



TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO EM
SISTEMAS DE BIOMASSA EM SUSPENSÃO E BIOMASSA ADERIDA

Erimar Pontes Santiago

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler
João Paulo Bassin

Rio de Janeiro
Junho de 2018

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO EM
SISTEMAS DE BIOMASSA EM SUSPENSÃO E BIOMASSA ADERIDA

Erimar Pontes Santiago

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE)
DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.

Prof. João Paulo Bassin, Ph.D.

Prof^a. Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti, D.Sc.

Prof^a. Juacyara Carbonelli Campos. D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

JUNHO DE 2018

Santiago, Erimar Pontes

Tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistemas de biomassa em suspensão e biomassa aderida / Erimar Pontes Santiago – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2018.

XVIII, 122 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler

João Paulo Bassin

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2018.

Referências Bibliográficas: p. 107-112.

1. Tratamento combinado de lixiviado e esgoto 2. Tratamento biológico de efluentes 3. Lodos ativados 4. Filtros submersos 5. *Aquaporousgel*. I. Mahler, Cláudio Fernando *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

“Vossa mão poderosa formou o mundo de matéria informe...
...dispusestes tudo com medida, quantidade e peso.”

Sabedoria 11,17-20

AGRADECIMENTOS

A Deus, meu sustento, criador de todas as coisas visíveis e invisíveis, que ao criar o homem, deu-lhe a capacidade de compreender as demais obras criadas e o poder de fazer ciência.

À minha mãe, Terezinha Gonçalves Pontes, que me educou, alfabetizou e sempre me incentivou na minha trajetória acadêmica.

À minha família, por tudo o que me deram desde meu nascimento, especialmente o amor e o sustento.

Ao casal Vânia Cunha e Fulgêncio Cunha, meus tios, que sempre apostaram na minha vontade de estudar e bancaram parte dos meus estudos na Escola Técnica Federal do Amazonas, onde se iniciou meu gosto pela engenharia.

À Ana Barbosa, ao Pedro Pontes e à Laura Pontes, pelo amor, paciência, espera e, sobretudo, pelo perdão. Amo vocês.

Ao casal de engenheiros civis Edilson Andrade e Ellen Andrade, pela amizade, pelo incentivo, pelo exemplo de ética e comprometimento com o ensino e a prática da engenharia e pela grande ajuda financeira. Vocês foram essenciais até aqui.

Aos orientadores deste trabalho, professores Cláudio Fernando Mahler e João Paulo Bassin, pela paciência, ensinamentos e por confiarem no meu trabalho. Ao João, especialmente, pelo grande esforço em corrigir esta dissertação às vésperas de seu casamento. Grato pela sua amizade.

Aos amigos do PEC/COPPE que fizeram esta caminhada ser mais agradável, sendo ótimas companhias nas “saideiras” e nas filas do RU, além de grandes colaboradores na minha aprovação nas disciplinas do primeiro período.

Aos “*Chingones*” pela amizade, companheirismo, ajuda financeira e principalmente por terem substituído minha família nesses dois anos em que estive longe dela. Vocês são mesmo muito *chingones* e grandes irmãos.

Aos parceiros do LabPol, principalmente pela ajuda dos mestrados e doutorandos engenheiros químicos e ambientais, além da técnica do laboratório, que auxiliaram demais este engenheiro civil nas práticas laboratoriais.

Aos doutorandos do PEC, Leonardo e Kalina, também colegas do LabPol, pela grande ajuda que deram no fim deste trabalho executando algumas análises quando eu não me encontrava mais no Rio de Janeiro. MUITÍSSIMO obrigado.

Ao prof. D.Sc. João Bosco Ladislau de Andrade da Universidade Federal do Amazonas, pelas preciosas dicas sobre o “fazer ciência” e a escrita final deste trabalho.

Ao Laboratório de Bioprocessos da COPPE/UFRJ e ao Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA-DRHIMA/UFRJ pelas análises concedidas.

Ao CNPq, pela bolsa concedida durante o segundo ano do mestrado.

A todos os que de algum modo contribuíram para a construção desta dissertação, o meu mais sincero obrigado!

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO SANITÁRIO EM SISTEMAS DE BIOMASSA EM SUSPENSÃO E BIOMASSA ADERIDA

Erimar Pontes Santiago

Junho/2018

Orientadores: Cláudio Fernando Mahler

João Paulo Bassin

Programa: Engenharia Civil

O tratamento combinado de lixiviado de aterros sanitários e esgoto sanitário em estações de tratamento de efluentes tem despertado interesse de pesquisadores nas últimas décadas. De fato, essa abordagem tem sido intensificada no Brasil devido à formação de lixiviado perdurar por décadas após o encerramento dos aterros sanitários. Neste contexto, o presente trabalho avaliou um processo de tratamento biológico combinando biomassa suspensa (reator de lodos ativados) e aderida (filtro submerso utilizando meio suporte APG) para o tratamento de uma mistura de esgoto sintético e lixiviado de aterro sanitário. O sistema foi operado em dez regimes operacionais com as seguintes proporções de lixiviado na mistura afluente: 0%, 0,5%, 1%, 2%, 5% e 10%. Os resultados mostraram que a maior proporção de lixiviado para a qual se atingiu bom desempenho de tratamento foi de 2% de lixiviado. Para essa condição, a remoção de DQO e nitrogênio amoniacal foi, em média, de 86,7% e 94,7%, respectivamente. O filtro submerso, colocado à jusante do reator de lodos ativados, mostrou-se importante na retenção de sólidos do efluente desse último, conferindo menor turbidez ao efluente tratado. O efluente desse regime operacional se apresentou em conformidade com a legislação brasileira para lançamento em corpos hídricos para os parâmetros analisados.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

COMBINED TREATMENT OF LEACHATE AND SEWAGE IN SUSPENDED
GROWTH AND ATTACHED GROWTH SYSTEMS

Erimar Pontes Santiago

June/2018

Advisors: Cláudio Fernando Mahler
João Paulo Bassin

Department: Civil Engineering

The combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage in wastewater treatment plants has drawn much interest from researchers in recent decades. In fact, this approach has been intensified in Brazil due to the fact that the formation of leachate lasts for decades after the closure of landfills. In this context, the present work evaluated a biological treatment process combining suspended (activated sludge reactor) and attached (submerged filter using APG support medium) biomass for the treatment of a mixture of synthetic sewage and landfill leachate. The system was operated in ten operating conditions with the following proportion of leachate in the influent mixture: 0%, 0.5%, 1%, 2%, 5% and 10%. The results showed highest proportion of leachate for which good treatment performance was achieved was 2%. For this condition, the removal of COD and ammonium was, on average, 86.7% and 94.7%, respectively. The submerged filter, placed downstream of the activated sludge reactor, proved to be important in the retention of solid from the effluent of the latter, reducing the turbidity of the treated effluent. The effluent of this operational condition was in accordance with the Brazilian legislation for discharging in water bodies.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. Objetivo Geral	4
2.2. Objetivos Específicos	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Esgoto Sanitário	5
3.1.1. Características dos esgotos sanitários	8
3.1.2. Tratamento de esgoto sanitário	11
3.1.2.1. Biomassa em suspensão – Lodos ativados	16
3.1.2.2. Biomassa aderida	21
3.2. Lixiviado de aterros sanitários	25
3.2.1. Características dos lixiviados de aterros sanitários	27
3.2.2. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários	30
3.2.3. Tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado	33
4. MATERIAIS E MÉTODOS	41
4.1. Unidades de tratamento	41
4.2. Esgoto sintético e lixiviado	44
4.3. Análises físico-químicas e determinação de parâmetros do processo	46
4.3.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)	46
4.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Alcalinidade	47
4.3.3. Nitrogênio Amoniacal	47
4.3.4. Nitrito e Nitrato	48
4.3.5. Sólidos Suspensos Totais (SST) e Voláteis (SSV)	48
4.3.6. pH, Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Condutividade e Cor	49
4.3.7. Atividade Nitrificante	49
4.3.8. Relação A/M, carga orgânica volumétrica (COV), Idade do lodo e IVL	50
4.3.9. Relação sólidos aderidos voláteis/totais no filtro submerso (FS)	50
4.3.10. Microscopia	51
4.3.11. Frequência de análises dos parâmetros	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1. Oxigênio Dissolvido (OD)	52
5.2. Índice Volumétrico de Lodo - IVL	53
5.3. Idade do Lodo	60
5.4. Concentração de sólidos no reator de lodos ativados	62
5.5. Relação de Sólidos Aderidos Voláteis/Totais (SAV/SAT) no reator FS	63
5.6. Concentração de sólidos na saída do Reator 1	64
5.7. Concentração de sólidos na saída do Reator 2	65
5.8. Balanço de SST no Reator 2	66
5.9. Turbidez	68
5.10. Cor aparente	69
5.11. Condutividade elétrica	71
5.12. Alcalinidade e pH	73
5.13. Demanda Química de Oxigênio (DQO)	74
5.13.1. DQO solúvel	78
5.13.2. DQO Total	81
5.13.3. Relações entre a DQO solúvel e a DQO total	83
5.14. Demanda Bioquímica e Oxigênio - DBO	85

5.15.	Relação Alimento/Microrganismos (A/M) no reator de lodos ativados	88
5.16.	Nitrogênio Amoniacal	89
5.17.	Nitrito e Nitrato	95
5.18.	Atividade Nitrificante	99
5.19.	Resultado geral da pesquisa.....	101
6.	CONCLUSÕES.....	104
7.	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	106
	REFERÊNCIAS	107
	APÊNDICE A – Resultados da série de sólidos em todos os ROs.....	113
	APÊNDICE B – Resultados de Turbidez, condutividade, pH, nitrogênio amoniacal, DQO solúvel e DQO total dos ROs	114
	APÊNDICE C – Fotografias dos ensaios de IVL em alguns ROs	115
	APÊNDICE D – Dados para determinação da relação A/M.....	117
	APÊNDICE E – Mapa multiparâmetro da pesquisa	118
	ANEXO 1 – Resultados de DBO e Alcalinidade fornecidos pelo LEMA	121

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Sistemas de esgoto sanitário.....	05
Figura 3.2 – Sistema estático (a) e sistema dinâmico (b).....	06
Figura 3.3 – Número de internações por doenças gastrointestinais infecciosas e percentual de pessoas com acesso a esgoto no Brasil 2003-2008.....	08
Figura 3.4 – Composição dos sólidos nos esgotos.....	09
Figura 3.5 – Sistema de lodos ativados convencional.....	17
Figura 3.6 – Sistema de lodos ativados aeração prolongada.....	18
Figura 3.7 – Representação esquemática de um biofilme.....	23
Figura 3.8 – Suporte em APG comparado a esponja de poliuretano.....	24
Figura 3.9 – Esquema das fases de operação de um aterro sanitário.....	26
Figura 3.10 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.....	27
Figura 4.1 – Detalhes construtivos dos reatores.....	41
Figura 4.2 – Esquema do sistema operacional empregado do RO1 ao RO7.....	43
Figura 4.3 – Esquema do sistema operacional empregado do RO8 ao RO10.....	43
Figura 4.4 – Esquema do sistema de tratamento do RO1 ao RO7 (a) e do RO8 ao RO10 (b).....	44
Figura 5.1 – Valores de IVL da biomassa retirada do reator LA ao longo dos ROs.....	53
Figura 5.2 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO1.....	54
Figura 5.3 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO2.....	54
Figura 5.4 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO3.....	55
Figura 5.5 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO4.....	55
Figura 5.6 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO5.....	55
Figura 5.7 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO6.....	56
Figura 5.8 – Curva de sedimentação do ensaio de IVL no RO7.....	56
Figura 5.9 – Curva de sedimentação do ensaio de IVL no RO9.....	56
Figura 5.10 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO8.....	56
Figura 5.11 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO10.....	57
Figura 5.12 – Presença de filamentosas no lodo do reator LA ao longo dos ROs.....	59
Figura 5.13 – Flotação de lodo observada em alguns ROs.....	60
Figura 5.14 – Valores médios de idade do lodo em cada RO.....	61
Figura 5.15 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis dentro do Reator LA.....	63
Figura 5.16 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis na saída do Reator 1.....	64
Figura 5.17 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis na saída do Reator 2.....	65
Figura 5.18 – Turbidez média medida no efluente dos reatores 1 e 2 ao longo dos ROs.....	68
Figura 5.19 – Cor aparente da mistura Lix/Esg nas diferentes porcentagens de lixiviado.....	70
Figura 5.20 – Condutividades médias aferidas ao longo dos ROs.....	72
Figura 5.21 – pH médio de cada RO.....	74
Figura 5.22 – Carga orgânica volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO.....	75
Figura 5.23 – Carga orgânica volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO.....	76
Figura 5.24 – Contribuição do lixiviado para a carga orgânica volumétrica da mistura Lix/Esg.....	77
Figura 5.25 – Valores médios de DQO solúvel em cada RO.....	79
Figura 5.26 – Valores médios de remoção de DQO solúvel de cada RO obtidas no Reator 1 e no sistema global (Reator 1 + Reator 2).....	79

Figura 5.27 – Comparação entre a DQO solúvel do lixiviado na entrada e a do efluente tratado.....	80
Figura 5.28 – Valores de DQO solúvel no RO1.....	81
Figura 5.29 – Valores médios de DQO total de cada RO.....	82
Figura 5.30 – Valores médios de remoção de DQO total de cada RO obtidas no Reator 1 e no sistema global (Reator 1 + Reator 2).....	83
Figura 5.31 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na entrada do sistema.....	83
Figura 5.32 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na saída do Reator 1.....	84
Figura 5.33 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na saída do Reator 2.....	85
Figura 5.34 – Relações DQO/DBO e DBO/DQO das diferentes proporções de misturas utilizadas.....	86
Figura 5.35 – Linha de tendência das Relações DQO/DBO das diferentes proporções de misturas utilizadas.....	87
Figura 5.36 – Relações A/M médias em termos de DQO e DBO.....	88
Figura 5.37 – Carga nitrogenada volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO.....	89
Figura 5.38 – Carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO.....	91
Figura 5.39 – Contribuição do lixiviado para a carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg.....	92
Figura 5.40 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal em cada RO.....	93
Figura 5.41 – Nitrogênio amoniacal no RO1.....	93
Figura 5.42 – Valores médios dos índices de remoção de nitrogênio amoniacal de cada RO.....	94
Figura 5.43 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no efluente tratado em cada RO.....	96
Figura 5.44 – Balanço de nitrogênio para RO1.....	97
Figura 5.45 – Balanço de nitrogênio para o RO5.....	98
Figura 5.46 – Balanço de nitrogênio para RO10.....	99
Figura 5.47 – Atividade nitrificante dos ROs ensaiados.....	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Índices de coleta e tratamento de esgotos no Brasil em 2016.....	07
Tabela 3.2 – Características de esgotos brasileiros.....	11
Tabela 3.3 – Tecnologias utilizadas em função dos graus e processos de tratamento.....	13
Tabela 3.4 – Características de sistemas de lodos ativados.....	20
Tabela 3.5 – Aplicações do suporte APG no tratamento de efluentes.....	24
Tabela 3.6 – Características de lixiviados de aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica.....	29
Tabela 3.7 – Classificação e características do lixiviado em relação à idade do aterro.....	30
Tabela 3.8 – Características de lixiviados de diferentes aterros brasileiros.....	30
Tabela 3.9 – Publicações internacionais a partir de 1974 sobre tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado de aterros sanitários.....	39
Tabela 4.1 – Características gerais dos regimes de operação.....	42
Tabela 4.2 – Composição inicial do esgoto sintético.....	44
Tabela 4.3 – Composição do esgoto sintético modificado utilizado do final do RO1 ao RO10.....	45
Tabela 4.4 – Composição da solução de micronutrientes.....	45
Tabela 4.5 – Características gerais do lixiviado utilizado.....	46
Tabela 4.6 – Frequências de análises dos parâmetros.....	51
Tabela 5.1 – OD dos reatores 1 e 2.....	52
Tabela 5.2 – Volumes de lodo medidos na proveta durante os ensaios de IVL (RO1 a RO5).....	57
Tabela 5.3 – Volumes de lodo medidos na proveta durante os ensaios de IVL (RO6 a RO10).....	57
Tabela 5.4 – Parâmetros utilizados na determinação das idades do lodo.....	62
Tabela 5.5 – Determinação da relação SAV/SAT no FS.....	64
Tabela 5.6 – Balanço de SST no Reator 2.....	67
Tabela 5.7 – Turbidez do sobrenadante medida no ensaio do IVL.....	69
Tabela 5.8 – Cor aparente medida nos ROs.....	70
Tabela 5.9 – Alcalinidade das misturas Lix/Esg.....	73
Tabela 5.10 – Parâmetros para determinação da carga orgânica volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO.....	75
Tabela 5.11 – Parâmetros para determinação da carga orgânica volumétrica do da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO.....	76
Tabela 5.12 – Valores de DQO e DBO das diferentes proporções Lix/Esg.....	86
Tabela 5.13 – Parâmetros usados para determinação da carga nitrogenada volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO.....	90
Tabela 5.14 – Parâmetros para determinação da carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO.....	91
Tabela 5.15 – Composição do nitrogênio inorgânico no efluente do sistema em cada RO.....	96
Tabela 5.16 – Atividade nitrificante no reator LA.....	100
Tabela 5.17 – Resumo dos resultados.....	103

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A/M	Alimento/Microrganismo
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANA	Agência Nacional de Águas
APG	<i>Aqua Porous Gel</i>
BA	Bahia
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos
CEPT	<i>Chemically Enhanced Primary Treatment</i>
CNV	Carga Nitrogenada Volumétrica
Coef. Angular	Coefficiente Angular
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPPE	Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CTR-BR040	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DE	Desreguladores Endócrinos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia Coli</i>
EDTA	<i>Ethylenediamine Tetraacetic Acid</i>
EPS	<i>Extracellular Polymeric Substance</i>
EPU	Esponja de Poliuretano
ETE	Estação(ões) de Tratamento de Esgoto
FAS	Filtro Aerado Submerso
FS	Filtro Submerso
HDLS	<i>High-Density natural Luffa Sponge</i>
IFAS	<i>Integrated Fixed-Film Activated Sludge</i>
IVL	Índice volumétrico de lodo
LA	Lodos Ativos

LabPol	Laboratório de Controle de Poluição de Águas
LEMA	Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente
Lix/Esg	Lixiviado/Esgoto
LNSB	Lei Nacional do Saneamento Básico
MBR	<i>Membrane Bio Reactor</i>
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i>
MG	Minas Gerais
NBR	Norma Brasileira
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OLS	<i>Ordinary natural Luffa Sponge</i>
PACT	<i>Powdered Activated Carbon Treatment</i>
pH	potencial Hidrogeniônico
POA	Processos Oxidativos Avançados
PB	Paraíba
PE	Pernambuco
PR	Paraná
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PSM	Processo de Separação por Membranas
RBC	<i>Roating Biological Contactors</i>
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
RO	Regime(s) de Operação
RJ	Rio de Janeiro
RS	Rio Grande do Sul
SAF	Sólidos Aderidos Fixos
SAT	Sólidos Aderidos Totais
SAV	Sólidos Aderidos Voláteis
SP	São Paulo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais

TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i>
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UNISINOS	Universidade do Vale do Rio Sinos
USP	Universidade de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
Ca ²⁺	Íon Cálcio
CaCl ₂	Cloreto de cálcio
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
Cd	Cádmio
Cl ⁻	Íon Cloreto
CaCo ₂	Cloreto de cobalto
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CuSO ₄	Sulfato de cobre
g/L	Grama por litro
Fe ²⁺	Íon ferroso
FeSO ₄	Sulfato ferroso
h	hora
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
HPO ₄ ⁻²	Hidrogenofostato
K ⁺	Íon Potássio
kg/dia	Quilograma por dia
K ₂ HPO ₄	Fosfato de potássio dibásico
KH ₂ PO ₄	Fosfato de potássio monobásico
L	litro
m ³ /dia	Metro cúbico por dia
Mg ²⁺	Íon Magnésio
MgSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de magnésio heptahidratado
mg/L	Miligrama por litro
mL	Mililitro
mL/g	Mililitro por grama
Mn ²⁺	Íon Manganês
MnCl ₂	Cloreto de Manganês
mS/cm	MiliSiemens por centímetro
N	Nitrogênio

Na ⁺	Íon Sódio
NaCl	Cloreto de sódio
NaHCO ₃	Bicarbonato de sódio
NH ₃	Amônia livre
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NH ₄ ⁺ -N	Nitrogênio amoniacal
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	Molibdato de amônio tetrahidradado
Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₂ ⁻ -N	Nitrogênio nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₃ ⁻ -N	Nitrogênio nitrato
nm	Nanômetro
P	Fósforo
Pb	Chumbo
Pt-Co	Platina-Cobalto
Q	Vazão volumétrica
rpm	Rotações por minuto
Sa	DQO afluente
SO ₄ ²⁻	Sulfato
uH	Unidade Hazen
uT	Unidade de Turbidez
Xe	Concentração de biomassa no tanque de aeração
Xu	Concentração de biomassa na saída do fundo do decantador
V	Volume
Vp	Volume da proveta ocupado
V ₃₀	Volume de sólidos decantados na proveta após 30 minutos
w	Vazão de descarte de lodo
Zn	Zinco
ZnSO ₄	Sulfato de zinco
μm	Micrômetro
μg/L	Micrograma por litro
θc	Idade do lodo

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dá a incumbência da gestão integrada dos resíduos sólidos gerados nos respectivos territórios ao Distrito Federal e aos municípios. De acordo com essa Lei, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deveria ser implantada, em todos os municípios brasileiros, em até 4 (quatro) anos após a data de publicação da mesma (BRASIL, 2010). Contudo, isso não aconteceu até a presente data. Desde a publicação da referida Lei, em 2010, até o ano de 2014, data em que não deveriam mais haver lixões no país, o percentual de resíduos sólidos dispostos de forma ambientalmente adequada aumentou de 57,6% para 58,4% apenas, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2014), demonstrando a falta de zelo com a saúde pública e com a própria legislação do país.

Por disposição final ambientalmente adequada, a referida lei define como a “distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL, 2010). Esses aterros, conhecidos como aterros sanitários, são definidos na Norma Brasileira (NBR) 15.849 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) como:

“técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário” (ABNT, 2010).

A tendência dos países desenvolvidos, tais como Estados Unidos, Japão e países da União Europeia, é de extinguir os aterros sanitários, especialmente devido à grande área que ocupam e aos efluentes gerados que requerem novo tratamento para disposição nos corpos hídricos ou no solo e na atmosfera. No entanto, no Brasil, os aterros sanitários provavelmente ainda serão utilizados por algumas décadas em função da viabilidade técnica e econômica relacionada aos mesmos, especialmente levando em conta a atual legislação (ALBUQUERQUE, 2012).

Os efluentes gerados são gases e líquidos. Os gases predominantes, resultantes dos processos de degradação dos resíduos sólidos (especialmente da sua fração orgânica), são o dióxido de carbono e o metano, ambos relacionados ao efeito estufa

(ALBUQUERQUE, 2012; CAMPOS, 2012). No Brasil, o tratamento de gases em aterros sanitários é praticamente todo feito através da queima do metano e liberação do dióxido de carbono (JUCÁ, 2003). Os resíduos líquidos são conhecidos como lixiviado ou chorume e são decorrentes da infiltração de água externa à massa do aterro, especialmente as águas de chuva e das águas resultantes dos processos de mineralização da matéria orgânica e da umidade inicial dos resíduos. Ao percolar para as camadas mais profundas, essas águas carregam consigo substâncias orgânicas e inorgânicas que nela se solubilizam, além de arrastarem microrganismos. Assim, ao chegar ao fundo do aterro e serem coletadas pelos drenos dispostos em sua base, tem-se um líquido de composição bastante variável, o lixiviado, com alto potencial poluidor, principalmente por apresentar altos valores de carga orgânica e nitrogenada, além de metais (MANNARINO *et al.*, 2011).

Por apresentarem elevada carga orgânica e de nutrientes, especialmente nos primeiros anos de operação do aterro sanitário, os lixiviados, caso sejam lançados nos corpos hídricos de forma bruta (sem tratamento), podem acelerar os processos de eutrofização fazendo com que ocorra o aumento excessivo de algas e plantas aquáticas, bem como de microrganismos. Conseqüentemente, poderá ocorrer o consumo do oxigênio presente no corpo hídrico, levando à morte de peixes e à transformação de todo o ecossistema afetado. Além disso, a amônia livre gera toxicidade a peixes (SILVA, 2009). Assim, os lixiviados merecem especial atenção no tratamento para disposição adequada nos corpos hídricos.

O tratamento de lixiviados na própria planta do aterro sanitário traz custos elevados ao empreendimento, especialmente porque estes têm suas atividades encerradas em poucas décadas, embora os lixiviados continuem a ser produzidos ainda por muitas outras décadas, necessitando de tratamento de forma contínua (MANNARINO, 2013; SILVA, 2009).

