para esta condição, seria necessário aumentar o TRH e incrementar o lodo anaeróbio. Com isso o volume das lagoas aumentaria muito. A faixa com as maiores taxas de remoção ocorrem durante estágios com recirculação e aeração presentes, na prática, um processo de lodo ativado, incluindo-se no processo consumo de energia e seus custos, adicionais de manutenção. O tratamento em lagoas requer operação complementar para enquadrar a matéria orgânica dissolvida, metais e compostos xenobióticos do efluente nos parâmetros especificados pela RC 430.

4.4.2.2 Recirculação de percolado

Trata-se de um processo muito utilizado para acelerar a degradação da matéria orgânica através de processos anaeróbios, melhorando a produção de biogás e também a velocidade de recalque do aterro.

Experiências conduzidas por HERNÁNDEZ-BERRIEL *et al.* (2014), de forma controlada, indicaram melhora substancial da distribuição da umidade e dos nutrientes para as bactérias metanogênicas, agindo também como solução tampão e diluidor de compostos inibidores. O efeito da taxa de recirculação, como indutora de melhores condições para a degradação anaeróbia e consequente geração de

metano pode ser analisada em laboratório com biorreatores utilizando taxas de recirculação variando de 15 a 120% do volume médio de percolado produzido durante 201 dias, controlando-se a degradação anaeróbia, a produção de metano e diversos outros parâmetros. Os melhores resultados obtidos indicaram taxa ótima de recirculação na faixa de 30-40% do volume médio de percolado produzido.

Porém, se por um lado promove os benefícios já citados, tem na instabilidade dos taludes sua grande desvantagem. É causada principalmente por recirculação mal planejada do percolado ou chuvas intensas que saturam a massa de lixo criando pontos de instabilidade, ocasionando graves deslizamentos (BOSCOV, 2008).

A estabilidade e outras propriedades físicas dos taludes em aterros com elevada quantidade de percolado recirculado em sua massa foi estudada por Thiel *et al.* (2005) em função do índice pluviométrico e do clima nos EUA.

O estudo mostrou que grandes aterros recebendo mais de 300 toneladas dia^{-1} de resíduos, localizados em regiões de clima seco, com menos de 500 mm de chuvas ano^{-1} , mesmo recebendo resíduos com alto teor de umidade, apresentaram alterações físicas insignificantes. O percolado totalmente reintroduzido na massa de lixo não causou recalques excessivos ou aumentos perceptíveis na geração de percolado.

Em aterros médios com disposição diária de até 1200 toneladas, localizados em áreas de moderado índice pluviométrico (1100 mm ano^{-1}), observaram-se alterações físicas significativas, podendo-se citar como benefícios, o acelerado recalque, massa de rejeitos com alta densidade, degradação acelerada, aumento da geração de gás e geração de percolados levemente tratados. Porém, efeitos adversos como o aumento da emissão de odores, rachaduras no talude, rápido entupimento da camada de cascalho da rede coletora de percolado, inundação dos poços de biogás e das respectivas redes coletoras tem presença quase certa. São apontadas como causa de explosões e deslizamentos as pressões internas geradas pelo gás preso em bolsões internos devido à baixa permeabilidade do aterro. O problema pode ser agravado durante a reinjeção do percolado e chuvas fortes (BOSCOV, 2008). A Figura 11 traz a imagem de um acidente ocorrido em 2011.

Figura 11 - Deslizamento no aterro Pajoan em Itaquaquecetuba (2011).

Fonte: Associação para Proteção Ambiental Nova Louzada e Região.

Pesquisas realizadas por FRANCOIS *et al.* (2007), após deslizamentos, revelaram o acúmulo no aterro de cloretos, amônio e poluentes orgânicos, assim como descargas de metano e amônia no meio ambiente. Os graves impactos ambientais também foram comprovados por Xing *et al.* (2013) através dos resultados obtidos por emissões da mesma natureza, tais como parâmetros de aquecimento global, formação fotoquímica do ozônio, acidificação, lançamento de nutrientes, ecotoxicidade na água e no ar e diversas formas de toxicidade em humanos.

4.4.2.2.1 Observações sobre a Recirculação

A recirculação do percolado é benéfica ao processo desde que haja controle rigoroso da umidade, alterações físicas e concentrações de espécies no maciço. O percolado recirculado não atende aos parâmetros CONAMA 430.

4.4.2.3 Coagulação-floculação

O processo de coagulação-floculação tem como objetivo retirar partículas coloidais da solução através da formação de um floco rapidamente sedimentável segundo, TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003).

A literatura apresenta baixas remoções de cor e DQO obtidas por GOMES (2009) com coagulação-floculação direta em percolados em oposição aos excelentes resultados obtidos em outros diversos tipos de efluentes, certificados em centros de grande *expertise*. Estes resultados motivaram o estudo da correlação entre a elevada força iônica presente no percolado e sua influência na eficiência do processo (Souto, 2009).

PAVANELLI (2001) relatou dosagens de coagulantes atingindo valores de 3500 a 4500 mg L⁻¹, obtendo apenas 50% na remoção da DQO, 70 e 90% na remoção de cor e turbidez respectivamente, resultados totalmente diferentes dos valores máximos normalmente utilizados em águas com cor e turbidez elevadas, dosadas com sulfato de alumínio ou cloreto férrico, cujos valores não ultrapassam 100 e 80 mg L⁻¹, respectivamente.

Confirmou-se que as reações entre a quantidade de coagulante lançado e o contaminante a ser retirado não são determinadas diretamente pelo simples cálculo estequiométrico, mas sim pelo **coeficiente de atividade**, indicador da % efetiva da massa de coagulante que participará da reação, função da **força iônica**, que por sua vez dependa da condutividade da solução.

Nos testes realizados em percolado com força iônica 0,4 mol L⁻¹, obteve-se coeficiente de atividade 0,04, ou seja, 4% da quantidade total adicionada de coagulante efetivamente reagiram. Portanto, percolados contêm elevada força iônica e necessitam de grandes quantidades de coagulante para obter o efeito desejado.

Outro fator de grande importância na dosagem dos coagulantes é o pH, referenciada por Tchobanoglous *et al.* (2003). O rendimento ótimo do cloreto férrico e do sulfato de alumínio, mais utilizados em percolados, foi obtido com valores de pH 4 e 6 respectivamente, em estudos realizados por Aziz *et al.* (2007) e Marañón *et al.* (2008).

O estudo da remoção de matéria orgânica dissolvida por Tatsi *et al.* (2003) indicou alta capacidade de remoção da DQO (cerca de 80%) ao se adicionar cloreto férrico a percolados *parcialmente estabilizados* (através de recirculação), porém obtiveram-

se valores abaixo de 35% quando adicionadas amostras de *percolado jovem*, reforçando o já comentado quanto à influência da força iônica.

A adição de polieletrólitos e ajustes de pH para um valor mais alcalino alteraram levemente os valores de remoção dos poluentes. O estudo aconselhou a utilização do processo como pré-tratamento, especialmente em percolados de aterros novos, anterior ao tratamento biológico e como pós-tratamento em percolados parcialmente estabilizados.

O processo de coagulação-floculação não se aplica diretamente na remoção de íons, portanto não é um processo indicado para a remoção de macrocomponentes inorgânicos. Sendo assim, a alta concentração de amônia ionizada não resultará em redução significativa, porém o nitrogênio orgânico por estar associado a cadeias longas poderá ser removido, seguindo o mesmo comportamento descrito por Aguilar *et al.* (2002), ao analisarem o processo de coagulação em um efluente de matadouros, obtendo 85% de remoção do N-albuminoide e baixa remoção indireta do nitrogênio amoniacal (<10%).

4.4.2.3.1 Observações sobre o Processo de Coagulação em Percolados

A utilização do processo de coagulação-floculação em percolados é complexa devido à diversidade do efluente. Analisar a questão da força iônica e do pH envolvidos é fundamental para que se possa tornar o processo eficiente e eficaz. É um processo que acrescenta mais lodo e controles ao sistema. Foi considerado um processo inadequado para tratamento de percolado por GOMES (2009).

4.4.2.4 Flotação

Tchobanoglous *et al.* (2003) descrevem a flotação como uma operação unitária para separar partículas sólidas e líquidas de uma fase líquida, geralmente através da introdução minúsculas bolhas de ar que, em seu movimento ascendente, se aderem aos sólidos suspensos e flocos formados pela coagulação-floculação, quando utilizada, promovendo sua ascensão e posterior remoção da espuma superficial. Promove também remoção de amônia.

Os processos combinados, de coagulação com cloreto férrico (FeCl_3) e flotação com ar foram avaliados por Adlan *et al.* (2011) em tratamento de percolado produzido por aterro semiaeróbio, também conhecido como Método Fukuoka.

Parâmetros de tratamento (vazão, dosagem do coagulante, pH e tempo de injeção) foram otimizados via metodologia da superfície de resposta (RSM) utilizando um planejamento experimental composto central para produzir máxima remoção de turbidez, DQO, cor e nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$).

Os testes confirmaram os resultados previstos pelo modelo, sendo que os valores iniciais da turbidez (259 FAU), DQO (2010 mg L^{-1}), cor (4000 Pt-Co) e $\text{NH}_3\text{-N}$ (1975 mg L^{-1}) foram reduzidos em 50%, 75%, 93% e 41%, respectivamente. Ao se operar o sistema conforme os resultados obtidos pelo modelo, utilizaram-se $599,2 \text{ mg L}^{-1}$ de FeCl_3 , pH 4,76, seguido do saturador, operando com pressão de 600 kPa, vazão de 6 L min^{-1} e tempo de injeção de 101 s.

4.4.2.4.1 *Observações sobre o Tratamento de Flotação em percolados*

Nota-se que apesar dos fatores limitantes expostos no processo de coagulação-floculação em relação à DQO (50%), houve melhoria com uso da flotação (75%), assim como em relação à remoção de amônia. Foram introduzidos custos no sistema devido à aeração, porém, caso os mesmos índices obtidos nos estudos do processo de coagulação-floculação apresentados em 4.3.2.3 fossem aplicados, incluindo-se a melhora proporcionada pela flotação, a matéria orgânica dissolvida, metais e compostos xenobióticos estariam fora dos VMP pela RC430.

4.4.2.5 Precipitação Química

GOMES (2009) e DINIZ (2010) utilizaram a precipitação química com adição de compostos de fosfato e magnésio para tratamento de percolado. Avaliou-se a remoção da DQO, $\text{DBO}_{5,20}$, nitrogênio, fósforo e metais, adicionando-se hidróxido de cálcio e compostos de fosfato e magnésio.

A matéria orgânica dissolvida apresentou baixa remoção de DQO na presença de compostos de fosfato e magnésio. Já o hidróxido de cálcio mostrou-se muito efetivo na remoção de cor e turbidez, mas não se revelou eficaz para remover DQO, $\text{DBO}_{5,20}$.

É o método mais utilizado para a *remoção metais*, podendo ser feito pela adição de uma base (geralmente hidróxido de cálcio) ao efluente, alterando seu pH, de modo que haja a formação de produtos insolúveis sob a forma de hidróxidos e óxidos.

Em sequência, processos de sedimentação e filtração são realizados para complementar o tratamento. Contudo, JIMENEZ *et al.* (2004) concluíram que estas técnicas tradicionais são inadequadas para a descontaminação de grandes volumes de efluentes contendo metais pesados em baixas concentrações, devido à baixa eficiência operacional e aos elevados custos de extração resultantes deste processo. A comparação da eficiência e da eficácia entre bioprocessos e a remoção através de produtos químicos foi realizada por Eccles (1995), demonstrando a vantagem da remoção biológica.

A remoção de compostos xenobióticos foi analisada por Roccaro *et al.* (2013), que mostraram que tratamentos convencionais, como coagulação e precipitação química, são ineficientes na remoção de micropoluentes orgânicos. Experimentos realizados com sulfato de alumínio, cloreto férrico ou calcário mostraram remoções de menos de 20% de desreguladores endócrinos, fármacos e produtos de limpeza contidos nas amostras.

4.4.2.5.1 *Observações sobre o processo de Precipitação Química*

A análise da ação de produtos químicos no percolado formando precipitados apresenta de forma geral baixa eficiência na remoção da matéria orgânica dissolvida, dos macronutrientes inorgânicos, de compostos xenobióticos, além de gerar resíduo e necessidade de processos complementares na remoção de metais.

4.4.2.6 Stripping, Arraste ou Dessorção da Amônia

Conforme Gomes (2009), dentre os processos físico-químicos, o que se revelou mais eficaz para a remoção do nitrogênio amoniacal foi o arraste (*stripping*), pois favorece a volatilização da amônia não ionizada, obtida normalmente pelo aumento do contato entre o percolado e o ar e pela elevação do pH. O processo foi estudado em torres recheadas, em lagoas rasas, em reatores de chicanas e em tanques dotados de agitação. Também se avaliou o arraste em amostras pré-tratadas por precipitação química em meio alcalino.

O arraste em torres permitiu, após elevação do pH, no pior dos casos, a remoção de mais de 90% da amônia com um tempo de detenção de quatro horas. Os custos estimados para o arraste em torres recheadas foram muito elevados, o que indica que essa técnica, apesar de eficaz, ainda depende de muitos estudos para se tornar viável em escala real. Os resultados dos testes de arraste em amostras previamente tratadas com hidróxido de cálcio revelaram eficiências acima de 90% em até seis horas, desde que haja adequado suprimento de ar, de modo bastante semelhante às torres recheadas.

Os reatores de chicanas, operados de vários modos diferentes, apresentaram remoção de nitrogênio amoniacal bastante variada, entre 6 e 73%, para o tempo de detenção utilizado, de 12 dias. Os tanques dotados de agitação também apresentaram baixa eficiência, em torno de 30%, com tempo de detenção de 20 dias.

4.4.2.7 Materiais Adsorventes, Troca Iônica

A adsorção pode ser empregada como uma das etapas do tratamento do percolado, uma vez que esta operação tem capacidade de remover uma grande parcela de matéria orgânica dissolvida não biodegradável (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

O carvão ativado granular (CAG) foi utilizado por Kawahigashi *et al.* (2014) em quatro ensaios, para remoção da matéria orgânica dissolvida presente no percolado. Obtiveram-se remoções de cor variando entre 94 e 100%, DQO entre 45 e 76% e

COT entre 23 e 67%. Os valores máximos obtidos após adsorção foram: Cor = 8 uH, DQO = 167 mg L⁻¹ e COT = 93 mg L⁻¹.

Presentes em altas concentrações, os macronutrientes inorgânicos, como a amônia ionizada em meio aquoso, podem ser removidos através de troca iônica e por alguns minerais naturais, como as zeólitas e algumas argilas (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003).

Aplicando ambos os conceitos, BARBARIĆ-MIKOČEVIĆ (2005) trataram o percolado de aterro com carvão ativado e zeólitas naturais conhecidas como clinoptilolitas, muito conhecidas por serem altamente seletivas e eficientes trocadores catiônicos para os íons amônio. Os resultados apresentados foram obtidos a partir de um percolado contendo 820 mg L⁻¹ de NH₄⁺ e 1033 mg L⁻¹ de COT. Ao tratar o percolado aplicando 0,04-2,5% (w/w) de carvão ativado (Norit 0.8 Supra) obteve-se redução do teor de carbono orgânico total de 1033 para 510 mg L⁻¹ (51%).

A troca iônica entre o íon amônio e as zeólitas, sem pré-tratamento do percolado em carvão ativado, resultou em remoção de 4,2 mg NH₄⁺ g⁻¹. Com pré-tratamento, independentemente da massa adicionada, obteve-se valor máximo de 5,7 mg NH₄⁺ g⁻¹, revelando baixa remoção em relação à solução modelo, com igual concentração de amônio, que resultou em 17,70 mg NH₄⁺ g⁻¹ removidos.

Os poluentes orgânicos não removidos pelo carvão ativado (mais provavelmente compostos de origem natural) foram adsorvidos pelas zeólitas. Com isso houve redução na troca iônica entre as zeólitas e o NH₄⁺, efeito atribuído em parte à presença de íons K⁺ e Ca²⁺.

4.4.2.7.1 Observações sobre Materiais Adsorventes

A utilização do carvão ativado apresentou excelente resultado como processo complementar na remoção da matéria orgânica dissolvida e parte de compostos xenobióticos. A necessidade de reposição de insumos e da retrolavagem o colocam como inviável para o tratamento direto do percolado.

4.4.3 Processos Térmicos de Tratamento

4.4.3.1 Definições

4.4.3.1.1 Pressão de Vapor, Evaporação e Ebulição

A *pressão de vapor* de um líquido a uma dada temperatura é a pressão na situação de equilíbrio, exercida pelas moléculas que passam através da superfície livre. A *evaporação* corresponde à transformação de compostos líquidos em vapor, volatilização esta causada por transferência de calor (SEADER; HENLEY, 2006). Se operando abaixo do ponto de ebulição *de um determinado composto*, é um processo lento. O fluxo de vapor é formado somente na superfície do líquido. Na *ebulição*, o processo de evaporação ocorre também abaixo da superfície, pois o calor adicionado gera energia suficiente para que a pressão de vapor de determinado(s) composto(s) *em toda a massa líquida* iguale a pressão que age sobre a superfície (ambiente), promovendo sua rápida evaporação. Os líquidos mais voláteis, com pressões de vapor mais elevadas entram em ebulição a temperaturas mais baixas.

4.4.3.1.2 Destilação

Operação Unitária classificada pela Engenharia Química, como uma das muitas operações de separação utilizadas em laboratórios ou na indústria, para purificar as correntes do Processo (Matérias Primas ou Produtos).

A separação por destilação só é possível se os diferentes componentes da mistura a separar tiverem volatilidades diferentes, ou seja, pontos de ebulição diferentes. Estas diferenças estão necessariamente relacionadas com diferenças nas forças intermoleculares de cada componente, dependentes das respectivas estruturas moleculares, o que conduz a pressões de vapor diferentes para os vários componentes da mistura.

A operação de Destilação tem muitas e variadas aplicações industriais. Como exemplos, tem-se a separação do petróleo cru em frações de hidrocarbonetos com diferentes gamas de massa molar na Indústria Petroquímica, produção de polímeros, nas indústrias alimentícia e farmacêutica; reciclagem realizada pela

indústria de biocombustíveis, como a purificação do bioetanol e até na dessalinização da água (Universidade de Coimbra, 2016).

4.4.3.2 Ciclos abertos e fechados

Adota-se para este trabalho, que processos em *ciclos abertos* descarregam vapores na atmosfera, dispersando contaminantes no meio ambiente. Evaporadores (item 4.4.3.2.1) e lagoas de estabilização (item 4.4.2.1) são exemplos deste tipo de processo. *Ciclos fechados*, utilizando os mesmos evaporadores como pré-tratamento, porém *conectados* a sistemas auxiliares de captura de contaminantes, não promovem sua dispersão no ambiente, além de promover um controle mais preciso do processo.

4.4.3.2.1 Evaporadores

GOMES (2009) constatou que a evaporação forçada busca apenas diminuir o volume a ser tratado ou disposto, liberando vapor na atmosfera e retornando ao aterro o resíduo concentrado acumulado. A Figura 12 mostra um evaporador em funcionamento.

Figura 12 - Evaporador de percolado.

Fonte: BTS Termodinâmica de Sistemas Ltda.

A dispersão de contaminantes na atmosfera é confirmada pelo estudo realizado por TAVARES (2011) com evaporador em Gramacho (RJ), onde o vapor descarregado

no ambiente, condensado para análise de alguns parâmetros é apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 - Análise do vapor resultante no aterro de Gramacho.

Parâmetros	Unid.	MÉDIA BRUTO	MÉDIA Condensado	% remoção	CONAMA	Resíduo
DQO	mg L ⁻¹	2325	64,7	97,2	180	14100
Cloretos	mg L ⁻¹	6146	1548,7	74,8	250	38660
Alcalinidade	mg L ⁻¹	8050	8066,7	-0,2		11900
NTK	mg L ⁻¹	2296	2195,2	4,4		140
Amônia	mg L ⁻¹	1420	1299,5	8,5	20	12,83
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹	676,3	886,5	-31,1		127,17
Nitrito	mg L ⁻¹	0,3	0,2	50,0	1	1,03
Nitrato	mg L ⁻¹	35,5	12,3	65,5	10	0,2
Fósforo Total	mg L ⁻¹	123,3	101,7	17,5		173,37
Ortofosfato	mg L ⁻¹	133,5	39,0	70,8		127,05
SST	mg L ⁻¹	65,5	10,7	83,7		-
SSF	mg L ⁻¹	23	4,8	79,0		-
SSV	mg L ⁻¹	42,5	5,8	86,3		-
ST	mg L ⁻¹	8743,3	55,6	99,4		91785
SV	mg L ⁻¹	1600	14,6	99,1		45355
STF	mg L ⁻¹	7106,6	22,2	99,7		-
STV	mg L ⁻¹	1636,7	24,4	98,5		-
Cor	Pt-Co	5125	18,7	99,6		26250
Turbidez	FAU	3032	3,2	99,9		4000
pH	-	8,5	9,4	-10,9	5-9	9,3

Fonte: (TAVARES, 2011).

Portanto, a vaporização forçada em ciclo aberto do percolado é um processo purificador, porém ambientalmente condenável, tornando-se necessária a utilização de ciclos fechados, compostos de processos complementares, que corrijam os parâmetros não conformes. O mesmo problema ocorre na evaporação natural presente em todas as lagoas de estabilização (ALARCÓN, 2012).