As tecnologias mais viáveis economicamente, especialmente para países de clima quente como o Brasil, são as que envolvem os processos biológicos, tendo especial destaque o processo de lodos ativados, bastante difundido neste país. No entanto, devido à grande complexidade da maioria dos lixiviados, vários estudos relatados por Silva (2009) apontam que o tratamento desse efluente é praticamente impossível através de um processo isolado e que é necessária a utilização de diferentes técnicas combinadas para remoção de seus poluentes, especialmente por serem constituídos de compostos

recalcitrantes, ou seja, certas substâncias químicas apresentam dificuldade ou impossibilidade de degradação biológica.

Uma tendência no Brasil e no mundo é o tratamento combinado do lixiviado juntamente com o esgoto sanitário nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Isso acarreta uma grande diminuição nos custos de operação do aterro, especialmente quando o mesmo estiver com suas atividades encerradas. Assim, tem se tornado comum que os aterros enviem lixiviado para serem tratados nas ETE municipais e, em contrapartida, os aterros recebem os lodos desidratados provenientes dos processos de tratamentos dessas ETE para sua disposição final.

Os aterros sanitários Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, em São Paulo/SP, da Extrema, em Porto Alegre/RS, Salvaterra, em Juiz de Fora/MG, Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte/MG (CTR-BR040) e o aterro do Morro do Céu, em Niterói/RJ, são exemplos de aterros brasileiros nos quais há experiências de tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário (MANNARINO *et al.*, 2011).

Diante da realidade brasileira, que tem 5.570 municípios com necessidade de instalação e operação de aterros sanitários que geram lixiviados por décadas; diante da necessidade de se utilizar processos biológicos que são favorecidos em países de clima quente e que apresentam menores custos operacionais; diante da necessidade de se combinar o tratamento de lixiviado com esgotos sanitários, por fatores técnicos e econômicos, este trabalho pretende acrescentar mais uma alternativa para o avanço no tratamento dos resíduos líquidos urbanos no Brasil: a combinação de tratamento de lixiviado com esgoto sanitário sintético (simulando o real) em processos biológicos sequenciais com biomassa em suspensão (lodos ativados) e biomassa aderida (filtro submerso com suporte esponjoso).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar um processo de tratamento biológico combinando biomassa suspensa e aderida para o tratamento de uma mistura de esgoto sintético e lixiviado de aterro sanitário.

2.2. Objetivos Específicos

- Estudar o tratamento de uma mistura de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sintético em diferentes proporções de lixiviado na mistura;
- Averiguar qual a proporção máxima de lixiviado que permite uma boa tratabilidade do efluente misto;
- Otimizar a operação das diferentes unidades do tratamento de modo a alcançar melhores índices de redução dos parâmetros globais de tratamento;
- Avaliar a eficácia de cada unidade do processo no tratamento do lixiviado combinado ao esgoto sintético.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Esgoto Sanitário

O esgoto sanitário é a “água residuária composta de esgoto doméstico, despejo industrial admissível a tratamento conjunto com esgoto doméstico e água de infiltração” (ABNT, 1993).

Após a geração de esgotos nos aparelhos sanitários das casas, comércios, indústrias e demais edificações, os mesmos são descarregados nas tubulações prediais e encaminhados para fora da edificação até uma unidade de tratamento local (geralmente fossa e sumidouro nas residências) ou para redes coletoras, quando disponíveis nas vias onde se encontram as edificações, que os conduzem até uma estação de tratamento de esgoto. O esgotamento público de esgoto pode comportar três tipos de sistemas (TSUTIYA, 2005): o sistema unitário, o sistema separador absoluto e o sistema separador parcial.

O sistema unitário possui um único coletor para as águas pluviais e esgoto sanitário. São sistemas robustos e caros, não sendo comumente utilizados no Brasil. A NBR 9648, que trata do estudo de concepção dos sistemas de esgoto sanitário, refere-se apenas aos sistemas do tipo separador (ABNT, 1986).

O sistema separador absoluto, que é o sistema utilizado no Brasil, exige dois tipos de coletores: um para águas pluviais e outro para esgoto sanitário. A figura 3.1 mostra esses dois sistemas.

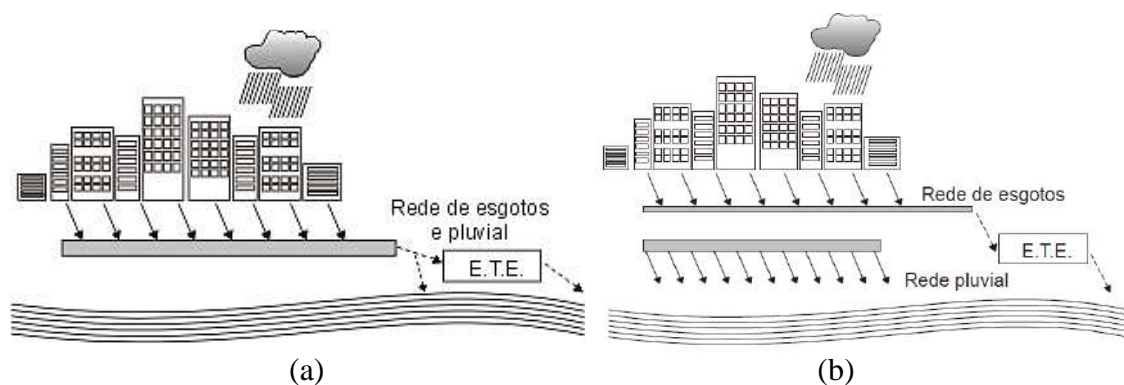


Figura 3.1 – Sistemas de esgoto sanitário. (a) sistema unitário; (b) sistema separador absoluto.
Fonte: Tsutiya (2005)

No sistema separador parcial as águas pluviais coletadas nos lotes atendidos pela rede são encaminhadas juntamente com o esgoto sanitário para o mesmo sistema.

Nos locais desprovidos desses tipos de coletores, caso de muitas cidades brasileiras, as edificações devem possuir sistema individual de tratamento de esgoto sanitário. Nesses

locais, devido à ausência da rede de esgotamento sanitário, podem-se utilizar sistemas individuais de esgotamento sanitário estáticos e sistemas dinâmicos.

Os sistemas estáticos são aqueles onde a gestão dos efluentes é realizada integralmente no interior do local de geração. Nesse caso, a disposição final do esgoto tratado é realizada no solo. O uso de sumidouros e das valas de infiltração são exemplos desse tipo de disposição. Devido à baixa permeabilidade dos solos e à maior dificuldade para autodepuração dos efluentes no solo, esse tipo de sistema é limitado a empreendimentos com baixa produção de esgoto. Em Manaus/AM, por exemplo, esse tipo de tratamento e disposição final é limitado a 40 usuários por dia (MANAUS, 2007).

Os sistemas dinâmicos são aqueles em que, após adequadamente tratados, os efluentes são lançados na rede de drenagem das águas pluviais ou nos cursos d'água. Para esses casos há necessidade de atendimento dos padrões de lançamento de efluentes constantes na Resolução 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011).

A figura 3.2 mostra os sistemas estático e dinâmico.

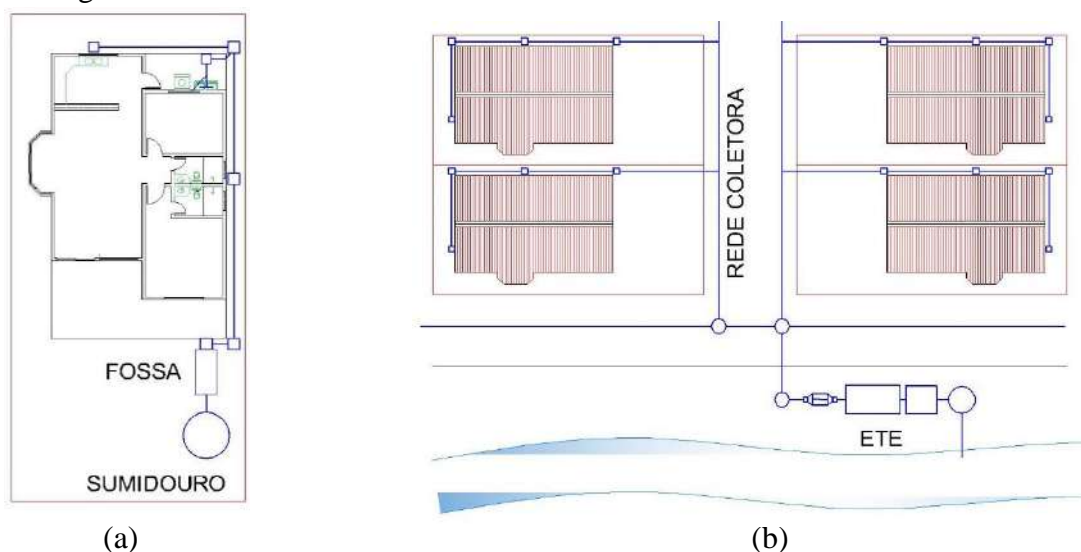


Figura 3.2 – Sistema estático (a) e sistema dinâmico (b)

Fonte: O Autor

Há também muitos casos, especialmente no Brasil, em que o descarte do esgoto predial é feito clandestinamente na rede de drenagem, fazendo com que esse esgoto bruto chegue aos corpos hídricos, poluindo os mesmos. Também são comuns as edificações que, por estarem localizadas próximas a corpos hídricos, lançam seus esgotos diretamente neles, prática essa não permitida legalmente no Brasil, mas muito efetuada.

Em 5 de janeiro de 2007 foi sancionada a Lei Nº 11.445, Lei Nacional do Saneamento Básico (LNSB), que “estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para

a política federal de saneamento básico” (BRASIL, 2007). Para a LNSB o titular dos serviços (Município, Estado ou União) deve formular a respectiva política pública de saneamento básico, devendo, para tanto elaborar os Planos de Saneamento Básico. No entanto, no Brasil, o saneamento básico tem índices muito preocupantes. Em 2017, a Agência Nacional de Águas (ANA) publicou o Atlas Esgotos cujos principais resultados foram (BRASIL, 2017, p.22): 43% da população brasileira é atendida por sistema coletivo (rede coletora e ETE); 12% é atendida por solução individual (fossa séptica); 18% têm seus esgotos coletados, mas não tratados; 27% é desprovida de atendimento de coleta e tratamento.

A tabela 3.1 resume os níveis de atendimento com coleta e tratamento de esgotos dos municípios participantes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS-2016 distribuídos de acordo com a região geográfica.

Tabela 3.1 – Índices de coleta e tratamento de esgotos no Brasil em 2016

Região	Atendimento com rede coletora de esgoto (%)		Índice de tratamento dos esgotos (%)	
	Total	Urbano	Esgotos gerados	Esgotos coletados
Norte	10,5	13,4	18,3	81,0
Nordeste	26,8	34,7	36,2	79,7
Sudeste	78,6	83,2	48,8	69,0
Sul	42,5	49,0	43,9	92,9
Centro-Oeste	51,5	56,7	52,6	92,1
Brasil	51,9	59,7	44,9	74,9

Fonte: Adaptado de MCIDADES, 2018

A região Norte do Brasil tem o pior atendimento por rede coletora de esgotos, com apenas 10,5% da população total e a região Sudeste o melhor índice com 78,6% da população total. De uma forma geral a média nacional é muito ruim, com cerca da metade da população total do país (51,9%) com acesso a rede coletora de esgoto. Quando se olha para os índices de tratamento de esgotos, os dados são ainda mais alarmantes. Apenas 44,9% de todo o esgoto gerado no país é tratado e cerca 25% do que é coletado não é tratado. Isso impacta diretamente na saúde coletiva e qualidade de vida da população.

Nos municípios com maior acesso à coleta de esgoto, é significativamente menor a incidência de infecções gastrointestinais, em especial entre as crianças e jovens até 14 anos (PAULI, 2011). A figura 3.3 mostra a relação entre a porcentagem do acesso de pessoas a sistemas de esgoto e o número de internações por doenças gastrointestinais infecciosas no Brasil entre os anos de 2003 e 2008.

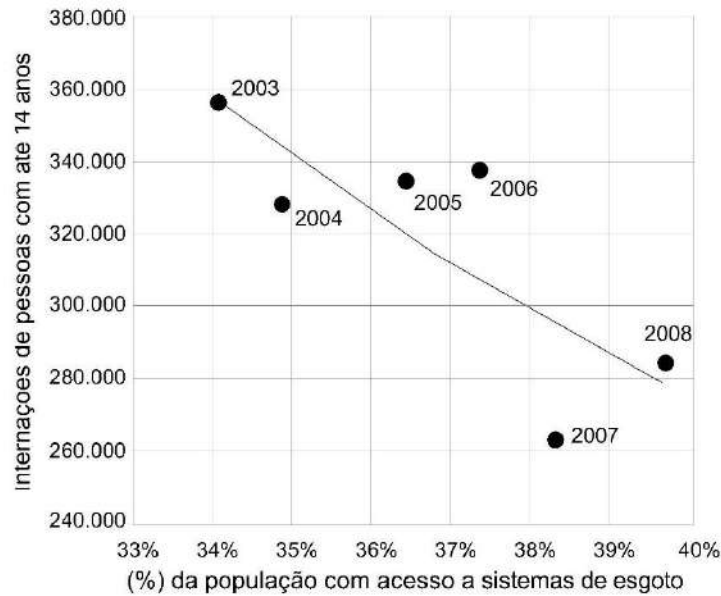


Figura 3.3 – Número de internações por doenças gastrointestinais infecciosas e percentual de pessoas com acesso a esgoto no Brasil 2003-2008

Fonte: Adaptado de Pauli, 2011

Como se pode ver, com um incremento de menos de 6% de acesso a redes de esgoto, houve uma redução de cerca de 80 mil casos nas internações só de pessoas até 14 anos, o que representa cerca de 22% casos a menos em apenas cinco anos. Isso vai ao encontro do conhecido dado de que para cada R\$1,00 investido no setor de saneamento, economizam-se R\$ 4,00 na área de medicina curativa (FUNASA, 2004, p.11).

3.1.1. Características dos esgotos sanitários

Os esgotos sanitários são gerados a partir de atividades de higiene pessoal, de cocção (lavagem de alimentos e de louças) e lavagem de roupas, sendo essas atividades tipicamente geradoras de esgoto doméstico, somados aos efluentes de processos industriais, quando passíveis de serem descartados na rede coletora, e águas de infiltração provenientes de chuvas, geralmente adentrando no sistema em pequenas quantidades pelas tampas dos poços de visita e dispositivos de inspeção e limpeza da rede coletora. Assim, a composição é bastante variada e sua quantidade e características dependem de fatores como condições socioeconômicas da população, clima, hábitos culturais e presença de indústrias.

Para Von Sperling (1996a, p. 59-62), os principais parâmetros característicos dos esgotos sanitários são: sólidos, temperatura, odor, cor, turbidez, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, pH e microrganismos. Os esgotos contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos e microrganismos. A temperatura é um pouco superior à das

águas de abastecimento, o que favorece a biodegradação, e os maus odores são causados por gases originados pela degradação da matéria orgânica, especialmente o gás sulfídrico. Sua cor também é característica, tendo os esgotos frescos cor tipicamente acinzentada e o esgoto antigo cor tipicamente cinza escura ou preta.

A matéria sólida contida nos esgotos é classificada em função das dimensões das partículas, da sedimentabilidade, da secagem a alta temperatura, e da secagem em média temperatura (JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 47), conforme figura 3.4.

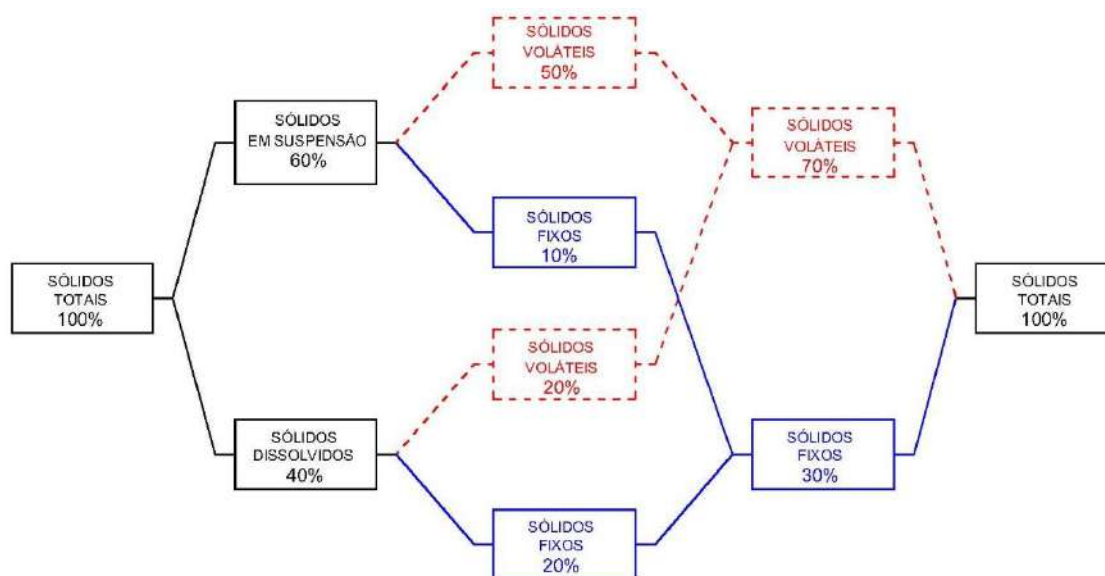


Figura 3.4 – Composição dos sólidos nos esgotos
Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa, 2005, p.48

Com relação à matéria orgânica, medida em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), os maiores valores são para esgotos frescos, uma vez que os esgotos antigos já sofreram biodegradação (oxidação biológica), ou seja, a conversão, pela ação de microrganismos, de componentes orgânicos a formas inorgânicas. O material orgânico presente no esgoto sanitário pode ser classificado como biodegradável, quando é metabolizado por microrganismos, e não biodegradável quando não utilizado pelos mesmos. A matéria orgânica biodegradável pode ser dividida em dissolvida, a qual é rapidamente utilizada, e particulada, lentamente metabolizada pelos microrganismos (VON SPERLING, 1996b, p.24).

Quanto ao nitrogênio, as formas predominantes nos esgotos sanitários são o nitrogênio orgânico, que corresponde a grupamentos amina, e a amônia, que tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto. O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) representa a soma do nitrogênio amoniacal e orgânico, que é a forma predominante nos esgotos domésticos, podendo ser

ainda dividido em uma fração solúvel, dominada pela amônia e uma fração particulada associada aos sólidos em suspensão orgânicos. A matéria nitrogenada inorgânica é representada pela amônia, tanto na forma livre (NH_3) quanto na forma ionizada (NH_4^+) e ocorre em matrizes aquosas em função do pH. Em pH menor que 8, praticamente toda a amônia se encontra na forma de NH_4^+ . Com pH próximo de 9,5 tem-se aproximadamente 50% na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH maior que 11 praticamente toda a amônia se encontra na forma livre (NH_3), sendo essa tóxica aos organismos aquáticos (VON SPERLING, 1997, p. 257-257).

Segundo Dezotti (2008, p.39), o fósforo é encontrado nas águas nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico sendo um elemento essencial para o crescimento de algas. Quando em excesso junto com o nitrogênio causam eutrofização dos corpos hídricos, consumindo o oxigênio dos mesmos, especialmente durante a noite quando não há fotossíntese, tornando-o um ambiente anaeróbico com emissão de odores desagradáveis, além do assoreamento e aceleração do desaparecimento de corpos lenticos. Nos esgotos domésticos, a forma predominante é o ortofosfato HPO_4^{2-} , de acordo com Von Sperling (1997, p. 287).

O potencial hidrogeniônico (pH) é outro parâmetro importante de ser conhecido e controlado pois indica as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do esgoto, podendo afetar a vida aquática e os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos. O pH dos esgotos brasileiros encontra-se em torno da neutralidade, ou seja, com valor 7. O pH é inversamente proporcional à concentração do íon H^+ . Assim, quanto maior a concentração desse íon, menor o valor do pH e mais ácido será o meio. A alcalinidade refere-se à capacidade de um sistema aquoso em neutralizar ácidos, fazendo com que o sistema apresente pHs mais elevados. Esta é comumente encontrada em esgotos brutos brasileiros entre 110 e 170 mgCaCO_3/L (VON SPERLING, 1996a, p.26; 1997, p.277).

A tabela 3.2 mostra algumas características típicas de esgotos sanitários encontrados no Brasil.

Segundo a Resolução CONAMA 430/2011, o lançamento de efluentes em corpos hídricos deve seguir os seguintes padrões: pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40 °C, DBO_5 de até 120 mg/L , nitrogênio amoniacal de até 20 mgN/L (CONAMA, 2011). Como se vê na tabela 3.2, somente o parâmetro pH dos esgotos sanitários brasileiros se encontra dentro dos padrões de lançamento. Portanto, para adequá-los à legislação brasileira faz-se necessário seu tratamento em estações de tratamento de esgoto.

Tabela 3.2 – Características de esgotos brasileiros

Parâmetros	Unidade	Faixa de variação		Valor Típico
		Jordão e Pessoa	Von Sperling	
Sólidos Totais	mg/L	370 - 1160	700 - 1350	1100
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	120 - 360	200 - 450	350
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	90 - 280	165 - 350	320
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	30 - 80	40 - 100	80
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	250 - 800	500 - 900	700
Sólidos Dissolvidos Voláteis	mg/L	105 - 300	200 - 350	300
Sólidos Dissolvidos Fixos	mg/L	145 - 500	300 - 550	400
Sólidos sedimentáveis	mg/L	5 - 20	10 - 20	15
DQO	mg/L	200 - 800	450 - 800	600
DBO ₅	mg/L	100 - 400	250 - 400	300
Nitrogênio Total	mgN/L	20 - 85	35 - 70	50
Nitrogênio Orgânico	mgN/L	10 - 35	15 - 30	20
Nitrogênio Amoniacal	mgNH ₄ ⁺ -N/L	10 - 50	20 - 40	30
Nitrito	mgNO ₂ ⁻ -N/L	0 - 0,10	0	0
Nitrato	mgNO ₃ ⁻ -N/L	0,10 - 0,40	0 - 2	0
Fósforo Total	mgP/L	5 - 20	4 - 15	7
pH	-	6,7 - 8,0	6,7 - 8,0	7

Fonte: Adaptado de Campos (2012); Mannarino (2011)

3.1.2. Tratamento de esgoto sanitário

Tratar esgotos é um processo que visa retirar da água os elementos que não fazem parte de sua composição, como sólidos (dissolvidos e em suspensão) e gases solubilizados. A ideia geral de um sistema de esgotamento sanitário urbano é diluir os sólidos em água (o que se faz nas atividades diárias de higiene, cocção, lavagens, etc.) para transportá-los até um único local (uma ETE) onde se possa retirá-los da água a fim de lançá-la novamente no meio ambiente com o menor impacto possível, uma vez que a eficiência do tratamento geralmente não chega a 100%.

ETE é definida como sendo um “conjunto de unidades de tratamento, equipamentos, órgãos auxiliares, acessórios e sistemas de utilidades, cuja finalidade é a redução das cargas poluidoras do esgoto sanitário e condicionamento da matéria residual resultante do tratamento” (ABNT, 2011).

O processo de tratamento consiste num conjunto de procedimentos executados em uma ETE, compreendendo operações unitárias (separação física de componentes do esgoto) e processos unitários (transformação química ou biológica do esgoto) (ABNT, 2011). Como o esgoto sanitário é formado basicamente por sólidos (em suspensão ou

dissolvidos, orgânicos ou inorgânicos) e microrganismos, o processo de tratamento tem por objetivo separar estes elementos da matriz aquosa. Assim, são adotados graus de tratamento de acordo com o tipo de impureza que se deseja remover. O grau e a eficiência de tratamento necessários serão sempre função do corpo receptor e das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento; da capacidade de autodepuração e diluição do corpo d'água; da legislação ambiental; e das consequências dos lançamentos dos esgotos (JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 112).

Os graus de tratamento são: tratamento preliminar ou pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário. A NBR 12.209 assim os define (ABNT, 2011):

- Tratamento preliminar: conjunto de operações e processos unitários que visam à remoção de sólidos grosseiros, areia e matéria oleosa, ocorrendo na parte inicial do tratamento;
- Tratamento primário: conjunto de operações e processos unitários que visam, principalmente, à remoção de sólidos em suspensão, ainda que parcialmente;
- Tratamento secundário: conjunto de operações e processos unitários que visam, principalmente, à remoção de matéria orgânica, ocorrendo tipicamente após o tratamento primário;
- Tratamento terciário: conjunto de operações e processos unitários que visam, principalmente, à remoção de nutrientes e microrganismos.

Os processos de tratamento podem ser classificados em: processos físicos, processos químicos e processos biológicos. Esses processos não atuam isoladamente, sendo definidos em função do fenômeno preponderante (JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 94 - 95). A tabela 3.3 mostra os graus de tratamento e a classificação dos processos de tratamento utilizados com algumas tecnologias disponíveis atualmente.

A tecnologia a ser adotada para o tratamento do esgoto sanitário de uma determinada localidade depende de uma boa quantificação das cargas poluidoras, tendo por base a quantidade e a qualidade dos esgotos, além da determinação do grau de tratamento e eficiência exigidos. Todo o processo deve ainda ser autossustentável economicamente levando-se em consideração o horizonte do projeto em virtude do crescimento populacional (VON SPERLING, 1996a, p.211).

No que diz respeito ao processo de tratamento a ser adotado, um indicativo muito utilizado é a relação entre a Demanda Química de Oxigênio e a DBO (DQO/DBO). Essa relação fornece indicações sobre a biodegradabilidade de um efluente. Para Dezotti (2008, p.31), valores de DQO/DBO na faixa de 1,5 a 2,5 sugerem que os poluentes sejam

majoritariamente biodegradáveis, o que indica a escolha por processos biológicos, enquanto valores superiores a 5 sugerem a presença de poluentes não biodegradáveis, sendo melhor degradados ou separados da matriz aquosa por processos físico-químicos. Outra forma de relacionar esses parâmetros é fazer a relação DBO/DQO. Se essa relação é maior ou igual a 0,5 a água residuária pode ser facilmente tratada por processos biológicos enquanto que para valores abaixo de 0,3, estes não são recomendados (METCALF e EDDY, 2003, p.96).

Tabela 3.3 – Tecnologias utilizadas em função dos graus e processos de tratamento

Grau de tratamento	Processo de tratamento		
	Físico	Químico	Biológico
Tratamento preliminar	Gradeamento Peneiras Desarenadores Caixa de gordura Flotadores	-	-
Tratamento primário	Coagulação/floculação		-
	Decantadores primários Flotadores Filtros de areia	CEPT	
Tratamento secundário	PSM	POA	Filtro biológico RBC Lodos Ativados Valos de oxidação RBS Lagoas de estabilização Lagoas aeradas Filtros anaeróbios FAS MBR e MBBR UASB Digestores anaeróbios
Tratamento terciário	Processos eletroquímicos Precipitação química <i>Air stripping</i> Adsorção PSM POA		Wetlands
	-	Cloração Ozonização Radiação UV	

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa, 2005; Von Sperling, 1996; Bassin e Dezotti, 2008

Os processos biológicos são preferidos por oferecerem custos menores, especialmente em países de clima quente, que favorecem o metabolismo dos microrganismos que atuam na depuração do esgoto. Já os processos físico-químicos apresentam melhores eficiências na remoção de poluentes, mas são mais caros e de caráter não destrutivo, ou seja, algumas substâncias poluidoras não são degradadas, mas transferidas para outras fases e a disposição dessas novas fases continua sendo um problema que envolve custo e que gera impactos ambientais (MORAIS, 2005).

Nos processos biológicos, os principais organismos envolvidos são as bactérias, os protozoários, os fungos, as algas e os vermes, sendo as bactérias os organismos de maior importância na transformação da matéria carbonácea e nitrogenada (VON SPERLING, 1996b, p.11).

As bactérias podem utilizar como fonte de energia a luz (fotossintetizantes) ou matéria orgânica ou inorgânica (quimiossintetizantes). Como fonte de carbono, elas podem utilizar o CO₂ (autótrofas) ou matéria orgânica (heterótrofas). As bactérias quimioheterótrofas, ou simplesmente heterotróficas, são as responsáveis pela maior parte das reações do tratamento biológico, utilizando suas fontes de energia e de carbono para as reações de produção de energia, nas quais ocorre a degradação do substrato (catabolismo) e para crescimento celular (anabolismo) com o auxílio da energia liberada por seu catabolismo. O catabolismo pode ser oxidativo, quando a matéria carbonácea é oxidada com o auxílio de um aceptor de elétrons (oxigênio, nitrato ou sulfato), ou fermentativo, quando o processo de transformação da matéria carbonácea se dá sem um agente oxidante, através de rearranjo de elétrons na molécula fermentada, ocorrendo várias fermentações sequenciais para a estabilização dos produtos. No anabolismo há síntese (produção) de material celular e liberação de energia pela oxidação da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b, p.12-16).

Os processos de transformação da matéria carbonácea podem se dar em condições aeróbias, anóxicas ou anaeróbias. Em condições aeróbias, a matéria orgânica é o doador de elétrons e o oxigênio (O₂) o aceptor de elétrons da reação, apresentando-se em sua forma final como H₂O. Em condições anóxicas, o aceptor de elétrons passa a ser o nitrato (NO₃⁻), apresentando-se em sua forma final como nitrogênio gasoso (N₂), ou o sulfato que tem sua forma final como gás sulfídrico (H₂S). Em condições anaeróbias, o aceptor de elétrons é o dióxido de carbono (CO₂), apresentando-se em sua forma final como metano (CH₄). As condições aeróbias, portanto, necessitam de oxigênio, enquanto que as

condições anóxicas se mantêm na ausência deste, mas na presença de nitratos e sulfatos e as condições anaeróbias ocorrem na ausência destes compostos. O que determina essas condições é o estado de oxidação dos produtos finais, ocorrendo maior liberação de energia quanto maior o estado de oxidação do produto final e menor o do substrato. Assim, se há oxigênio no substrato (condições aeróbias), as bactérias o utilizarão preferencialmente por liberar mais energia. Quando o oxigênio é consumido e o substrato contém nitratos ou sulfatos (condições anóxicas), estes são utilizados até seu consumo final, quando então se atingem as condições anaeróbias (VON SPERLING, 1996b, p.17-24).

Nas reações aeróbias, por liberarem mais energia do que nas anaeróbias, os organismos se reproduzem a taxas mais elevadas, produzindo assim mais lodo biológico. Uma bactéria aeróbia se multiplica em cerca de 20 minutos enquanto que uma anaeróbia leva até 10 dias para esse fim (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.101).

Na estabilização anaeróbia de matéria orgânica há produção de CO₂ (forma oxidada do carbono), CH₄ (forma reduzida do carbono), água e liberação de energia, sendo esta última inferior à liberada na estabilização aeróbia. O CH₄, por estar em forma reduzida ainda não se encontra em seu estado último de oxidação. No entanto, por se apresentar em fase gasosa, o mesmo escapa para a atmosfera ocorrendo então remoção de matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b, p.98). Para efetiva degradação da matéria orgânica, é necessária uma população de microrganismos ativos e um contato adequado destes com aquela, além de nutrientes (relação DBO/N/P da ordem de 100/5/1) e condições ambientais favoráveis como pH, temperatura, tempo de contato, etc (JORDÃO e PESSOA, 2005, p.582)

No tratamento de esgoto, a matéria orgânica é removida continuamente, ficando escassa ao longo do tempo. Nessas condições, as bactérias passam a consumir o seu próprio protoplasma celular, ocorrendo redução de material celular ou da concentração bacteriana no meio, o que é conhecido por respiração endógena. Além da remoção de matéria orgânica ocorre também o consumo de nitrogênio amoniacal para a síntese (anabolismo), enquanto que na respiração endógena (catabolismo) há liberação de nitrogênio amoniacal. A biomassa heterotrófica utiliza nitrogênio amoniacal para sua síntese (condições aeróbias e anóxicas) e na forma de nitrato como acceptor de elétrons (condições anóxicas), enquanto que a biomassa autotrófica, em condições aeróbias, utiliza o nitrogênio amoniacal como fonte de energia no processo conhecido por nitrificação (VON SPERLING, 1996b, p.103, 106).

A nitrificação é um processo de oxidação aeróbia do nitrogênio amoniacal, o qual é convertido a nitrito (NO_2^-) e finalmente a nitrato (NO_3^-). Nesse processo de conversão há liberação de H^+ , consumindo-se assim a alcalinidade do meio. Em condições anóxicas, o nitrato é utilizado por microrganismos heterotróficos como acceptor de elétrons e é reduzido a nitrogênio gasoso (N_2), processo este chamado de desnitrificação. Nesse último processo, H^+ é consumido, o que leva a uma economia de alcalinidade do meio e aumento de sua capacidade tampão (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.201, 207). A remoção de nitrogênio em processos biológicos se dá, então, em uma fase aeróbia onde ocorre a nitrificação e em uma fase anóxica onde ocorre a desnitrificação, com o escape de N_2 para a atmosfera. A taxa de crescimento de organismos nitrificantes é lenta e bem inferior à dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, além daqueles serem mais sensíveis a fatores ambientais como a temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas inibidoras da nitrificação, especialmente compostos químicos oriundos de efluentes industriais. Segundo Von Sperling (1997, p.264-266) as condições ótimas para a nitrificação são: temperatura ente 25 e 36°C, pH entre 6,5 e 8 e oxigênio dissolvido acima de 2 mg/L.

Nos processos biológicos, aeróbios ou anaeróbios, microrganismos podem estar em suspensão no meio aquoso, formando flocos, ou aderidos a um meio suporte, formando um biofilme. Neste trabalho são utilizados um reator de lodos ativados (biomassa em suspensão) e um filtro submerso (biomassa aderida) com suporte em espuma (*Aqua Porous Gel* – APG).

3.1.2.1. Biomassa em suspensão – Lodos ativados

Os reatores que utilizam biomassa em suspensão são os mais utilizados e conhecidos especialmente pela grande difusão do processo de lodos ativados, o qual ainda é o principal processo de tratamento de águas residuárias, devido ao custo relativamente baixo e grande potencial de degradação (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.103).

Segundo Van Haandel e Marais (1999, p.1), até o início do século XX os sistemas de tratamento de esgotos visavam a depuração apenas dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário). No entanto, grande parte do material orgânico não é sedimentável, estando principalmente dissolvido na matriz aquosa. Em 1914, Lockett e Ardern contribuíram significativamente para o surgimento de técnicas de tratamento secundário de efluentes quando identificaram que a aeração das águas residuárias municipais resultava na remoção de material orgânico e na formação de flocos macroscópicos de microrganismos

que podiam ser separados da fase líquida por decantação simples, obtendo-se um lodo biológico. Quando reincorporaram esse lodo a uma nova batelada de esgoto, perceberam que havia uma aceleração na remoção do material orgânico e um crescimento adicional do lodo. Essa capacidade de acelerar tal remoção fez com que o lodo biológico fosse chamado de “lodo ativado”.

O processo de lodos ativados consiste, essencialmente, numa fase de contato do efluente a tratar, com flocos bacterianos em presença do oxigênio, seguida de uma fase de separação desse floco (clarificação). Esse processo é uma intensificação do que ocorre na natureza. A diferença provém de uma maior concentração de microrganismos e, conseqüentemente, de uma maior demanda volumétrica de oxigênio. Nesse processo, os flocos de microrganismos são mantidos em suspensão e adsorvem a matéria orgânica presente. Devido ao arraste dos flocos com o fluxo, um decantador é instalado após o tanque promovendo a separação do lodo e o seu retorno ao tanque de aeração. Esse sistema é caracterizado por uma exposição contínua de oxigênio e por uma idade do lodo elevada. Assim, o processo de lodos ativados pode ser de dois tipos: convencional e de aeração prolongada (VON SPERLING, 1997, p.11-15).

O sistema de lodos ativados convencional é constituído por reator e decantadores primário e secundário (figura 3.5). Esse sistema possui decantador primário para que a matéria orgânica em suspensão sedimentável seja retirada antes do tanque de aeração gerando assim uma economia no consumo de energia. Como o princípio básico do sistema de lodos ativados é o de que os sólidos são recirculados do fundo da unidade de decantação, por meio de bombeamento, para a unidade de aeração, as seguintes unidades são importantes no sistema: tanque de decantação (decantador primário), tanque de aeração (reator); tanque de decantação (decantador secundário) e sistema de recirculação do lodo (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999, p.87; VON SPERLING, 1997, p.16; JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 507).

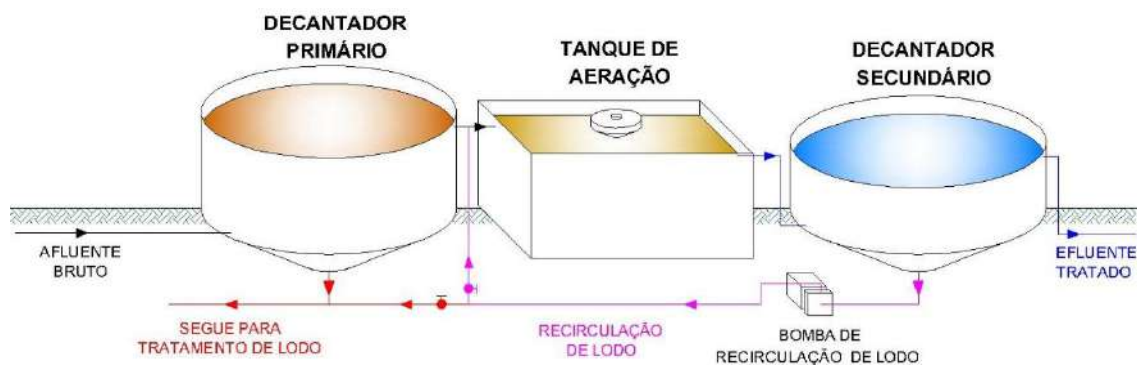


Figura 3.5 – Sistema de lodos ativados convencional
Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1997, p.16

O sistema de lodos ativados por aeração prolongada implica em tempos de detenção e de idade do lodo maiores, conseqüentemente os reatores são maiores. Nesse caso não há necessidade de decantação primária e o lodo descartado encontra-se estabilizado, não havendo necessidade de tratamento da fase sólida (digestão do lodo). A eficiência do tratamento é maior e o controle operacional mais simples, uma vez que não há decantação primária (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.110). Nesse tipo de sistema, o tratamento primário e o secundário são realizados conjuntamente por um tanque de aeração e por um decantador final (figura 3.6). São sistemas de baixa carga, concebidos para fornecer uma pequena quantidade de alimento aos microrganismos e incentivar a respiração endógena (VON SPERLING, 1996b, p.109).



Figura 3.6 – Sistema de lodos ativados aeração prolongada
Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1997, p.17

Há casos específicos onde as etapas de aeração/decantação/recirculação de lodos e introdução de oxigênio ocorrem em um único tanque, operando pelo princípio de bateladas. Na concepção original, o sistema de lodos ativados tinha essa configuração (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999, p.89). Nessa variante do processo de lodos ativados, cujo fluxo é intermitente, todos os processos e operações ocorrem em um único tanque, sendo sequenciais no tempo em vez de o serem nas unidades separadas, como ocorre nos sistemas de fluxo contínuo. Há então uma fase de enchimento (entrada de esgoto no reator), uma fase de reação (aeração e mistura da massa líquida em processo), uma fase de sedimentação para separação dos sólidos em suspensão, uma fase de esvaziamento, onde o esgoto tratado é descartado e uma fase de repouso com o ajuste de ciclos e remoção de lodo excedente para o recebimento de uma nova batelada. Pode ser operado nas modalidades convencional ou de aeração prolongada (VON SPERLING, 1997, p.18).

A eficiência do processo de lodos ativados, independente da modalidade, depende, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos

flocos formados. Os flocos biológicos constituem um microssistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários (VON SPERLING, 1996b, p.29). As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto, os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da DBO₅ e na floculação (BENTO *et al*, 2005). O floco ideal é formado por uma distribuição adequada de organismos formadores de flocos e de organismos filamentosos no interior do floco, garantindo suporte e resistência (JORDÃO e PESSOA, 2005, p.583)

Dentre os parâmetros operacionais que devem ser mantidos para que o sistema funcione de forma eficiente podem-se destacar (JORDÃO e PESSOA, 2005, p.542, 544, 557; BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.106-108):

- Relação alimento/microrganismo (A/M): parâmetro que mede a razão entre o alimento presente no esgoto afluente e os microrganismos no tanque de aeração (fórmula 1);

$$\frac{A}{M} = \frac{Q.Sa}{V.Xe} \quad (1)$$

Onde:

A/M – relação alimento/microrganismo em kgDQO (ou DBO)/(kgSSV.dia)

Q – vazão afluente

Sa – DQO afluente

V – volume do tanque de aeração

Xe – Concentração de biomassa no tanque de aeração (SSV)

- Idade do lodo ou tempo médio de detenção celular: parâmetro que representa o tempo médio que uma partícula em suspensão permanece sob aeração. Este parâmetro governa a sedimentação final do lodo ativado (fórmula 2);

$$\theta_c = \frac{V.Xe}{w.Xu} \quad (2)$$

Onde:

θ_c – idade do lodo em dia

Xu – concentração de biomassa na saída do fundo do decantador (SSV)

w – vazão de descarte de lodo

- Carga Orgânica Volumétrica (COV): é a massa de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume do mesmo (fórmula 3);

$$COV = \frac{Q.Sa}{V} \quad (3)$$

- Índice volumétrico de lodo (IVL): parâmetro que indica a qualidade da sedimentabilidade do lodo (fórmula 4).

$$IVL = \frac{V_{30}}{Xe.V_p} \quad (4)$$

Onde:

IVL – mL/g

V_{30} – Volume de sólidos decantados na proveta após 30 minutos;

V_p – Volume do líquido contido na proveta

Xe – concentração de sólidos na amostra (SST)

Von Sperling (1997, p.178) classifica a sedimentabilidade do lodo como ótima se o IVL estiver entre 0 e 50 mL/g, boa se entre 50 e 100 mg/L, média se entre 100 e 200 mg/L, ruim se entre 200 e 300 mL/g e péssima se maior que 300 mL/g.

A tabela 3.4 mostra alguns parâmetros característicos de sistemas de lodos ativados convencional e de aeração prolongada.

Uma preocupação mais recente com os esgotos sanitários se dá com a presença de micropoluentes nos mesmos, especialmente os fármacos que, por não serem totalmente metabolizados pelo organismo humano, são eliminados pelas fezes e pela urina. Os autores De la Cruz *et al.* (2012) analisaram os efluentes de um processo de lodos ativados de uma ETE em Vidy, uma cidade localizada em Lausana, na Suíça. Eles identificaram 32 micropoluentes diferentes entre fármacos, inibidores de corrosão e pesticidas, numa concentração total de 29,5 µg/L no efluente.

Tabela 3.4 – Características de sistemas de lodos ativados

Parâmetro	Unidade ou parâmetro de remoção	Modalidade	
		Convencional	Aeração Prolongada
Idade do lodo	dia	4-10	18-30
Relação A/M	kgDBO/(kgSSV.dia)	0,25 a 0,50	0,07 a 0,15
Eficiência de remoção	DBO (%)	85-93	93-98
	DQO (%)	85-90	90-95
	NH ₄ ⁺ -N (%)	85-95	90-95
	N Total (%)	30-40	15-30
	P Total (%)	30-45	10-20
	Coliformes (%)	60-90	65-90

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1997, p.15, 24

O processo de lodos ativados não é eficiente na remoção de micropoluentes, principalmente devido às baixas concentrações destes, ao tempo de detenção hidráulica e idade do lodo insuficientes para que ocorra a remoção. No entanto, a combinação de processos químicos e biológicos tem se mostrado vantajosa tanto do ponto de vista econômico quanto da eficiência na remoção dos micropoluentes. (AQUINO *et al*, 2013).

Almeida *et al.* (2004) fizeram uma revisão de trabalhos publicados referentes ao tratamento combinado ozônio – lodo ativado aplicado a efluentes industriais, verificando que esta combinação tem capacidade de degradar eficientemente compostos de efluentes papaleiros, destilarias, madeireiros e têxteis.

Aquino *et al.* (2013) fizeram uma revisão da literatura sobre a remoção de fármacos e desreguladores endócrinos (DE) em estações de tratamento de esgoto e verificaram que os fármacos Diclofenaco e Sulfametoxazol passam praticamente incólumes pelo sistema de lodos ativados, ao passo que outros, como Trimetoprima e Bezafibrato, apresentam remoção parcial. Existem aqueles que apresentam eficiência de remoção mais elevada nesse tipo de tratamento, como é o caso de Bisfenol A e Nonilfenol. Os autores concluíram que a obtenção de elevadas eficiências (>90%) de remoção de fármacos e DE em sistemas de tratamento de esgoto passa pela adoção de sistemas de tratamento terciário, que empregam processos físico-químicos.

3.1.2.2. Biomassa aderida

Nos sistemas de biomassa aderida os microrganismos são aderidos a uma superfície sólida que pode estar fixa (leito fixo) ou em movimento no meio líquido (leito fluidificado), formando biofilmes.

Um exemplo de biomassa aderida e leito fixo é o filtro biológico percolador, onde um tanque é preenchido com material suporte (pedra britada ou material plástico) para permitir o crescimento da biomassa (biofilme), em consequência da percolação contínua do esgoto. Assim, a biomassa é responsável pela oxidação bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto (SANTOS, 2010).

Jordão e Pessoa (2005, p. 462) afirmam que o nome dado a essa tecnologia não retrata o mecanismo do processo. A denominação é incorretamente empregada, pois o processo não realiza qualquer operação de peneiramento ou filtração. É o contato do esgoto afluente com a massa biológica contida no filtro biológico que permite a oxidação bioquímica da matéria orgânica.

O biofilme formado nos suportes é uma matriz biológica complexa composta principalmente por células e produtos celulares, como por exemplo, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que podem ter a forma de grânulos densos ou crescer aderidas a uma superfície. As EPS são excretadas pelos próprios microrganismos e possuem a função principal de auxiliar a adesão microbiana (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.128).

De forma geral, os biofilmes são constituídos de três camadas (WIESMANN *et al.*, 2007, p. 151):

- Uma camada de colonização, onde as macromoléculas presentes no esgoto são adsorvidas promovendo a clarificação, uma vez que são transportadas para o interior do biofilme;
- Uma camada onde se observam processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica com máxima taxa de crescimento dos organismos envolvidos e produção de exopolímeros;
- Uma camada mais próxima do meio suporte, aderida diretamente a ele, onde, devido à indisponibilidade de OD, ocorrem processos anaeróbios/anóxicos, além de possível respiração endógena em função da baixa quantidade de substrato.

Para as células bacterianas, existem diversas vantagens por estarem immobilizadas em um biofilme. Entre as vantagens, pode-se mencionar: proteção contra predadores (por exemplo, protozoários), proteção contra agentes agressivos (por exemplo, compostos tóxicos) e resistência à desidratação, uma vez que a matriz exopolimérica é altamente hidratada (XAVIER *et al.*, 2003).

No biofilme, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano (matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes) são adsorvidos à superfície e, após a aderência, transportados através do biofilme por mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolisados a moléculas de menores dimensões. Os produtos do metabolismo são transportados em sentido contrário (figura 3.7).

O início do processo de formação do biofilme, especialmente em sistemas aeróbios, é bastante lento em razão da turbulência propiciada pela elevada aeração, ocasionando o aumento da taxa de cisalhamento e dificultando a fixação dos microrganismos no meio suporte. A carga orgânica aplicada em conjunto com a hidrodinâmica do sistema são fatores que alteram a espessura e a massa específica do biofilme (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.134).

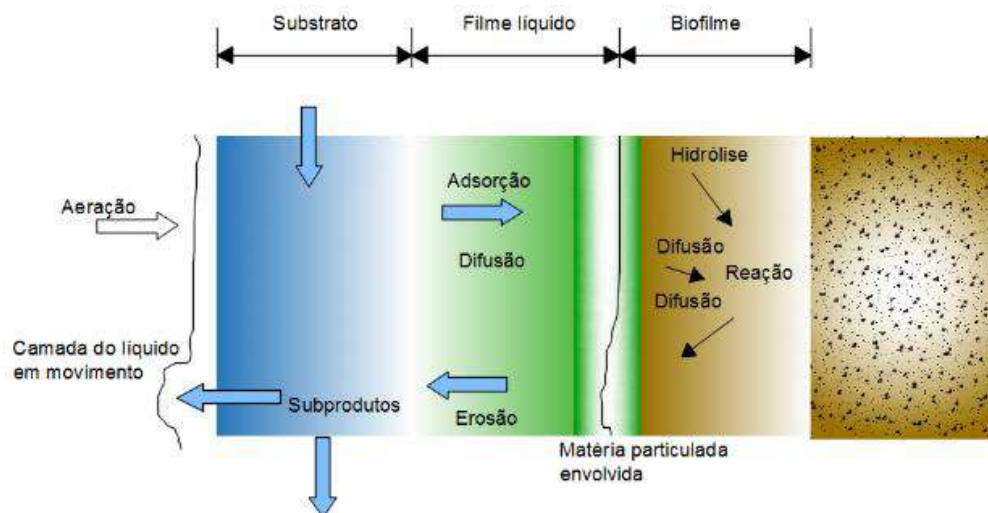


Figura 3.7 – Representação esquemática de um biofilme
 Fonte: Adaptado de Bassin e Dezotti, 2008, p.135

De uma forma geral, a formação e acumulação de biofilmes se iniciam com o transporte de células livres do meio líquido para uma superfície sólida, fixando-se a ela. Em seguida há o crescimento e divisão das células fixas devido ao fornecimento de nutrientes contidos no líquido que as envolve, ocorrendo ainda a produção e excreção de EPS. Uma terceira etapa é a fixação de células microbianas flutuantes e de outras partículas que contribuem para o aumento da espessura do biofilme. Por fim, ocorre a liberação de material do biofilme por erosão e por perda de agregados maiores (XAVIER *et al.*, 2003).