4.4.3.3 Ciclos Fechados e a Destilação de percolados

Os processos em ciclo fechado têm a grande vantagem de não descarregar contaminantes diretamente no ambiente, além de proporcionar um melhor controle das frações gasosas e líquidas resultantes da evaporação do percolado. Estudos como o realizado por Birchler *et al.* (1994) utilizando sistemas fechados de destilação ocorreram desde a década de 1980 em países da Europa (EISNER *et al.*, 1996) porém raramente se operacionalizaram. Utilizaram-se processos auxiliares *conectados* aos evaporadores, agora como pré-tratamento, como carvão ativado, reatores químicos diversos e mais atualmente membranas, como os realizados por Palma *et al.* (2002), a partir de percolado produzido em aterro industrial italiano, cuja análise do condensado *pré-tratado* é apresentada na Tabela 16, e a experiência conduzida por SÁ (2008) com um destilador solar, cujos resultados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 16 - Análise do percolado bruto, destilado e resíduo italiano.

Parâmetro	Unidade	Bruto	Destilado *	% redução	Resíduo
DQO	mg L ⁻¹	19900	200,5	99,0	78000
DBO ₅	mg L ⁻¹	4000			
COT	mg L ⁻¹	5244	53,1	99,0	20640
Condutividade	µS cm ⁻¹	79800			
pH	-	8			
Densidade	Kg dm ⁻³	10552			
Na ⁺	meq L ⁻¹	1012	0,18	100,0	5783
K ⁺	meq L ⁻¹	39,6	–	100,0	121
Mg ²⁺	meq L ⁻¹	186,3			
Ca ²⁺	meq L ⁻¹	1,08	–	100,0	58
Ba ²⁺	meq L ⁻¹	3,43			
NH ₄ ⁺	meq L ⁻¹	217,6	33	84,8	733
F ⁻	meq L ⁻¹	10,07	0,3	97,0	45
Cl ⁻	meq L ⁻¹	1293	28	97,8	5550
Br ⁻	meq L ⁻¹	0,71	–	100,0	2
SO ₄ ²⁻	meq L ⁻¹	6,05	0,04	99,3	4
Cu ²⁺	meq L ⁻¹	0,032	–	100,0	0,25
Cr ³⁺	meq L ⁻¹	0,013	–	100,0	1,4
Fe ³⁺	meq L ⁻¹	0,18	–	100,0	4,25
Pb ²⁺	meq L ⁻¹	0,02	–	100,0	0,08

Fonte: Palma *et al.* (2002). (*) antes do uso de membrana.

Sá (2008), em Pernambuco, construiu um evaporador a *energia solar* em ciclo fechado, obtendo destilado com os valores apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Remoções do destilado de Muribeca (PE).

Parâmetro	Unidades	Bruto	Destilado	% remoção
Cor	Hazen	16875	25,2	99,8
Turbidez	UNT	105,5	4,44	95,7
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	15150	4,81	99,96
Sólidos Totais	mg L^{-1}	17080	<1	99,9
Cromo	mg L^{-1}	0,3	*	*
Ferro	mg L^{-1}	4,0	0,05	98,6
Manganês	mg L^{-1}	1,6	0,13	91,8
DBO	mg L^{-1}	8851	35	99,6
DQO	mg L^{-1}	9214	188	97,9
Coliformes Termo-tolerantes	NPJM 100 mL^{-1}	$3,0 \times 10^5$	2	99,9
Coliformes Totais	NPJM 100 mL^{-1}	$5,0 \times 10^5$	2	99,9

Fonte: (SÁ, 2008). (*) Teste não realizado.

Katsifarakis (1993) também realizou estudo semelhante na cidade de Tessalônica (Grécia), construindo destilador seguindo os mesmos princípios dos dessalinizadores solares para água do mar. Com isso, o destilado obtido poderia receber tratamentos complementares e seus compostos poderiam ser reprocessados, obtendo-se novas matérias-primas.

4.4.3.3.1 Destilação por coluna de pratos (ou fracionada)

Uma coluna de pratos é um equipamento especializado, utilizado para transferir massa e calor entre fases líquida e gasosa, em fluxo ascendente, montados em diferentes estágios sobrepostos. Cada estágio é delimitado por dois pratos, exceto o estágio superior e o de fundo da coluna. Os *componentes* e o *fluxo de processo* de uma coluna de pratos com 3 estágios representada na Figura 13 são apresentados a seguir:

Inicialmente, uma solução composta de frações molares x_{i1} , y_{i1} , com i variando de $[1... n]$ no estágio [1] (a - azul escuro) tem sua temperatura gradativamente elevada pelo aquecedor [A] até a temperatura máxima de processo como exemplo, a temperatura de ebulição da água na pressão atmosférica local, promovendo inicialmente a evaporação dos compostos de menor temperatura de ebulição até aqueles com a temperatura de ebulição similar a da água.

Para o percolado de aterro, serão obtidos *principalmente* amônia, alguns compostos orgânicos e vapor d'água proporcional à temperatura e pressão de operação. As frações evaporadas representadas em (b - azul claro) fluem ascendendo através do tubo vertical central em direção ao estágio [2] (seta preta). Porém, a limitação imposta pelas superfícies interna da campânula (c) e externa do tubo central, invertem o fluxo da corrente (setas amarelas), agora descendente. A redução da temperatura promovida pela inversão, mais a menor temperatura do estágio [2] promovem a condensação de uma fração dos gases (principalmente água), ressolubilizando também uma *fração* dos compostos mais voláteis.

Esta nova solução com frações x_{i2} , y_{i2} se acumula no 1º prato do estágio [2], cujo volume máximo é definido pela altura dada pelo tubo T1 passante no estágio [2], (em azul acqua). O volume excedente de condensado no prato retornará pelo dreno T1 ao estágio [1], cuja solução inicial estará agora mais concentrada em relação aos compostos com temperatura de ebulição maior que a temperatura de operação, devido à menor quantidade de água, reiniciando o processo. As frações não condensadas em [2] seguem para o estágio [3] como explicado anteriormente.

O condensado retido no prato do estágio [2] aquece-se novamente, devido à transferência de calor que também ocorre do estágio [1] para o [2], iniciando um novo processo de evaporação dos compostos mais voláteis para os menos voláteis em direção ao estágio [3], como descrito anteriormente, sendo que o retorno do condensado no estágio [3] se dará através do dreno T2. O condensado formado e depositado no prato do estágio [3], iniciará por sua vez nova evaporação de suas frações até alcançar a temperatura máxima de processo do sistema.

A partir do estágio [3], as frações extraídas na forma gasosa e o vapor d'água entram pela tubulação central interna do condensador [4] e em seu topo, devido à sua construção, flui em fluxo descendente, permeando externamente as paredes do tubo em hélice do trocador de calor onde, devido à alta diferença de temperaturas entre a fonte quente (vapor d'água e gases) e a fonte fria (água de refrigeração), tem retirado grande quantidade de calor, realizando intenso processo de condensação do vapor d'água. Parte dos gases ressolubilizados formará o destilado final (DF) e parte será descarregada no ambiente através do dreno de gases.

Figura 13 - Diagrama geral de uma Coluna de Pratos.

4.4.3.3.2 Evaporação por película descendente (EPD)

A operação de colunas de destilação é um processo dispendioso em vários sentidos, como afirma PARISOTTO (2013). Há grande gasto de energia vaporizando componentes a serem separados e também exige grande espaço físico.

A própria coluna de destilação em si é um equipamento de grande diâmetro e altura, ocupando muito espaço. Se forem levados em conta os equipamentos auxiliares, como refeedores, condensadores, bombas, *pré-flash*, dentre outros muitos, têm-se um volume ainda maior.

Tal fato levou alguns pesquisadores, como Saifutdinov (1999), Arrison (2000), Iwakabe (2006), a buscarem alternativas para redução de tamanho e aumento de eficiência do processo de destilação convencional, utilizando-se para isto a destilação por película (*falling film*). Constatou-se que o uso do Evaporador por

Película Descendente (EPD) assistido por câmara de vapor em substituição às colunas de destilação convencionais, apresenta redução de dimensões e consumo energético para uma mesma aplicação. A Figura 14 apresenta seu princípio.

Figura 14 - Tipos de EPD

Fonte: Thermopedia

Há também a possibilidade de operação em duas formas distintas: a isotérmica, na qual a temperatura da câmara externa permanece constante durante o processo e outra com perfil de temperatura ao longo da câmara.

Como exemplo da redução dimensional e aumento da eficácia proporcionada por este tipo de equipamento, PARISOTTO (2013), operando com mistura etanol/água em ambos os perfis no EPD com 1 metro de altura, além obter concentrações 14% maiores do etanol no destilado com a câmara operando com perfil variável, obteve também redução das dimensões da coluna de destilação, pois a realizada em coluna convencional era composta com sete estágios e 1,70 m de altura.

5 EXPERIMENTOS: MATERIAIS, MÉTODOS E RESULTADOS

Este capítulo apresenta *quatro* experimentos divididos em dois grupos, realizados conforme os objetivos definidos para este trabalho.

O *primeiro grupo* tem como objetivo proceder à avaliação do processo de destilação do percolado de aterro, realizado em dois sistemas diferentes, comparando os valores dos parâmetros dos destilados obtidos na aplicação de 12 testes de controle, conforme apresentado na Tabela 18 (item 5.1), aos valores máximos permitidos pela RC 430 em seus parágrafos 16,17, 18 e legislações complementares. *Dois experimentos* de destilação foram realizados: *no primeiro*, percolados brutos SEMASA e Bandeirantes foram destilados em processo CP cujos métodos, materiais e respectivos resultados são apresentados no item 5.3.1. *No segundo* experimento, destilou-se em sistema EPDV apenas percolado bruto SEMASA cujos métodos, materiais e resultados são apresentados no item 5.3.2.

O *segundo grupo* é dedicado à análise de remoção da amônia em pós-tratamento dos destilados utilizando somente recursos disponíveis dos processos de destilação apresentados. *Duas experiências* foram realizadas: *a primeira* (item 5.4.1) aproveitou-se o sistema EPDV, incluindo em seu final, um dispositivo para coleta da amônia descarregada pelo sistema, composto de um frasco contendo solução de ácido clorídrico, possibilitando o balanço da amônia retida em todos os estágios do sistema EPDV. *Na segunda* (item 5.4.2) partindo de uma solução de aquamônia produzida em laboratório e submetida a certas condições ambientais, obteve-se um gráfico de remoção da amônia em função do tempo que poderá servir de base para o pós-tratamento para a remoção da amônia retida no destilado.

A seguir são apresentados detalhadamente os testes de controle e os dois grupos experimentais com seus respectivos elementos.

5.1 Testes de Controle

Aplicaram-se aos destilados obtidos nos processos CP (item 5.3.1) e EPDV (item 5.3.2), 12 diferentes caracterizações para avaliar a remoção dos quatro grupos contaminantes constituintes de percolados coletados, comparando-os aos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela RC 430 e legislações complementares conforme tabela 18:

Tabela 18 - Testes aplicados aos destilados.

	Nome	Norma	Entidade	Ano	País	Edição
1	Cor	NBR 5769	ABNT	2009	Brasil	
2	Turbidez	NTS-008	SABESP	1999	Brasil	
3	pH	4500 H+ B	SMWW	2012	EUA	22º
4	Odor	Qualitativo				
5	Análise de Sólidos	2540 A, B, D, E	SMWW	2012	EUA	22º
6	COT	5310 TOC	EPA- SM		EUA	
7	DQO	5220 D	SMWW	1997	EUA	22ª
8	DBO	5210 B	SMWW		EUA	
9	Grupo Nitrogênio	4500 B,C + 4100-B	SMWW		EUA	
10	Ânions	Cromatog. Iônica				
11	Metais	EPA 3015	EPA		EUA	
12	Ecotoxicidade	NBR 12713.	ABNT		Brasil	

Métodos e materiais utilizados nos testes de controle são apresentados na Tabela 18 são detalhadamente descritos nos itens de 5.1.1 a 5.1.12.

5.1.1 Cor

Materiais e Métodos

Para a avaliação de cor do destilado, utilizou-se método comparativo conhecido como platina-cobalto descrito pela norma ABNT- NBR 5769 (ABNT , 2009), cuja escala de cores presente no disco comparador de cor do aparelho é resultado de diferentes concentrações de cloroplatinato de potássio (K_2PtCl_6) em cloreto de cobalto ($CoCl_2$). Assim, ao se obter após ensaio uma amostra de água com cor igual a 5 uH, cinco unidades Hazen, a unidade de cor, significa que esta apresentou cor semelhante à da água destilada (padrão) ao ser superposta pelo disco na posição 5,

que contém solução com 5 mg L^{-1} de platina. O aparelho comparador de cor é apresentado na Figura 15.

Figura 15 - Aparelho comparador de cor (PHA-EPUSP).

Vista de topo: A: corpo do aparelho. B: disco comparador. C: visor da escala. D, E: visor da cor

Fonte: Autor.

Para a realização da análise retirou-se o tubo vertical preto (que é uma capa), colocando-se nos respectivos encaixes dois tubos Nessler, um com água destilada à direita e outro com a amostra do percolado destilado à esquerda. Recolocou-se o tubo vertical preto no lugar e o visor em sua extremidade.

Introduziu-se o disco na parte traseira, em ranhura localizada acima da lâmpada. Ao acendê-la, observou-se pelo visor colocado na extremidade superior do tubo preto um círculo bipartido, composto de mancha à esquerda relativa à amostra e à direita relativa ao padrão. Girou-se o disco comparador de cor graduado até a posição coincidente da coloração das manchas efetuando-se a leitura no respectivo visor.

5.1.2 Turbidez

Materiais, Métodos

A turbidez foi avaliada conforme norma NTS-008 (SABESP,1999), através do método nefelométrico, muito preciso, cujo princípio mede a dispersão da luz

incidente devido aos sólidos suspensos na solução, sendo o resultado expresso em UNT, Unidades Nefelométricas de Turbidez ou NTU (*Nefelometric Turbidity Units*). Utilizou-se um turbidímetro de bancada Hach 2100, dotado de fonte de luz (filamento de tungstênio), que incide na amostra (25 mL), além de um detector fotoelétrico capaz de medir a luz que é dispersa em um ângulo de 90° em relação à luz incidente.

5.1.3 pH

Materiais, Métodos e Resultados.

O teste de pH foi realizado através de pH-metro Tecnal, modelo TEC-5., utilizando-se a norma SMWW, 22ª Edição, 2012 - Método 4500H+ B, denominado método eletrométrico. Executou-se o procedimento geral no pH-metro, realizando-se a calibração através da imersão do eletrodo e do termopar na solução de referência (pH =10), seguindo as instruções do aparelho.

5.1.4 Odor

Teste qualitativo, somente sensorial. Para sua redução realizou-se teste de filtração em carvão ativado. (ver item 5.1.9.1)

5.1.5 Grupo Nitrogênio

Métodos e Materiais

Para a análise *qualitativa* da amônia foi utilizado o método descrito em (VOGEL, 1979), através do gotejamento por hidróxido de sódio (NaOH), resultando em consequente aumento do pH. O aumento da concentração de hidróxidos na solução deslocou o equilíbrio da reação reversível para a direita $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$, liberando gás amônia, gerando leve borbulhamento e acentuado odor de amônia, previamente presente nos destilados.

A análise *quantitativa* foi realizada através do método NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl, soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal presentes na amostra e do Nitrogênio Total corresponde à soma do NTK mais nitritos e nitratos. O método empregado para NTK foi o Standard Methods 4500 B,C, soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal para as amostras de ambos os aterros, brutas e destiladas. *Nitritos e Nitratos* foram obtidos por cromatografia iônica (item 5.1.9)

5.1.6 COT – Carbono Orgânico Total

Avaliou-se a remoção de compostos orgânicos através da comparação do COT do percolado bruto dos aterros Bandeirantes e SEMASA e dos respectivos destilados.

Materiais

Utilizaram-se amostras de percolado destilado obtidos nos experimento nº 1 e 2 em Equipamento TOC/TN marca Shimadzu, disponível no Centro de Engenharia de Sistema Químicos (PQI-EPUSP).

Utilizou-se o *método* EPA Standard Methods 5310 Total Organic Carbon (TOC). O princípio da técnica consiste na oxidação de moléculas orgânicas e a liberação de CO₂, identificado por meio de um detector de infravermelho não dispersivo. Os métodos e instrumentos usados para medir COT permitiram determinar diferentes componentes do CT (Carbono Total) na amostra:

- CI (Carbono Inorgânico) - carbonato, bicarbonato, e CO₂ dissolvido;
- COT (Carbono Orgânico Total), sendo $COT = CT - CI$

5.1.7 DQO – Demanda Química de Oxigênio

Ensaíram-se destilados SEMASA e Bandeirantes contendo altas concentrações de amônia, sulfeto de hidrogênio, baixa concentração de compostos orgânicos e traços de metais, conforme SMWW, 22ª Edição, 2012 - Método 5220 D no Laboratório de Saneamento do setor PHA da EPUSP

5.1.7.1 Interferências no resultado da DQO

A presença de cloretos, nitritos, nitratos e sulfetos presentes em amostras causam grandes discrepâncias nos resultados da DQO, pois ao se reduzirem, diminuem o valor do Oxigênio Dissolvido final (OD_f) aumentando o valor da DQO. Como exemplo, nitritos (NO_2^-) consomem 1,1 mg O_2 /mg NO_2^- (SABESP, 1997).

Nos testes de DQO realizados com os destilados SEMASA e Bandeirantes, os compostos como amônia, sulfetos e nitratos presentes nas amostras não foram neutralizados previamente, portanto utilizou-se a DQO total.

5.1.8 DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

A DBO não é um parâmetro apropriado para efluentes industriais e percolados de aterros, devido a sua alta carga tóxica, variabilidade constante em sua composição, além do resultado ser função do tempo. Porém como é um parâmetro de controle determinado pela RC 430, foi apresentada segundo norma SMWW 5210-B, similar à NTS-003 SABESP.

5.1.9 Ânions

5.1.9.1 Determinação da presença de sulfetos

A presença *qualitativa* de sulfetos no destilado foi confirmada através de dois experimentos mostrados na Figura 16. Um dos testes foi realizado acrescentando-se solução de hidróxido de sódio (NaOH) com pH=9 e gotejando-se em seguida solução de sulfato ferroso ($FeSO_4$). O resultado foi obtido observando-se a cor do precipitado. Se totalmente sem sulfetos, a reação $Fe^{2+} + 2OH^- \rightarrow Fe(OH)_2$ se realiza, precipitando hidróxido de ferro em tom marrom-amarelado. Se o precipitado apresentar cor verde escuro, revelará a presença de sulfeto (no caso do percolado, o reagente será o sulfeto de hidrogênio (H_2S) na solução, pois o enxofre reagirá com o ferro resultando na reação $S^{2-} + Fe^{2+} \rightarrow FeS$, precipitando sulfeto de ferro, o que de fato aconteceu.

O resultado apresentado na Figura 16 à direita, mostrando cor escura, foi obtido no teste realizado com o destilado sem filtragem em carvão ativado, revelando a presença de sulfetos.

Figura 16 - Identificação qualitativa de sulfetos.

O segundo teste, utilizando destilado filtrado em *carvão ativado*, resultou em precipitado de cor amarela (Figura 16 à esquerda), comprovando a remoção do sulfeto após passagem em carvão ativado, tendo também grande parte do odor sido removida.

Para realizá-lo, utilizou-se uma baqueta de vidro para misturar, em um béquer, 1 g de carvão ativado em pó com 40 mL de destilado obtido no experimento nº 1, em temperatura ambiente durante aproximadamente 2 minutos. Após a homogeneização todo o conteúdo do béquer foi despejado sobre o filtro de papel faixa azul disposto em outro béquer de 500 mL. Finalizada a filtragem, o conteúdo foi transferido para tubos Falcon, para que os testes de detecção fossem realizados conforme procedimentos explicados no primeiro experimento.

O teste indicou precipitado amarelo-amarronzado, hidróxido de ferro, o que comprova a baixíssima quantidade de enxofre (H_2S) presente na solução após filtragem em carvão ativado e percebeu-se a ausência de odores de sulfeto de hidrogênio substituído por odor de amoníaco.

5.1.9.2 Quantificação de outros ânions

A quantificação de ânions nos destilados SEMASA e Bandeirantes, obtidos pelo processo utilizando coluna de pratos, foi realizada empregando um cromatógrafo de

íons, marca Metrohm 850 Professional IC, do Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Metalurgia Extrativa da USP (LAREX). Os resultados obtidos pela cromatografia iônica estão na Tabela 19.

Tabela 19 - Presença de íons nos destilados.

Parâmetro	Unidade	SEMASA	Bandeirantes	CONAMA 430
Sulfato	mg L ⁻¹	0,286	0,192	NE
Sulfeto	mg L ⁻¹	*	*	1
Fluoreto	mg L ⁻¹	<LQ	-0,012	10
Brometo	mg L ⁻¹	0,319	*	NE
Cloreto	mg L ⁻¹	*	*	250
Nitrato	mg L ⁻¹	8,67	0,274	10
Fosfato	mg L ⁻¹	*	*	**

Fonte: Autor. Observações: (*) não detectado. NE: não especificado. LQ: (**) conf.lei 8468/76 SP.

5.1.9.3 Cloretos

A análise realizada em cromatógrafo iônico não detectou a presença de cloretos nas amostras dos destilados SEMASA CP e Bandeirantes CP.