Dentre os reatores que empregam biomassa aderida a algum tipo de suporte, pode-se citar o Filtro Biológico, o RBC, Reatores de Leito Fixo Submerso Aerados (como o FAS), todos com meio suporte de leito fixo e os Reatores de Leito Expandido (leito fluidizado) cuja principal vertente é o MBBR.

Quanto aos suportes, no princípio eram usados pedregulhos, cascalhos, pedra britada e outros materiais inertes. Com o advento dos materiais plásticos, especialmente o PVC, começaram a ser usados tubos, blocos e tocos desse material (JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 466). Atualmente têm sido comumente chamados de *biomedias* e fabricados com novos materiais plásticos, como o polietileno, para leito fluidizado e a esponja de poliuretano e APG, para leito fixo ou fluidizado.

Dentre as características do meio suporte, é importante que tenham grande área superficial e resistência mecânica, volume de vazios adequado, sejam leves para reduzir custos estruturais e para permitir seu revolvimento no meio líquido, no caso de leito

fluidizado, além de serem de material inerte e que permita a aderência do biofilme (JORDÃO e PESSOA, 2005, p. 466-468).

A empresa japonesa *Nisshinbo Chemical Inc.* desenvolveu o APG, uma *biomedia* para tratamento de águas residuárias com grande área superficial e resistência mecânica além de ser muito leve. É uma esponja cúbica com cerca de 10mm de lado, estrutura porosa e alta hidrofília, que incha e afunda na água rapidamente (figura 3.8). A tabela 3.5 mostra alguns exemplos de aplicação do suporte APG constantes no site do fabricante.

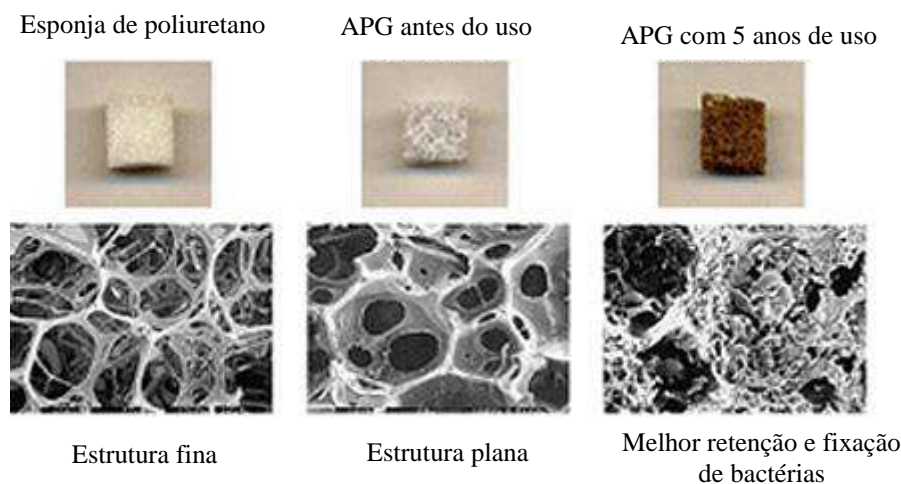


Figura 3.8 – Suporte em APG comparado a esponja de poliuretano

Fonte: Adaptado de <<https://www.nisshinbo-chem.co.jp/english/products/apgbcn/apg.html>>. Acessado em 20 de março de 2017.

Tabela 3.5 – Aplicações do suporte APG no tratamento de efluentes

Efluente	Afluente (m ³ /dia)	Razão de enchimento	TRH (h)	DBO (mg/L)		
				Entrada	Saída	Remoção (%)
Indústria de tingimento	4000	30%	3,3	100	15	85,00%
Indústria de Alimentos	450	20%	16	1000	30	97,00%
Indústria de Bebidas	12,48	25%	1,92	200	50	75,00%
Indústria de Leite	1,73	30%	13,9	1000	40	96,00%
Indústria de Peixes	2,13	20%	11,3	800	50	93,75%
Indústria de Papel	1	30%	24	2000	200	90,00%

Fonte: Adaptado de <<https://www.nisshinbo-chem.co.jp/english/products/apgbcn/apg.html>>. Acessado em 20 de março de 2017.

Há poucos trabalhos publicados relativos ao uso de APG para tratamento de efluentes. Wang *et al.* (2017), compararam o desempenho dos suportes “*Ordinary natural Luffa Sponge*” (OLS), “*High-Density natural Luffa Sponge*” (HDLS), esponja de poliuretano (EPU) e o *Aquapourousgel* (APG) na remoção, por processos anaeróbios, do composto 1,1,1-Tricloroetano de águas subterrâneas contaminadas. O APG apresentou

boa retenção de sólidos, sendo inferior apenas ao HDLS nesse quesito. Na eficiência de remoção do composto, o APG também apresentou melhor performance em relação ao OLS e a EPU, ficando novamente abaixo do HDLS em todos os ensaios.

Almaguer (2018) avaliou a degradação de um efluente sintético contendo o corante RR239 por meio de tratamento sequencial biológico - enzimático (B+E) e enzimático - biológico (E+B). O processo enzimático foi o principal responsável pela remoção de cor, enquanto o processo biológico (biofiltro anaeróbio-aeróbio com suporte em APG) facilitou a remoção de DQO (reator anaeróbio) e de nitrogênio amoniacal (reator aeróbio). O tratamento sequencial B+E mostrou-se efetivo na degradação do efluente e apresentou melhor desempenho que o tratamento E+B, atingindo percentuais de remoção de cor, DQO e nitrogênio amoniacal de 94%, 90% e 98%, respectivamente.

3.2. Lixiviado de aterros sanitários

O lixiviado de aterros sanitários é um efluente líquido de cor escura, de composição bastante diversificada que depende das características dos resíduos depositados, gerado a partir da umidade da massa aterrada e da biodegradação de seus compostos orgânicos, combinado aos líquidos externos que percolam pela massa aterrada, tais como água de chuva ou água de aspersão para redução do levante de poeira durante a operação de aterramento das células (ABNT, 1992; SANTOS, 2010; MANNARINO *et al.*, 2011; OLIVEIRA, 2015). O fator determinante na vazão de lixiviados de um aterro sanitário é o volume de águas pluviais infiltradas, enquanto o fator determinante das características físicas, químicas e microbiológicas do lixiviado são as características dos resíduos aterrados (GOMES *et al.*, 2009).

O nome lixiviado se deve ao que resulta do processo de lixiviação, que consiste em “deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos” (ABNT, 1992). Sua coleta é feita por tubulações de drenagem instaladas na base do aterro. A figura 3.9 mostra as fases de operação de um aterro sanitário.

Os aterros sanitários são geralmente impermeabilizados com manta geotêxtil para evitar que o lixiviado percole até os aquíferos subterrâneos contaminando os mesmos, além de proteger a fundação do aterro. Na figura 3.9(a) pode-se ver a colocação da tubulação de drenagem na base do aterro já impermeabilizado. É por essas tubulações que o lixiviado é coletado e encaminhado até as estações de tratamento, seja na própria planta do aterro, seja para estações de tratamento de esgoto onde ocorre o tratamento combinados desses dois efluentes.

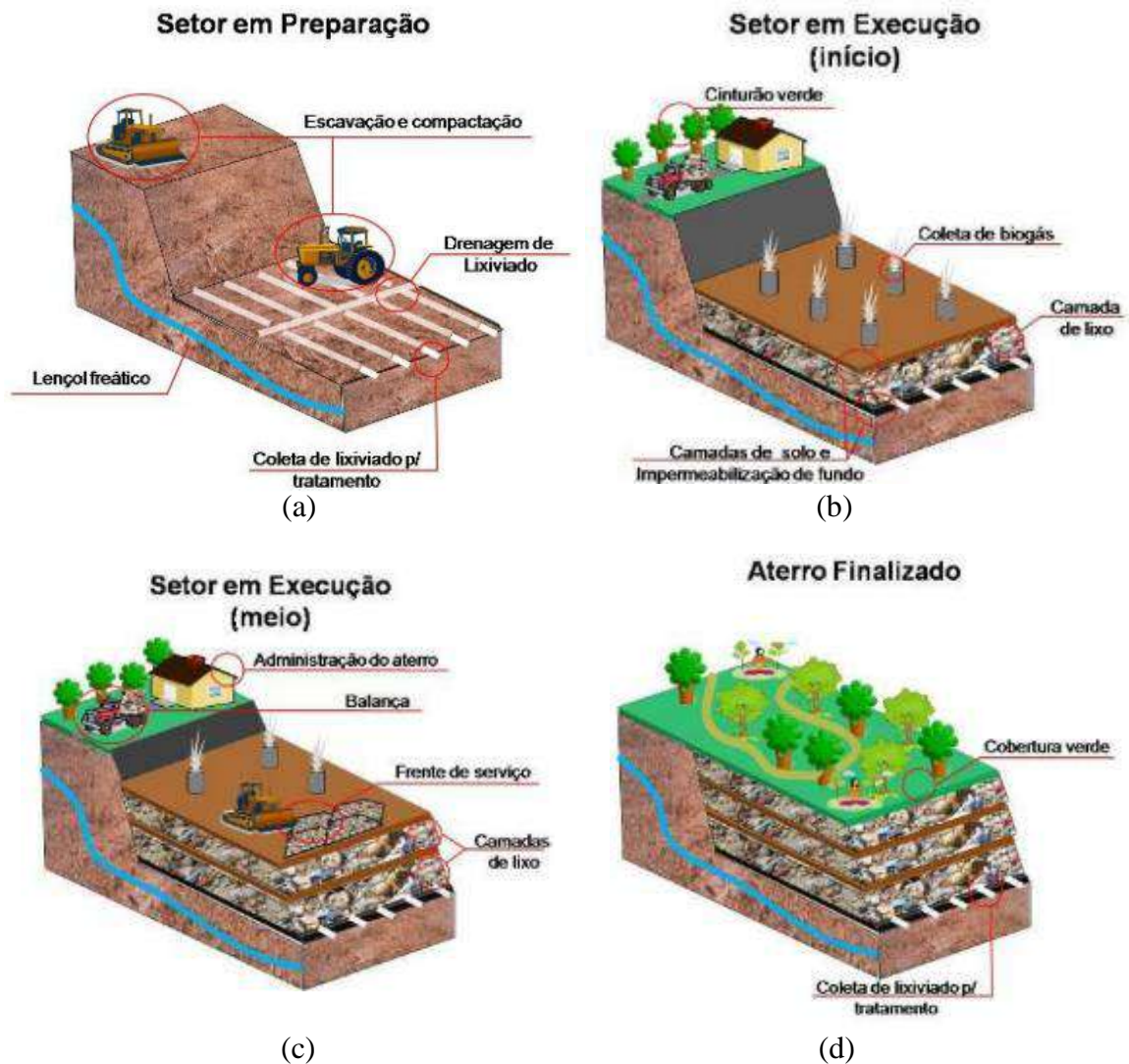


Figura 3.9 – Esquema das fases de operação de um aterro sanitário. (a) preparação da base com colocação de impermeabilização e drenos; (b) cobertura das primeiras células e colocação dos drenos de gases; (c) operação de células intermediárias; (d) aterro finalizado

Fonte: Santos, 2010

O lixiviado começa a ser gerado quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, ou seja, quando a máxima umidade retida em um meio poroso sem produzir percolação é ultrapassada (EL-FADEL *et al.*, 2002).

Cada lixiviado gerado nos milhares de aterros sanitários operados no mundo tem suas diferenças em função do clima local, do tipo de resíduo aterrado, do solo de cobertura das células, além das diferenças dentro de cada célula de um mesmo aterro em função da idade das mesmas e, novamente, do material depositado em cada uma delas. Assim, o lixiviado é um efluente muito complexo que apresenta, em geral, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e compostos recalcitrantes, tendo em vários casos alto grau de toxicidade (JUCÁ, 2003; GOMES *et al.*, 2009; OLIVEIRA, 2015).

3.2.1. Características dos lixiviados de aterros sanitários

Os lixiviados geralmente contêm uma grande quantidade de matéria orgânica (biodegradáveis e recalcitrantes), compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos. Grande quantidade de matéria orgânica é encontrada principalmente em aterros de países em desenvolvimento, uma vez que países desenvolvidos têm políticas de não recebimento ou recebimento limitado de resíduos orgânicos nos aterros, encaminhando-os para compostagem.

Na Europa, desde 1999, as diretrizes para implantação de aterro sanitário, contêm requisitos para reduzir a quantidade de resíduos a serem depositados em aterros. Segundo as mesmas diretrizes, desde 2016, os membros da Comunidade Europeia não devem mais permitir o aterramento de mais de 35% dos resíduos municipais biodegradáveis aterrados em 1995 (SCHARFF *et al.*, 2007). Países como Japão, Alemanha, França, Holanda, Suécia e Estados Unidos, estão cada vez menos utilizando aterros sanitários, substituindo-os gradualmente pela incineração (SANTOS, 2010). Isso faz com que as características desses aterros sejam bem diferentes das dos aterros brasileiros. De fato, no Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos determina o aterro sanitário como unidade de disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010) e não obriga que os aterros não recebam toda a quantidade de resíduos orgânicos gerados pela população em suas células, sendo essa fração a que compõe a maior parte dos resíduos brasileiros (figura 3.10).

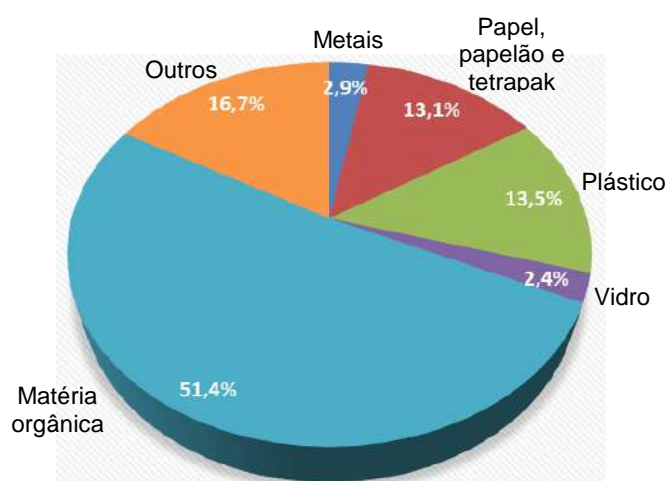


Figura 3.10 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008

Fonte: Adaptado de Brasil, 2012, p.10

Segundo Gomes *et al.* (2009), os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos),

macrocomponentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros). Naveen *et al.* (2016) identificaram numerosos compostos perigosos como aromáticos, compostos halogenados, fenóis, pesticidas, metais pesados e amônia no aterro Mavallipura, em Bangalore, na Índia.

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização convencional do lixiviado são: o pH, a DBO, a DQO, o NTK e Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), Fósforo, Cloretos, Alcalinidade, Série de Sólidos e Metais Pesados, como Cd, Ni, Zn, Cu e Pb (GOMES *et al.*, 2009).

Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2006, p.67), a degradação de resíduos sólidos em aterros sanitários ocorre com a dissolução dos elementos minerais presentes seguido do transporte das partículas finas e do material solúvel pela água de percolação e, principalmente, com a conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. Por pouco tempo essa conversão se dá em condições aeróbias utilizando o oxigênio incorporado aos resíduos no momento de sua disposição no aterro. Tão logo esse oxigênio é consumido com o fechamento das células, inicia-se o processo de digestão anaeróbia que consiste na mineralização de compostos orgânicos através de consórcios microbianos facultativos e anaeróbios.

A digestão anaeróbia é realizada pelas bactérias facultativas e pelas arqueas em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 1997, p.25).

Na fase de hidrólise, as bactérias utilizam enzimas extracelulares para converter o material orgânico particulado complexo em compostos dissolvidos mais simples, capazes de atravessarem as suas paredes celulares (CHERNICHARO, 1997, p.25). Essa fase possui curta duração e está associada com a disposição recente dos RSU e início do acúmulo de umidade no aterro (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006, p.69).

Os produtos solúveis, oriundos da hidrólise são convertidos no interior das células, em diversos compostos mais simples que posteriormente são excretados pelas células, como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, etc (CHERNICHARO, 1997, p.26). Essa fase, conhecida como acidogênese, é caracterizada pela passagem do ambiente aeróbio para o anaeróbio (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006, p.69).

As bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na fase anterior a substrato para as bactérias metanogênicas. Essa oxidação gera nesta fase maiores concentrações de ácidos graxos voláteis (principalmente o ácido acético), hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997, p.26). Com pHs mais baixos, ocorre a solubilização dos materiais inorgânicos e ainda favorece o aparecimento de maus odores, devido à liberação de gás sulfídrico e amônia, dentre outros gases (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006, p.69).

Na quarta e última fase, a metanogênica, os microrganismos estritamente anaeróbios (arqueas metanogênicas) consomem os ácidos intermediários formados na fase acetogênica, convertendo-os em metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 1997, p.27). Nessa fase observa-se o aumento do pH, na medida em que os ácidos voláteis simples são consumidos (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006, p.70).

A tabela 3.6 mostra as características de lixiviados de aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica.

Tabela 3.6 – Características de lixiviados de aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica

Parâmetro	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade Total (mg/L de CaCO ₃)	170,0	32.000,0	125,0	20.200,0
Turbidez (uT)	100,0	540,0	0,0	620,0
DBO (mg/L)	1,0	55.000,0	3,0	17.200,0
DQO (mg/L)	90,0	100.000,0	20,0	35.000,0
NTK (mg/L)	1,7	3.000,0	0,6	5.000,0
NAT (mg/L)	0,1	2.000,0	0,0	3.000,0
Fósforo Total (mg/L)	-	45,0	-	80,0
ST (mg/L)	400,0	45.000,0	200,0	29.000,0

Fonte: Souto, 2009

Como a composição química do lixiviado varia dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem do mesmo, se a coleta para análise é realizada durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como DBO₅, COT, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Contudo durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO₅, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores (JUCÁ, 2003).

Com relação à idade do aterro, o lixiviado pode ser classificado como novo, intermediário ou antigo, conforme a tabela 3.7, que mostra ainda alguns parâmetros comumente encontrados nesses lixiviados.

Tabela 3.7 – Classificação e características do lixiviado em relação à idade do aterro

Parâmetro	Novo	Intermediário	Antigo
Idade (anos)	<5	5 - 10	>10
pH	6,5	6.5 - 7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10.000	4.000 - 10.000	<4.000
DBO ₅ /DQO	>0.3	0.1 - 0.3	<0.1
Biodegradabilidade	alta	média	baixa

Fonte: Renou *et al.*, 2008

A tabela 3.8 mostra as características de alguns lixiviados de aterros brasileiros.

Tabela 3.8 – Características de lixiviados de diferentes aterros brasileiros

Parâmetro	Unidades	Muribeca	João Pessoa	Belo Horizonte	Gramacho
		PE	PB	MG	RJ
Idade (em 2008)	anos	23	6	21	30
pH	-	7.6 - 8.7	8 - 8.6	8 - 8.6	7.7 - 9.1
DQO	mg/L	2102 - 8416	3244 - 25478	1504 - 3089	804 - 4255
DBO ₅	mg/L	467 - 4526	3516 - 3760	20 - 260	118 - 857
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	697 - 2052	1024 - 2738	527 - 1716	76 - 3565
SST	mg/L	882 - 2082	121 - 645	12 - 67	13 - 265
Fósforo total	mg/L	0.6 - 22	23	11 - 38	14 - 60

Fonte: Gomes *et al.*, 2009

A relação DBO/DQO tem sido usada como um indicador do nível de degradação biológica do lixiviado, apesar de suas limitações. Para aterros jovens, os valores da relação DBO/DQO variam entre 0,5 e 0,8, pois uma fração considerável da DQO corresponde a ácidos graxos voláteis; para aterros antigos esses valores caem para a variação de 0,04 a 0,08, pois a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (GOMES *et al.*, 2009).

3.2.2. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários

Devido à grande variedade na composição dos lixiviados de aterros sanitários espalhados pelo mundo, há também grande variedade de tecnologias, disponíveis e em estudo, para o tratamento adequado dos mesmos. Assim, não há um tratamento convencional de lixiviados, devendo o tratamento indicado ser precedido de análises das características dos mesmos para aplicação da tecnologia que promova remoções de poluentes dentro dos padrões de lançamento de cada país e que apresente menor custo.

Segundo Souto (2009), o tratamento de lixiviados é relativamente um problema novo no Brasil, uma vez que antes da década de 1970, por ser comum a disposição de resíduos

sólidos em lixões, o lixiviado infiltrava por toda a extensão dos lixões contaminando o subsolo e as águas subterrâneas e superficiais e, por não ser prontamente visto, não era tratado.

Os tratamentos aplicados atualmente podem ser divididos em três grandes grupos: transferência de lixiviados (recirculação e tratamento combinado com esgoto sanitário), biodegradação (processos aeróbios e anaeróbios) e processos físicos e químicos (oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação e floculação, sedimentação/flotação e remoção de nitrogênio por *airstripping*) (RENOU *et al.*, 2008).

O tratamento biológico é adequado para lixiviados com elevadas concentrações de matéria orgânica, ou seja, em aterros novos, especialmente em países de clima quente que favorecem o metabolismo dos microrganismos. Por sua vez, o tratamento físico-químico é indicado para lixiviados com baixa biodegradabilidade, geralmente complementando os processos biológicos no caso de aterros mais antigos ou como tecnologia usual em aterros que recebem pouca ou nenhuma matéria orgânica, como nos países desenvolvidos.

Segundo Qasim e Chiang (1994) *apud* Santos (2010), o tratamento biológico deve apresentar bom desempenho para lixiviados com relação $DBO_5/DQO > 0,5$ e resultados razoáveis para lixiviados com relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,5. As tecnologias de osmose inversa e carvão ativado podem oferecer excelente desempenho para lixiviado com estabilização média a estabilização elevada ($DBO_5/DQO < 0,5$). Já os processos de precipitação química e oxidação química não apresentam excelentes desempenhos, mas podem ser razoáveis para lixiviados com estabilização média ($0,1 < DBO/DQO < 0,5$) ou podem ser utilizados combinados com outros processos.

No princípio do tratamento de lixiviados, acreditava-se na aparente similaridade dos lixiviados com o esgoto doméstico. Para este último, as técnicas de tratamento são amplamente conhecidas e com sucesso de aplicação. Assim, para os lixiviados, técnicos e engenheiros optaram pelas mesmas técnicas de tratamento de esgotos no Brasil e no mundo (SANTOS, 2010).

Segundo Santos (2010), na maioria dos aterros sanitários brasileiros, o tratamento de lixiviados se dá em lagoas de estabilização, especialmente os de menor porte, apresentando efluentes com características impróprias para o lançamento em corpos hídricos de acordo com legislação ambiental pertinente. No entanto, lagoas anaeróbias em série, seguidas de lodos ativados e lagoa facultativa foram monitoradas entre os anos de 2012 e 2013 por Maia *et al.* (2015) no estado de Santa Catarina, Brasil. Esses autores

observaram remoção de COT e DQO de 80% e 60% respectivamente e de 83% para nitrogênio amoniacal, com vazão média de lixiviados de 228m³/dia.

Os processos biológicos aeróbios, baseados em crescimento de biomassa suspensa, como lagoa aerada, lodos ativados e reatores em batelada sequencial vêm sendo amplamente estudados e adaptados para tratamento de lixiviados. Já os sistemas de biomassa aderida atraíram mais interesse, recentemente, como é o caso da tecnologia MBBR – Reator Biológico de Leito Móvel e biofiltros (RENOU *et al.*, 2008).

O processo de lodos ativados apresenta algumas limitações no tratamento de lixiviados, tendo se mostrado inadequado para aplicação de lixiviado bruto. Embora ocorra considerável remoção de matéria orgânica e de nutrientes, ocorrem problemas de sedimentabilidade do lodo, excesso na produção do mesmo, necessidade de longos períodos de aeração além da inibição de microrganismos devido a altas concentrações de amônia livre (RENOU *et al.*, 2008). Assim, é interessante que, ao se utilizar esse processo, o lixiviado seja pré-tratado.

Para Silva (2009), um dos problemas que causa grande preocupação entre os poluentes dos lixiviados é o nitrogênio amoniacal, pois o descarte do mesmo em ambientes aquáticos acarreta o consumo de oxigênio do corpo hídrico decorrente da nitrificação e acelera a eutrofização dos mesmos. Além disso, a amônia livre é tóxica aos peixes. Em lixiviados, o nitrogênio é encontrado predominantemente nas formas orgânica e amoniacal, devido às condições anaeróbias de decomposição dos resíduos, predominando a forma amoniacal com o passar do tempo pela ocorrência da amonificação (GOMES *et al.*, 2009).

As principais fontes de nitrogênio em lixiviados de aterro de resíduos sólidos urbanos são de origem vegetal e animal (resto de alimentos) e suas concentrações estão diretamente relacionadas à quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos. Outras fontes de nitrogênio que podem estar presentes em lixiviados são os fertilizantes, os produtos de limpeza, a carne preservada com amônia e os produtos para preservação de madeira (FLECK, 2003).

Li e Zhao (1999) mostraram que o desempenho do processo convencional de lodos ativados pode ser afetado pela concentração elevada de nitrogênio amoniacal indicando a necessidade da redução desse parâmetro para menos de 100mg/L.

Dentre os processos que reduzem significativamente a amônia no lixiviado, destaca-se o arraste com ar – *airstripping*. No entanto, os processos eletroquímicos têm ganhado popularidade no meio acadêmico.

Nos últimos anos, os processos eletroquímicos têm sido propostos como tecnologia alternativa para remoção de amônia devido à sua compatibilidade e versatilidade, eficiência energética, seletividade, alto grau de automação e custo-benefício (PÉREZ *et al.*, 2012). Além dessas vantagens, esses processos permitem reações controladas e rápidas, sistemas compactos, e empregam somente elétrons, sendo considerado um processo limpo por não usar reagentes químicos ou microrganismos. Dentre esses processos pode-se citar a eletrocoagulação, a eletroflotação, a eletrodecantação e a remediação eletrocínética, para solos contaminados (MOHAMMAD *et al.*, 2004; HUTNAN *et al.*, 2006).

Atualmente a combinação de processos eletroquímicos e biológicos tem sido adotada com a finalidade de reduzir custos energéticos. Assim, o processo eletroquímico é utilizado como pré ou pós-tratamento do efluente (ZHAO *et al.*, 2010).

Outros processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários são os processos oxidativos avançados (POA), os processos de separação por membranas, coagulação/floculação e adsorção em carvão ativado.

3.2.3. Tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado

O tratamento combinado de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário é uma alternativa adotada em diversos países para a redução de custos operacionais, uma vez que os aterros, após encerradas as suas atividades, continuam a gerar lixiviado por várias décadas (SILVA, 2009; ALBUQUERQUE, 2012; MANNARINO, 2013), cerca de 50 anos, segundo Al-Muzaini *et al.* (1995).

O tratamento de lixiviado em estações de tratamento de esgotos tem como vantagens: a praticidade na gestão dos locais de destino final de resíduos, pois possui baixo custo operacional se comparado a outros tratamentos aplicados a lixiviados; permite o tratamento desse efluente mesmo após o encerramento do aterro; possibilita, na maior parte dos casos, o atendimento à legislação de descarte de efluentes (MANNARINO, 2013).

O tratamento combinado consiste em se tratar o lixiviado produzido nos aterros sanitários após sua mistura, em proporções volumétricas adequadas, no esgoto sanitário, a fim de resultar em um efluente tratado que atenda à legislação local de lançamento de efluentes. Ou seja, o lixiviado deve ser transportado até uma estação de tratamento de esgotos (ETE), o que também gera custos. Um estudo de viabilidade econômica é importante na tomada de decisão sobre a adoção desse tipo de tratamento. Para Mannarino

et al. (2011), além da viabilidade econômica, especialmente quanto ao transporte, deve-se atentar para a capacidade da ETE em assimilar a vazão de lixiviado produzido, a compatibilidade do processo da ETE com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do lodo produzido.

Não existe uma proporção fixa de lixiviado a ser utilizado, sobretudo em função das diferentes composições do mesmo. Alguns autores consideram relações de até 2% como ideais e outros obtiveram resultados satisfatórios com 10% e até 20% (MANNARINO *et al.*, 2011). Facchin *et al.* (2000) citam trabalhos de Boyle e Ham (1974) e Henry (1987) os quais mostram que, para lixiviados com DQO de até 10.000mg/L, a proporção volumétrica de até 5% é adequada. Já para lixiviados com DQO em torno de 24.000 mg/L, tal proporção não deve superar os 2%. Determinar essa proporção é importante pois eventuais concentrações elevadas de metais podem inibir a atividade biológica do lodo e inviabilizar a sua utilização futura como fertilizante. Grandes volumes de lixiviado adicionados ao sistema de tratamento de esgotos podem ainda resultar em efluentes tratados com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (LEMA *et al.*, 1988).

No âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, no Brasil, coordenado por Gomes (2009), foram estudados sistemas de: tratamento físico-químico (coagulação/floculação) em escala de laboratório; ensaios em escala de laboratório e em uma planta piloto de lodos ativados; tratamento biológico anaeróbico em reator UASB em escala piloto; tratamento biológico com lagoas de estabilização em unidades de demonstração; além do monitoramento da ETE Icaraí, em Niterói (RJ), que recebe lixiviados do Aterro Morro do Céu. Os resultados encontrados mostraram que os desempenhos dos sistemas de tratamento estudados sofreram pouca interferência do volume de lixiviado adicionado ao afluente de esgoto a ser tratado, indicando que o tratamento combinado pode ser uma alternativa viável para o tratamento de lixiviados. Há um indicativo de que o limite de 2%, encontrado na literatura, seja excessivo, apontando para 1% como limite de segurança, inclusive para os ensaios de toxicidade realizados (GOMES *et al.*, 2009). No entanto, depende-se sempre das características do lixiviado a ser tratado.

Na bibliografia encontram-se trabalhos que recomendam a adoção do pré-tratamento para redução da carga orgânica antes do lançamento do lixiviado na rede coletora (GOMES *et al.*, 2009) ou diretamente na ETE, no caso de transporte veicular. Em países

da comunidade europeia, só se aceita o descarte de lixiviados na rede coletora de esgoto após pré-tratamento na própria planta (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Para Santos (2010), atualmente existem duas visões distintas em relação ao tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico: a dos países desenvolvidos, preocupados em atingir seus restritivos padrões de lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, fazendo uso do pré-tratamento dos lixiviados no próprio aterro e posterior descarte na rede coletora de esgoto sanitário e a dos países em desenvolvimento, com dificuldades financeiras e operacionais para implantação de complexas estações de tratamento de efluentes.

No PROSAB, após a caracterização de lixiviados de aterros sanitários de Londrina (PR), Niterói (RJ), João Pessoa (PB), Belo Horizonte (MG), Rio de Janeiro (RJ), São Leopoldo (RS) e Jaboatão dos Guararapes (PE), os resultados mostraram que o tratamento biológico não foi suficiente para o tratamento de grande parte dos lixiviados de aterros brasileiros, demandando a associação de processos físico-químicos como pré ou pós-tratamento para se conseguir enquadramento dentro do que é exigido pela legislação (GOMES *et al.*, 2009).

Cammarota *et al.* (1994) mostraram em seu trabalho que os resultados do tratamento biológico aeróbio se mostraram insatisfatórios, especialmente na eficiência de remoção da DQO quando do aumento da concentração do lixiviado. Os autores concluíram que o tratamento biológico com lixiviado bruto não deve se constituir na primeira etapa de tratamento, ou seja, deve-se proceder ao pré-tratamento do lixiviado para sua inserção na etapa biológica.

No Brasil, aterros como os de Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, em São Paulo/SP, têm seus lixiviados encaminhados às ETEs Barueri e Suzano (CAMPOS, 2014). Outros aterros brasileiros que tratam seus lixiviados em ETEs são os da Extrema em Porto Alegre/RS, de Salvaterra em Juiz de Fora/MG, do CTR-BR040 em Belo Horizonte/MG, do Morro do Céu em Niterói/RJ (FACCHIN *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2005), de Itaquaquecetuba/SP, e o aterro metropolitano Centro, em Salvador/BA (JUCÁ, 2003). No mundo há exemplos como o aterro Fresh Kills, da cidade de Nova Iorque; o aterro Tohbu Fushitani, de Fukuoka, Japão, sendo também prática comum na Suécia (FACCHIN *et al.*, 2000). Gomes (2009) afirma que nos Estados Unidos e Europa essa prática é largamente utilizada.

Os efeitos dessa prática ainda não são bem conhecidos e vários estudos têm sido realizados no intuito de responder perguntas como: Qual a relação ideal entre volume de

lixiviado e volume de esgoto sanitário? Como o lixiviado pode afetar a atividade biológica nos reatores e seus efeitos operacionais? O tratamento combinado realmente trata o lixiviado ou apenas o dilui, causando a falsa impressão de que foi tratado?

Segundo Mannarino *et al.* (2011), os estudos desenvolvidos para avaliação do tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários e esgotos domésticos vêm monitorando, sobretudo, a remoção de cargas orgânicas, em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), e de nutrientes.

No Brasil, vários estudos sobre o tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários e esgoto sanitários têm sido desenvolvidos nas universidades nas últimas duas décadas.

Dentro do PROSAB (GOMES *et al.*, 2009):

- na UFRJ foi estudado um tratamento físico-químico (coagulação/floculação) em escala de laboratório onde se verificou que adição de lixiviado ao esgoto bruto diminuiu o desempenho do processo físico-químico na remoção de DQO. Contudo, para adição de 0,5% de lixiviado, os resultados mostraram pequenas diferenças nas eficiências de remoção em comparação aos resultados do esgoto bruto;
- na UERJ foi estudado um processo biológico por lodos ativados em escala de laboratório e em uma planta piloto operando em batelada e regime contínuo. Quando os reatores foram alimentados com 0,5 a 1,0% de lixiviado na mistura (fase I), o reator operado em batelada alcançou uma redução de nitrogênio amoniacal média de 83%, porém, remoção de apenas 30% foi alcançada no reator operado em regime contínuo. As remoções médias de DQO alcançadas com alimentação de 2,0 a 2,5% de lixiviado (fase II) pelos reatores operados em batelada e em regime contínuo foram de 90 e 85%, respectivamente. Na escala piloto as remoções de DQO foram da ordem de 69% e 77% para as fases I e II respectivamente;
- na UEPB foi estudado o tratamento biológico anaeróbico em reator UASB em escala piloto onde constataram-se elevadas concentrações de material carbonáceo e de nitrogênio amoniacal presentes nos efluentes gerados, indicando que, para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB, pode ser necessário que o efluente seja submetido a um processo de pré-tratamento;

- na UFRJ foi estudado o tratamento biológico com lagoas de estabilização em unidades de demonstração com proporções de 0,5% e 2% de lixiviado em 5 linhas de monitoramento. As eficiências médias de remoção de DQO foram de 42 a 71% para a lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação e de 56 a 72% para lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação.

Santos (2010), na UFRJ, avaliou os aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização. A proporção do lixiviado variou entre 0,2% e 2%. A autora constatou que na lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação, a remoção de DBO chegou a 70% com DBO efluente média menor que 40mg/L, enquanto que em lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação apresentou DBO efluente média também inferior a 40 mg/L e DQO menor que 100 mg/L. Foi realizada ainda, uma estimativa da geração de esgoto e de lixiviado por uma mesma população contribuinte, alcançando-se valores entre 0,09% e 0,13% de volume de lixiviado em relação ao de esgoto, o que favorece a aplicação do tratamento combinado.

Turetta (2011), na Escola de Engenharia de São Carlos da USP, fez um estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados. A autora avaliou três proporções de mistura de lixiviado/efluente anaeróbio sendo elas de 2,5%, 10% e 20% de lixiviado. Os resultados mostraram que as proporções de 10% e 20% de lixiviado foram prejudiciais ao sistema aeróbio de tratamento. Na proporção de 2,5% houve eficiência na remoção de 57% de DQO, 77% de COT e até 100% de nitrogênio amoniacal.

Também na Escola de Engenharia de São Carlos da USP, Albuquerque (2012) avaliou o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados. Nessa pesquisa, observou-se que, com o lixiviado pré-tratado em torre de *airstripping*, as eficiências de remoção da DBO, DQO e COD foram da ordem de 97,5, 82% e 60% respectivamente até a proporção de 2% de lixiviado pré-tratado. Para 5% de lixiviado verificaram-se eficiências reduzidas de remoção de DQO, abaixo de 69%.

Na UEPB, Campos (2012) avaliou o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas e verificou baixos valores na eficiência da remoção de DQO (48%) e DBO (68%), para lixiviado diluído a 1%.

Nascentes (2013), na UFRJ, avaliou a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em sistema de lodos ativados utilizando reatores em batelada e contínuos em escala de laboratório. Os reatores foram operados

com TRH de 4, 8, 16 e 23 horas e idades de lodo de 3, 7, 14 e 28 dias, respectivamente. Avaliou ainda o processo PACT® (*Powdered Activated Carbon Treatment*) para o tratamento combinado de misturas lixiviado/esgoto de 2%, com tempo de residência de 23 horas, idade de lodo de 28 dias e concentração de carvão ativado em pó (CAP) de 1,4 g/L. O autor obteve eficiências médias de remoção de DQO de 78,5% a 94,5% para lodos ativados. Na avaliação do processo PACT®, verificou-se que a adição de CAP ao reator de lodos ativados melhorou as eficiências de remoção de cor e de DQO.

Na USP, Campos (2014) avaliou a influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário no tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. As proporções de lixiviado foram de 5%, 10% e 20% e o autor concluiu que o aumento progressivo da carga advinda do lixiviado não provocou redução na eficiência do tratamento por lodos ativados convencional e pelo processo híbrido IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*). A remoção de DBO foi de 87% no processo IFAS com 5% e 10% de lixiviado e de 80% para 20% de lixiviado. No processo de lodos ativados, a eficiência foi de 80% para 10% e 20% de lixiviado.

Oliveira (2015), na UEPB, estudou o tratamento conjugado anaeróbico e aeróbico de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico com proporções de lixiviado no esgoto de 5%, 10% e 20% obtendo remoção de DQO da ordem de 57% apenas, em reator UASB seguido de filtro biológico percolador.

Shons (2017), na UNISINOS de São Leopoldo/RS, avaliou o tratamento combinado de lixiviado e esgoto utilizando o ozônio como oxidante, em uma mistura de 2% de lixiviado, sendo alcançadas eficiências na remoção de DQO da ordem de 46% para 5h de ensaio, concluindo que esse processo pode ser aplicado como pré-tratamento.

Com relação às publicações realizadas no mundo, Mannarino *et al.* (2011) fizeram uma revisão bibliográfica que resultou na tabela 3.9. Como se verifica nessa publicação, as porcentagens de lixiviado em relação ao esgoto são muito variadas, apresentando, na maioria dos casos, uma proporção de até 20%. Misturas com proporções de 1% a 10% foram recomendadas para o tratamento combinado. As tecnologias de tratamento também são bem diferenciadas, tendo especial destaque o processo de lodos ativados.

Tabela 3.9 – Publicações internacionais a partir de 1974 sobre tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado de aterros sanitários (continua)

Autores	Característica do tratamento	Proporção de lixiviado	Resultados do estudo
Boyle e Ham (1974)	Reatores de lodos ativados com aeração prolongada	0 a 20%	<p>. Efluentes do tratamento com 10 e 20% de lixiviado com elevadas concentrações de sólidos suspensos, DBO e DQO;</p> <p>. Recomendação de adição de lixiviado até o limite de 5% para não impactar significativamente a qualidade do efluente.</p>
Henry (1985)	ETE por lodos ativados	0 a 5%	<p>. Até 2% de lixiviado não há alterações significativas no desempenho da ETE;</p> <p>. De 4% a 5% de lixiviado, o desempenho da ETE pode ser comprometido.</p>
Kelly (1987)	Planta piloto de lodos ativados com duas linhas: com adição de lixiviado (teste) e sem adição de lixiviado (controle)	4 e 16%	<p>. Remoção de DQO de 69% com 16% de lixiviado e de 71% com 4% de lixiviado;</p> <p>. Remoção de NH₃-N de até 80% na linha de teste com 4% de lixiviado;</p> <p>. Aumento da concentração de metais no lodo na linha de teste.</p>
Chang <i>et al.</i> (1995)	Reatores de lodos ativados e de digestão anaeróbia de lodo em laboratório	0,2, 1, 10, 25 e 50%	<p>. Concentrações de 0,2 e 1% de lixiviado: remoções de DBO acima de 90%, de DQO acima de 80% e queda com o aumento das concentrações;</p> <p>. Remoção de nitrogênio amoniacal diminuiu após a concentração de 1% de lixiviado.</p>
Diamadopoulou <i>et al.</i> (1997)	Reator de lodos ativados operado em batelada sequencial	10%	<p>. 70 a 98% de remoção de DBO e 35 a 50% de remoção de nitrogênio total.</p>
Ehrig (1998)	Reatores de lodos ativados em laboratório	1 a 16%	<p>. Valores de DBO e DQO nos efluentes finais crescentes com o aumento da proporção de lixiviado;</p> <p>. Velocidade de sedimentação do lodo aumentou com a adição de lixiviados.</p>
Cossu <i>et al.</i> (1998)	Sequência de reatores anaeróbios, anóxicos e aeróbios em laboratório	1 a 5%	<p>. Eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo e velocidades de nitrificação e desnitrificação maiores na linha operada com lixiviado e esgoto;</p> <p>. Não foram notados indicativos de inibição do processo biológico nem problemas de instabilidade nos reatores.</p>
Facchin <i>et al.</i> (2000)	ETE por lagoas (anaeróbia, facultativa e de maturação)	0,3 a 10,7%	<p>. Aumento da remoção de carga orgânica e de nutrientes com até 4,1% de lixiviado.</p>
Borghi <i>et al.</i> (2001)	Reator de lodos ativados operado em batelada	0, 1, 2, 3, 5, 7,5, 10, 15 e 20%	<p>. Remoção de DQO acima de 85% nas proporções de até 5% de lixiviado, decrescendo nas superiores;</p> <p>. Remoção de NH₃-N reduziu-se gradualmente com volumes de lixiviado entre 1 e 7,5% e manteve-se constante entre 10 e 20% de lixiviado;</p>

Tabela 3.10 – Publicações internacionais a partir de 1974 sobre tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado de aterros sanitários (conclusão)

Autores	Característica do tratamento	Proporção de lixiviado	Resultados do estudo
Aktas & Çeçen (2001)	Reatores de lodos ativados com adição de carvão ativado	5, 10 e 15%	. Carvão ativado adsorveu compostos não-biodegradáveis, reduzindo a DQO residual e favoreceu a nitrificação; . Houve acumulação de nitritos indicando a inibição de bactérias oxidadoras de nitrito.
Çeçen & Çakiroglu (2001)	Reator de lodos ativados operado em batelada	5 a 20%	. Redução na remoção de DQO no efluente quando a carga de DQO do lixiviado se aproxima de 50% da carga total; . Recomendação de que o volume de lixiviado não ultrapasse 20% do volume de esgoto.
Fueyo <i>et al.</i> (2002)	Reatores de digestão anaeróbia em laboratório	30, 50, 70 e 100%	. Efeito sinérgico positivo na biodegradabilidade das misturas de lixiviado-esgoto;
Çeçen <i>et al.</i> (2003)	Reatores de lodos ativados com adição de carvão ativado	5 a 25%	. Presença de lixiviado no tratamento de esgotos pode levar a uma redução da capacidade de secagem do lodo;
Fueyo <i>et al.</i> (2003)	Sistema piloto anaeróbio tipo UASB	30, 50, 70 e 100%	. Aumento da capacidade de tratamento do lixiviado quando associado ao esgoto doméstico.
Yu <i>et al.</i> (2010)	Biorreator anaeróbio-anóxico-aeróbio	1/250, 1/350, 1/500 e 1/7100	. Remoção de DQO em 81,7%, NH ₄ ⁺ -N em 96,5% e NTK em 61%.

Fonte: Adaptado de Mannarino *et al.* (2011)

Por fim, Santos (2010) levantou uma série de casos envolvendo tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário realizados pelo mundo entre os anos de 2001 e 2010, todos em escala real ou escala piloto, na Inglaterra, Suécia, Bósnia, Brasil, Finlândia México, China, Polônia, Itália, Turquia e África do Sul. As tecnologias utilizadas foram de lodos ativados, lagoas, MBR, aeração seguida de *Wetlands*, precipitação química, RBS, UASB e Carvão Ativado em Pó. As proporções lixiviado/esgoto situaram-se entre 0,39% e 25% com remoções de DQO variando de 66% a 92% e nitrogênio amoniacal de 80% a 99%.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

As pesquisas podem ser classificadas, com base em seus objetivos, em exploratórias, descritivas e explicativas. A presente pesquisa teve por preocupação central identificar os fatores que determinam ou contribuem para a ocorrência do que foi estudado, característica da pesquisa do tipo explicativa, a qual, nas ciências naturais, vale-se quase exclusivamente do método experimental (GIL, 2002, p.41-43). Assim, ela está assentada nos itens adotados e descritos a seguir, os quais subsidiam os resultados oferecidos.

4.1. Unidades de tratamento

O sistema de tratamento empregado nesta pesquisa para o tratamento de uma mistura de lixiviado e esgoto sintético (Lix/Esg) foi constituído de dois reatores sequenciais: um reator de lodos ativados (LA) com unidade de decantação interna e 1200 mL de volume útil, adaptado de Eckenfelder (1989, p. 185), e um reator de um filtro submerso (FS) preenchido com suporte *Aqua Porous Gel* (APG), da Nisshinbo Chemical Inc., com volume útil de 1000 mL (figura 4.1). A disposição das unidades foi invertida em algumas fases experimentais de modo a avaliar e comparar a eficiência do processo nas diferentes configurações durante 10 (dez) regimes de operação (ROs).

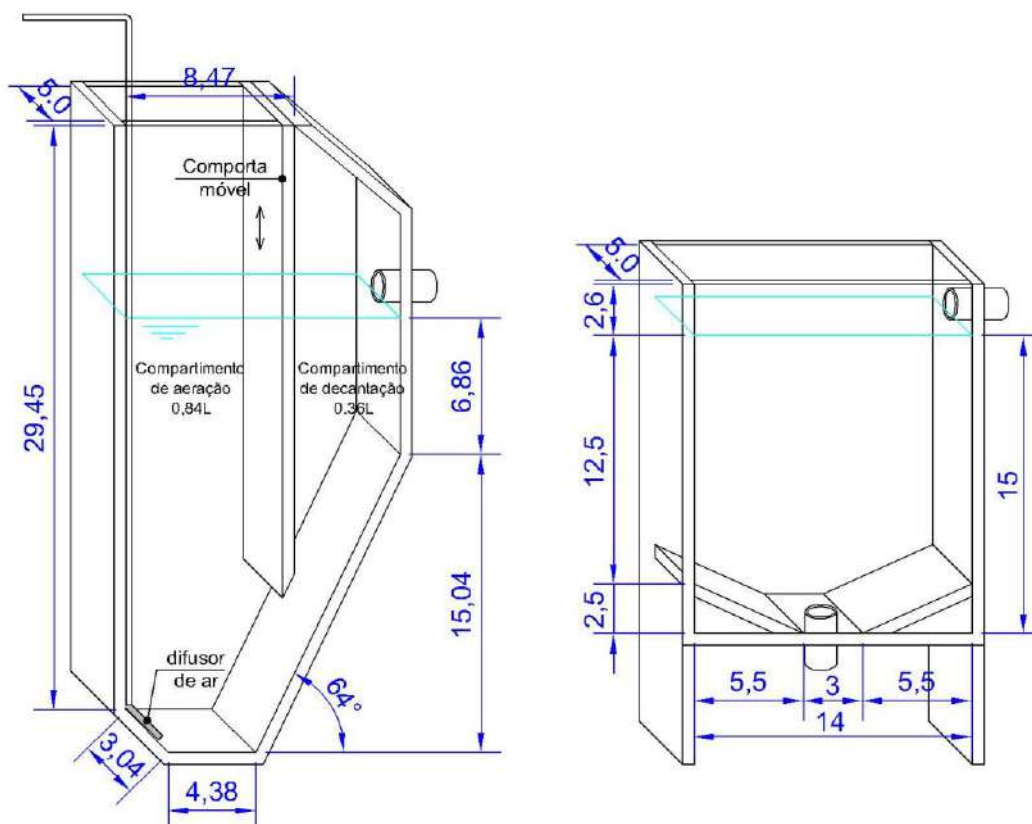


Figura 4.1 – Detalhes construtivos dos reatores (medidas em centímetros)

O filtro submerso utilizado nesta pesquisa é classificado pela NBR 12.209 (ABNT, 2011) como um filtro aerado submerso (FAS) onde, além do processo biológico, também se desenvolve processo unitário de retenção de sólidos. Essa classificação, no entanto, só é válida do RO1 ao RO7, pois a partir do RO8 esse reator passou a ser operado em condições anaeróbias, sendo classificado como filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente segundo a NBR13.969 (ABNT, 1997).

Os reatores foram confeccionados em acrílico com espessura de 5mm e as mangueiras que os interligavam eram de silicone ou látex.

O bombeamento foi feito por uma bomba peristáltica, modelo MPS-380 da marca Marte Científica, e as vazões eram ajustadas de acordo com o tempo de retenção hidráulica (TRH) requerido para cada RO.

As misturas de lixiviado e esgoto sintético (Lix/Esg) eram armazenadas em recipiente plástico (bombona) de 20 L, em geladeira, e eram preparadas de 10 L em 10 L, 2 a 3 vezes por semana, para reduzir a degradação da matéria orgânica na própria bombona (evidenciada de maneira pronunciada nos primeiros dias do RO1).

A tabela 4.1 mostra os ROs com as proporções da mistura Lix/Esg em v/v, disposição das unidades de tratamento LA e FS, vazão e TRH, bem como a presença ou não de aeração no FS.