5.1.10 Análise de Sólidos

Foram realizadas análises de sólidos para os destilados SEMASA e Bandeirantes obtidos nos processos com coluna de pratos (CP) e SEMASA EPDV. Sua obtenção possibilitou a comparação com a análise de sólidos dos percolados brutos e a consequente quantificação da remoção de suas frações pelo processo de destilação.

5.1.10.1 Métodos

Procurou-se, dentro do possível, utilizar a norma de coleta, armazenamento e utilização CETESB 6420, apesar das restrições apresentadas para a coleta de amostras.

Para a análise de sólidos utilizaram-se normas norte-americanas determinadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMWW), 22ª Edição, 2012 - Métodos 2540 itens A (explicação geral sobre os sólidos), B (obtenção sólidos totais em temperatura de secagem de 103-105 °C), D (obtenção de sólidos suspensos totais em temperatura de secagem de 103-105 °C), E (obtenção de sólidos fixos e voláteis à temperatura de 550 °C).

De forma resumida os métodos acima relacionados são apresentados no fluxograma representado na Figura 17, assim como o procedimento de cálculo para a determinação dos Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos Totais (SFT) e Sólidos Voláteis Totais (SVT), em que V_0 = volume da amostra (100 mL), P_0 = massa do cadinho, P_1 = massa cadinho + (ST), P_2 = massa do cadinho + (SFT) (PIVELI, 2015).

Figura 17 - Fluxograma do Método SMWW 2540.

Fonte: (Piveli, 2015).

As concentrações dos sólidos em $[mg\ L^{-1}]$ resultaram das seguintes relações (PIVELI, 2015):

1. ST (Sólidos Totais) = $(P_1 - P_0) / V_0$
2. SFT (Sólidos Fixos Totais) = $(P_2 - P_0) / V_0$
3. SVT (Sólidos Voláteis Totais) = ST – SFT

Os sólidos em *suspensão e suas frações* foram determinados utilizando-se um filtro-membrana de fibra de vidro com poros de 1,2 μm . Este filtro resiste à calcinação a 550-600 °C sem perder massa.

O filtro foi previamente preparado sendo umedecido com água destilada no conjunto de filtração a vácuo, calcinado durante 15 minutos a 550-600 °C, disposto em dessecador com sílica-gel, pesado em balança analítica (P_0) e retornado para o dessecador até o instante da análise. V = volume da amostra (100 mL), $P_1 = P_0 + \text{massa}_{\text{SST}}$, $P_2 = P_0 + \text{massa}_{\text{SSF}}$. SSV (Sólidos Suspensos Voláteis)=SST-SSF
O procedimento é apresentado na Figura 18.

Figura 18 - Fluxograma determinação de sólidos suspensos.

Fonte: Piveli, 2015.

As concentrações dos sólidos suspensos resultaram das seguintes relações (PIVELI, 2015):

1. SST (Sólidos Suspensos Totais) = $P_1 - P_0 / V$ [mgL^{-1}]
2. SSF (Sólidos Suspensos Fixos) = $P_2 - P_0 / V$ [mgL^{-1}]
3. SSV (Sólidos Suspensos Voláteis) = SST – SSF [mgL^{-1}]

Já os sólidos dissolvidos resultaram das seguintes relações:

4. SDT (Sólidos Dissolvidos Totais) = ST- SST [mgL^{-1}]
5. SDF (Sólidos Dissolvidos Fixos) = SFT-SSF [mgL^{-1}]
6. SDV (Sólidos Dissolvidos Voláteis) = SDT-SDF [mgL^{-1}]

5.1.11 Análise de Metais

Materiais

Coletaram-se amostras do destilado obtido no experimento nº 1 para realização dos testes. A remoção de metais foi avaliada através do equipamento Varian 720-ES (CEPEMA-USP).

Métodos

A análise foi realizada pela técnica de espectrometria de emissão atômica por plasma induzido, conhecido pela sigla ICP-ES, em inglês. Para garantir amostras isentas de compostos orgânicos utilizou-se o Método EPA 3015 “Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts”, pelo qual os compostos orgânicos presentes na amostra foram eliminados através de volatilização e posterior filtragem, resultantes da digestão proporcionada pela adição de ácido nítrico (HNO_3), calor e agitação da mistura. Obteve-se em seguida o branco e as soluções-padrão dos elementos a serem analisados.

5.1.12 Testes de ecotoxicidade aguda

Uma das possibilidades previstas para o destilado é descarregá-lo em corpos d'água, o que torna obrigatório a realização de testes de ecotoxicidade conforme o artigo 18 da Resolução CONAMA 430, cuja aprovação deverá atender à seguinte condição: $CECR \leq (CE(I) 50,48) / 100$, em que CECR é a *Concentração do Efluente no Corpo Receptor* (em %) definida por:

$$CECR (\%) = \left(\frac{\text{Vazão do Efluente}}{(\text{Vazão do Efluente} + \text{Vazão de Referência do Corpo Receptor})} \right) * 100 ,$$

Sendo seus parâmetros assim relacionados:

Vazão do Efluente corresponde à vazão de descarga do destilado;

Vazão de Referência do Corpo Receptor, que em São Paulo, segundo a CETESB, equivale ao parâmetro *Vazão mínima do corpo receptor* ($Q_{7,10}$), cuja base de dados

para seu cálculo poderá ser encontrada em dados hidrológicos oficiais, como os do DAEE (2016) do Governo do Estado de São Paulo ou então calculado conforme o procedimento descrito por TOMAZ (2012).

O parâmetro CE(I)50;48h, é a expressão da concentração do efluente que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% de uma população do microcrustáceo *Daphnia similis*, expostos durante 48 horas aos contaminantes presentes na amostra. Seu resultado é expresso em porcentagem (%) e o método analítico para sua obtenção é descrito pela norma técnica ABNT-NBR 12713.

5.1.12.1 Diluição da Amostra e Fator de Diluição

Caso a concentração inicial utilizada na amostra não atenda à condição CE(I)50,48, é necessário realizar sua diluição através do fator de diluição, razão entre a concentração inicial e a concentração final. Deverá também ser utilizado para determinar o novo valor do efluente, que será obtido multiplicando-se o seu valor pelo valor original, passando a ser o novo valor do parâmetro da CECR e fundamental na aprovação da descarga de um efluente em um corpo d'água. A Tabela 20 apresenta alguns valores de diluição e o seu respectivo fator.

Tabela 20 - Relação % Diluição e Fator de Diluição.

Diluição (%)	Fator de Diluição
50	2
25	4
12,5	8
6,5	16
3,25	32
1,625	64
1	100
0,1	1000

Obs.: Uma diluição de 50% equivale a uma concentração 2 vezes menor que a original. Portanto fator de diluição = 2 e assim por diante.

5.1.13 Limites de Detecção e de Quantificação

O *limite de detecção* do equipamento (LDE) é definido como a concentração do analito que produz um sinal de três a cinco vezes a razão sinal/ruído do equipamento. O limite de detecção do método (LD) é definido como a concentração mínima de uma substância medida e declarada com 95% ou 99% de confiança de que a concentração do analito é maior que zero (INMETRO, 2007). Como exemplo, equipamentos de cromatografia gasosa Shimadzu, equipado com detector FID, têm LDE de 0,1 mg (SHIMADZU, 2016); ICP-ES Varian lê na ordem de ppb (micrograma-ug).

O *limite de quantificação*, definido como a menor concentração de analito que pode ser medida com nível aceitável de incerteza (ou com exatidão e precisão aceitáveis) (INMETRO, 2007). A prática de laboratório define LD como três vezes o desvio-padrão obtido na leitura do equipamento gerado por 10 medidas do *branco* (água destilada ou deionizada) e o LQ como 10 vezes o desvio-padrão do branco.

5.2 Percolados Brutos Utilizados

Utilizaram-se percolados de aterros classe IIA, provenientes dos aterros sanitários Bandeirantes (*Figura 19*) e SEMASA (*Figura 20*), localizados em São Paulo e Santo André respectivamente. O aterro Bandeirantes, instalado em um terreno de aproximadamente 140 hectares no bairro de Perus, operou de 1979 durante até 2007 e durante seus 28 anos de atividade recebeu mais de 35 milhões de toneladas de lixo provenientes principalmente da cidade de São Paulo. Já o SEMASA opera há um pouco mais de 20 anos, mas entre os anos de 2009 e 2012 ficou fechado, reabrindo em 2013, passando a coletar 100% dos RSU gerados em Santo André.

Figura 19 - Vista aérea do aterro sanitário Bandeirantes.

Figura 20 - Vista aérea do aterro sanitário SEMASA.

5.2.1 Caracterização

As amostras Bandeirantes (data de coleta: 29/08/13) e SEMASA (data de coleta: 11/02/15) foram armazenadas em galões de 20 litros, refrigerados à temperatura de 4 °C. Os parâmetros extraídos de sua caracterização revelaram a idade do aterro

indicada na Tabela 21, conforme classificação geotécnica apresentada em no item 4.2.7.

Tabela 21 - Caracterização dos percolados brutos e relação com sua idade.

Parâmetros do percolado/Idade	Unidade	SB	Tipo	BB	Tipo
Idade	anos	>10	Estabilizado	>10	Estabilizado
pH		8,5	Estabilizado	7,4	Estabilizado
DQO total (1)	mgO ₂ L ⁻¹	8690	Estabilizado	9488	Estabilizado
DBO 5,20	mgO ₂ L ⁻¹	5985		200	
COT		792,5		1703,5	
Biodegradabilidade (DBO/DQO)		0,69	Alta *	0,02	Baixa
Nitrogênio Kjeldahl	mgN L ⁻¹	1540	Estabilizado	1860	Estabilizado
Nitrogênio Amoniacal	mgN L ⁻¹	1500	Estabilizado	1374	Estabilizado
COT/DQO		0,09	Jovem	0,18	Jovem (2)
Metais pesados	mg L ⁻¹	*	Baixo	*	Baixo
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	8350		9610	
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L ⁻¹	53	0,7% (5)	1635	17% (5)
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg L ⁻¹	34	64% (4)	600	37% (4)
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	19	36% (4)	1035	63% (4)
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L ⁻¹	8297	99,3% (5)	7975	83% (5)
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	mg L ⁻¹	1556	19% (3)	1205	15% (3)
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	mg L ⁻¹	6741	81% (3)	6770	85% (3)
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	mg L ⁻¹	1590	19% (5)	2240	23% (5)
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg L ⁻¹	6760	81% (5)	7370	77% (5)

Fonte: Autor, baseado em dados relatórios originais SEMASA e Bandeirantes e (YAO, 2013). (*) teórico: necessita de análise ecotoxicológica. (1) contém interferentes, como amônia. (2) ver comentário no item 5.2.1; (3) em relação a SDT; (4) em relação à SST; (5) em relação a ST; SB= SEMASA BRUTO; BB= Bandeirantes Bruto.

5.2.2 Discussão - Percolados brutos

Avaliar o processo de destilação de percolados distintos, conhecendo sua origem, confere ao estudo elementos importantes para avaliar sua eficiência e eficácia. As características operacionais de ambos os aterros apresentadas no item anterior introduziram esta discussão. De posse dos valores dos parâmetros característicos dos percolados SEMASA e Bandeirantes (cf. item 5.2.1) realizaram-se as análises de biodegradabilidade dos percolados, através da avaliação de seus índices, como as razões DBO/DQO e COT/DQO, importantes para a determinação da carga biodegradável e a de compostos orgânicos sobre a carga total contaminante, portanto a viabilidade de *tratamento biológico*. Sua comparação ao processo de

destilação é importante, pois atualmente, apesar da pequena escala, é o principal processo de tratamento aplicado, possuindo histórico de resultados apresentados pela literatura, que podem ser comparados aos produzidos pela destilação.

As análises realizadas da relação DBO/DQO (média), resultaram para os percolados brutos SEMASA e Bandeirantes valores de 0,69 e 0,02, respectivamente, indicando ao percolado bruto SEMASA, se analisado somente o índice, boa biodegradabilidade (admite-se valores superiores a 0,4), com possibilidade de remoção da DQO biodegradável através de processos biológicos. Necessita, porém, de estudos mais apurados caso venha a ser aplicado.

A possibilidade de tratamento biológico foi totalmente descartada no caso do percolado bruto *Bandeirantes*, pois a fração biodegradável revelou-se muito pequena e um processo biológico se tornaria ineficaz. O resultado do COT (0,09) reflete a desativação do aterro Bandeirantes em 2007. Extrapolando-se os conceitos abordados no item 4.3.1, a produção de gás das últimas células atingiu o pico de produção de biogás em 2009, através do consumo de seu material rapidamente biodegradável, iniciando seu esgotamento até meados de 2014, tendo ainda como fonte de matéria-prima o material lentamente biodegradável que, justamente no mesmo período, iniciava também o seu declínio de produção, aproximadamente na época da coleta do percolado aqui estudado. Daí a baixa quantidade de carbono orgânico total em relação à DQO presente no percolado bruto.

Já o percolado SEMASA provém de aterro ativo e os resultados refletem esta condição. Tem disponível razoável quantidade de material rapidamente biodegradável, o que lhe proporciona melhores índices, tanto quanto à relação DBO/DQO, quanto à relação COT/DQO (0,18).

As análises da quantidade de nitrogênio amoniacal média, de aproximadamente 1400 mg L^{-1} (equivalente a 1700 mg L^{-1} de amônia anidra – NH_3), presente em ambos os *percolados brutos*, confirmou sua geração através de aterros estabilizados (> 10 anos). Ao se oxidar, interferem de forma significativa no resultado final da DQO, o que normalmente não aconteceria se a concentração fosse baixa, conforme

AQUINO *et al.*(2006). Também, por serem compostos estáveis e terem ponto de fusão muito baixo (-66 °C) são transferidas ao destilado.

Uma questão não abordada *experimentalmente* foi a quantidade de metano dissolvido, pois é bastante solúvel em água. De fato, BRAZ *et al.* (2010), estudando reatores UASB, mostraram perdas de metano via descarga de efluentes, variando de 20 a 50%. Estudos realizados por IPPTS (2016) obtiveram concentrações entre 10-15 mg L⁻¹, em percolados com temperaturas entre 20 e 40 °C.

O percolado SEMASA apresentou alguns parâmetros com valores de aterros jovens. Fatores relativos à sua formação como permeabilidade, climatologia, composição dos RSU e interligação de pontos de drenagem entre células estabilizadas e jovens convergindo para pontos específicos de coleta deverão ser investigados para um melhor entendimento da divergência do resultado.

A análise de sólidos apresentada, é amplamente utilizada e comentada no item 6.1.1 ao justificarem-se *cor*, *turbidez* e *pH* obtidos para os destilados.

Esta variabilidade de origem distinta, após a destilação, originou destilados muito parecidos, cujos resultados obtidos são apresentados e discutidos a seguir.

5.3 Destilação dos Percolados

Para a obtenção dos destilados, utilizaram-se dois processos de destilação diferentes: (1) destilação através do uso de coluna de pratos, descrita no item 4.4.3.3.1 e (2) sistema com evaporador de película descendente a vácuo (EPDV) descrito no item 4.4.3.3.2.

5.3.1 Experimento n° 1: Destilação em Sistema CP

5.3.1.1 Materiais

Os percolados dos aterros Bandeirantes e SEMASA foram destilados no sistema CP apresentado na Figura 21, instalado em capela, composto por *coluna de destilação de cinco estágios (A)* de vidro borossilicato (pratos), conectado na extremidade inferior a um *balão para destilação (B)* de 2000 mL, suportado e aquecido por *manta elétrica (C)* (200 W) com potenciômetro e na parte superior a um *condensador (D)*, também em vidro borossilicato, com conexão em sua extremidade superior para *termômetro (E)*. Após sua saída encontra-se a *válvula para controle de refluxo do condensado (F)*, reguladora das vazões de retorno à coluna (estágio 5) e descarga ao *balão volumétrico para acúmulo do destilado final (H)*, em cujo topo há uma *saída para liberação de gases (I)*

Figura 21 - Sistema para destilação em CP.

(principalmente amônia). O condensador foi refrigerado a água, fornecida por *banho termostático (G)* através de mangueiras conectadas em sua parte inferior (entrada de água fria a 10 °C) e superior (saída de água quente, aproximadamente 40 °C) para melhor eficácia na troca de calor entre o condensador e o fluxo de vapor ascendente, promovendo uma diferença média de temperatura maior, proporcionando um fluxo de calor maior entre as duas fontes. A Figura 22 apresenta a instalação real em operação.

Figura 22 - Sistema de destilação utilizando coluna de pratos.

Fonte: Autor. (A) Coluna de Pratos, (B) Balão Volumétrico para Percolado Bruto, (C) Aquecedor, (D) Condensador, (E) Termômetro, (F) Válvula Controladora da Vazão de Refluxo, (G) Unidade de Refrigeração, (H) Balão Volumétrico Coletor do Destilado, (I) Saída de Gases.

5.3.1.2 Métodos

Inicialmente, todos os componentes de vidro foram lavados com detergente, enxaguados com água corrente comum e posteriormente com água deionizada. Após a limpeza, completou-se o balão inferior com solução contendo água deionizada e álcool, realizando-se em seguida um ciclo completo de destilação de aproximadamente 2 horas, para encontrar possíveis vazamentos nos sistema e remoção de substâncias em cantos inacessíveis; também se utilizou seringa hipodérmica, através das conexões instaladas em cada estágio, para limpeza de pequenos resíduos incrustados nos estágios.

A amostra do percolado Bandeirantes foi então abastecida no balão inferior do sistema (ver Figura 21), diretamente do galão, através de mangueira flexível. Ligou-se o aquecedor, localizado na base do balão volumétrico e regulou-se o termostato de forma a não promover rápido aquecimento na mistura, reduzindo a agitação e consequentemente não formando espuma que, se transferida aos estágios da

coluna, arrasta componentes da solução, prejudicando o processo. A válvula de refluxo no topo da coluna após o condensador não foi utilizada, pois se notou que o processo da forma como operava produzia um destilado de excelente qualidade. Nas conexões de cada um dos 5 estágios, termopares foram acoplados a um circuito eletrônico para observação das temperaturas. À tubulação de exaustão ascendente localizada anteriormente à válvula de refluxo, conectou-se a mangueira flexível que conduziu parte da amônia destilada que se separou da solução a um erlenmeyer contendo água deionizada. A cada processamento, o destilado obtido, solução à direita da Figura 23, foi armazenado em geladeira a 4 °C, em frascos de vidro âmbar com rolha de vedação plástica e tampa plástica rosqueável, previamente higienizados.

Figura 23 - Percolado bruto e destilado.

Fonte: Autor.

5.3.1.3 Resultados dos testes aplicados aos destilados obtidos em CP

Os resultados dos testes de controle descritos no [item 5.1](#) aplicados ao destilado obtido em coluna de pratos encontram-se a seguir na Tabela 22. As porcentagens relativas das frações dos sólidos SEMASA e Bandeirantes, importantes para explicar a ausência de *cor*, *turbidez* e *demaís compostos* presentes no destilado pelo processo de destilação em CP são apresentadas nas Tabelas 23 e 24, respectivamente. Também de forma separada devido à grande quantidade de

parâmetros, encontra-se o grupo contaminante *Metais* com os resultados apresentados na Tabela 25.

Resultados dos testes dos destilados CP

A Tabela 22 apresenta os resultados obtidos nos testes de controle aplicados aos destilados CP e indica também se foram aprovados em relação aos VMP determinados pela RC 430 e leis complementares.

Tabela 22 - Resultados dos testes de controle aplicados nos destilados CP.

Parâmetro	Unidade	SB	SD	%R	BB	BD	%R	RC430	A/R
pH	--	8,5	9	--	7,4	8,2	--	9	A
Cor	uH	*	0	100	*	0	100	15	A
Turbidez	NTU	*	1,0	100	*	0,7	100	15	A
N-Total	mg N L ⁻¹	1860	653	65	1515	408	73	NE	--
NTK	mg N L ⁻¹	1860	653	65	1515	408	73	NE	--
N-NH ₃	mg N-NH ₃ L ⁻¹	1540	634	59	1374	280	80	20	R
N-org.	mg N-org L ⁻¹	320	19	94	141	128	10	NE	--
Nitrato	mg NO ₃ -org L ⁻¹	<LQ	ND	100	0,25	ND	100	10	A
Nitrito	mg NO ₂ -org L ⁻¹	<LQ	ND	100	ND	ND	100	1	A
CT	mgC L ⁻¹	2440	336	86	2702	193	93	NE	--
COT	mgC L ⁻¹	792	17	98	1704	18	99	NE	--
Cl	mgC L ⁻¹	1649	320	81	998	175	83	NE	--
DQO	mgO ₂ L-1	8690	560	94	9488	1020	90	NE	--
DBO	mgO ₂ L-1	5985	300	95	200	10	95	120*	R*
ST	mg L-1	8350	20	99,8	9610	30	99,7	NE	--
SST	mg L-1	53	5	91	1635	15	99	NE	--
SSF	mg L-1	34	1	97	600	2	99,7	NE	--
SSV	mg L-1	19	4	80	1035	13	99	NE	--
SDT	mg L-1	8297	15	99,8	7975	15	99,8	NE	--
SDV	mg L-1	1556	6	99,7	1205	7	99,5	NE	--
SDF	mg L-1	6741	9	99,9	6770	8	99,9	NE	--
SVT	mg L-1	1590	10	99,4	2240	20	99,1	NE	--
SFT	mg L-1	6760	10	99,9	7370	10	99,9	NE	--
Cloretos	mgCl L-1	NR	ND	100	799	ND	100	250	A
Metais	<u>Ver 5.3.1.3</u>								A
Ecotoxicidade	<u>Ver 5.3.3</u>								A

(*) ver importante observação sobre limites para a DBO em 6.1.2.1

A seguir apresentam-se as Tabelas 23 e 24, porcentagem relativa dos sólidos. Seus resultados servem de base para justificar os baixos valores obtidos de *cor*, *turbidez* e pH nos destilados.

Tabela 23 - Porcentagem relativa dos Sólidos SB e SD em processo CP.

PARÂMETRO	Unidade	SB	%	Base	SD	%	Base	
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	8350	100	ST	20	100	ST	P
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L ⁻¹	53	0,63	ST	5,00	25	ST	P
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	34	64	SST	4,00	80	SST	P
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg L ⁻¹	19	36	SST	1,00	20	SST	T
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L ⁻¹	8297	99,37	ST	15	75	ST	P
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	mg L ⁻¹	1556	18,75	SDT	6	40	SDT	P
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	mg L ⁻¹	6741	81,25	SDT	9	60	SDT	T
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	mg L ⁻¹	1590	19	ST	10,00	50	ST	P
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg L ⁻¹	6760	81	ST	10,00	50	ST	T

Fonte: Autor. Legenda: (SB) percolado SEMASA bruto (média); (SD) destilado SEMASA; Base: % relativa a um determinado tipo de sólido; P = Sólido retido parcialmente; T= Sólido retido totalmente.

Tabela 24 - Porcentagem Relativa dos Sólidos BB e BD em processo CP.

PARÂMETRO	Unidade	BB	%	Base	BD	%	Base	
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	9610	100	ST	30	100	ST	P
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L ⁻¹	1635	17	ST	15	50	ST	P
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	1035	63,3	SST	13	87	SST	P
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg L ⁻¹	600	36,7	SST	2	13	SST	T
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L ⁻¹	7975	83	ST	15	50	ST	P
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	mg L ⁻¹	1205	15	SDT	7	47	SDT	P
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	mg L ⁻¹	6770	85	SDT	8	53	SDT	T
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	mg L ⁻¹	2240	23,3	ST	20	67	ST	P
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg L ⁻¹	7370	76,7	ST	10	33	ST	T

Fonte: Autor. Legenda: (BB) percolado Bandeirantes bruto (média); (BD) destilado Bandeirantes; % relativa a um determinado tipo de sólido; P= Sólido retido parcialmente; T= Sólido retido totalmente.

5.3.1.4 Resultado do Grupo *Metais*

O quadro comparativo da relação de metais em função da RC430 e os destilados SEMASA e Bandeirantes obtidos em *coluna de pratos* é apresentada separadamente na Tabela 25 devido ao grande número de parâmetros analisados.

Tabela 25 - Remoção de metais a partir das análises em ICP-ES.

Parâmetro	Unidade	RC 430	SB	SD	%RS	BB	BD	%RB	A
Alumínio	mg L ⁻¹	5*		0,0512			0,0241		S
Arsênio	mg L ⁻¹	0,5	<LQ	0,0177		0,071	0,0186	73,7	S
Bário	mg L ⁻¹	5	0,065	-0,1755 uv			-0,1776 uv		S
Berílio	mg L ⁻¹	0,10*		***			***		S
Boro	mg L ⁻¹	5		0,0011			-0,01770 uv		S
Cádmio	mg L ⁻¹	0,2	<LQ	-0,0034 uv		0,0017	-0,0037 uv		S
Chumbo	mg L ⁻¹	0,5	0,0055	-0,0206 uv		0,0020	-0,0205 uv		S
Cobalto	mg L ⁻¹	0,05*		-0,0320 uv			-0,0336 uv		S
Cobre dissolvido	mg L ⁻¹	1		-0,0577 uv		0,0930	-0,0616 uv		S
Cromo hexavalente	mg L ⁻¹	0,1		NE		0,0500	NE		S
Cromo trivalente	mg L ⁻¹	1		NE			NE		S
Cromo Total*	mg L ⁻¹	5**	0,1805	0,0185	89,8	0,1300	0,0185	85,8	S
Estanho	mg L ⁻¹	4	<LQ	0,0047 uv		0,0940	0,0352	62,3	S
Ferro dissolvido (Fe ²⁺)	mg L ⁻¹	15		0,0028		11,600	-0,0026 uv		S
Magnésio	mg L ⁻¹			-0,4012 uv			-0,4211 uv		S
Manganês dissolvido (Mn ²⁺)	mg L ⁻¹	1		-0,0183 uv			-0,0186 uv		S
Molibdênio	mg L ⁻¹	0,01*		-0,0649 uv			-0,0644 uv		*
Níquel	mg L ⁻¹	2		-0,0034 uv		0,9040	-0,00015 uv		S
Prata	mg L ⁻¹	0,1		-0,0020 uv		0,009	-0,0022 uv		S
Selênio	mg L ⁻¹	0,3	<LQ	0,0165 uv		0,015	-0,0030 uv		S
Sódio	mg L ⁻¹	69*		-5,3215 uv			-5,51311 uv		S
Vanádio	mg L ⁻¹	0,10		NE					S
Zinco total	mg L ⁻¹	5	0,664	0,1811	72,7	0,442	0,0103 uv		S
Bismuto	mg L ⁻¹			-0,0101 uv			-0,0198 uv		S
Estrôncio	mg L ⁻¹			-0,1388 uv			-0,1390 uv		S

Fonte: Autor. Observações: RC 430 = Resolução Conama 430. SB = SEMASA bruto. SD = Destilado SEMASA. % RS = % remoção SEMASA. BB = Bandeirantes bruto. BD = Destilado Bandeirantes. % RB = % Remoção Bandeirantes. A= Aprovação, S = Sim . uv = under value ou valor abaixo do Limite de Quantificação (LQ); (***) Não detectado; (*) Detectado mas sem parâmetro legal

5.3.1.5 Discussão CP

Os resultados obtidos na destilação em processo CP são discutidos conforme a seguinte indicação:

- Análise de Sólidos: item 6.1.1.
- Matéria Orgânica Dissolvida: item 6.1.2
- Macrocomponentes Inorgânicos: item 6.1.3
- Grupo Metais: item 6.1.4
- Componentes Xenobióticos: item 6.1.5

5.3.2 Experimento n° 2: Destilação em sistema EPDV

5.3.2.1 Materiais

Optou-se por realizar testes somente com percolado do aterro SEMASA (data coleta: 11/02/15), por conter originalmente mais contaminantes que o percolado Bandeirantes. O percolado do aterro SEMASA, armazenado em galão refrigerado a 4 °C, foi destilado em sistema utilizando EPDV (Figura 24), composto de *quatro* circuitos descritos a seguir:

Circuito n°1 (cor preta) evaporação de espécies do percolado bruto: conectaram-se através de mangueiras flexíveis, a extremidade superior da *coluna do EPDV* (C) à saída da *bomba peristáltica de vazão regulável* (B) e sua entrada à saída inferior do *balão volumétrico coletor do concentrado* (A).

Circuito n°2 (cor azul claro) obtenção de destilado e remoção da amônia: conectou-se com mangueira flexível, a saída superior do *balão volumétrico coletor do concentrado* (A) à entrada do *condensador* (D) e em sua na extremidade inferior o *balão volumétrico coletor do destilado* (E), cuja saída foi interligada por mangueira flexível à *entrada superior do dispositivo de trapping* (F). A *bomba de vácuo* (G) teve sua entrada à saída lateral do dispositivo de *trapping* e sua saída ao dispositivo *coletor de amônia anidra* (H) composto de um erlenmeyer contendo ácido clorídrico à concentração de 1 mol L^{-1} , receptor de parte da amônia anidra extraída do processo, ambos conectados por meio de mangueira flexível.

Circuito n°3 (cor laranja) aquecimento da câmara externa do EPDV: realizado através da transferência de calor do vapor gerado pela *caldeira* (I), composta de erlenmeyer de grande volume (5L), contendo resistência elétrica de 5000 W (R), cujo vapor produzido foi conduzido à entrada lateral da câmara externa do EPDV (C) localizada em sua parte superior por mangueira flexível, tendo sentido concorrente ao fluxo descendente do percolado bruto. O condensado da câmara retorna através de mangueira flexível à caldeira através da saída inferior externa do EPDV (C), iniciando novamente o ciclo de produção de vapor.

Circuito nº4 (cor verde) de refrigeração do condensador: A unidade de banho termostático (J), responsável pela refrigeração do condensador, através de um fluxo de água constante a 12 °C, conecta-se a ele através de sua entrada (K) localizada na parte superior, retornando à unidade pela parte inferior, para um melhor rendimento térmico, devido ao fluxo de vapor concorrente.

Figura 24 - Diagrama Sistema EPDV.

A Figura 25 (detalhes 1 e 2) mostra a imagem do sistema real utilizado, com os equipamentos identificados conforme determinados na Figura 24.

Figura 25 – Sistema EPDV [1] e detalhe EPD [2]

(1) vista frontal

(2) EPD

5.3.2.2 Métodos

Inicialmente, todos os componentes do sistema foram lavados com detergente e enxaguados com água corrente comum. Após a limpeza, completou-se o balão inferior com solução contendo água e álcool isopropílico, realizando um ciclo de destilação de aproximadamente uma hora, para descobrir possíveis vazamentos e limpar impurezas residuais não acessíveis. Terminado o ciclo, esgotou-se a solução remanescente.

O sistema foi abastecido em bateladas de 500 a 1000 mL com percolado bruto através da sucção promovida pela bomba de vácuo, no ramal de alimentação comandado por válvula. O acionamento padrão obedeceu à seguinte ordem: banho termostático para refrigeração do condensador, bomba de vácuo com pressão de 300 mmHg, observando se o número de rotações por segundo (rps) era menor, igual ou maior que 1 segundo por volta, controlando-se assim a vazão no EPDV e finalmente, a caldeira. Inicialmente circulou-se o percolado no sistema, com retorno integral à bomba peristáltica e posteriormente com a gradativa formação de vapor conduzido às paredes do evaporador. A troca de calor com o sistema se iniciou, sendo que nas experiências realizadas, o destilado começou a ser produzido após aproximadamente 10 minutos do início da produção de vapor.

Para a retirada do destilado e do condensado residual, a fim de se evitar refluxo da solução do *trapping* para o destilado, foi determinado um procedimento de desligamento do sistema, iniciado pela energia de alimentação da caldeira, seguido da unidade de refrigeração e a bomba peristáltica. Em seguida, abriu-se a válvula de alimentação para equalização da pressão interna e externa e então se desligou a bomba de vácuo, fechando-se em seguida a válvula de alimentação. Desconectaram-se os balões do condensador e do EPDV, retirando seus conteúdos, armazenando-os em recipientes apropriados e identificados, refrigerados a 4 °C. Posteriormente, recolocaram-se os balões nas posições originais.

5.3.2.3 Resultados EPDV

Realizaram-se cinco ciclos de destilação de 235 mL a 1000 mL do percolado bruto SEMASA em datas distintas, compostas de três experimentos sem recirculação do concentrado e duas com recirculação, conforme Tabela 26, obtendo-se em todos eles um destilado transparente com odores de amônia e compostos sulfurados.

Tabela 26 - Ciclos de experimentos EPDV com percolado SEMASA.

Data	R	V (mL)	Vd (mL)	Vc (mL)	Vs (mL)	%d	T	rps	Lab
01/08/16	N	1000	333	586	93	33	36	>1	S
25/10/16	N	500	195	224	81	39	25	<1	N
25/10/16	N	235	42	108	85	18	8	>1	N
06/12/16	S	500	380	110	10	76	60	<1	N
20/12/16	S	800	748	52	10	94	90	<1	S

Legenda: A=Ajuste; E= Efetiva R= Recirculação; N=Não; S=Sim; V=Volume total amostra; Vd= Volume destilado total; Vc=Volume do Concentrado total; Vs= Volume não processado;%d=% destilada; tempo total do experimento(min); (*); t= tempo total do experimento [min]; rps= rotações por segundo da bomba peristáltica; Lab= análise de laboratório, constantes na Tabela 27.

Os testes para a caracterização dos destilados, determinados pela Tabela 18 (cf. 5.1), foram aplicados somente às amostras D.010816 e D.201216, porém somente a D.201216 foi considerada devido ao processo contemplar a recirculação do concentrado. Particularmente, neste sistema perdeu-se menos amônia para o ambiente, pois ao contrário do primeiro grupo de experimentos com coluna de pratos, que operou em alguns ciclos com saída para o ambiente, no processo EPDV o fluxo com a amônia contou com outras barreiras além do destilado. Incluíram-se o *trapping* e a solução contendo ácido clorídrico, antes de se dissipar no meio ambiente. Os resultados de sua retenção estão apresentados no item *Balanço da Amônia Anidra Extraída* (cf. 5.4.1.2.1). Os contaminantes não volatilizados se concentraram ao final da batelada em 6,5% do volume inicial, aproximadamente 52 mL, volume este retido entre a saída da bomba peristáltica e a extremidade superior do EPDV. O destilado apresentou também odor de amônia e compostos sulfurados.

Tabela 27 - Resultados dos testes aplicados aos destilados em EPDV.

Parâmetro	Unidade	SB	SD.EPDV	%R	RC430	A/R
pH	--	8,5	8	5,9	9	A
Cor	mg Pt L ⁻¹	*	0	100,0	15	A
Turbidez	NTU	*	2,6	97,8	15	A
N-Total	mg N L ⁻¹	1860	938	49,6	NE	--
NTK	mg N L ⁻¹	1860	933	49,8	NE	--
N-NH ₃	mg N-NH ₃ L ⁻¹	1540	925	39,9	20	R
N-org.	mg N-org L ⁻¹	320	8	97,5	NE	--
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ -org L ⁻¹	0,25	5	-1981,6	10	A
Nitrito	mg NO ₂ ⁻ -org L ⁻¹	<LQ	---	--	1	A
CT	mgC L ⁻¹	2441	76	96,9	NE	--
COT	mgC L ⁻¹	793	71	91,0	NE	--
Cl	mgC L ⁻¹	1648	5	99,7	NE	--
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	8690	1260	85,1	NE	--
DBO	mgO ₂ L ⁻¹	5985	600	90,0	120 ⁺	R
ST	mg L ⁻¹	8350	23	99,7	NE	--
SST	mg L ⁻¹	53	6	88,7	NE	--
SSF	mg L ⁻¹	34	2	94,1	NE	--
SSV	mg L ⁻¹	19	4	78,9	NE	--
SDT	mg L ⁻¹	8297	17	99,8	NE	--
SDV	mg L ⁻¹	1556	7	99,6	NE	--
SDF	mg L ⁻¹	6741	10	99,9	NE	--
SVT	mg L ⁻¹	1590	11	99,3	NE	--
SFT	mg L ⁻¹	6760	12	99,8	NE	--
Cloretos	mgCl L ⁻¹	--	ND	100	250	A

Tabela 28 - Porcentagem Relativa dos Sólidos SB e SD em processo EPDV.

PARÂMETRO	Unidade	SB	%	Base	SD	%	Base	
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	8350	100	ST	23	100	ST	P
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L ⁻¹	53	0,63	ST	6	26	ST	P
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	34	64	SST	2	33	SST	P
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg L ⁻¹	19	36	SST	4	67	SST	T
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L ⁻¹	8297	99,37	ST	17	74	ST	P
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	mg L ⁻¹	1556	18,75	SDT	7	41	SDT	P
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	mg L ⁻¹	6741	81,25	SDT	10	59	SDT	T
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	mg L ⁻¹	1590	19	ST	11	48	ST	P
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg L ⁻¹	6760	81	ST	12	52	ST	T

Fonte: Autor. Legenda: (BB) percolado Bandeirantes bruto (média); (BD) destilado Bandeirantes; % relativa a um determinado tipo de sólido; P= Sólido retido parcialmente; T= Sólido retido totalmente.

5.3.2.4 Discussão EPDV

Ver tópico Discussão no item 6.

5.3.3 Testes de ecotoxicidade

Atendendo à RC 430 em seu artigo 18, determinou-se inicialmente a concentração que atendeu ao coeficiente CE(I)50,48, segundo ABNT NBR 12713 através de dois grupos de experimentos: o primeiro contendo amostras dos destilados Bandeirantes e SEMASA, ambos obtidos pelo processo utilizando coluna de pratos, sem pós-tratamento para remoção de amônia, em diluições seriais de 50% e 1%, e o segundo em diluição serial de 0,1%, Bandeirantes obtido pelo processo utilizando coluna de pratos e SEMASA EPDV com pós-tratamento para remoção de amônia. Posteriormente, utilizou-se a concentração aprovada, determinou-se a vazão mínima $Q_{7,10}$, determinando dimensões e velocidade do corpo d'água.

5.3.3.1 Primeiro Grupo

Baseado na norma ABNT NBR 12713, iniciou-se a separação do lote de organismos, *daphnias* neonatas (até 24 dias de nascidas,) da cuba de cultivo, para obter-se o mesmo tipo de resposta.

Os experimentos exploratórios se iniciaram com a preparação de duas *soluções-teste* em tubos de ensaio de 10 mL para cada um dos destilados sem pós-tratamento Bandeirantes e SEMASA, contendo valores de nitrogênio amoniacal de $280 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ e $634 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, e pH de 8,2 e 9,0, respectivamente. Ao se aplicar diluição serial de 50%, obtiveram-se concentrações Bandeirantes e SEMASA equivalentes a 140 e $317 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$. Em seguida adicionaram-se em cada tubo seis *daphnias* pré-selecionadas, iniciando-se a contagem de tempo e verificando sua movimentação. Notou-se que em aproximadamente 5 minutos todas as *daphnias*, após um curtíssimo espaço de tempo de alta agitação, estavam mortas, depositando-se no fundo de todos os quatro tubos de ensaio. Portanto, as concentrações ensaiadas não atenderam à condição CE(I)50,48.

Iniciou-se então o segundo experimento programado do primeiro grupo, aplicando-se diluição serial de 1% nas mesmas *soluções-teste* sem tratamento, Bandeirantes e SEMASA, gerando concentrações iguais a 2,80 e 6,34 mgN-NH₃ L⁻¹, em dois tubos de ensaio de 10 mL para cada um, introduzindo-se as 6 *daphnias* em cada um deles. Após 50 minutos, todas as *daphnias* se encontravam mortas no fundo dos 4 tubos de ensaio. Portanto, novamente as concentrações ensaiadas não atenderam à condição CE(I)50,48.

5.3.3.2 Segundo Grupo

Em função do alto grau de toxicidade encontrado em ambos os destilados do primeiro grupo, realizou-se um segundo grupo de experimentos, ambos com diluição serial de 0,1%, utilizando amostras do destilado Bandeirantes sem pós-tratamento e SEMASA EPDV com pós-tratamento, visando reduzir os valores da concentração de nitrogênio amoniacal, procurando assim obter melhores resultados. O valor do nitrogênio amoniacal foi reduzido para 670 mgN-NH₃, pouco maior que o SEMASA CP. Após a diluição, as concentrações foram equivalentes a 0,28 e 0,680 mgN-NH₃ L⁻¹, respectivamente.

O pós-tratamento realizado consistiu na aeração de 50 mL de destilado SEMASA com bomba de aquário e aquecimento a 70 °C durante 60 minutos, sem agitação, localizado em bancada com circulação de ar natural. Ao final do pós-tratamento, obteve-se um destilado SEMASA com aproximadamente 680 mgN-NH₃ L⁻¹, e Oxigênio Dissolvido igual a 8 mgO₂ L⁻¹, esperando-se melhorar o desempenho do teste.

As amostras do destilado Bandeirantes, obtiveram êxito em 24 e 48 horas, com 0% de inatividade, portanto a concentração gerada na diluição atendeu à condição mínima CE(I)50,48. Já o destilado SEMASA apresentou 0% de inatividade em 24 horas e 40% após 48 horas, também aprovando a condição mínima CE(I)50,48=40%.

5.3.3.3 Condições para atendimento do artigo 18 da RC430

Utilizou-se o resultado obtido no parâmetro $CE(I)$ 50,48 do destilado SEMASA, em diluição serial de 0,1%, igual a 40%, para se determinar qual a *Vazão Mínima do Corpo Receptor* ($Q_{7,10}$), necessária para se aprovar o lançamento. Adotou-se vazão do efluente (destilado) = 1 L s^{-1} , porém devido ao resultado aprovado ter sido executado em diluição serial de 0,1%, o valor do efluente deve ser multiplicado pelo seu fator de diluição igual a 1000, portanto o volume de efluente *equivalente* à diluição de 0,1% = 1000 L s^{-1} (*).

A condição de aprovação determina que: $CECR \leq (CE(I) \text{ 50,48}) [\%]/100$, sendo, $CECR = 100 * \text{Vazão Efluente}^{(*)} / (\text{Vazão Efluente}^{(*)} + Q_{7,10})$.

Após os cálculos efetuados, uma Vazão Mínima de um Corpo Receptor ($Q_{7,10}$) maior que $249 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, atenderá ao artigo 18 da RC430. O resultado equivale a se descarregar 1 L s^{-1} de destilado em um curso d'água no mínimo, com 50 metros de largura, 5 metros de profundidade e velocidade das águas de 1 m s^{-1} .