Tabela 4.1 – Características gerais dos regimes de operação

RO	Dias de Operação	Disposição	Proporção Lix/Esg	TRH (h)			Vazão (mL/min)	Aeração	
				LA	FS	Total		LA	FS
1	101	LA+FS	0,0%	12	10	22	1,67	Sim	Não ^a /Sim ^b
2	29	LA+ FS	0,5%	12	10	22	1,67	Sim	Sim
3	39	LA+ FS	1,0%	12	10	22	1,67	Sim	Sim
4	22	LA+ FS	2,0%	12	10	22	1,67	Sim	Sim
5	29	LA+ FS	5,0%	12	10	22	1,67	Sim	Sim
6	23	LA+ FS	10,0%	12	10	22	1,67	Sim	Sim
7	8	LA+ FS	5,0%	8	6,7	14,7	2,5	Sim	Sim
8	25	FS +LA	5,0%	8	6,7	14,7	2,5	Sim	Não
9	4	FS +LA	5,0%	12	10	22	1,67	Sim	Não
10	21	FS +LA	2,0%	6	5	11	3,33	Sim	Não
Total	301								

^a 90 dias sem aeração

^b 11 dias com aeração

O sistema experimental foi montado e operado no Laboratório de Controle de Poluição de Águas (LabPol) do Programa de Engenharia Química da Coppe (PEQ-COPPE/UFRJ). As figuras 4.2 e 4.3 mostram os sistemas montados em escala de bancada.

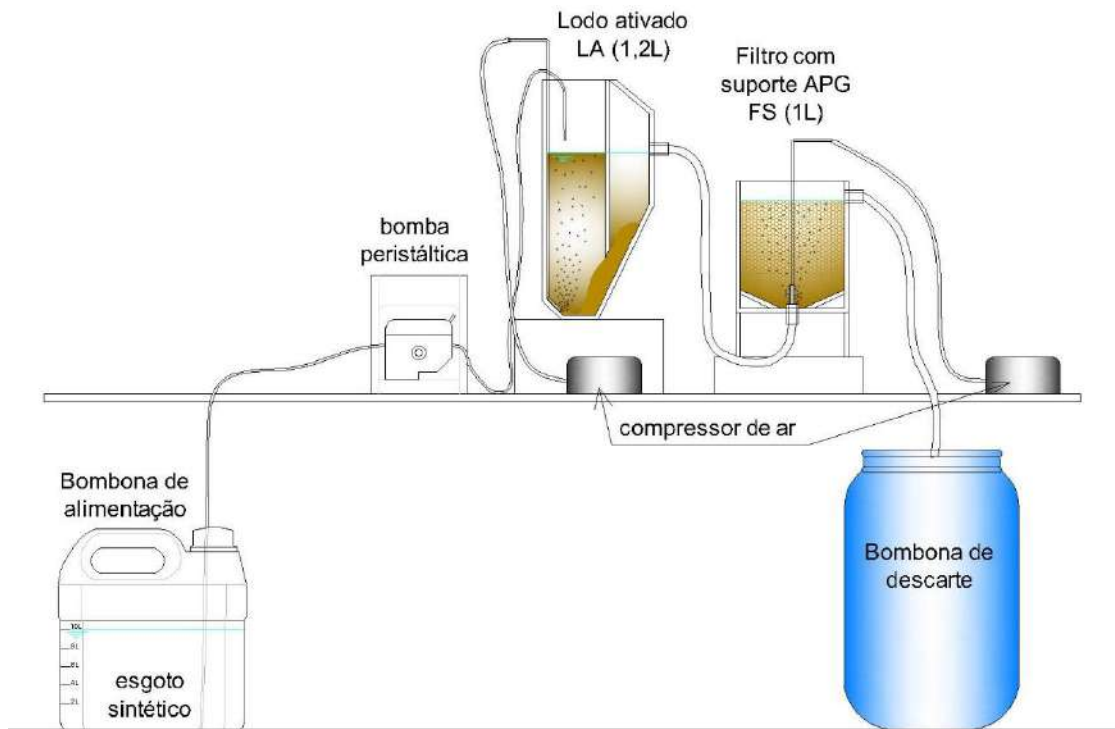


Figura 4.2 – Esquema do sistema operacional empregado do RO1 ao RO7

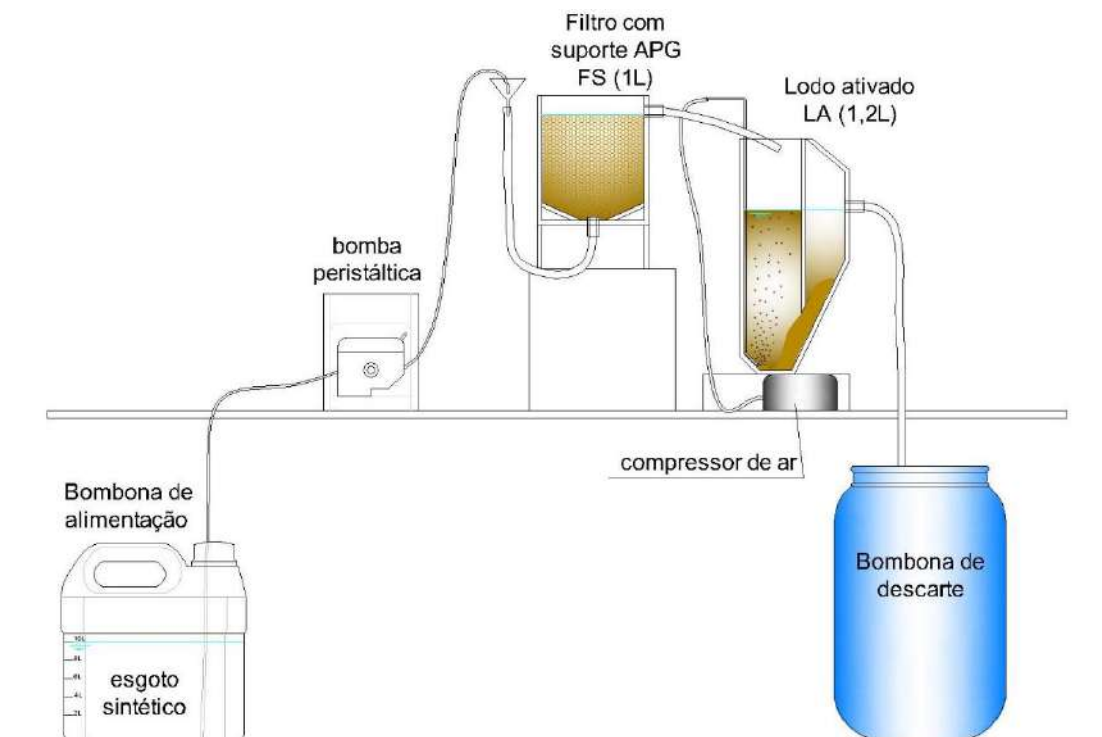


Figura 4.3 – Esquema do sistema operacional empregado do RO8 ao RO10

O fornecimento de ar para os reatores foi feito por meio de um mini compressor de ar de 2 Watts e 110 volts, modelo Power 100, e duto em acrílico com difusor de pedra porosa na extremidade, localizado no fundo de cada reator. A aeração do filtro submerso

só passou a ser feita aos 90 dias do RO1 para melhorar a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, o que perdurou até o RO7.

A figura 4.4 mostra as fotos dos sistemas montados. Do RO1 ao RO7, a imagem se refere à conclusão da montagem do sistema, após a inoculação do lodo, e se pode ver a coloração branca do suporte APG, ainda sem biofilme. Do RO8 ao RO10, percebe-se a coloração escura do suporte devido ao biofilme e à mistura Lix/Esg.

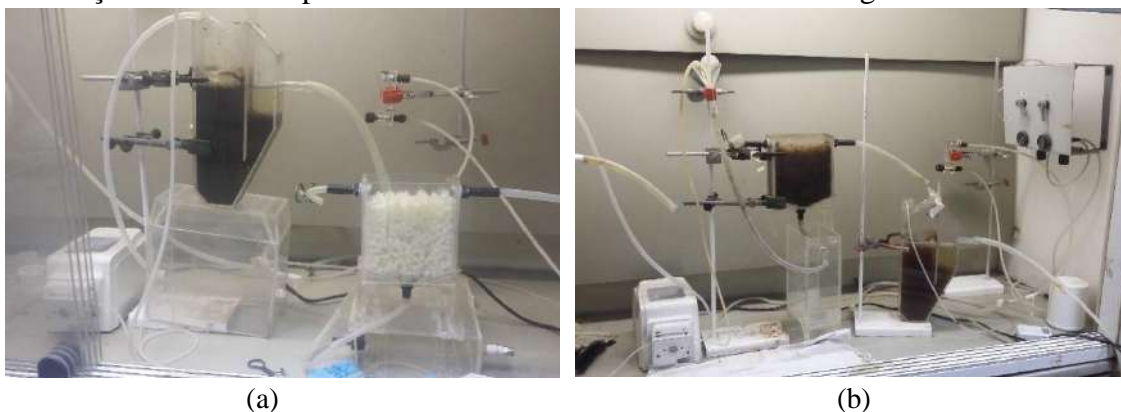


Figura 4.4 – Esquema do sistema de tratamento do RO1 ao RO7 (a) e do RO8 ao RO10 (b)

4.2. Esgoto sintético e lixiviado

O esgoto utilizado para este estudo foi preparado em laboratório, e sua composição está descrita nas tabelas 4.2 e 4.3. Foi necessário mudar a composição do esgoto sintético, pois ocorria muita degradação de matéria orgânica (medida em termos de DQO) dentro da bombona, ainda na geladeira. Assim, durante a apresentação dos resultados do RO1, serão mostrados valores referentes à composição inicial de esgoto e após a modificação da mesma.

Tabela 4.2 – Composição inicial do esgoto sintético

Reagentes (g)	Concentração (mg/L)
Acetato de sódio	485
Peptona de caseína	192
Cloreto de Amônio	239
KH ₂ PO ₄	22
K ₂ HPO ₄	28
NaHCO ₃	300
MgSO ₄ .7H ₂ O	10

A concentração de matéria orgânica do esgoto sintético, expressa em termos de DQO, deveria estar ajustada para cerca de 400 mg/L por meio da combinação de quantidades definidas de acetato de sódio e peptona de caseína, no esgoto inicialmente preparado, e

de glicose, após a modificação. A concentração de nitrogênio amoniacal, por apresentar valores médios acima dos valores encontrados nos esgotos sanitários do Brasil (ver tabela 3.2), foi diminuída para que ficasse em torno de 30 mgNH₄⁺-N/L por meio da adição de cloreto de amônio. Após esses ajustes, ainda no RO1, essa nova composição do esgoto sintético permaneceu inalterada durante toda a pesquisa. O bicarbonato de sódio forneceu a alcalinidade do sistema com o objetivo de manter o pH controlado, uma vez que a nitrificação leva a uma redução do mesmo.

Tabela 4.3 – Composição do esgoto sintético modificado utilizado do final do RO1 ao RO10

Reagentes (g)	Concentração (mg/L)
Glicose	500
Cloreto de Amônio	160
KH ₂ PO ₄	20
K ₂ HPO ₄	25
NaCl	400
NaHCO ₃	500

Adicionou-se também uma solução de micronutrientes, cuja composição está detalhada na tabela 4.4, adaptada de Vishniac e Santer (1957), na razão de 0,5 mL para cada litro de efluente produzido.

Tabela 4.4 – Composição da solução de micronutrientes

Reagentes (g)	Concentração (mg/L)
EDTA	50000
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	1036
MnCl ₂	3220
ZnSO ₄	12354
CaCl ₂	5540
CoCl ₂	880
CuSO ₄	1004
FeSO ₄	2728

O lixiviado utilizado na pesquisa foi coletado no aterro controlado de Volta Redonda/RJ e armazenado em câmara fria no Laboratório de Geotecnia Ambiental do Programa de Engenharia Civil da COPPE (PEC-COPPE/UFRJ). A tabela 4.5 mostra algumas características do mesmo.

A inoculação foi feita com lodo ativado coletado no tanque de aeração da ETE Alegria da Companhia Estadual de Águas e Esgotos (CEDAE), localizada no Bairro do Caju, Rio de Janeiro.

O lodo ativado foi transportado até o laboratório e no mesmo momento foi inserido na unidade de lodos ativados em bancada, junto com água de torneira, na proporção de 1/1. Em seguida, o sistema foi alimentado com o esgoto sintético e TRH de 12h. Aguardaram-se 30 dias para estabilização do sistema. Assim, os resultados apresentados são referentes ao período após os 30 dias de inoculação.

Tabela 4.5 – Características gerais do lixiviado utilizado

Parâmetro	Unidade	Valor
Condutividade	mS/cm	11,3
Alcalinidade	mg/L	1.011,3
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	373,3
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	256,7
Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	116,7
DQO	mgO ₂ /L	2282,8
Nitrogênio Amoniacal	mgNH ₄ ⁺ -N/L	418,5
Nitrito	mgNO ₂ ⁻ -N/L	89,1
Nitrato	mgNO ₃ ⁻ -N/L	111,5
pH	-	8,6

4.3. Análises físico-químicas e determinação de parâmetros do processo

A maioria das análises físico-químicas foi realizada no Labpol. Foram analisados os seguintes parâmetros: DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, sólidos em suspensão totais (SST) e voláteis (SSV), pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, condutividade e cor. Além do monitoramento do desempenho do reator em função dos parâmetros anteriores, foram realizados testes para a determinação da atividade nitrificante, calculados parâmetros importantes de controle do processo de lodos ativados, tal como a relação alimento/microrganismo (A/M), o índice volumétrico de lodo (IVL) e a idade do lodo. Os procedimentos empregados nas análises físico-químicas e os métodos usados nos cálculos de alguns parâmetros estão descritos a seguir.

4.3.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é um parâmetro que representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar os componentes presentes em uma amostra, sejam eles biodegradáveis ou não.

A determinação da DQO foi realizada pelo método colorimétrico, 5220 do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), o qual se baseia na redução do íon Cr⁺⁶ para Cr⁺³. O procedimento envolveu a adição 2 mL de amostra, 1,2 mL de uma solução digestora (composta de dicromato de potássio, sulfato de mercúrio

e ácido sulfúrico) e 2,8 mL de uma solução catalítica (composta por ácido sulfúrico e sulfato de prata). A oxidação foi conduzida em uma placa digestora da marca Cienlab, modelo CE-350, à temperatura de 150°C, por 2 h. Em seguida, as amostras permaneceram em temperatura ambiente até o seu resfriamento. Por fim, foi realizada a leitura da absorbância em espectrofotômetro da marca Hach, modelo DR/2800, a 420 nm, para valores baixos de DQO (menores que 100 mg/L) ou a 600 nm, para valores altos de DQO (entre 100 e 1000 mg/L). A DQO, expressa em mgO₂/L, foi obtida a partir de uma curva de calibração construída por meio de soluções de biftalato de potássio, a qual permitiu a conversão dos valores de absorbância para concentração de oxigênio. As análises deste parâmetro foram realizadas em triplicata e foram expressas em termos de DQO total (amostra bruta, com sólidos suspensos) e DQO solúvel (amostra filtrada em membranas de nitrato de celulose, com diâmetro médio de poro de 0,45 µm).

4.3.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Alcalinidade

As análises de DBO e alcalinidade foram feitas no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) do Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (DRHIMA) da Escola Politécnica da UFRJ. Essas análises foram feitas ao final da pesquisa e as misturas foram preparadas com as proporções de 0%, 0,5%, 1%, 2%, 5% e 10% de lixiviado para determinação da DBO na entrada do reator a fim de se determinar a relação alimento-microrganismos e a relação DBO/DQO para a alimentação em todos os ROs. O laudos com o resultado das análises se encontra no Anexo 1.

4.3.3. Nitrogênio Amoniacal

A concentração de nitrogênio amoniacal nas amostras foi determinada através do método colorimétrico de Nessler, segundo protocolo 4500 C (APHA, 1992). Esse método se baseia na reação do nitrogênio amoniacal com os iodetos de mercúrio e potássio, presentes no reativo de Nessler, formando uma dispersão coloidal castanho-amarelada. O procedimento envolveu a adição de 5 mL de amostra diluída e 0,1 mL do reagente de Nessler em tubos de ensaio, seguida de agitação. Após um período de 10 minutos, foram realizadas as leituras das absorbâncias, em espectrofotômetro Hach, modelo DR/2800, a 425 nm. Com o auxílio de uma curva de calibração, que emprega o cloreto de amônio como padrão, determinaram-se as concentrações do nitrogênio amoniacal das amostras.

Para esta análise, as amostras foram previamente filtradas em membranas de nitrato de celulose, com diâmetro médio de poro de 0,45 μm . Os ensaios foram realizados em triplicata.

4.3.4. Nitrito e Nitrato

Para a determinação do nitrito (NO_2^-) foram empregados kits analíticos Nitriver 2 Nitrite Reagent, da Hach Company. Foram adicionados, em um tubo de ensaio, 5 mL de amostra e o conteúdo de um pacotinho do kit e em seguida a mistura foi agitada por um minuto. Após 10 minutos foram feitas as leituras das absorvâncias em espectrofotômetro HACH, modelo DR/2000, a 585nm. Através da construção de curva de calibração com nitrito de sódio, as concentrações de nitrito foram determinadas.

Para a determinação do nitrato (NO_3^-) foram empregados kits analíticos Nitriver 5 Nitrate Reagent, da Hach Company. Foram adicionados, em tubo de ensaio, 5 mL de amostra e o conteúdo de um pacotinho do kit e em seguida a mistura foi agitada por um minuto. As leituras das absorvâncias em espectrofotômetro HACH, modelo DR/2000, a 500 nm foram realizadas depois de um período de 5 minutos. Com o auxílio de uma curva de calibração com nitrato de sódio, as concentrações de nitrato foram determinadas.

Tanto para o nitrito quanto para o nitrato as análises foram feitas em duplicata e ao final da pesquisa, tendo sido congeladas as amostras de todos os regimes.

4.3.5. Sólidos Suspensos Totais (SST) e Voláteis (SSV)

Os sólidos suspensos totais e voláteis foram determinados conforme metodologia descrita nas seções 2540D e 2540E, detalhados pela APHA (2005). Foram coletados 5 mL de amostra de dentro do reator LA, 10 mL de amostra na saída desse mesmo reator e 10 mL de amostra na saída do reator FS. Primeiramente, cadinhos contendo membranas de fibra de vidro previamente lavadas com água destilada foram colocados em uma mufla Pyrotec a 560°C por 1h e, subsequentemente, após resfriados à temperatura ambiente, os mesmos foram pesados. Em seguida, as amostras foram filtradas nas membranas e levadas à estufa Icamo, modelo 4, para secar por um período de 24h à temperatura de 105°C. Após esse período, os cadinhos, após resfriados em temperatura ambiente em dessecadores de vidro contendo sílica como agente dessecante, foram novamente pesados em uma balança analítica da marca Mettler Toledo, modelo XS 205, obtendo-se assim o valor de SST. Posteriormente, procedeu-se à calcinação do material na mesma mufla

utilizada anteriormente à temperatura de 560°C. Após a pesagem dos mesmos, determinaram-se as concentrações dos sólidos suspensos fixos (SSF). Os valores de SSV foram obtidos a partir da diferença entre SST e SSF. As análises foram feitas em triplicata.

4.3.6. pH, Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Condutividade e Cor

As medidas de pH foram realizadas através do método potenciométrico, com auxílio de um medidor de pH da marca HANNA Instruments, modelo HI2221, previamente calibrado com soluções padrão. O teor de oxigênio dissolvido (OD) foi medido utilizando um oxímetro da marca Inolab WTW, modelo oxi 7310. A turbidez foi medida utilizando-se um turbidímetro da marca Policontrol, modelo AP-2000. A condutividade foi medida utilizando-se um condutivímetro da marca Digimed, modelo DM-32.

A cor foi determinada segundo o método Hach 8025 (HACH COMPANY, 2014), disponível através do programa nº 120 do espectrofotômetro Hach, modelo DR 2800, o qual foi utilizado para essa análise. O método baseia-se no procedimento 2120 (APHA, 2005) e é calibrado com padrões de platina-cobalto para fornecer os resultados em unidades de cor na escala Pt-Co (0-500) a partir da leitura da absorbância a 455 nm. A unidade de cor Pt-Co equivale à unidade Hazen (uH) ou mg/L de platina como íon cloroplatinato.

Esses parâmetros, exceto o OD, foram medidos na entrada do sistema e na saída de cada reator. O OD era medido diretamente dentro de cada unidade mergulhando-se o sensor até o centro das mesmas e só foram feitas medições nos regimes RO1 e RO2, pois o equipamento foi danificado e enviado para manutenção.

4.3.7. Atividade Nitrificante

O teste de atividade nitrificante foi feito ao longo dos ROs para se verificar o quanto cada mistura influenciava no processo de nitrificação. O teste consistia em inserir um pulso de cloreto de amônio diretamente dentro do Reator LA de modo que a concentração medida no instante inicial fosse de cerca de 40 mgNH₄⁺-N/L ou de 100 mgNH₄⁺-N/L. Por um período de 2h a 4h eram feitas medições das concentrações de amônio ao longo do tempo de modo a determinar a taxa de conversão desse substrato por meio do consórcio nitrificante. Sabendo-se a concentração de SSV durante os testes, foi determinada a taxa específica de oxidação de amônio, ou seja, a atividade nitrificante. Com posse de todos

os dados, foi possível comparar como a atividade nitrificante foi afetada em função de cada RO imposto ao sistema.

4.3.8. Relação A/M, carga orgânica volumétrica (COV), Idade do lodo e IVL

A COV depende da DQO afluente, da vazão de alimentação e do volume do reator, enquanto que a relação alimento/microrganismo (A/M) depende dessas últimas variáveis e também da concentração de SSV no reator LA. A idade do lodo depende ainda da concentração de SSV na saída do reator. Esses parâmetros foram calculados e comparados com os valores da literatura de modo a observar se os mesmos se encontravam dentro das faixas típicas do processo de lodos ativados, descritas na tabela 3.4. As fórmulas para cálculo desses parâmetros foram apresentadas no item 3.1.2.1.

A determinação do IVL consistiu em colocar 1000 mL ou 500 mL do lodo presente no reator LA dentro de uma proveta graduada e medir, após 30 minutos, o volume de lodo decantado. A concentração de sólidos totais deve ser determinada e este ensaio foi realizado no início e no final de cada regime para se verificar o quanto cada proporção de lixiviado na mistura afetava a sedimentabilidade do lodo.

4.3.9. Relação sólidos aderidos voláteis/totais no filtro submerso (FS)

A determinação de sólidos aderidos ao suporte poroso de APG é muito difícil de ser realizada uma vez que o mesmo apresenta muita área superficial em seu interior, diferentemente das mídias plásticas não porosas, muito utilizadas em filtros submersos. Assim, foram realizadas medições somente para se conhecer a porcentagem de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais.

Para isso, coletaram-se 30 unidades do suporte APG, sendo 10 do fundo do reator, 10 do meio e 10 da parte superior do mesmo, as quais foram maceradas com água destilada para extração do máximo de biomassa aderida possível.

Em seguida, o material extraído e misturado à fração líquida foi centrifugado a 2000 rpm em uma centrífuga da marca Quimis, modelo M25006, por um minuto. O sobrenadante foi descartado e sólidos centrifugados foram colocados em um cadinho e levados à estufa por 24h. Após seu resfriamento à temperatura ambiente dentro do dessecador, o conjunto cadinho-biomassa foi pesado e, por diferença do peso do cadinho seco, determinou-se a quantidade de sólidos totais da amostra. Esses sólidos são referidos como sólidos aderidos totais (SAT).

Finalmente o cadinho foi levado à mufla por mais uma hora e, após resfriamento à temperatura ambiente dentro do dessecador, obteve-se o valor dos sólidos aderidos fixos (SAF). Descontando-se o valor de SAT dos SAF, obteve-se a massa de sólidos aderidos voláteis (SAV). Com esses valores pôde-se determinar a relação SAV/SAT dos sólidos do FS. Em função do procedimento ser bastante laborioso, foi feito somente duas vezes ao longo do experimento, nos regimes RO3 e RO10.

4.3.10. Microscopia

A fim de se visualizar as características do lodo presente no reator LA ao longo dos ROs, foi utilizado o microscópio da marca Zeiss, modelo Axio Lab.A1, do Laboratório de Bioprocessos da COPPE/UFRJ. A análise foi feita ao final da pesquisa, tendo-se congelado as amostras de lodo de cada RO. As fotos foram tiradas através de câmera sem aumento, prevalecendo as ampliações feitas no microscópio.

4.3.11. Frequência de análises dos parâmetros

Os parâmetros controlados durante toda a pesquisa foram analisados nas frequências mostradas na tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Frequências de análises dos parâmetros

Análise	Frequência
DQO	2 vezes por semana
DBO e Alcalinidade	1 vez ao fim da pesquisa
Nitrogênio amoniacal	2 vezes por semana
Nitrito e nitrato	1 vez ao fim da pesquisa
Sólidos (SST e SSV)	1 vez por semana
pH	2 vezes por semana
Condutividade	2 vezes por semana
OD	2 vezes por semana
Turbidez	2 vezes por semana
Cor	1 vez por semana
IVL	No início e no final de cada regime
Atividade Nitrificante	Ao fim de cada regime
Microscopia	1 vez ao fim da pesquisa

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados a serem discutidos neste capítulo se encontram no apêndice E, em pranchas denominadas “Mapa multiparâmetro da pesquisa”, de forma ordenada por regime de operação (RO) para melhor compreensão de toda a pesquisa.