5.4 Remoção da Amônia

O *segundo grupo de experimentos* visou à remoção da amônia. É apresentado a seguir, através dos experimentos 3 e 4, “Retenção da amônia em ácido clorídrico” e “Remoção da amônia em função do tempo” respectivamente. Os resultados são discutidos no fim do capítulo.

5.4.1 Experimento n°3: Retenção da amônia em ácido clorídrico

Com o objetivo de reter a amônia anidra que seria liberada no ambiente durante o processo de destilação a vácuo, realizou-se sua retenção, injetando o fluxo de gás da saída da bomba de vácuo em uma solução contendo ácido clorídrico. Com os resultados obtidos pode-se apresentar um balanço simplificado da amônia extraída do percolado bruto.

5.4.1.1 Materiais e Métodos

Injetou-se a amônia expelida através da mangueira de saída da bomba de vácuo (experimentos de destilação por película) em um béquer contendo 100 mL de solução de ácido clorídrico $0,0960 \text{ mol L}^{-1}$, de forma contínua ao longo do experimento realizado. Após o seu término, retirou-se a amostra que foi titulada conforme o procedimento denominado “Determination of ammonia in an ammonium salt” (Vogel, 1979).

5.4.1.2 Resultados

Terminado o ciclo de destilação a vácuo realizado em 20/12/16, a solução foi titulada resultando em uma concentração final de $\text{HCl} = 0,02 \text{ mol L}^{-1}$, a partir de uma concentração inicial igual a $0,096 \text{ mol L}^{-1}$, foram consumidos $0,076 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl . Aplicando-se o cálculo estequiométrico à equação $\text{NH}_{3(\text{g})} + \text{HCl}_{(\text{aq})} \rightarrow \text{NH}_4\text{Cl}_{(\text{aq})}$, para um volume de 100 mL, obteve-se um consumo real de 129,2 mg de NH_3 ao longo de todo o processo.

5.4.1.2.1 *Balanço da Amônia Anidra extraída*

A destilação extrai quase todo o conteúdo da amônia do percolado original e esta remoção se dá na forma anidra NH_3 (gás). Conforme a NBR 6306 (ABNT, 2012), o resultado quantitativo de uma solução contendo tanto a amônia anidra como a ionizada é *apresentado somente em relação ao nitrogênio*, denominado nitrogênio amoniacal. Seu valor no percolado bruto SEMASA foi de $1540 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$. Ao utilizar a amônia anidra como referência, deve-se multiplicar o valor encontrado do nitrogênio amoniacal pelo fator 17/14. Portanto, a concentração teórica equivalente de amônia anidra (NH_3) passa a ter o valor de $1870 \text{ mgNH}_3 \text{ L}^{-1}$.

O experimento processou um volume de 800 mL, resultando em uma massa teórica inicial de amônia anidra (NH_3) de aproximadamente 1496 mg.

O volume de percolado bruto utilizado no experimento contendo esta massa inicial equivalente de amônia anidra após ser processado no EPDV dividiu-se em duas

fases: o concentrado líquido, que se depositou no balão volumétrico e retornou à bomba peristáltica, contendo parte da amônia inicial e uma segunda, composta de vapor d'água e amônia anidra, direcionadas ao condensador, onde o vapor d'água se condensou, formando o *destilado*; neste, parte da amônia gasosa se solubilizou e parte seguiu para o *trapping*.

O teste de nitrogênio amoniacal do destilado formado apresentou resultado de 933 mgN-NH₃ L⁻¹, equivalentes a uma concentração de 1133 mgNH₃ L⁻¹, gerando em função do volume de processado igual 748 mL, uma massa retida de 847,5 mgNH₃, aproximadamente 57% do total.

O mesmo teste aplicado ao *concentrado* acusou a presença de uma concentração de 274 mgN-NH₃ L⁻¹. Sendo o volume final da experiência 20/12/16 igual a 52 mL, resultou em uma massa aproximada de 15 mg, equivalente a 1% do total .

Os 42% da massa de amônia restantes, 628 mg, seguiram para o *trapping* (recipiente com água), passando pelo interior da bomba de vácuo e posteriormente para a solução de ácido clorídrico.

A solução de ácido clorídrico a 0,096 mol L⁻¹ continha originalmente um volume de 100 mL e, portanto, uma disponibilidade de 3360 mg de HCl que poderiam reagir para um máximo teórico de 1632 mg de NH₃, valor maior que os 1496 mg iniciais do percolado bruto; porém a titulação final resultou em um consumo de somente 129,2 mg de NH₃, retenção de aproximadamente 14% da amônia total.

Sendo assim, os 28% restantes da amônia, 418 mg, podem ter ficado retidos no *trapping*, reagido com óleo no interior da bomba de vácuo ou mesmo devido à baixa retenção na solução de ácido clorídrico podem ter se evaporado da solução e se dissipado no meio ambiente.

Como não foram realizados testes quantitativos para essas três hipóteses, optou-se por uma análise baseada na literatura. A titulação não foi realizada na solução do dispositivo de *trapping*, que continha água da rede, portanto com pH entre 6 e 9.5, conforme o Relatório sobre Qualidade da Água da SABESP (2016) e temperatura

em torno de 25 °C. A Tabela de porcentagem de amônia anidra em função do pH e da Temperatura (cf. Anexo 3) informa que nestas condições se encontram entre 0,1 e 42%.

Adotando-se um valor médio do pH =8, 5,5% da massa solubilizada se encontraria na forma anidra (NH_3), portanto é possível que o fluxo de amônia anidra oriundo do condensador, direcionado diretamente sobre a superfície da água no *trapping* tenha se solubilizado em certa quantidade e se transformado em amônia iônica (NH_4^+OH^-), ficando retida na solução do trapping e uma parte menor tenha seguido para a solução de ácido clorídrico. Havia odor de amônia na água do recipiente.

Em relação à baixa retenção obtida na solução de ácido clorídrico, há de se notar também que com o passar do tempo sua concentração foi diminuindo, aumentando o tempo de reação entre os reagentes e como a injeção foi por borbulhamento em uma pequena altura de líquido, pode ter proporcionado certa fuga de amônia para o meio ambiente. A Figura 26 resume o resultado obtido.

Figura 26 Porcentagem de retenção de amônia.

5.4.2 Experimento nº 4: Remoção da amônia do destilado em função do tempo.

Este experimento foi proposto para se verificar a porcentagem de evaporação da amônia anidra em função do tempo, de forma espontânea, não turbulenta e na maior temperatura possível pré-ebulição, pois temperaturas altas favorecem a formação da amônia anidra. Para esta condição, aqueceu-se a solução de *aquamônia* em temperatura anterior ao ponto de ebulição, sem agitação, no interior de capela, em uma posição onde o sistema de exaustão promoveu baixa velocidade do ar constante na superfície dos tubos de ensaio. Não houve nenhum tipo de controle para estabilização do pH. Variou-se o tempo de extração, titulando-se a solução resultante e registrando-se os resultados.

5.4.2.1 Materiais e métodos

Iniciou-se o experimento, preparando-se 0,5 L de solução de *aquamônia* ao se adicionar concentrado de hidróxido de amônio a 25%, em água destilada, até a concentração desejada de $4500 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, em que N-NH_3 corresponde ao nitrogênio amoniacal. O pH resultante foi igual a 10, armazenando-o em vidro âmbar esterilizado, selado, refrigerado a 4°C . Em seguida, obtiveram-se 0,5 L de solução H_2SO_4 $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ armazenado em erlenmeyer de 1 L e 100 mL de solução de amarelo de metila, em um tubo plástico com tampa de 150 mL, armazenados também em refrigeração a 4°C . Montou-se conjunto para titulação, formado por base com garra, suportando a bureta e um erlenmeyer posicionado em sua extremidade inferior.

A solução de *aquamônia* foi fracionada em 21 tubos Falcon de 15 mL com tampa e, em grupos de três, colocados em suporte apropriado para que fossem imersos em banho com aquecimento termocontrolado, localizado no interior da capela do laboratório. Os tubos restantes, a solução original, a solução de H_2SO_4 e a solução de amarelo de metila permaneceram em refrigeração a 4°C .

A operação foi iniciada, ajustando-se a temperatura do termostato do banho em 92 °C, após testes anteriores com água para verificar qual a maior temperatura possível sem ebulição.

Aguardou-se a estabilização da temperatura do banho e imergiu-se o suporte contendo as três amostras sem tampa, durante o tempo determinado. Enquanto se aguardava o término do experimento, introduziu-se solução de ácido sulfúrico na bureta, calibrando-a na marca zero mL. Finalizado o experimento, as três amostras foram imediatamente tampadas e levadas ao freezer durante aproximadamente 8 minutos, para ter sua temperatura reduzida para aproximadamente 25 °C, iniciando-se o processo de titulação.

Nesta etapa, uma alíquota de 10 mL foi retirada do tubo Falcon por pipeta volumétrica e o volume foi introduzido no erlenmeyer, ao qual se adicionaram também quatro gotas do indicador amarelo de metila. A amostra foi então titulada com solução de ácido sulfúrico. Repetiu-se o mesmo experimento variando-se o tempo de imersão das amostras em banho-maria de 5 a 120 minutos (etapas de 5,20,40,60,80,100,120 minutos). Realizou-se também em ensaio utilizando destilado SEMASA CP, com concentração inicial $C_0 = 634 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ seguindo os mesmos padrões do ensaio anterior, porém com tempo único de 120 minutos.

5.4.2.2 Resultados

As alíquotas contendo solução de aquamônia pura com concentração de $4500 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ e pH 10 foram submetidas à temperatura constante de 92 °C, sem correção de pH, sem agitação e com baixa velocidade média do ar constante sobre a superfície das amostras em todo o experimento. A Tabela 29 apresenta os resultados obtidos nos 5 intervalos da curva de remoção da amônia da amônia em função tempo obtidos do gráfico gerado na Figura 27.

Tabela 29 - Análise da curva de extração da amônia anidra.

Intervalo minutos	1 0-20	2 20-40	3 40-60	4 60-90	5 90-120
% Extração	30	25	15	10	5
% Extração Acumulada	30	55	70	80	85
molL ⁻¹	0,32-0,22	0,22-0,14	0,14-0,09	0,09-0,06	0,06-0,05

$C_0=4500 \text{ mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$.

Figura 27 - Porcentagem acumulada de amônia removida em função do tempo.

Porém ao se realizar o ensaio no destilado SEMASA CP, cujo concentração inicial foi $C_0= 634 \text{ mg N-NH}_3\text{L}^{-1}$ ($0,037 \text{ mol L}^{-1}$), obteve-se em 120 minutos uma redução de apenas 15% . Os resultados de ambos os ensaios são discutidos no tópico a seguir.

5.4.2.3 Discussão

A extração da amônia gasosa ($\text{NH}_{3(g)}$) presente no percolado bruto durante a destilação rompe seu equilíbrio químico, resultando em um excedente de sua forma ionizada (NH_4^+) que imediatamente retoma-o reagindo com os íons hidroxila presentes, convertendo-se novamente em $\text{NH}_{3(g)}$, repetindo o ciclo até seu esgotamento. Porém como os processos CP e EPDV não utilizaram mecanismos de absorção da amônia antes do condensador, houve reabsorção de parte da amônia extraída do percolado bruto pelo destilado acima dos valores máximos permitidos pela RC 430. Necessitou-se portanto, buscar caminhos para pós-tratamento da

solução destilada. No ensaio utilizando solução de aquamônia produzida em laboratório (conf. item 5.4.2) obteve-se para a condição apresentada (batelada) remoção total de 85% de amônia anidra em 120 minutos, em um ritmo de extração estável médio de $1,5\% \text{ min}^{-1}$ durante os primeiros 40 minutos, reduzindo-se à medida que a concentração diminuiu.

Esta redução na taxa de remoção pode ser observada ao se ensaiar o destilado SEMASA CP, com concentração inicial de nitrogênio amoniacal 9,4 vezes menor que a solução de aquamônia produzida em laboratório ($0,037$ e $0,32 \text{ mol L}^{-1}$ respectivamente), resultando remoção de somente 15% da amônia em 120 minutos. A amônia em relação ao grupo geral contaminante Macrocomponentes Inorgânicos é discutida no capítulo Discussão (cf. item 6.1.3).

6 DISCUSSÃO

6.1 Destilado Produzido

A destilação do percolado de aterro nos processos CP e EPDV, produziu uma solução com baixíssima turbidez e isenção de cor, com alta remoção de seus quatro grupos contaminantes, exceção dada à presença de amônia, que se transferiu em parte ao destilado. A análise de cada grupo contaminante, apresentada a seguir, precedida pela análise de sólidos, reflete os resultados obtidos nos experimentos realizados.

6.1.1 Análise de Sólidos

O processo de destilação removeu mais de 99% dos *sólidos totais* de ambos os percolados, em ambos os processos cujas frações foram reveladas através dos testes de análise de sólidos aplicados aos destilados obtidos nos processos de destilação CP e EPDV, 5.3.1.3 e 5.3.2.3 respectivamente.

As frações dos *sólidos fixos totais*, presentes nos percolados brutos SEMASA e Bandeirantes, responderam por 81% e 77%, respectivamente, dos sólidos totais e devido ao seu ponto de ebulição igual ou superior a 550 °C permaneceram retidos no concentrado.

Quanto aos *sólidos voláteis totais*, complemento para obtenção dos sólidos totais, obtiveram-se para os percolados brutos SEMASA e Bandeirantes os resultados de 19% e 23%, respectivamente, com remoção de 99% desta fração no destilado de ambos os aterros. Este resultado, porém, não esclareceu a causa desta redução. A resposta foi dada através de uma análise de *cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas* (CG-MS), que revelou traços de 73 compostos diferentes presentes no destilado (cf. Anexo 4). Da extensa lista, extraíram-se através do método de Pareto (DUARTE, 2011) os 80% mais significativos e pesquisou-se no site da CHEMSCR (2016) sua temperatura de ebulição, obtendo-se quase a totalidade de compostos presentes com temperatura de ebulição acima de 200 °C,

justificando-se assim o alto índice de retenção no concentrado. Sua presença residual no destilado foi justificada por arraste.

6.1.1.1 Cor, Turbidez e pH

A **cor e a turbidez** são consequências diretas da presença de sólidos dissolvidos e suspensos, respectivamente, presentes nas soluções brutas e destiladas.

A *cor* dos destilados com valor de zero uH, resultantes das medições realizadas nos processos CP e EPDV, são justificadas pela remoção > 99% em todos os casos, dos sólidos dissolvidos totais (SDT), cujas frações em relação aos sólidos totais (ST) presentes nos percolados bruto SEMASA e Bandeirantes resultaram em 99,3% e 83% respectivamente. As composições dos SDT, por sua vez, revelaram 82% (SEMASA) e 85% (Bandeirantes) de SDF, substâncias com ponto de ebulição maior que 500 °C. Como o processo de destilação operou em temperaturas em torno de 100°C, não houve volatilização desta fração, permanecendo no concentrado. A fração complementar SDV, apresentou mais de 99% de remoção em ambos os destilados.

Já os baixos valores da *turbidez* nos destilados, de 1,0 NTU (SEMASA CP) e 0,7 NTU (Bandeirantes CP), foram consequência da retenção de 90% e 99% dos sólidos suspensos totais SEMASA e Bandeirantes, respectivamente no concentrado. Originados de frações contendo 0,63% (SEMASA) e 25% (Bandeirantes) dos sólidos totais, eram compostas por 36% (SEMASA) e 64% (Bandeirantes) de Sólidos Suspensos Fixos (SSF), substâncias com ponto de ebulição maior que 500 °C. O valor do destilado SEMASA EPDV, 2,6 NTU, originou-se das mesmas frações contidas no percolado bruto SEMASA apresentadas acima.

O leve aumento do pH, SEMASA CP de 8,5 para 9,0 e Bandeirantes CP de 7,4 para 9,0, foi consequência da retenção no concentrado de compostos como ácidos húmicos e fúlvicos, originados de decomposição vegetal, muito comum na massa de RSU. Já SEMASA EPDV apresentou redução no pH de 8,5 para 8 devido ao processo a vácuo, que reduziu a pressão de vapor, possibilitando a volatilização de maior número de compostos.

Comparativamente, os resultados obtidos foram menores que as especificações para cor e turbidez da água potável, 15 uH e 5 NTU, respectivamente e o pH resultante também se situou em limites legais (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011). A Resolução CONAMA 430 limita como valor máximo permitido (VMP) para cor, 15 uH, turbidez virtualmente ausente, pH 9, portanto os resultados para estes parâmetros estão dentro dos limites legais.

6.1.2 Matéria Orgânica Dissolvida

6.1.2.1 DBO

A Resolução CONAMA 430 e legislações estaduais determinam a DBO como parâmetro de controle da matéria orgânica em qualquer efluente, mesmo efluentes industriais e o percolado de aterro.

A RC 430 determina em seu artigo 16, item I, alínea g, que o efluente a ser lançado em um corpo d'água deverá atingir uma redução mínima de 60% da DBO, *sendo que este limite só poderá ser reduzido* se houver estudo de autodepuração que comprove enquadramento ao corpo receptor. Portanto se a análise deste trabalho considerasse apenas este critério, que é legalmente válido, o parâmetro DBO estaria *aprovado* em todos os ensaios realizados, pois os destilados obtidos em CP e EPDV apresentaram remoção média de 95%.

Porém, a mesma RC430 em seu artigo 21, item I, alínea d, determina VMP de 120 $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$, para efluentes de ETE e por entender ser o percolado bruto atualmente em grandes centros urbanos parte do mesmo efluente, adotou-se *para este trabalho* em nível nacional, o valor estipulado como VMP.

Há de se notar também, que os parâmetros constantes na RC 430 se submetem a índices estaduais mais restritivos, como o determinado pela lei 8468/76, atualizado pelo decreto 54487 do Estado de São Paulo, que estabelece valores máximos permitidos em corpos d'água classes 2 e 3 em 5 e 10 $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$, respectivamente, e deixa sob a responsabilidade da CETESB a liberação de efluentes em corpos d'água classe 4. Se utilizássemos os padrões adotados em São Paulo, somente a DBO de

Bandeirantes CP ($10 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$), resultaria aprovada e SEMASA CP e EPDV foram reprovadas, pois apresentaram valores próximos a $300 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Desta forma, a matéria orgânica dissolvida no destilado de percolados como grupo contaminante, apesar de removida em grande quantidade e legalmente podendo até ser aprovada, necessita de pós-tratamento para situar-se dentro de parâmetros legais mais restritivos e assim receber autorização para ser descarregada em corpos d'água.

6.1.2.2 COT

O parâmetro COT, revelou excelente remoção em todos os destilados: o SEMASA CP apresentou redução de 98% da massa de carbono orgânico inicial (de $792,3$ para $16,8 \text{ mgC L}^{-1}$), o Bandeirantes CP apresentou redução de 99% (de $1703,5$ para $17,5 \text{ mgC L}^{-1}$) e o SEMASA EPDV, 91% (de $792,3$ para $70,98 \text{ mgC L}^{-1}$). Note que órgãos ambientais brasileiros não determinam o uso do parâmetro COT, atualmente utilizado mundialmente como relevante parâmetro para a aferição da qualidade da água.

6.1.2.3 DQO

Houve notável redução da DQO no processo CP, 90% para o percolado Bandeirantes, ($9488 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para $1020 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) e 94% para o percolado SEMASA, ($8690 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para $560 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$). O processo EPDV alcançou uma grande remoção de 85%.

Independentemente dos excelentes resultados alcançados na destilação, os valores residuais continuam muito elevados. Apesar de não haver valor legalmente especificado na RC 430 em relação à DQO, adotou-se como referência para este trabalho a DQO igual a $180 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, recomendada pela CETESB para água de reúso, inclusive por sinalizar que produto com similar valor já está inserido no ciclo produtivo. Notou-se também que o resultado da DQO sofreu grande interferência de compostos inorgânicos que se oxidaram, como as cloroaminas, amônio e sulfetos presentes no destilado.

Sua alta carga foi comprovada através dos resultados obtidos nas análises dos destilados SEMASA CP e Bandeirantes CP, para os quais foram obtidos relações de COT/DQO iguais a 0,03 e 0,02, respectivamente, e DBO/DQO iguais a 0,02 e 0,01, respectivamente, comprovando valores residuais de matéria orgânica na composição total da DQO presente no destilado.

6.1.2.4 Metano

No caso do *metano* (CH₄), consideram-se as mesmas observações apresentadas no item 5.2.2, sobre o metano presente em percolados brutos.

6.1.3 *Macrocomponentes inorgânicos*

Comprovado pelos testes de controle, houve a transferência de amônia (cf. item 5.3.1.3 e item 5.3.2.3) e H₂S (cf. item 5.1.9.1) para o destilado. A presença de cloreto não foi detectada nos destilados (cf. item 5.1.9.2).

A experiência nº3 procurou dar uma visão sobre porcentagens extraídas de amônia em função do tempo. Sob as condições descritas no item 5.4.1, principalmente auxiliado pelo alto pH=10 das amostras, o experimento removeu 85% da amônia em 120 minutos, sem agitação, o que foi bastante significativo. Fatores como agitação e velocidade do ar sob a superfície serão muito importantes para removê-la mais rapidamente.