No apêndice A constam os dados de sólidos que geraram os gráficos do mapa. No apêndice B constam os dados que geraram, nesse mapa, os gráficos de turbidez, condutividade, pH, DQO (solúvel e total) e nitrogênio amoniacal. No apêndice C constam fotografias de alguns ensaios de IVL. Por fim, no apêndice D são apresentados os dados para a determinação da relação alimento/microrganismos.

Há ainda o anexo 1 com os resultados das análises de DBO e alcalinidade feitas pelo LEMA.

Por convenção, sempre que aparecer o termo “Reator 1” estará se referindo ao primeiro reator da série, ou seja, aquele que recebe a mistura Lix/Esg, enquanto que o termo “Reator 2” se refere ao segundo reator da série, isto é, de onde sai o efluente final. Do RO1 ao RO7 o Reator 1 é o LA e do RO8 ao RO10 o Reator 1 é o FS. Quando aparecer a expressão “esgoto 1” se referirá ao esgoto sintético inicial e “esgoto 2” ao esgoto sintético modificado.

5.1. Oxigênio Dissolvido (OD)

Como dito no capítulo anterior, o OD só foi medido nos dois primeiros regimes. A tabela 5.1 mostra as concentrações de OD ao longo dessas condições de operação.

Tabela 5.1 – OD dos reatores 1 e 2

Regime	Dias corridos	LA (mg/L)	FS (mg/L)
RO1	70	6,7	0,5 ^a
	75	7,75	1,67 ^a
	82	7,56	2,3 ^a
	90	6,7	1,45 ^a
	96	7,1	7,6 ^b
	99	7,76	8,16 ^b
RO2	1	7,8	7,6 ^b
	4	8,0	7,8 ^b
	8	7,57	6,65 ^b
	15	8,03	7,41 ^b

^a FS sem aeração

^b FS com aeração

A concentração de OD no LA se manteve, em média, em 7,26 mg/L no RO1 e 7,85 mg/L no RO2, o que são valores elevados, uma vez que, para lodos ativados, os valores requeridos situam-se entre 1,5 e 2,0 mg/L, podendo ser adotados valores entre 3,0 mg/L e 4,0mg/L para favorecer a nitrificação (METCALFY e EDDY, 2003, p.690; BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.205). Assim, esperava-se uma boa nitrificação e oxidação de material carbonáceo, o que será discutido adiante.

O FS foi inicialmente pensado para trabalhar em condições anóxicas, porém, a fim de se melhorarem os índices de remoção de nitrogênio amoniacal do efluente final, adicionou-se aeração nesse reator aos 90 dias de operação. O valor medido nesse dia, mostrado na tabela 5.1, foi aferido antes de se iniciar a aeração. O FS se manteve aerado, então, do final do RO1 ao final do RO7. A partir do RO8, quando se inverteram as unidades, ele passou a ser anaeróbio.

A operação com o FS sem aeração, no entanto, não o deixou em condições estritamente anóxicas, uma vez que as concentrações de OD variaram de 0,5 a 2,3mg/L. Tal condição é explicada pelo aporte de oxigênio oriundo do efluente do reator LA que, como dito, apresentava altas concentrações de OD no compartimento de aeração. Durante o período que foi mantido sob aeração contínua, a concentração média de OD no FS foi de 7,37 mg/L no RO2.

5.2. Índice Volumétrico de Lodo - IVL

Foram feitos dois ensaios de IVL em quase todos os ROs, exceto no RO7 e no RO9, cuja duração foi muito curta. Nesses últimos, foi realizado apenas um ensaio ao final dos mesmos. A figura 5.1 mostra todos os valores de IVL medidos, sendo o primeiro valor sempre referente ao início do regime e o segundo valor ao seu final.

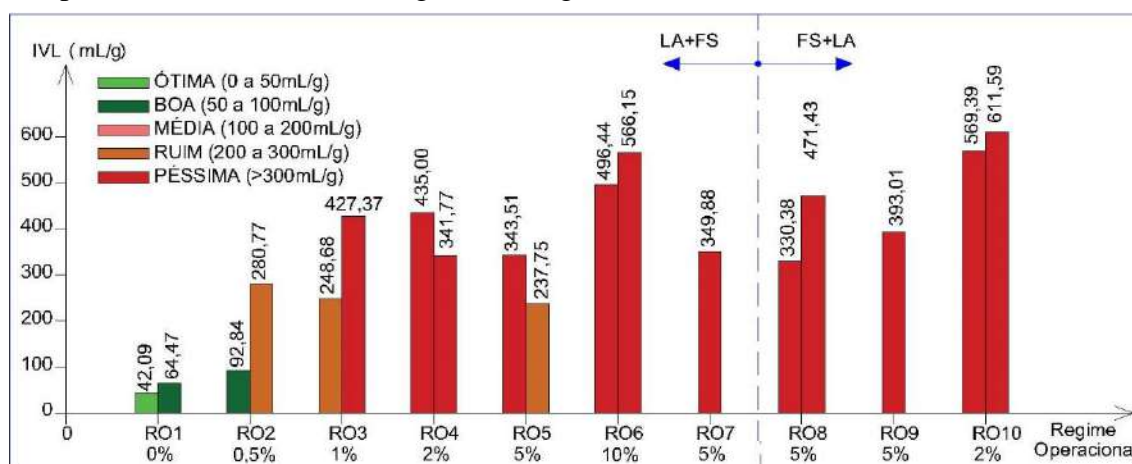


Figura 5.1 – Valores de IVL da biomassa retirada do reator LA ao longo dos ROs

A indicação qualitativa da sedimentabilidade em função das faixas de valores de IVL foi baseada em Von Sperling (1997, p.178), ressaltando-se que essa classificação é utilizada para o tratamento de esgotos sanitários.

No RO1, quando não havia lixiviado na alimentação do sistema, o lodo apresentou sedimentabilidade “Ótima” após 21 dias da inoculação e sedimentabilidade “Boa” ao fim desse regime. No início do RO2, quando foi acrescentado 0,5% de lixiviado na mistura, o sistema apresentou um aumento no IVL, mas ainda se manteve com “Boa” sedimentabilidade após nove dias do início dessa condição experimental. Ao fim desse regime, no entanto, a qualidade da sedimentação do lodo caiu drasticamente, saltando de “Boa” para “Ruim” em menos de três semanas de operação.

Ao se acrescentar 1% de lixiviado na mistura (RO3), a sedimentabilidade se manteve “Ruim” na primeira semana e passou à “Péssima” no fim desse regime. Esse nível de sedimentabilidade do lodo se manteve até o fim da pesquisa, exceto ao fim do RO5 (5% de lixiviado na mistura), quando o IVL chegou a reduzir e pensou-se que as características de sedimentação iriam ser restabelecidas, o que não ocorreu. As figuras 5.2 a 5.11 mostram as curvas de sedimentação obtidas na determinação do IVL para cada RO.

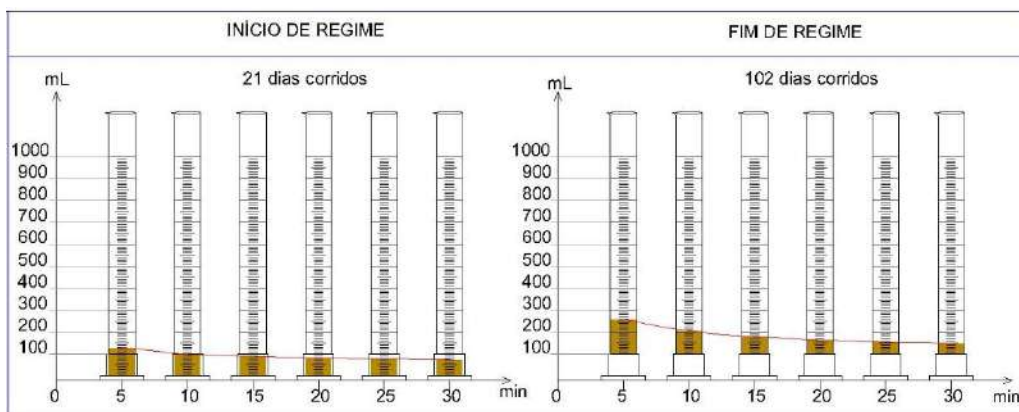


Figura 5.2 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO1 (0% de lixiviado)

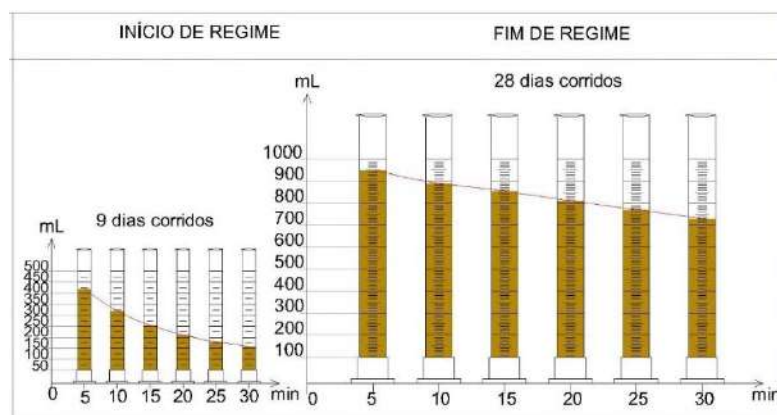


Figura 5.3 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO2 (0,5% de lixiviado)

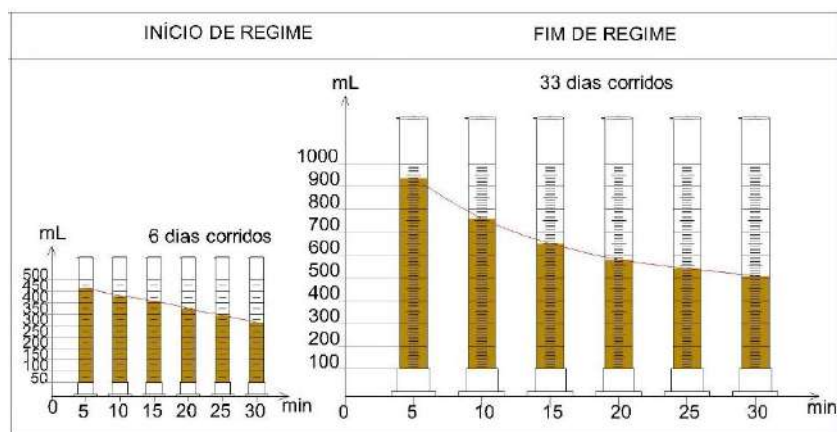


Figura 5.4 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO3 (1% de lixiviado)

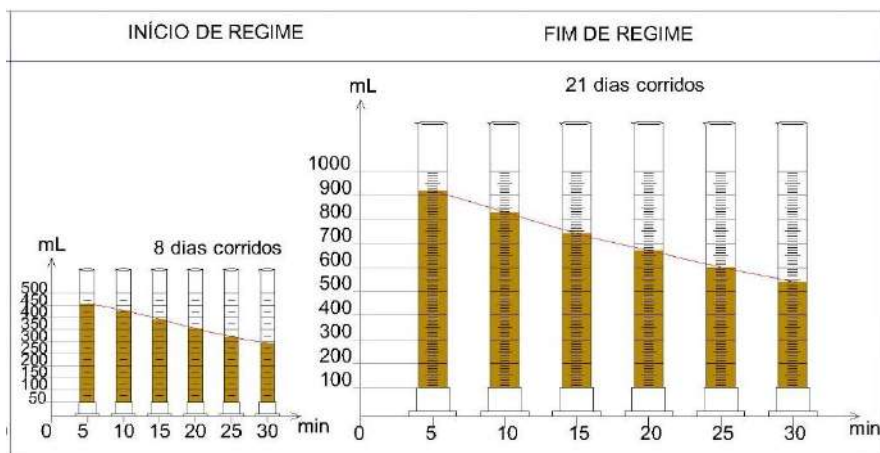


Figura 5.5 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO4 (2% de lixiviado)

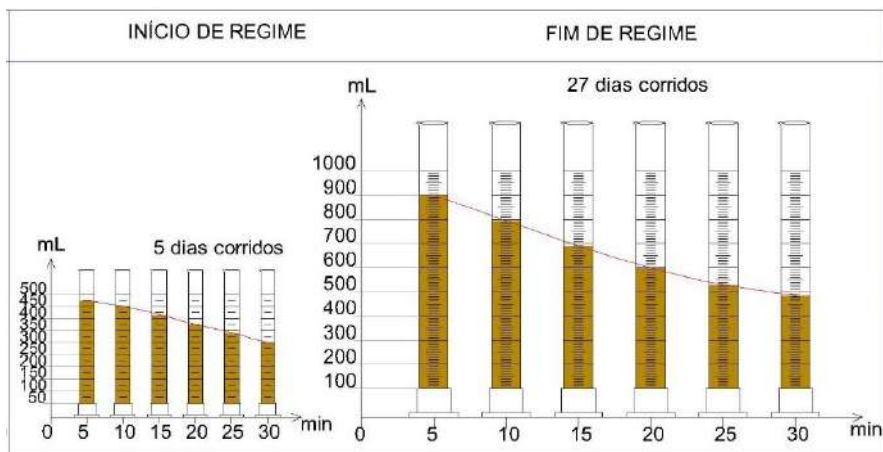


Figura 5.6 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO5 (5% de lixiviado)

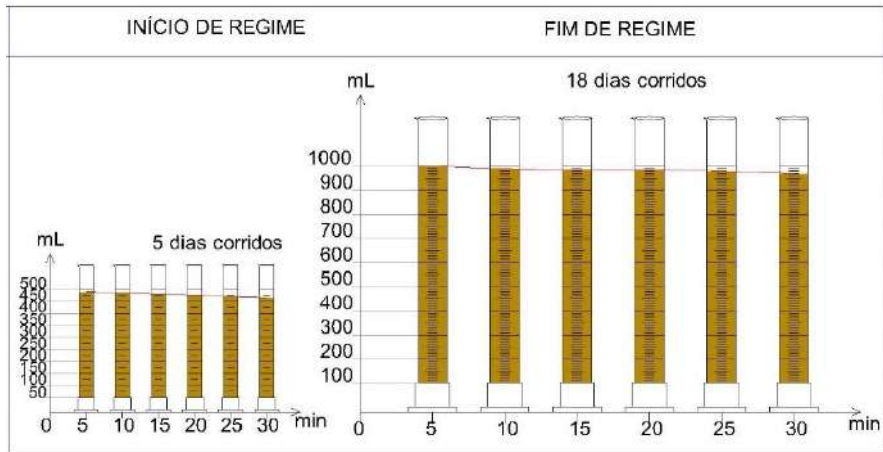


Figura 5.7 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO6 (10% de lixiviado)

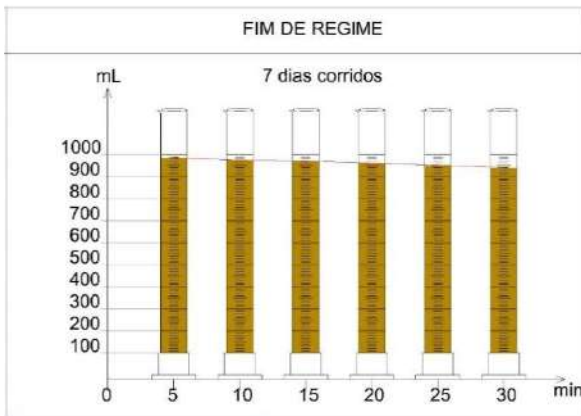


Figura 5.8 – Curva de sedimentação do ensaio de IVL no RO7 (5% de lixiviado)

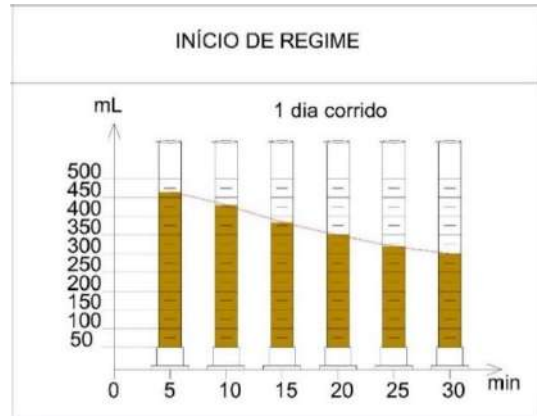


Figura 5.9 – Curva de sedimentação do ensaio de IVL no RO9 (5% de lixiviado)

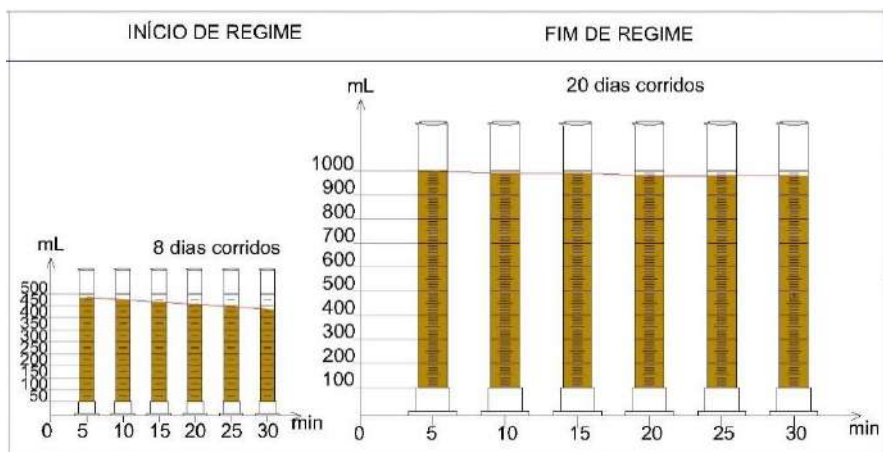


Figura 5.10 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO8 (5% de lixiviado)

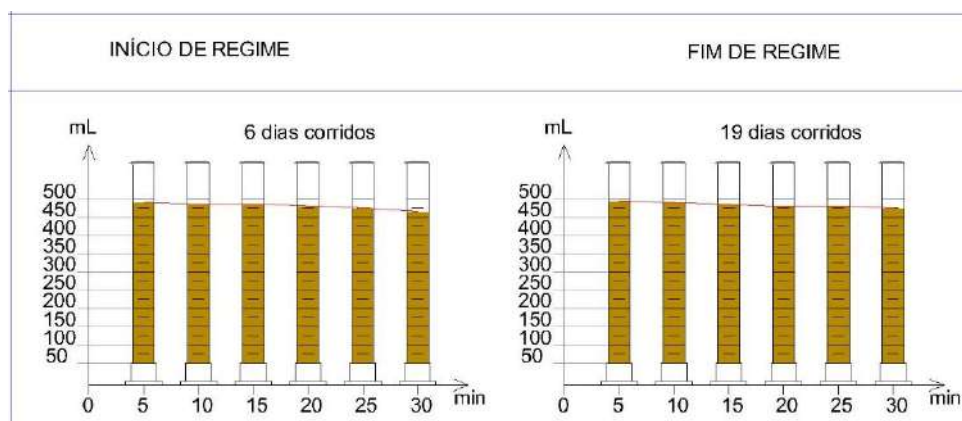


Figura 5.11 – Curvas de sedimentação dos ensaios de IVL no RO10 (2% de lixiviado)

As tabelas 5.2 e 5.3 mostram todos os valores medidos durante os ensaios de IVL.

Tabela 5.2 – Volumes de lodo medidos na proveta durante os ensaios de IVL (RO1 a RO5)

T (min)	RO1		RO2		RO3		RO4		RO5	
	21 dias	102 dias	9 dias	28 dias	6 dias	33 dias	8 dias	21 dias	5 dias	27 dias
	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)
5	130	260	420	950	465	940	460	920	475	900
10	100	205	320	890	437	760	430	830	450	795
15	90	180	255	853	407	650	395	740	415	690
20	81	165	210	810	375	580	355	670	375	600
25	79	155	180	770	345	540	320	600	340	530
30	78	150	160	730	315	510	290	540	300	485
SST (g/L)	1,853	2,327	3,447	2,600	2,533	1,193	1,333	1,580	1,747	2,040
IVL (mL/g)	42,09	64,47	92,84	280,77	248,68	427,37	435,00	341,77	343,51	237,75

Tabela 5.3 – Volumes de lodo medidos na proveta durante os ensaios de IVL (RO6 a RO10)

T (min)	RO6		RO7	RO8		RO9	RO10	
	5 dias	18 dias	7 dias	8 dias	20 dias	1 dia	6 dias	19 dias
	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)	V (ml)
5	490	1000	985	485	1000	465	490	495
10	485	990	975	475	995	430	485	490
15	480	985	970	465	995	385	485	485
20	475	985	960	455	990	350	480	480
25	470	980	950	445	990	320	475	480
30	465	970	940	435	990	300	465	475
SST (g/L)	1,873	1,713	2,687	2,633	2,100	1,527	1,633	1,553
IVL (mL/g)	496,44	566,15	349,88	330,38	471,43	393,01	569,39	611,59

A partir do RO6 (10% de lixiviado na mistura), percebe-se pelas declividades das curvas que, durante os ensaios de IVL, quase não houve sedimentação do lodo. Há uma aparente recuperação no RO9 (cujo IVL foi medido decorrido um dia do início desse

regime) que não se sustentou no RO10, apesar deste ter apenas 2% de lixiviado na mistura, porém, com a metade do TRH do RO4, que também tinha a proporção de 2%.

De forma geral, pode-se atribuir o aumento do IVL ao acréscimo de lixiviado na mistura, que promoveu a proliferação de bactérias filamentosas. Essas bactérias, que se arranjam como “fios de cabelo”, diminuem a densidade do lodo, comprometendo sua sedimentação.

Segundo Jenkins *et al.* (2003) *apud* Albuquerque (2012), o surgimento de filamentosas em sistemas aeróbios pode ocorrer, dentre outros motivos, por: escassez de nutrientes, baixa concentração de OD, baixa carga orgânica, elevada concentração de compostos de baixo peso molecular e presença de compostos reduzidos de enxofre. Como mostrado no item 5.1 deste capítulo, a concentração de OD sempre foi elevada e pode ser descartada como motivo que gerou tal quantidade de filamentos. Mais à frente será feita a análise da carga orgânica.

A figura 5.12 mostra as micrografias obtidas por meio de microscopia óptica. Pode-se observar o aumento gradual de filamentosas na estrutura do lodo.

A interferência na sedimentabilidade do lodo levou à descarga excessiva do mesmo para fora do decantador interno do reator LA, o que repercutiu no aumento da concentração de SST no efluente do mesmo. A figura 5.13 mostra a flotação do lodo no decantador da unidade LA ao longo dos ROs.

Quando ocorriam esses problemas de flotação, pausava-se a alimentação e retirava-se a comporta que separava o compartimento de aeração do compartimento de decantação para que o lodo fosse misturado manualmente, com o auxílio de um bastão de vidro, até se homogeneizar. A comporta era reintroduzida no reator e, após sedimentação do lodo no compartimento de decantação, ligava-se novamente a alimentação. Nos dias em que ocorriam esses problemas não se faziam análises.

Durante os ROs 7 e 9, sucessivos problemas de flotação do lodo foram observados, de forma que foram considerados inoperáveis, sendo interrompidos, respectivamente, aos 8 e 4 dias de operação.