6.1.4 *Metais*

As quantidades residuais reveladas no destilado, comprovadas por vários resultados abaixo do limite de quantificação (cf. item 5.3.1.4), atestam a destilação como excelente processo para sua retenção no concentrado graças à altíssima temperatura de ebulição dos sais metálicos presentes no percolado. O experimento nº 5 utilizando o ICP-ES incluiu alguns metais não relacionados pela Resolução CONAMA 430, como o alumínio e bismuto. O mercúrio, apesar de seu valor ter sido analisado pelo equipamento e reprovado, foi descartado, pois necessita ser

analisado por outro procedimento (como descrito em Vogel pág. 403), não realizado por questões operacionais.

Os resultados com valores abaixo do limite de quantificação impossibilitaram o cálculo real da quantidade retida no processo. Por outro lado, como o limite de quantificação é um valor extremamente baixo, resultado do desvio padrão de um equipamento que detecta concentrações na ordem de *micro grama* (ug), bem abaixo dos VMP pela RC 430, deduziu-se que todos os metais analisados presentes nesta condição encontravam-se dentro da especificação.

6.1.5 Componentes xenobióticos

Já os compostos xenobióticos acompanharam as interpretações dadas aos resultados obtidos para a matéria orgânica dissolvida. Estima-se que a presença residual encontrada no destilado pode ser creditada ao arraste.

6.1.6 Testes de Ecotoxicidade Aguda

O resultado obtido atendeu ao artigo 18 da RC430, conforme detalhado em 5.1.2. Porém, sua aplicação real se mostrou inapropriada, em função das condições mínimas de vazão e por descarregar um efluente altamente tóxico sobre organismos aquáticos, tendo a diluição como antídoto à contaminação. Para a manutenção da opção de descarregar o destilado em corpos d'água, há necessidade de pós-tratamento, através da nitrificação e desnitrificação ou evaporação simples conforme demonstra o experimento 4, por exemplo, cuja redução do nitrogênio amoniacal resultará em testes com menores diluições seriais e, portanto, volumes de efluentes menores, reduzindo a vazão mínima necessária e consequentemente a dimensão mínima dos corpos d'água receptores.

6.2 Comparação entre processos CP e EPDV

O processo comprovou a eficiência e eficácia da destilação como tratamento primário do percolado original em ambos os processos, gerando um concentrado contendo grande parte da massa original de contaminantes, parte degradada pela

alta temperatura. A produção do destilado em dois processos diferentes, um utilizando Coluna de Pratos operando à pressão atmosférica e outro com um Evaporador de Película Descendente à Vácuo, possibilitou a comparação de desempenho apresentado na Tabela 30. Os parâmetros não conformes referentes à RC430 são apresentados na Tabela 31.

Tabela 30 - Comparação de parâmetros entre os processos CP e EPDV.

Parâmetro	Unidade	Coluna de Pratos	EPDV
pH		<9	<9
Cor	uH	0	0
Turbidez	NTU	≤ 1	< 3
% transferência N-NH ₃	mgN-NH ₃	99	99
% Remoção DQO	mgO ₂ L ⁻¹	>90	85
% Remoção ST	mg L ⁻¹	>99	>99
% Remoção COT	mgC L ⁻¹	>97	91
% Remoção DBO	mgO ₂ L ⁻¹	95	95
% Remoção Metais	mg L ⁻¹	>99	>99
Volume Final do Concentrado *		1%	6,5%
Consumo adicional de energia**		Não	Sim
Equipamentos adicionais		Não	Sim*
% itens aprovados RC430	Total 51	83	84

(*) em relação ao volume da batelada inicial; (**) se aplicado no aterro; Sim*= bomba peristáltica, bomba de vácuo.

Tabela 31 - Parâmetros não conformes RC430.

Item	VMP	Origem	Encontrado	unidade	Observações
Sulfetos	1	RC430	sim	S ²⁻	Qualitativo
Cianeto Livre	1	RC 430	*		Não realizado
Cianeto	0,2	RC 430	*		Não realizado
Mercúrio	0,1	RC430	0,01- 0,2	mgHg L ⁻¹	Refazer cf. Vogel
DQO	180	CETESB REÚSO	560-1260	mgO ₂ L ⁻¹	Adotado autor
DBO5	120	RC430	300	mgO ₂ L ⁻¹	Adotado autor
Nitrogênio Amoniacal	20	RC430	634-1178	mgN-NH ₃ L ⁻¹	

VMP: Valor Máximo Permitido.

Ambos os processos produziram destilados com altas porcentagens de remoção nos quatro grupos contaminantes, provando ser a destilação um processo eficiente e eficaz, com índices muito maiores que os processos utilizados tradicionalmente, apresentados neste estudo, conforme item 6.3.

Os parâmetros reprovados em relação aos *Valores Máximos Permitidos* pela Resolução 430 poderão ser enquadrados através de pós-tratamentos utilizando métodos consagrados e simples, como a nitrificação-desnitrificação, aeração em

cascata e a retenção do efluente destilado em tanques durante certo tempo sob a luz solar. Teoricamente, a possibilidade de cianeto no destilado é bem pequena, pois é grande a possibilidade de ocorrência de sua oxidação, formando cianidrinhas, compostos de baixa toxicidade, devido à alta temperatura, ao pH em torno de 8 e também devido à presença de açúcares, como a glucose.

O processo EPDV, por usar vácuo, resulta em uma pressão de vapor menor no percolado bruto, que combinado à alta temperatura, facilita muito a volatilização principalmente de Compostos Orgânicos. Parâmetros SEMASA do percolado bruto e destilados obtidos em processos CP e EPDV são apresentados como evidências da maior presença de compostos orgânicos no destilado EPDV na Tabela 32.

Tabela 32 - Influência da baixa pressão nos parâmetros SEMASA.

Parâmetros	Bruto	% R CP	%R EPDV	CP	EPDV	% relativa CP-EPDV
COT	*	98	91	17	71	+317
DQO	8690	94	85	560	1296	+131
pH	8,5	--	--	9	8	

% R CP = % recuperação Coluna de Pratos; % R EPDV= % recuperação EPDV

A baixa pressão tornou-se uma desvantagem em relação ao processo utilizando Coluna de Pratos operando a pressão atmosférica, adicionando-se a ela o uso de equipamentos adicionais, como bomba peristáltica, bomba de vácuo e caldeira. Finalmente, vale a pena comentar que a vantagem do EPD obtida por Parisotto (2013), para o processo etanol/água, não se aplicou ao processo de destilação do percolado pelas razões já comentadas.

6.3 Comparação entre os todos os processos estudados

A Tabela 33 apresenta um comparativo dos índices de remoção dos principais parâmetros dos processos abordados experimentalmente e na revisão bibliográfica.

Tabela 33 - Remoções em todos os processos avaliados no estudo.

Processo	Item	NTU	Cor	DQO	DBO ₅	COT	ST	N-NH ₃	Me	MOP	TRH	U
Destilação CP	<u>5.3.1</u>	99	100	90	95	97	99	99	99,99	99,99	15	min
Destilação EPDV	<u>5.3.2</u>	99	100	85	90	91	99	99	99,99	99,99	15	min
ETE	<u>4.4.1.3</u>			50	90-95				85			
Lagoa de estabilização	<u>4.4.2.1</u>			30	32							
Coagulação Floculação	<u>4.4.2.3</u>	90	70	50								
Flotação	<u>4.4.2.4</u>	50	93	75				41				
Precipitação Química	<u>4.4.2.5</u>	Alta	Alta	Baixa	Baixa				Alta			
Stripping	<u>4.4.2.6</u>							6-90				
Materiais Adsorventes	<u>4.4.2.7</u>		94 - 100	45-76		23-67						

(*) em relação ao percolado original; MOP: Microrganismos Patogênicos.

7 CONCLUSÃO

Os destilados gerados pelos percolados brutos Bandeirantes e SEMASA, apresentaram reduções consistentes em seus quatro grupos contaminantes, aprovando aproximadamente 85% dos parâmetros determinados pela Resolução CONAMA 430 e parâmetros complementares determinados pela CETESB no Estado de São Paulo. O processo utilizando Coluna de Pratos mostrou-se mais eficaz que o EPDV, conforme o item 6.2, principalmente em relação aos resultados obtidos nos parâmetros DQO, DBO e COT, equivalendo-se nos demais parâmetros.

A grande remoção da *matéria orgânica dissolvida e compostos xenobióticos* foi comprovada através dos índices de redução da DQO variando de 85% a 94% e COT acima de 91%. Porém o padrão de referência oficial da RC430, a DBO, mesmo com índices de remoção superiores a 90%, apresentou-se de forma geral acima dos valores máximos permitidos adotados, conforme discussão abordada no parâmetro DBO, item 6.1.2.1, necessitando de pós-tratamento para seu enquadramento.

O nitrogênio amoniacal original presente nos percolados brutos, seu principal *macrocomponente inorgânico*, transferiu-se em aproximadamente 50% aos destilados, sendo que a outra metade foi removida do sistema. Estes valores se deram principalmente devido aos processos utilizados não contemplarem sistemas de remoção antes do condensador. Fósforo e cloretos permaneceram no concentrado e frações *residuais* de outros íons se incorporaram ao destilado. Quanto aos *metais*, apenas frações abaixo do LQ foram detectadas.

A possibilidade de descarregar o destilado em corpos d'água exigiu testes de toxicidade aguda dos percolados SEMASA e Bandeirantes conforme determinação do artigo 18 da RC430, realizados conforme item 5.3.3. Ao atender o parâmetro CE(I)50,48 através da concentração adequada atingida devido à diluição serial do percolado bruto a 0,1% (cf. item 5.3.3.2), foram gerados elementos através da inequação $CECR \leq CE(I)50,48$, para determinar através da simulação de um Volume de Efluente (percolado) adotado em 1 L s^{-1} , a ser descarregado em corpos d'água cuja Vazão Mínima do Corpo Receptor encontrada para as condições particulares deste trabalho, enquadrou-se na legislação a partir de $249 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

O resultado obtido em função da alta concentração de amônia presente no destilado sugeriu que as vazões dos corpos d'água poderão ser substancialmente menores se aplicados pós-tratamentos visando sua redução. Indicam-se a experiência n° 4, que utilizando temperatura de pré-ebulição e *sem agitação*, foi capaz de remover 85% da amônia presente na solução em apenas duas horas ou então a nitrificação e desnitrificação consagradas pela Engenharia Sanitária (HAANDEL; MARAIS, 1999). Mesmo assim, se o pós-tratamento não for realizado, o destilado, sendo um efluente transparente, contendo principalmente nitrogênio amoniacal, baixíssimo índice de outros contaminantes e pH menor que 9, deverá encontrar seu lugar na cadeia produtiva.

A experiência n°3 demonstrou esta possibilidade ao reter 14% da amônia original em ácido clorídrico formando cloreto de amônio. Conforme The U.S. National Library of Medicine, é matéria-prima principalmente na indústria químico-farmacêutica e de alimentação animal. O nitrogênio amoniacal presente no destilado transformado pela ação microbiológica em nitrato, poderá ser utilizado pelas plantas, que por sua vez poderiam ser cultivadas nas partes já desativadas do próprio aterro. Se desnitrificado poderá recircular, promover o aumento da produção de gás e recalques mais consistentes (cf. item 4.4.2.2).

O Biogás como fonte energética, foi abordado no item 4.3, mostrando sua viabilidade como fonte energética local. A destilação do percolado utilizando o calor gerado pelo biogás do próprio aterro reduzirá custos de transporte e de tratamento terceirizado. Finalmente, o concentrado, portador de alta carga de contaminantes em volume reduzido, poderá ser estabilizado localmente mediante estudo específico.

Portanto, os resultados obtidos apontam vantagens promissoras, pois o processo de destilação possibilita a transformação de um passivo ambiental em um novo produto, apto a integrar novamente a cadeia produtiva. Não consome produtos químicos complementares e não há formação extra de lodo, tornando o percolado menos danoso ao meio ambiente. Na área da saúde, a alta temperatura de processo, aliada ao tempo de processamento, elimina grande parte de agentes patogênicos e há grande espaço para melhoria de processos.

BIBLIOGRAFIA

ABNT. **NBR 5769:2009 Líquidos límpidos - Determinação da cor - Escala - Platina - Cobalto (Pt-Co)**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. [S.l.]. 2009.

ABNT. **NBR 12713 - Ecotoxicologia aquática ;Toxicidade aguda; Método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea,Cladocera)**. [S.l.]. 2016.

ADLAN, M. N.; PALANIANDY, P.; AZIZ, H. A. **Optimization of coagulation and dissolved air flotation (DAF) treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology (RSM)**. Desalination, n. 277, p. 74–82, 2011.

AESBE. **Padrões de lançamento para Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos**. Associação das Empresas Estaduais de Saneamento Básico. [S.l.]. 2009.

AGUILAR, M.I; SÁEZ, J; LLORÉNS, M; SOLER, A; ORTUÑO, J.F. **Nutrient removal and sludge production in the coagulation–flocculation process**. Water Research, v. 36, n. 11, p. 2910–2919, June 2002.

ALARCÓN, D. V. M. V. **Optimización del proceso de evaporación de lixiviados en el relleno sanitario Santiago Poniente**. UNIVERSIDAD DE CHILE. Santiago, p. 147. 2012. Projeto de Graduação.

AQUINO, S. F. D.; SILVA, S. D. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. **Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (dco) aplicado a análise de efluentes anaeróbios**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 11, n. Nº 4, out/dez 2006. 295-304.

AZIZ, H. A. et al. **Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes**. Bioresource Technology, v. 98, n. 1, p. 218–220, January 2007.

BACH, R. **Fernão Capelo Gaivota**. [S.l.]: Nórdica, 1970. 112 p. ISBN ISBN 85-7007-271-6. frase página 64.

BARBARIĆ-MIKOČEVIĆ, A. F. M. R. Ž. **Ammonium exchange in leakage waters of waste dumps using natural zeolite from the Krapina region, Croatia**. Journal of Hazardous Materials, 117, n. 1, 14 January 2005. 25–33.

BERNHARD, M.; MULLER, J.; KNEPPER, T. P. **Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimised lab-scale membrane bioreactor and activated sludge treatment**. Water Research, 2006. 3419– 3428.

BIRCHLER, DEBORAH R.; MILKE, MARK W.; MARKS, A. LEIGH; LUTHY, RICHARD G.. **Landfill Leachate Treatment by Evaporation**. Journal of Environmental Engineering, 1994. 1109-1131.

BOCCHIGLIERI, M. M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental USP, São Paulo, p. 255, 2010. ISSN BR67.1; 628.445, 41. 51641/2010; BR67.1; DR, 973. 51642/2010. CM. Tese de Doutorado.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

BRAZ, G. H. R.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. D. **DETERMINAÇÃO DE METANO DISSOLVIDO EM EFLUENTES DE REATORES UASB**. Ciência & Tecnologia:, Jaboticabal, v. 1, p. 1, 2010. III Semana de Tecnologia do Curso de Biocombustíveis da Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal.

BRENNAN, R.B; HEALY, M.G; MORRISON, L.; HYNES, S.; NORTON, D.; CLIFFORD. **Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives**. Waste Management - Elsevier, Galway, Ireland, 2015. 9.

CAVALCANTI, J. E. **Tratamento dos esgotos não domésticos (END's) pela Sabesp na RMSP**. Instituto de Engenharia. São Paulo, p. 4. 2013.

CETESB. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas**. São Paulo. 2009.

CETESB. CETESB-COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Glossário disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/glossario/>**.

CHEMSCR; disponível em <http://m.chemscr.com/index.jsp>

CHEN, G. H.; WONG, M. T. **Impact of increased chloride concentration on nitrifying-activated sludge cultures**. Journal of Environmental Engineering, 130(2), 2004. 116(10).

CHRISTENSEN, THOMAS H; KJELDSSEN, PETER; BJERG, POUL L; JENSEN, DORTHE L; CHRISTENSEN, JETTE B; BAUN, ANDERS; ALBRECHTSEN, HANS-JØRGEN; HERON, GORM. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied Geochemistry, v. 16, Issues 7–8, p. 659–718, 2001.

CLEMENT, BERNARD; PERSOONE, GUIDO; JANSSEN, COHN; DÛ-DELEPIERRE, ANNE LE. **Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates**. Chemosphere, v. 33, n. 11, p. 2303-2320, 1996.

CONAMA. **Resolução N° 430, DE 13 DE Maio de 2011**. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. [S.I.], p. 9. 2011.

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

CONAMA- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Ministério do Meio Ambiente. [S.I.], p. 27. 2005.

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

CONSTABLE, T. W.; MCBEAN, E. R. **BOD/TOC correlations and their application to Water Quality Evaluation**. Water, Air, and Soil Pollution, Ontário, v. 11, n. 3, p. 363–375, Abril 1979. ISSN doi:10.1007/BF00296593.

DAEE, disponível em: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br>

DAMASCENO, S.; CAMPOS, J. R. **Avaliação da remoção de metais pesados em estação de tratamento de esgotos por processo de lodo ativado**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 316-323, 1999. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

DEGUCHI, YUYA; TOYOIZUMI, TOMOYASU; MASUDA, SHUICHI; YASUHA, AKIO. **Evaluation of mutagenic activities of leachates in landfill sites**. Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, p. 8, 2006.

DELFT UNIVERSITY. **CTB3365DWx-Coagulation-flocculation**. Delft University. [S.l.], p. 12. 2014.

DELFT UNIVERSITY. **Wastewater treatment**. [S.l.]: [s.n.], 2014. notas de aula.

DINIZ, D. T. L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA. [S.l.], p. 111. 2010. Tese de mestrado - FACULDADE DE TECNOLOGIA - DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

DUARTE, D. D. R. **Aplicação da metodologia Seis Sigma- Modelo DMAIC - na operação de uma empresa do setor ferroviário**. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, p. 81. 2011.

ECCLES, H. **Removal of heavy metals from effluent streams — Why select a biological process?** International Biodeterioration & Biodegradation, v. 35, n. 1–3 , p. 5–16, 1995.

EEA. Environmental Terminology and Discovery Service (ETDS). **European Environment Agency - EEA**, 2015. Disponível em: <<http://glossary.eea.europa.eu/>>.

EEA. **The European environment — state and outlook 2015 report (SOER 2015)**. European Environment Agency. [S.l.], p. 234. 2015. general references: <http://www.eea.europa.eu/soer-2015/synthesis/report/references>.

EISNER, P.; LEONHARD, K.; WILDERER, P. A. **Closure to “Landfill Leachate Treatment by Evaporation”**. Journal of Environmental Engineering, 01 February 1996. 163–163.

EPA. **Emergency Planning for Sewage Treatment Facilities**. United States Environmental Protection Agency. [S.l.]. 1974.

EPA. **Wastes - Non-Hazardous Waste - Municipal Solid Waste**. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. [S.l.]. 2014. <http://www3.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/landfill.htm>.

EPA. **Techhnologies Remediation**. [S.l.]. 2015. <https://clu-in.org/remediation/>.

EPA. United States Environmental Protection Agency (EPA). **Glossary**

Terminological dictionary, 2015. Disponível em:

<http://nlquery.epa.gov/epasearch/epasearch?querytext=glossary&x=0&y=0&fld=&areaname=&typeofsearch=epa&areacontacts=comments.htm&areasearchurl=&result_template=epafiles_default.xsl&filter=sample4filt.fts>.

FAO. **Fishery Harbour Manual on the Prevention of Pollution - Bay of Bengal Programme Chapter 1 - POTENTIAL POLLUTANTS, THEIR SOURCES AND THEIR IMPACTS**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [S.l.]. 1987.

FAO. **Human Vitamin and Mineral Requirements**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [S.l.]. 2015.
<http://www.fao.org/docrep/004/y2809e/y2809e0m.htm>.

FAO/WHO. **Trace elements in human nutrition and health**. World Health Organization and Food and Agricultural Organization. [S.l.], p. 361. 1996. (ISBN: 92 4 156173 4). <http://www.who.int/nutrition/publications/micronutrients/9241561734/en/>.

FDEP. **Calculation of un-ionized ammonia in fresh water**. FLORIDA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. Tallahassee, p. 16. 2001. (STORET Parameter Code 00619).

FISCHER, C.; LEHNER, M.; MCKINNON, D. L. **Overview of the use of landfill taxes in Europe**. European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production. [S.l.], p. 96. 2012.
<http://www.businessgreen.com/IMG/472/254472/landfill-tax-graph.jpg?1364911113>.

FRANCOIS, V.; FEUILLADE, G.; MATEJKA, G.; LAGIER, T.; SKHIRI, N.. **Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns**. Waste Management, 27, n. 9, 2007. 1259–1272.

GALLAS, JOSE DOMINGOS FARACO; TAIOLI, FABIO; SILVA, SANDRA MARCIA CESÁRIO PEREIRA DA; COELHO, OSMAR GUSTAVO WOHL; PAIM, PAULO SERGIO GOMES. **Contaminação por chorume e sua detecção por resistividade**. Revista Brasileira de Geofísica, v. 23, p. 51-59, 2005. ISSN 0102-261X.

GE. **Correlating Total Organic Carbon (TOC) to Biochemical (BOD5) and Chemical Oxygen Demand (COD)**. General Electric Company. [S.l.], p. 4. 2015. Application Note.

GOMES, L. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. ISBN: 978-85-7022-163-6. ed. Rio de Janeiro: [s.n.], 2009. PROSAB 5 Tema 3.

GUERRA, A. T. **Dicionário Geológico Morfológico**. 8. ed. Rio de Janeiro: CEDIT/CDDI, 1978. 464 p.

HAANDEL, A. V.; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de lodo ativado-teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: EPGRAF, 1999. 488 p. ISBN ISBN 900847.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários**. ABES -Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. [S.l.]: [s.n.]. 1999. p. 10.

HERNÁNDEZ-BERRIEL, MARIA DEL CONSUELO; MAÑÓN-SALAS, MARIA DEL CONSUELO; BUENROSTRO-DELGADO, OTONIEL; SÁNCHEZ-YÁÑEZ, JUAN M.; MÁRQUEZ-BENAVIDES, LILIANA. **Landfill leachate recirculation.part i: solid waste degradation and biogas production**. Environmental Engineering and Management Journal, 3, n. 10, October 2014. 2687-2695.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2008. (vtls000147584). Dissertação de Mestrado.

IBGE. **IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2015. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/>

INMETRO. **Orientação sobre Validação de Métodos de Ensaio Químicos**. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. [S.l.], p. 25. 2007. DOQ-CGCRE-008.

IPEA. **Diagnóstico de Resíduos Sólidos Urbanos**. Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas. Brasília, p. 82. 2012.

IPPTS ASSOCIATES CONSULTING. **The Leachate Expert**, 2016. Disponível em: <<http://www.leachate.eu/methane-stripping.php>>. Acesso em: 2016.

JIMENEZ, R. S.; BOSCO, S. M. D.; CARVALHO, W. A. **Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita - influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares**. Química Nova, v. 27, n. 5, p. 734-738, 2004.

KALKA, J. **Landfill Leachate Toxicity Removal in Combined Treatment with Municipal Wastewater**. The Scientific World Journal, v. 2012, p. 7, 2012. ISSN Article ID 202897.

KATSIFARAKIS, K. L. **Solar distillation treatment of landfill leachate. A case study in Greece**. Desalination, 94, December 1993. 213–221.

KAWAHIGASHI, FLÁVIA; MENDES, MARCOS BATISTA; JÚNIOR, VILSON GOMES DA ASSUNÇÃO; GOMES, VITOR HUGO; FERNANDES, FERNANDO; HIROOKA, ELISA YOKO; KURODA, EMÍLIA KIYOMI. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado**. Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, 19 , 2014.

KIFFNEY, P.; CLEMENTS, W. **Bioaccumulation of heavy metals by Benthic Invertebrates at the Arkansas River, Colorado**. Environmental Toxicology and Chemistry, 21, 1993. 1507-1517.

KJELDSEN, P. et al. **Present and long term composition of MSW landfill leachate: a review**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, p. 297–336, 2002.

KRR PROSTREAM. **Waste in the UK Landfill**
<http://www.krrprostream.com/blog/waste-in-the-uk-landfill>

LANDFILLDESIGN.COM, disponível em:
<http://www.landfilldesign.com/research/technicalpapers/helpnotes.pdf>

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-MÉNDEZ; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; FERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, A.. **Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant.** Journal of Hazardous Materials, v. 156, n. 1–3, p. 538–544, August 2008.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. **Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds.** BIORESOURCE TECHNOLOGY, 147 , Novembro 2013. 562-568.

MATAMOROS, V.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J. M. **Trihalomethane occurrence in chlorinated reclaimed water at full-scale wastewater treatment plants in NE Spain.** Water Research, v. 41, n. 15, p. 3337–3344, August 2007.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria Nº 2.914, de 12 Dezembro de 2011.** Ministério da Saúde. [S.l.], p. 38. 2011.
http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/kit_arsesp_portaria2914.pdf.

MMA. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos.** Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 2012.

ORDOÑEZ, N. B. **Tratamento de efluentes contendo amônia.** Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2003. Publicação Acadêmica.

PALMA, LUCA DI; FERRANTELLI, PAOLA; MERLI, CARLO; PETRUCCI, ELISABETTA. **Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis.** Waste Management, 22 , 2002. 951-955.

PARISOTTO, I. G. B. **Destilação por película para misturas binárias.** Universidade Federal de Santa Catarina- UFSC. Florianópolis, p. 118. 2013. Dissertação de Mestrado.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação, sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** Universidade de São Paulo. [S.l.]. 2001. Dissertação de Mestrado.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás oriundo de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de caso**. USP-PIPGE. SÃO PAULO, p. 153. 2006. Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre do programa de Interunidades da USP (IEE-EP-IF-FEA).

PIVELI, R. P. **Características Físicas das Águas**. PHA 5010 Qualidade da Água. [S.l.]: [s.n.], 2015. Cap. 6. apostila do curso.EPUSP-PHA

PIVELI, R. P. **Química Coloidal**. [S.l.]: [s.n.], 2015. Cap. 4. Apostila da matéria PHA 5010 Qualidade da Água.EPUSP-PHA.

PNSB-IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, p. 219. 2008. (ISBN 978-85-240-4135-8).

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. **Introdução PROSAB 5 Tema 3.: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros**. [S.l.]: [s.n.], 2009. p. 360. ISBN ISBN: 978-85-7022-163-6.

PROSAB. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, 2003. 294 p. ISBN ISBN 85-86552-70-4. Armando Borges de Castilhos Jr. (coordenador); pág. 32.

ROCCARO, P.; SGROI, M.; VAGLIASINDI, F. G. A. **Removal of Xenobiotic Compounds from Wastewater for Environment Protection: Treatment Processes and Costs**. CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS, v. 32 , p. 505-510, 2013. ISSN ISBN 978-88-95608-23-5; ISSN 1974-9791.

SÁ, L. F. D. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro de Muribeca através de um Destilador Solar**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 133. 2008. Dissertação de mestrado.

SABESP. **NTS 003- Norma DBO**. SABESP. São Paulo. 1997.

SABESP. **NTS 004 Determinação da DQO**. SABESP. São Paulo. 1997.

SABESP. **Qualidade da água**. SABESP. São Paulo. 2016.

<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaId=40>.

SEADER, J. D.; HENLEY, E. J. **Separation Process Principles; Distillation of Binary Mixtures**. [S.l.]: [s.n.], 2006. 791 p. ISBN ISBN- 13 978- 0-47 1-46480-8.

SHIMADZU. **Sensitivity: Please provide data comparing the sensitivity of TIC to the sensitivities of other GC detectors (FID, FPD, ECD)**. Shimadzu. [S.l.]. 2016. <http://www.shimadzu.com/an/gcms/support/faq/sensitivity.html>.

SILVA, A. F. D. et al. **Landfill Leachate Production Through Empirical Methodologies: A Case Study of the Lajes Site in Northeastern Brazil**. EJGE - The Electronic Journal of Geotechnical Engineering, 21, 2016. <http://www.ejge.com> ; Bund. 08.

SILVA, FLORENCE VASCONCELOS BRAGA; LANGE, LISÉTE CELINA; SIMÕES, GUSTAVO FERREIRA; FERREIRA, CYNTHIA FANTONI ALVES; VIANA, DANIELE FERNANDES. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos urbanos**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Campo Grande/MS: [s.n.]. 2005. p. 9.

SOUTO, G. D. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. Escola de Engenharia de São Carlos. [S.l.], p. 371. 2009. tese de doutorado.

TANAKA, N.; TOJO, Y.; MATSUTO, T. **Past, present, and future of MSW landfills in Japan**. J Mater Cycles Waste Manag , n. 7, 2005. ISSN DOI 10.1007/s10163-005-0133-6.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. **Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates**. Chemosphere, v. 53, n. 7, p. 737–744, November 2003.

TAVARES, B. F. D. **Tratamento do chorume: Análise dos Efluentes da Destilação Forçada**. Escola Politécnica da UFRJ. Rio de Janeiro, p. 71. 2011. Projeto para obtenção de graduação em Engenharia Ambiental.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4. ed. [S.l.]: Metcalf & Eddy Inc., 2003.

THERMOPEDIA **disponível em** : <http://www.thermopedia.com/de/content/744/>

THIEL, R.; CHRISTIE, M. **Leachate recirculation and potential concerns on landfill stability**. Vector Engineering. [S.l.]. 2005.

<http://geosynthetica.net/Uploads/ThielChristie.pdf>.

TOMAZ, P. **Critério Unificado para Manejo das Águas Pluviais em Áreas Urbanas**. [S.l.]: [s.n.], 2012. Cap. 15.

U.S. NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE, **website, disponível em** <https://chem.nlm.nih.gov/chemidplus/rn/12125-02-9>

VOGEL, A. I. **Determination of ammonia in an ammonium salt**". In: Textbook of macro and semimicro qualitative inorganic analyses. [S.l.]: [s.n.], 1979.

VOGEL, A. I. **Textbook of Macro and Semimicro Qualitative Inorganic Analysis**. 5^a. ed. [S.l.]: Longman Group Limited, 1979.

XIANG, FUHUI; YANG, WEI; CHEN, YAFEN; YANG, ZHOU. **Acute Toxicity of Nitrite and Ammonia to Daphnia similoides of Different Developmental Stages: Using the Modified Gaussian Model to Describe**. Buletin of Environment Contamination and Toxicology, 2010. 708–711.

XING, WEI; LU, WENJING; ZHAO, YAN; ZHANG, XU; DENG, WENJING; CHRISTENSEN, THOMAS H. **Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation and discharge (EASEWASTE)**. Waste Management, 33, February 2013. 382–389.

YAO, P. **Perspectives on technology for landfill leachate treatment**. Arabian Journal of Chemistry, 2013. 8.

Anexo 1 - Resolução CONAMA 430

**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE
CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE**

RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011**Correlações:**

- Complementa e altera a Resolução nº 357/2005.
-

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.

O **CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA**, no uso das competências que lhe são conferidas pelo inciso VII do art. 8º da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, regulamentada pelo Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990 e suas alterações, tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, Anexo à Portaria nº 168, de 13 de junho de 2005, resolve:

Art. 1º Esta Resolução dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

Parágrafo único. O lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto nesta Resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

Art. 2º A disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos nesta Resolução, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Art. 3º Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

Parágrafo único. O órgão ambiental competente poderá, a qualquer momento, mediante fundamentação técnica:

I - acrescentar outras condições e padrões para o lançamento de efluentes, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições do corpo receptor; ou

II - exigir tecnologia ambientalmente adequada e economicamente viável para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo corpo receptor.

CAPÍTULO I DAS DEFINIÇÕES

Art. 4º Para efeito desta Resolução adotam-se as seguintes definições, em complementação àquelas contidas no art. 2º da Resolução CONAMA nº 357, de 2005:

I - Capacidade de suporte do corpo receptor: valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento;

II - Concentração de Efeito Não Observado-CENO: maior concentração do efluente que não causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, em um determinado tempo de exposição, nas condições de ensaio;

III - Concentração do Efluente no Corpo Receptor-CECR, expressa em porcentagem: a) para corpos receptores confinados por calhas (rio, córregos, etc):

1. $CECR = [(vazão\ do\ efluente) / (vazão\ do\ efluente + vazão\ de\ referência\ do\ corpo\ receptor)] \times 100.$

b) para áreas marinhas, estuarinas e lagos a CECR é estabelecida com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, sendo a CECR limitada pela zona de mistura definida pelo órgão ambiental;

IV - Concentração Letal Mediana- CL50 ou Concentração Efetiva Mediana-CE50: é a concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade ou imobilidade) a 50% dos organismos, em determinado período de exposição, nas condições de ensaio;

V - Efluente: é o termo usado para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos;

VI - Emissário submarino: tubulação provida de sistemas difusores destinada ao lançamento de efluentes no mar, na faixa compreendida entre a linha de base e o limite do mar territorial brasileiro;

VII - Esgotos sanitários: denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos;

VIII - Fator de Toxicidade-FT: número adimensional que expressa a menor diluição do efluente que não causa efeito deletério agudo aos organismos, num determinado período de exposição, nas condições de ensaio;

IX - Lançamento direto: quando ocorre a condução direta do efluente ao corpo receptor;

X - Lançamento indireto: quando ocorre a condução do efluente, submetido ou não a tratamento, por meio de rede coletora que recebe outras contribuições antes de atingir o corpo receptor;

XI - Nível trófico: posição de um organismo na cadeia trófica;

XII - Parâmetro de qualidade do efluente: substâncias ou outros indicadores representativos dos contaminantes toxicologicamente e ambientalmente relevantes do efluente;

XIII - Testes de ecotoxicidade: métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico provocar efeito nocivo, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica; e

XIV - Zona de mistura: região do corpo receptor, estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, que se estende do ponto de lançamento do efluente, e delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e os do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro.

CAPÍTULO II

DAS CONDIÇÕES E PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES

Seção I

Das Disposições Gerais

Art. 5º Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

§ 1º As metas obrigatórias para corpos receptores serão estabelecidas por parâmetros específicos.

§ 2º Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

Art. 6º Excepcionalmente e em caráter temporário, o órgão ambiental competente poderá, mediante análise técnica fundamentada, autorizar o lançamento de efluentes em desacordo com as condições e padrões estabelecidos nesta Resolução, desde que observados os seguintes requisitos:

I - comprovação de relevante interesse público, devidamente motivado;

II - atendimento ao enquadramento do corpo receptor e às metas intermediárias e finais, progressivas e obrigatórias;

III - realização de estudo ambiental tecnicamente adequado, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento;

IV - estabelecimento de tratamento e exigências para este lançamento;

V - fixação de prazo máximo para o lançamento, prorrogável a critério do órgão ambiental competente, enquanto durar a situação que justificou a excepcionalidade aos limites estabelecidos nesta norma; e

VI - estabelecimento de medidas que visem neutralizar os eventuais efeitos do lançamento excepcional.

Art. 7º O órgão ambiental competente deverá, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, listadas ou não no art. 16 desta Resolução, de modo a não comprometer as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, estabelecidas para enquadramento do corpo receptor.

§ 1º O órgão ambiental competente poderá exigir, nos processos de licenciamento ou de sua renovação, a apresentação de estudo de capacidade de suporte do corpo receptor.

§ 2º O estudo de capacidade de suporte deve considerar, no mínimo, a diferença entre os padrões estabelecidos pela classe e as concentrações existentes no trecho desde a montante, estimando a concentração após a zona de mistura.

§ 3º O empreendedor, no processo de licenciamento, informará ao órgão ambiental as substâncias que poderão estar contidas no efluente gerado, entre aquelas listadas ou não na Resolução CONAMA n.º 357, de 2005 para padrões de qualidade de água, sob pena de suspensão ou cancelamento da licença expedida.

§ 4º O disposto no § 3º não se aplica aos casos em que o empreendedor comprove que não dispunha de condições de saber da existência de uma ou mais substâncias nos efluentes gerados pelos empreendimentos ou atividades.

Art. 8º É vedado, nos efluentes, o lançamento dos Poluentes Orgânicos Persistentes-POPs, observada a legislação em vigor.

Parágrafo único. Nos processos nos quais possam ocorrer a formação de dioxinas e furanos deverá ser utilizada a tecnologia adequada para a sua redução, até a completa eliminação.

Art. 9º No controle das condições de lançamento, é vedada, para fins de diluição antes do seu lançamento, a mistura de efluentes com águas de melhor qualidade, tais como as águas de abastecimento, do mar e de sistemas abertos de refrigeração sem recirculação.

Art. 10. Na hipótese de fonte de poluição geradora de diferentes efluentes ou lançamentos individualizados, os limites constantes desta Resolução aplicar-se-ão a cada um deles ou ao conjunto após a mistura, a critério do órgão ambiental competente.

Art. 11. Nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

Art. 12. O lançamento de efluentes em corpos de água, com exceção daqueles enquadrados na classe especial, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender outras exigências aplicáveis.

Parágrafo único. Nos corpos de água em processo de recuperação, o lançamento de efluentes observará as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final.

Art. 13. Na zona de mistura serão admitidas concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para o corpo receptor, desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo.

Parágrafo único. A extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser objeto de estudo, quando determinado pelo órgão ambiental competente, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento.

Art. 14. Sem prejuízo do disposto no inciso I do parágrafo único do art. 3º desta Resolução, o órgão ambiental competente poderá, quando a vazão do corpo receptor estiver abaixo da vazão de referência, estabelecer restrições e medidas adicionais, de caráter excepcional e temporário, aos lançamentos de efluentes que possam, dentre outras consequências:

- I - acarretar efeitos tóxicos agudos ou crônicos em organismos aquáticos; ou II - inviabilizar o abastecimento das populações.

Art. 15. Para o lançamento de efluentes tratados em leito seco de corpos receptores intermitentes, o órgão ambiental competente poderá definir condições especiais, ouvido o órgão gestor de recursos hídricos.

Seção II

Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes

Art. 16. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

- I - condições de lançamento de efluentes: a) pH entre 5 a 9;

b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas:

1. óleos minerais: até 20 mg/L;

2. óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;

f) ausência de materiais flutuantes; e

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;

II - Padrões de lançamento de efluentes:

TABELA I	
Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr+6
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr+3
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Merúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn

TABELA I	
Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Parâmetros Orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L
Estireno	0,07 mg/L
Etilbenzeno	0,84 mg/L
fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C ₆ H ₅ OH
Tetracloreto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroeteno	1,0 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L
Xileno	1,6 mg/L

§ 1º Os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo.

§ 2º Os efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários devem atender às condições e padrões específicos definidos na Seção III desta Resolução.

§ 3º Os efluentes oriundos de serviços de saúde estarão sujeitos às exigências estabelecidas na Seção III desta Resolução, desde que atendidas as normas sanitárias específicas vigentes, podendo:

I - ser lançados em rede coletora de esgotos sanitários conectada a estação de tratamento, atendendo às normas e diretrizes da operadora do sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitários; e

II - ser lançados diretamente após tratamento especial.

Art. 17. O órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

Art. 18. O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 1º Os critérios de ecotoxicidade previstos no *caput* deste artigo devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

§ 2º Cabe ao órgão ambiental competente a especificação das vazões de referência do efluente e do corpo receptor a serem consideradas no cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Receptor-CECR, além dos organismos e dos métodos de ensaio a serem utilizados, bem como a frequência de eventual monitoramento.

§ 3º Na ausência de critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental para avaliar o efeito tóxico do efluente no corpo receptor, as seguintes diretrizes devem ser obedecidas:

I - para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classes 1 e 2, e águas salinas e salobras Classe 1, a Concentração do Efluente no Corpo Receptor-CECR deve

ser menor ou igual à Concentração de Efeito Não Observado-CENO de pelo menos dois níveis tróficos, ou seja:

a) CECR deve ser menor ou igual a CENO quando for realizado teste de ecotoxicidade para medir o efeito tóxico crônico; ou

b) CECR deve ser menor ou igual ao valor da Concentração Letal Mediana (CL50) dividida por 10; ou menor ou igual a 30 dividido pelo Fator de Toxicidade (FT) quando for realizado teste de ecotoxicidade para medir o efeito tóxico agudo;

II - para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classe 3, e águas salinas e salobras Classe 2, a Concentração do Efluente no Corpo Receptor-CECR deve ser menor ou igual à concentração que não causa efeito agudo aos organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos, ou seja:

a) CECR deve ser menor ou igual ao valor da Concentração Letal Mediana-CL50 dividida por 3 ou menor ou igual a 100 dividido pelo Fator de Toxicidade-FT, quando for realizado teste de ecotoxicidade aguda.

§ 4º A critério do órgão ambiental, com base na avaliação dos resultados de série histórica, poderá ser reduzido o número de níveis tróficos utilizados para os testes de ecotoxicidade, para fins de monitoramento.

§ 5º Nos corpos de água em que as condições e padrões de qualidade previstos na Resolução nº 357, de 2005, não incluam restrições de toxicidade a organismos aquáticos não se aplicam os parágrafos anteriores.

Art. 19. O órgão ambiental competente deverá determinar quais empreendimentos e atividades deverão realizar os ensaios de ecotoxicidade, considerando as características dos efluentes gerados e do corpo receptor.

Art. 20. O lançamento de efluentes efetuado por meio de emissários submarinos deve atender, após tratamento, aos padrões e condições de lançamento previstas nesta Resolução, aos padrões da classe do corpo receptor, após o limite da zona de mistura, e ao padrão de balneabilidade, de acordo com normas e legislação vigentes.

Parágrafo único. A disposição de efluentes por emissário submarino em desacordo com as condições e padrões de lançamento estabelecidos nesta Resolução poderá ser autorizada pelo órgão ambiental competente, conforme previsto nos incisos III e IV do art. 6º, sendo que o estudo ambiental definido no inciso III deverá conter no mínimo:

I - As condições e padrões específicos na entrada do emissário; II - O estudo de dispersão na zona de mistura, com dois cenários:

a) primeiro cenário: atendimento aos valores preconizados na Tabela I desta Resolução;

b) segundo cenário: condições e padrões propostos pelo empreendedor; e

III - Programa de monitoramento ambiental.

Seção III

Das Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários

Art. 21. Para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão ser obedecidas as seguintes condições e padrões específicos:

I - Condições de lançamento de efluentes: a) pH entre 5 e 9;

b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

e) substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L; e

f) ausência de materiais flutuantes.

§ 1º As condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II, art. 16, incisos I e II desta Resolução, poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

§ 2º No caso de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deverá indicar quais os parâmetros da Tabela I do art. 16, inciso II desta Resolução que deverão ser atendidos e monitorados, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

§ 3º Para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_{5,20} para sistemas de tratamento com lagoas de estabilização, a amostra do efluente deverá ser filtrada.

Art. 22. O lançamento de esgotos sanitários por meio de emissários submarinos deve atender aos padrões da classe do corpo receptor, após o limite da zona de mistura e ao padrão de balneabilidade, de acordo com as normas e legislação vigentes.

Parágrafo único. Este lançamento deve ser precedido de tratamento que garanta o atendimento das seguintes condições e padrões específicos, sem prejuízo de outras exigências cabíveis:

I - pH entre 5 e 9;

II - temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

III - após desarenação;

IV - sólidos grosseiros e materiais flutuantes: virtualmente ausentes; e

desarenação. V - sólidos em suspensão totais: eficiência mínima de remoção de 20%, após

Art. 23. Os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários poderão ser objeto de teste de ecotoxicidade no caso de interferência de efluentes com características potencialmente tóxicas ao corpo receptor, a critério do órgão ambiental competente.

§ 1º Os testes de ecotoxicidade em efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários têm como objetivo subsidiar ações de gestão da bacia contribuinte aos referidos sistemas, indicando a necessidade de controle nas fontes geradoras de efluentes com características potencialmente tóxicas ao corpo receptor.

§ 2º As ações de gestão serão compartilhadas entre as empresas de saneamento, as fontes geradoras e o órgão ambiental competente, a partir da avaliação criteriosa dos resultados obtidos no monitoramento.

CAPÍTULO III DIRETRIZES PARA GESTÃO DE EFLUENTES

Art. 24. Os responsáveis pelas fontes poluidoras dos recursos hídricos deverão realizar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, com base em amostragem representativa dos mesmos.

§ 1º O órgão ambiental competente poderá estabelecer critérios e procedimentos para a execução e averiguação do automonitoramento de efluentes e avaliação da qualidade do corpo receptor.

§ 2º Para fontes de baixo potencial poluidor, assim definidas pelo órgão ambiental competente, poderá ser dispensado o automonitoramento, mediante fundamentação técnica.

Art. 25. As coletas de amostras e as análises de efluentes líquidos e em corpos hídricos devem ser realizadas de acordo com as normas específicas, sob responsabilidade de profissional legalmente habilitado.

Art. 26. Os ensaios deverão ser realizados por laboratórios acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial-INMETRO ou por outro organismo signatário do mesmo acordo de cooperação mútua do qual o INMETRO faça parte ou em laboratórios aceitos pelo órgão ambiental competente.

implementado. § 1º Os laboratórios deverão ter sistema de controle de qualidade analítica

§ 2º Os laudos analíticos referentes a ensaios laboratoriais de efluentes e de corpos receptores devem ser assinados por profissional legalmente habilitado.

Art. 27. As fontes potencial ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e, sempre que possível e adequado, proceder à reutilização.

Parágrafo único. No caso de efluentes cuja vazão original for reduzida pela prática de reuso, ocasionando aumento de concentração de substâncias presentes no efluente para valores em desacordo com as condições e padrões de lançamento estabelecidos na Tabela I do art. 16, desta Resolução, o órgão ambiental competente poderá estabelecer condições e padrões específicos de lançamento, conforme previsto nos incisos II, III e IV do art. 6º, desta Resolução.

Art. 28. O responsável por fonte potencial ou efetivamente poluidora dos recursos hídricos deve apresentar ao órgão ambiental competente, até o dia 31 de março de cada ano, Declaração de Carga Poluidora, referente ao ano anterior.

§ 1º A Declaração referida no *caput* deste artigo conterá, entre outros dados, a caracterização qualitativa e quantitativa dos efluentes, baseada em amostragem representativa dos mesmos.

§ 2º O órgão ambiental competente poderá definir critérios e informações adicionais para a complementação e apresentação da declaração mencionada no *caput* deste artigo, inclusive dispensando-a, se for o caso, para as fontes de baixo potencial poluidor.

§ 3º Os relatórios, laudos e estudos que fundamentam a Declaração de Carga Poluidora deverão ser mantidos em arquivo no empreendimento ou atividade, bem como uma cópia impressa da declaração anual subscrita pelo administrador principal e pelo responsável legalmente habilitado, acompanhada da respectiva Anotação de Responsabilidade Técnica, os quais deverão ficar à disposição das autoridades de fiscalização ambiental.

CAPÍTULO IV DAS DISPOSIÇÕES FINAIS

Art. 29. Aos empreendimentos e demais atividades poluidoras que, na data da publicação desta Resolução, contarem com licença ambiental expedida, poderá ser concedido, a critério do órgão ambiental competente, prazo de até três anos, contados a partir da publicação da presente Resolução, para se adequarem às condições e padrões novos ou mais rigorosos estabelecidos nesta norma.

§ 1º O empreendedor apresentará ao órgão ambiental competente o cronograma das medidas necessárias ao cumprimento do disposto no *caput* deste artigo.

§ 2º O prazo previsto no *caput* deste artigo poderá ser prorrogado por igual período, desde que tecnicamente motivado.

§ 3º As instalações de tratamento de efluentes existentes deverão ser mantidas em operação com a capacidade, condições de funcionamento e demais características para as quais foram aprovadas, até que se cumpram às disposições desta Resolução.

Art. 30. O não cumprimento do disposto nesta Resolução sujeitará os infratores, entre outras, às sanções previstas na Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e em seu regulamento.

Art. 31. Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação.

Art. 32. Revogam-se o inciso XXXVIII do art. 2º, os arts. 24 a 37 e os arts. 39, 43, 44 e 46, da Resolução CONAMA nº 357, de 2005.

IZABELLA TEIXEIRA
Presidente do Conselho

ESSE TEXTO NÃO SUBSTITUI O PUBLICADO NO DOU Nº 92, EM 16/05/2011, pág. 89

Anexo 2 - Resumo dos experimentos

Tabela 34 - Resultado geral dos experimentos.

Parâmetro	Unidade	SB	SD EPDV	%R	SD CP	%R	BB	BDCP	%R
pH	--	8,5	8	5,9	9		7,4	8,2	
Cor	mgPt L ⁻¹	*	0	100,0	0	100	*	0	100
Turbidez	NTU	*	2,6	97,8	1,0		*	0,7	
N-Total	mg N L ⁻¹	1860	938,1	49,6					
NTK	mg N L ⁻¹	1860	933	49,8	653		1515	408	
N-NH3	mg N-NH ₃ L ⁻¹	1540	925	39,9	634		1374	280	
N-org.	mg N-org L ⁻¹	320	8	97,5	19		141	128	
Nitrato	mg NO ₃ org L ⁻¹	0,245	5,1	-1981,6	ND			ND	
Nitrito	mg NO ₂ org L ⁻¹	<LQ	---	--	ND			ND	
CT	mgC L ⁻¹	2440,50	76,06	96,9	336,6		2702,2	192,4	
COT	mgC L ⁻¹	792,5	70,98	91,0	16,8		1703,5	17,6	
Cl	mgC L ⁻¹	1648,25	5,08	99,7	319,8		999,3	174,8	
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	8690	1260	85,1	560		9488	1020	
DBO	mgO ₂ L ⁻¹	5985	600	90,0	300		200	10	
ST	mg L ⁻¹	8350	23	99,7	20		9610	30	
SST	mg L ⁻¹	53	6	88,7	5		1635	15	
SSF	mg L ⁻¹	34	2	94,1	1		600	2	
SSV	mg L ⁻¹	19	4	78,9	4		1035	13	
SDT	mg L ⁻¹	8297	17	99,8	15		7975	15	
SDV	mg L ⁻¹	1556	7	99,6	6		1205	7	
SDF	mg L ⁻¹	6741	10	99,9	9		6770	8	
SVT	mg L ⁻¹	1590	11	99,3	10		2240	20	
SFT	mg L ⁻¹	6760	12	99,8	10		7370	10	
Cloretos	mgCl L ⁻¹		*	--	0			0	

Anexo 3 - Porcentagem de Amônia Anidra f (t °C x pH)

A Tabela 35 foi construída a partir da Equação geral de Henderson-Hasselbach, e o modelo para o cálculo da parcela da amônia não ionizada foi formulado segundo FDEP (2001):

$$[NH_3] = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + 10^{pK_a - pH}}$$

Para a construção da tabela 35:

$[NH_3 + NH_4^+]$ – nitrogênio amoniacal total; Base de cálculo 1000 mg L⁻¹

Ka = Constante de ionização máxima para a amônia; t= temperatura em °C.

Utilizando $pK_a = 4.10^{-8}.t^3 + 9.10^{-5}.t^2 - 0,0356.t + 10,072$ (HOSSAKA, 2008).

Tabela 35 - Porcentagem de NH₃ em função da temperatura (°C) e do pH.

T °C/pH	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8	7,8	45,9	89,4	98,8	99,9	100,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,3	11,3	55,9	92,7	99,2	99,9	100,0
10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,8	15,8	65,3	95,0	99,5	99,9	100,0
15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	2,7	21,7	73,4	96,5	99,6	100,0	100,0
20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,9	28,6	80,1	97,6	99,8	100,0	100,0
25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6	5,5	36,6	85,2	98,3	99,8	100,0	100,0
30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8	7,6	45,1	89,1	98,8	99,9	100,0	100,0
35	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,1	10,3	53,6	92,0	99,1	99,9	100,0	100,0
40	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,6	13,8	61,6	94,1	99,4	99,9	100,0	100,0
45	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	2,2	18,1	68,8	95,7	99,5	100,0	100,0	100,0
50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	2,9	23,1	75,0	96,8	99,7	100,0	100,0	100,0
55	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,9	28,8	80,2	97,6	99,8	100,0	100,0	100,0
60	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5	5,1	35,0	84,3	98,2	99,8	100,0	100,0	100,0
65	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,7	6,6	41,5	87,6	98,6	99,9	100,0	100,0	100,0
70	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,9	8,5	48,0	90,2	98,9	99,9	100,0	100,0	100,0
75	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,2	10,6	54,3	92,2	99,2	99,9	100,0	100,0	100,0
80	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,5	13,1	60,2	93,8	99,3	99,9	100,0	100,0	100,0
85	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,9	16,0	65,5	95,0	99,5	99,9	100,0	100,0	100,0
90	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	2,3	19,1	70,3	95,9	99,6	100,0	100,0	100,0	100,0
95	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	2,8	22,5	74,4	96,7	99,7	100,0	100,0	100,0	100,0
100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,4	26,1	77,9	97,2	99,7	100,0	100,0	100,0	100,0

Anexo 4 - Relação de Compostos Orgânicos - GC MS e Análise de Pareto

A Tabela 36 abaixo é resultado da análise pelo equipamento de GC-MS da amostra do destilado SEMASA, resultando em 73 diferentes compostos. Utilizou-se como critério a área total individual resultante, pois não houve quantificação dos compostos obtidos.

Tabela 36 - Relação dos Compostos Orgânicos encontrados em SEMASA CP.

Ordem	Composto	AI (%)	AA (%)	T.E °C
1	Morpholine, 4-octadecyl-	21,94	21,94	129
2	Squalene	11,69	33,16	285
3	1-Pentadecanamine, N,N-dimethyl-	6,67	40,3	> 300
4	n-Hexadecanoic acid	5,2	45,5	215
5	Hexadecanoic acid, methyl ester	4,67	50,17	185
6	Trisiloxane, 1,1,1,5,5,5-hexamethyl-3,3-bis[(trimethylsilyl)oxy]-	3,16	51,5	>100
7	Heptasiloxane, hexadecamethyl-	3,14	53,8	270
8	4,4,5,6-Tetramethyltetrahydro-1,3-oxazin-2-thione	3,02	59,49	>200
9	1,2-Propanediol, 3-benzyloxy-1,2-diacetyl-	3	62,49	>200
10	1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl octyl ester	2,87	65,36	>200
11	Tetradecanal	2,63	66,2	302
12	Methyl tetradecanoate	2,04	69,76	323
13	Octadecanoic acid, methyl ester	1,79	71,82	N/A
14	Dodecanoic acid, methyl ester	1,56	73,38	N/A
15	Tris(trimethylsilyl)borate	1,46	74,4	184
16	9-Octadecenoic acid, methyl ester, (E)-	1,18	76,02	218
17	Ergosta-7,22-dien-3-ol, (3.beta.,22E)-	1,18	77,2	487
18	Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	1,11	78,31	272
19	Tetradecanoic acid	1,1	79,41	250
20	Di-n-octyl phthalate	1,03	80,44	387
21	7-Hexadecenoic acid, methyl ester, (Z)-	0,9	81,34	
22	3-Buten-1-amine, N,N-dimethyl-	0,85	82,19	
23	2,6,10,14,18-Pentamethyl-2,6,10,14,18-eicosapentaene	0,82	83,01	
24	9-Hexadecenoic acid	0,8	83,81	
25	Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis-	0,78	84,59	
26	Pentadecanoic acid, methyl ester	0,76	85,35	
27	Diethyl Phthalate	0,65	86	
28	.gamma. Dodecalactone	0,64	86,64	
29	Propanedioic acid, [(trimethylsilyl)oxy]-, bis(trimethylsilyl) ester	0,62	87,26	
30	1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester	0,58	87,84	
31	4-Morpholineethanamine	0,53	88,37	
32	4-Hydroxyphenylacetic acid, ethyl ester, tert-butyldimethylsilyl	0,53	88,9	
33	Octadecanoic acid	0,52	89,42	
34	4-Methyl-Z-4-hexadecen-1-ol	0,5	89,92	

Ordem	Composto	AI (%)	AA (%)	T.E °C
35	2,6-Bis(1,1-dimethylethyl)-4-(1-oxopropyl)phenol	0,45	90,37	
36	2,6,10-Dodecatrien-1-ol, 3,7,11-trimethyl-, (E,E)-	0,44	90,81	
37	1-Heptadecanamine, N,N-dimethyl-	0,43	91,24	
38	2,6,10-Dodecatrien-1-ol, 3,7,11-trimethyl-	0,42	91,66	
39	Benzeneacetic acid, 3-[(trimethylsilyl)oxy]-, trimethylsilyl ester	0,39	92,05	
40	Vitamin A aldehyde	0,39	92,26	
40	Vitamin A aldehyde	0,39	92,44	
41	Isophytol	0,38	92,82	
42	Cyclooctenone, dimer	0,36	93,18	
43	2,6,10-Dodecatriene, 3(E),7(E),11-trimethyl-1-methoxy	0,34	93,52	
44	1-Methoxy-2,7-dioxatricyclo[4.4.0.0(3,8)]decane	0,33	93,85	
45	E-11,13-Tetradecadien-1-ol	0,33	94,18	
46	2-Propenoic acid, 3-(4-methoxyphenyl)-, 2-ethylhexyl ester	0,33	94,51	
47	1-Heptadecanol	0,31	94,82	
48	Oxiraneundecanoic acid, 3-pentyl-, methyl ester, cis-	0,3	95,12	
49	4,9,13,17-Tetramethyl-4,8,12,16-octadecatetraenal	0,29	95,41	
50	Z-2-Octadecen-1-ol	0,27	95,68	
51	Nonane, 5-(2-methylpropyl)-	0,27	95,95	
52	9-Octadecenamide, (Z)-	0,27	96,22	
53	Dec-2-en-1-ol	0,26	96,48	
54	Diethyltoluamide	0,26	96,74	
55	8-Oxatetracyclo[5.2.1.1(2,6).1(4,10)]dodecane, 7-tert-butyl-1,9,9-trimethyl-	0,26	97	
56	Decanoic acid, decyl ester	0,25	97,25	
57	(E,E,E)-3,7,11,15-Tetramethylhexadeca-1,3,6,10,14-pentaene	0,25	97,5	
58	Heptadecanoic acid, methyl ester	0,24	97,74	
59	Heptadecanoic acid, 10-methyl-, methyl ester	0,24	97,98	
60	7-n-Propyl-trans-8-oxabicyclo[4.3.0]nonane	0,23	98,21	
61	Octacosane	0,21	98,42	
62	Nonadecanoic acid, methyl ester	0,2	98,62	
63	Decane, 2,4,6-trimethyl-	0,19	98,81	
64	2,5-Heptadien-4-one, 2,6-dimethyl-	0,18	98,99	
65	dl-2-Ethylhexyl chloroformate	0,17	99,16	
66	Cycloundecanecarboxylic acid, methyl ester	0,16	99,32	
67	Decanal	0,15	99,47	
68	1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisooctyl ester	0,15	99,62	
69	Tetradecanedioic acid, monomethyl ester	0,11	99,73	
70	2-Cyclohexen-1-one, 3,4,4-trimethyl-	0,1	99,83	264-270
71	Tetradecane, 2,6,10-trimethyl-	0,09	99,92	282
72	6-Undecylamine	0,08	100	240

Legenda: AI (%) : Área Individual (%) ; Área Acumulada (%)

Anexo 5 – Resumo dos resultados em função da RC 430 e 8468/76 (1)

Tabela 37 - Resumo dos resultados em função da RC 430.

Parâmetro	Unidade	8468-18	RC430	SDCP*	SDEPDV*	BDCP*
1 pH	-----	5,0 a 9,0	5-9	9,00	8,00	8,2
2 COR	uH		15	0,00	0,00	0,00
3 TURBIDEZ	UNT		15	1,00	2,60	0,7
4 TLZM *			<= 3 °C	AP	AP	AP
5 Temperatura	° C	<40	< 40 °C	AP	AP	AP
6 VML*	L s-1		1,5 Vm	AP	AP	AP
7 SS*	mL L-1	1	1 mL L-1	<1	NE	<1
8 SDT*	mg L-1		1000	15	17	15
9 (N-NH3)*	mg L-1	----	20	634	1178,00	280
10 (NO3-)*	mg L-1	----	10	8,67	5,10	0,274
11 (NO2-)*	mg L-1	----	1	NE	NE	NE
12 Fósforo total	mg L-1			NE	NE	NE
13 Óleos graxas	mg L-1	100	100	NE	NE	NE
14 Óleos minerais	mg L-1		20	NE	NE	NE
15 OV + GA*	mg L-1		50	NE	NE	NE
16 DBO5,20	mgO2/L	60	120 (2*)	300	300	10
17 Alumínio	mg L-1		5	0,051		0,024
18 Arsênio	mg L-1	0,2	0,5	0,017		0,018
19 Bário	mg L-1	5	5	-0.2 uv		-0.1776 uv
20 Boro	mg L-1	5	5	0,0011		-0.0177 uv
21 Cádmio	mg L-1	0,2	0,2	-0.01uv		-0.0037 uv
22 Chumbo	mg L-1	0,5	0,5	-0.02uv		-0.0204 uv
23 Cobalto	mg L-1		0,05	-0.031 uv		-0.033607 uv
24 Cobre	mg L-1	1	1	-0.057641 uv		-0.061564 uv
25 Cromo VI	mg L-1	0,1	0,1	*		*
26 Cromo III	mg L-1		1	*		*
27 Cromo Total*	mg L-1	5	5	0,01846		0,018487
28 Estanho	mg L-1	4	4	0.004739 uv		0,035221
29 Ferro (Fe2+)	mg L-1	15	15	0,002799		-0.002584 uv
30 Mn2+	mg L-1	1	1	-0.018250 uv		-0.018582 uv
31 Mercúrio	mg L-1	0,01	0,01	0,016171		0,205638
32 Níquel	mg L-1	2	2	-0.003395 uv		-0.000075 uv
33 Prata	mg L-1	0,02	0,1	-0.001997 uv		-0.002162 uv
34 Selênio	mg L-1	0,02	0,3	0.016483 uv		-0.002944 uv
35 Zinco total	mg L-1	5	5	0,181136		0.010285 uv

Parâmetro	Unidade	8468-18	RC430	SDCP*	SDEPDV*	BDCP*
36 Cianeto	mg L-1	0,2	1	NR	NR	NR
37 Cianeto livre	mg L-1		0,2	NR	NR	NR
38 Sulfato (SO ₄)	mg L-1	---	250	0,286		0,192
39 Sulfeto	mg L-1	---	1	Q	Q	Q
40 Fluoreto	mg L-1	10	10	<LQ		-0,012
41 Cloreto CL	mg L-1		250	NE	NE	NE
42 Benzeno	mg L-1		1,2	(z) residual		
43 Clorofórmio	mg L-1		1	NE		
44 Dicloroeteno	mg L-1		1	NE		
45 Estireno	mg L-1		0,07	NE		
46 Etilbenzeno	mg L-1		0,84	NE		
47 fenóis totais	mg L-1	0,5	0,5	NE		
48 CCl ₄ *	mg L-1	1		NE		
49 Tricloroeteno	mg L-1		1	NE		
50 Tolueno	mg L-1		1,2	NE		
51 Xileno	mg L-1		1,6	NE		
52 ECT*. CENO.CECR			X			

(*) Legenda: SDCP = destilado SEMASA Coluna de Pratos; SDEPDV destilado SEMASA EPDV D.201216; BDCP = destilado Bandeirantes Coluna de Pratos; (1) V.M.P.8468/76, artigo18 (Dec.15425/80); TLZM = temperatura mistura na zona mista; VML = Vazão média de lançamento; SS = Sólidos Sedimentáveis; SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; N-NH₃ = nitrogênio amoniacal; NO₃⁻ = nitrato; NO₂⁻ = nitrito; OV+GA Óleos Vegetais + Graxas; X= CECR ≤ [CE(I)50,48]/100; Y= CECR=100*(vef/vef+q7,10); Z= 1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisooctyl ester; Q= qualitativo; CCl₄ = tetracloreto de carbono; NE = não encontrado; (2) adotado em função da CETESB; (AP) parâmetros de ajuste de processo para lançamento, obtidos com o controle de temperatura; ECT = Ecotoxicidade. Obs: o valor apresentado no parâmetro mercúrio, apesar de reprovado, deve ser refeito pelo método Vogel. (**) não realizado.