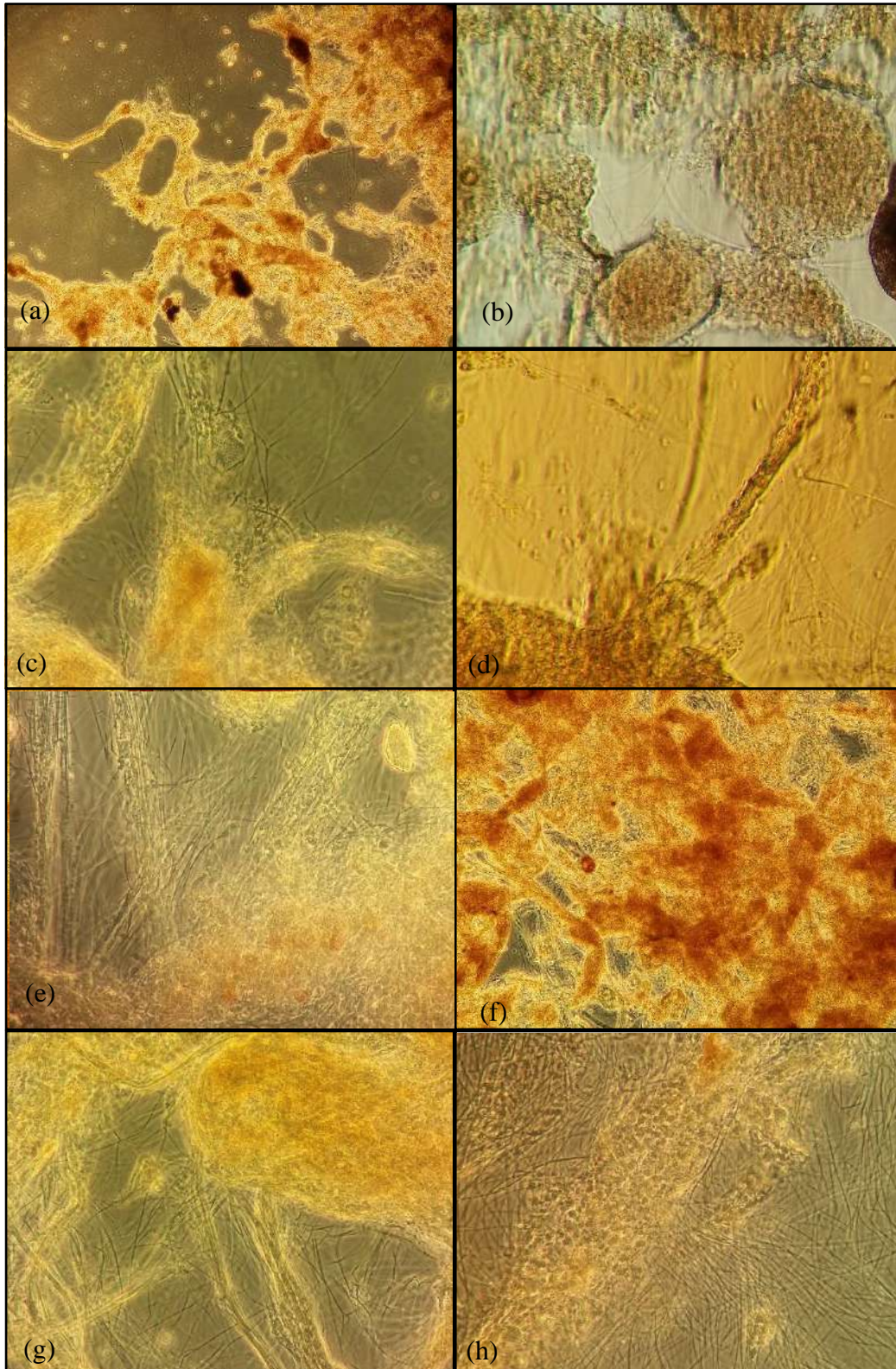


Figura 5.12 – Presença de filamentosas no lodo do reator LA ao longo dos ROs. (a) RO2, (b) RO3, (c) RO4, (d) RO5, (e) RO6, (f) RO7, (g) RO8 e (h) RO10 (aumento de 400x para todas as imagens)

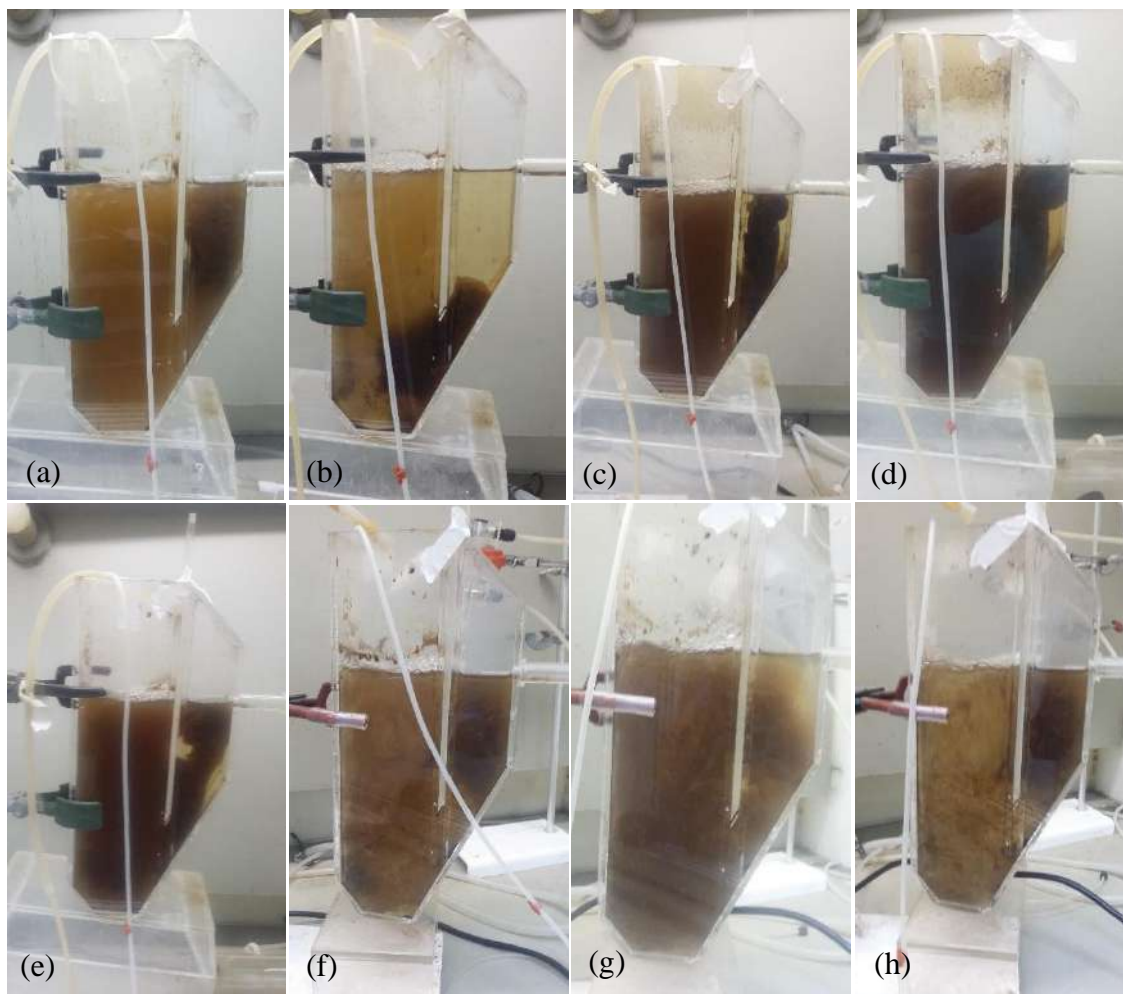


Figura 5.13 – Flotação de lodo observada em alguns ROs. (a) RO3 - 20 dias corridos, (b) RO4 - 4 dias corridos, (c) RO5 - 26 dias corridos, (d) RO6 - 18 dias corridos, (e) RO7 - 8 dias corridos, (f) RO8 - 13 dias corridos, (g) RO9 - 3 dias corridos e (h) RO10 - 6 dias corridos

5.3. Idade do Lodo

A NBR 12.209 classifica como sistemas de alta taxa os reatores de lodos ativados operados com idade do lodo de 2 a 4 dias, sistemas de taxa convencional quando operados com idade do lodo de 4 a 15 dias e sistemas de aeração prolongada para idades de lodo acima de 18 dias (ABNT, 2011). Essa será a classificação adotada nesta pesquisa, chamando-se ainda de intermediária a idade de 16 a 18 dias.

A figura 5.14 mostra os valores médios de idade do lodo em cada regime operacional. Em todas as figuras onde são representados os valores médios de qualquer parâmetro, tal valor se refere à parte superior da barra do gráfico. A linha vertical, delimitada por dois traços horizontais, representa os valores mínimos e máximos encontrados para o parâmetro e a porcentagem abaixo do RO refere-se à proporção de lixiviado na mistura.

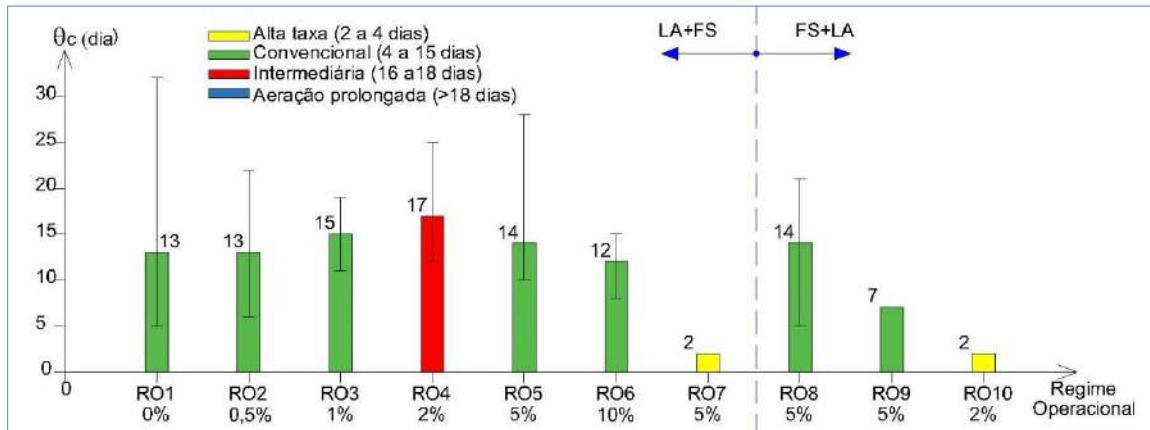


Figura 5.14 – Valores médios de idade do lodo em cada RO

A idade do lodo variou bastante ao longo de cada RO. Durante alguns dias, a idade do lodo era tal que o reator LA operava como alta taxa, outras vezes como convencional, outras como intermediária e até aeração prolongada, como se pode ver nos valores mínimos e máximos de cada RO. Em média, na maioria dos casos, o sistema foi operado como convencional.

O controle de idade do lodo se mostrou difícil, principalmente devido à flotação do lodo, que muitas vezes saía junto com o efluente do reator LA, como mostrado no item anterior. Durante os períodos em que a operação do reator não estava sendo acompanhada (finais de semana, por exemplo), grandes quantidades de biomassa foram arrastadas do reator, interferindo enormemente no tempo de retenção de sólidos.

A princípio se pretendia manter a idade do lodo em torno da convencional (cerca de 10 dias). Como não se conseguiu, pelas condições de flotação do lodo, o descarte da biomassa não foi feito em algumas semanas e, por isso, alguns valores se apresentaram com idades típicas da modalidade convencional. Nos ROs 7, 9 e 10 não foi descartado lodo em nenhum dia, pois o escape era intenso. Mendonça (2002) relata exatamente o mesmo problema operando, em bancada, um reator anaeróbio de leito expandido seguido por lodos ativados para tratamento de esgoto sanitário. Apesar de ter tratado esgoto sanitário somente, a autora também pretendia manter a idade do lodo no reator de lodos ativados em torno de 10 dias e não o conseguiu pelos mesmos problemas, também não descartando o lodo.

Nos ROs 7 e 10, devido ao aumento da vazão, em função da mudança do TRH, e ao escape de biomassa no efluente do reator LA, a idade do lodo se manteve muito baixa, sendo típica de sistemas de alta taxa.

A tabela 5.4 mostra todos os parâmetros para os cálculos das idades de lodo apresentadas, onde SSVa e SSVe representam a concentração de sólidos voláteis no tanque de aeração e no efluente do reator LA, respectivamente.

Tabela 5.4 – Parâmetros utilizados na determinação das idades do lodo

Regime	Vazão (L/dia)	Dias corridos	Volume do compartimento de aeração 0,84 L			
			SSVa (g/L)	SSVe (g/L)	θ_c (dia)	θ_c médio (dia)
RO1	2,4	34	1,8333	0,0200	32,1	13
		40	1,8600	0,0367	17,8	
		68	1,9600	0,1133	6,1	
		82	1,1200	0,0833	4,7	
		95	1,2867	0,0700	6,4	
RO2	2,4	9	3,1733	0,1867	6,0	13
		14	2,3133	0,0500	16,2	
		22	2,4267	0,0900	9,4	
		28	2,4800	0,0400	21,7	
RO3	2,4	4	2,2267	0,0533	14,6	15
		11	1,5933	0,0300	18,6	
		33	1,1000	0,0367	10,5	
RO4	2,4	8	1,2267	0,0333	12,9	17
		14	1,8733	0,0267	24,6	
		21	1,4133	0,0400	12,4	
RO5	2,4	5	1,6333	0,0567	10,1	14
		12	1,5533	0,0567	9,6	
		20	1,5933	0,0200	27,9	
		27	1,6800	0,0600	9,8	
RO6	2,4	5	1,6133	0,0733	7,7	12
		10	1,3133	0,0400	11,5	
		18	1,4733	0,0333	15,5	
RO7	3,6	7	2,4933	0,3333	1,8	2
RO8	3,6	8	2,3467	0,0367	14,9	14
		13	2,4200	0,0267	21,2	
		20	1,9533	0,1000	4,6	
RO9	2,4	1	1,4533	0,0700	7,3	7
RO10	4,8	8	1,5400	0,1633	1,7	2
		20	1,4333	0,1000	2,5	

5.4. Concentração de sólidos no reator de lodos ativados

A concentração de sólidos dentro do reator LA variou ao longo de cada regime, devido ao grande escape de biomassa que ocorreu em alguns dias. Em contrapartida,

houve também alguns dias durante os quais a concentração de sólidos na saída do reator foi bastante reduzida. A figura 5.15 mostra a concentração média de SST e SSV dentro do reator LA, em cada RO.

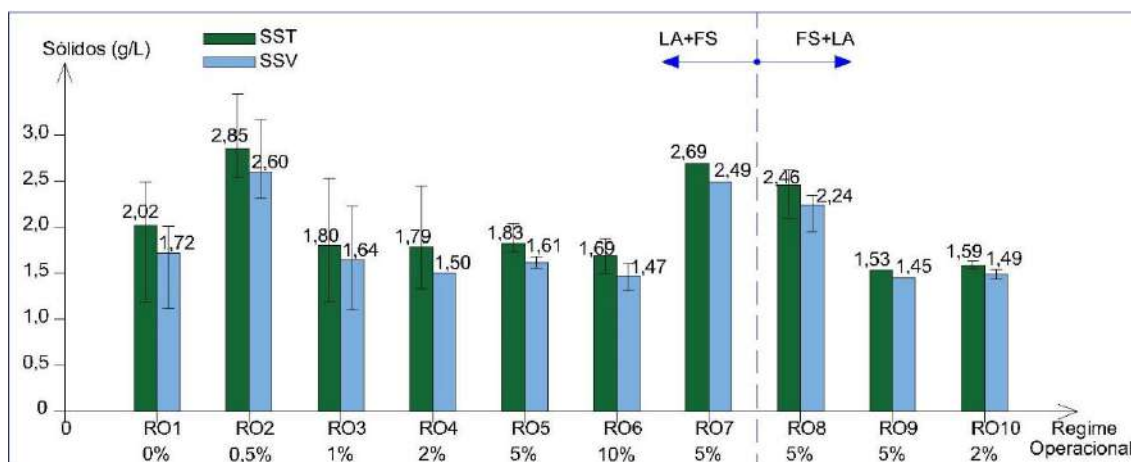


Figura 5.15 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis dentro do Reator LA

Em média, as concentrações de SST variaram entre 1,53 e 2,85 g/L, enquanto que as concentrações de SSV estiveram na faixa entre 1,45 e 2,60 g/L. As concentrações usuais de SST para projetos de reatores de lodos ativados situam-se entre 1,5 e 3,5 g/L para a modalidade convencional, e entre 2,5 e 4,0 g/L para aeração prolongada (VON SPERLING, 1997, p.120). A NBR 12.209 indica concentrações entre 1,5 e 4,5 g/L, sem especificar a modalidade (ABNT, 2011). Portanto, quanto a este parâmetro, o reator LA também se comportou como convencional.

A relação SSV/SST variou, em média, entre 85,9 e 93,3% (ver apêndice A). Von Sperling (1997, p.120) indica que na modalidade aeração prolongada, esse valor está em torno de 60 a 75%, enquanto que na modalidade convencional, situa-se entre 70 e 85%. Os valores encontrados são, portanto, superiores aos esperados para a modalidade convencional. Assim, durante toda a pesquisa, o lodo apresentou uma composição predominantemente orgânica e, portanto, volátil, o que tem relação direta com o fato do sistema ter sido alimentado com esgoto contendo matéria orgânica de fácil biodegradação e teor de inertes reduzido. Com isso se esperava bons índices de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, o que será discutido adiante.

5.5. Relação de Sólidos Aderidos Voláteis/Totais (SAV/SAT) no reator FS

Conforme mencionado no capítulo anterior, a determinação da concentração de sólidos aderidos no FS é bastante complicada, uma vez que não há como extrair todo o biofilme imobilizado nos suportes APG. Portanto, foram feitas apenas determinações da

relação SAV/SAT no FS nos regimes RO3 (Reator 2) e RO10 (Reator 1) para se ter uma ideia da grandeza desse parâmetro. Os resultados se encontram na tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Determinação da relação SAV/SAT no FS

Sólidos	RO3 (g)	RO10 (g)
SAT	0,0334	0,013
SAV	0,0288	0,0099
Relação SAV/SAT	86,2%	76,2%

Os sólidos em suspensão e aderidos no reator FS apresentaram, nas duas medições, natureza predominantemente volátil. Para o RO3, a relação SSV/SST na saída do reator FS variou entre 34,5 e 100% (ver apêndice A). Portanto, o valor de 86,2% está no intervalo do valor de saída e com apenas um dado não se pode inferir muito. Para o RO10, a relação SSV/SST varia entre 83,3 e 100%, portanto, acima do valor de 76,2% encontrado dentro do reator para os sólidos aderidos.

5.6. Concentração de sólidos na saída do Reator 1

A figura 5.16 mostra as concentrações médias de sólidos na saída do Reator 1 em todos os regimes. Vale lembrar que o Reator 1 foi o LA do RO1 ao RO7 e passou a ser o FS do RO8 ao RO10.

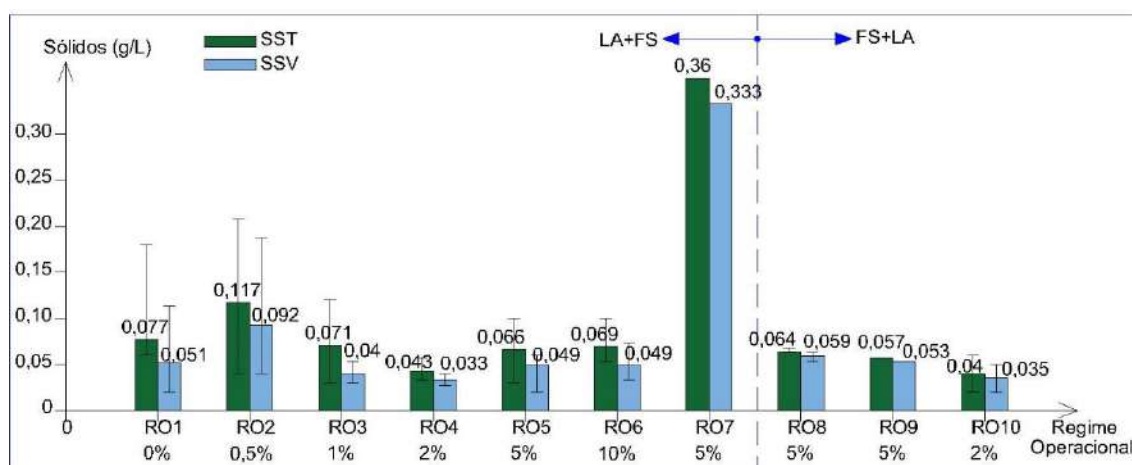


Figura 5.16 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis na saída do Reator 1

O RO7 teve uma única medição, a qual apresentou concentração de SST de 0,36 g/L, valor esse muito discrepante em relação aos demais. O RO7 foi considerado inoperável, como descrito anteriormente. Nos demais regimes, as concentrações médias de SST efluentes do Reator 1 variaram entre 0,043 e 0,117 g/L quando esse reator era o LA. Quando o Reator 1 passou a ser o FS, a partir do RO8, a concentração de sólidos na saída

desse reator foi mais estável, com valores médios variando entre 0,04 e 0,064 g/L. Nesse caso, não se pode inferir que o FS retém mais sólidos, pois a alimentação, como mencionado, era quase desprovida de sólidos em suspensão.

Quanto à relação SSV/SST, os valores variaram, em média, entre 67,3 e 92,6% quando o Reator 1 era o LA, tendo inclusive valores de 100% em algumas medições (ver Apêndice A). Quando o Reator 1 passou a ser o FS, esses valores variaram entre 91,6 e 94,1%. Assim, os sólidos que saíam do FS como Reator 1 eram predominantemente mais voláteis do que os sólidos efluentes do LA, o que indica que pode ter ocorrido maior estabilização aeróbia no LA em função da aeração, uma vez que, quando o FS era o primeiro reator da série, o mesmo permaneceu sem aeração e isso pode ter minimizado a sua estabilização.

5.7. Concentração de sólidos na saída do Reator 2

Quanto à concentração de sólidos na saída do Reator 2, no RO1 não houve medições devido à baixíssima concentração na saída do sistema, uma vez que a maior parte dos sólidos que entrava no Reator 2 ficava retido no suporte APG. Até houve uma tentativa de medição, mas os valores eram muito próximos de zero. Por esta razão, preferiu-se iniciar a quantificação de sólidos do Reator 2 a partir do RO2.

A figura 5.17 mostra as concentrações médias de sólidos no efluente do Reator 2 nos ROs medidos.

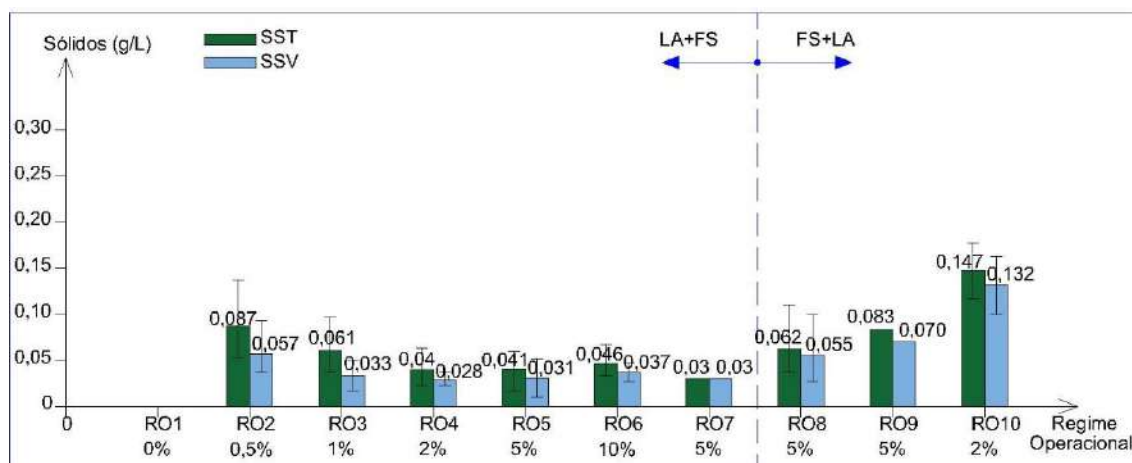


Figura 5.17 – Concentrações médias de sólidos totais e voláteis na saída do Reator 2

Observa-se que, do RO2 ao RO7, as concentrações de sólidos na saída do Reator 2 foram menores do que na saída do Reator 1. Isso porque, durante esse período, o Reator 2 consistia no FS, que tem a capacidade de reter de sólidos suspensos. Tal característica do reator com biofilme, preenchido com suportes esponjosos, permitiu que a alta carga

de sólidos provenientes do Reator 1 no RO7, conforme reportado no item anterior, não fosse descartada pelo Reator 2. Assim, o FS se demonstrou como boa alternativa para redução de sólidos em suspensão no efluente final. Já nos regimes RO8 a RO10, as concentrações de sólidos efluentes do sistema são crescentes por conta da pobre sedimentabilidade do lodo no reator LA.

As concentrações médias de sólidos em suspensão no efluente do Reator 2 variaram entre 0,03 e 0,087 g/L quando este reator era o FS. Quando o Reator 2 passou a ser o LA, a partir do RO8, a concentração de sólidos na saída desse reator apresentou uma tendência crescente, com valores médios variando entre 0,062 e 0,147 g/L.

Quanto à relação SSV/SST, os valores variaram, em média, entre 60,0 e 83,3% quando o Reator 2 era o FS, sendo essa razão equivalendo a 100% no RO7 (ver Apêndice A). Quando o Reator 2 passou a ser o LA, esses valores variaram entre 84,0 e 89,1%. Assim, os sólidos que saíam do reator LA como Reator 2 eram predominantemente mais voláteis do que o efluente do FS, o que está relacionado com o escape de biomassa não estabilizada. Já no FS, a aeração promovida quando esse reator foi o segundo da série e o elevado tempo de retenção de sólidos no suporte APG pode ter permitido maior estabilização aeróbia dos sólidos.

Comparando-se as saídas dos reatores por unidade de tratamento, percebe-se que o efluente do reator LA apresentou concentrações médias de SST entre 0,043 e 0,36 g/L quando este era o Reator 1, e entre 0,062 e 0,147 g/L quando este era o Reator 2. Valores bem diversos foram observados dependendo das características de sedimentabilidade do lodo.

Para o reator FS, as concentrações médias de SST encontram-se entre 0,04 e 0,064 g/L quando este era o Reator 1, e entre 0,03 e 0,087 quando este era o Reator 2, o que mostra uma certa constância na saída de sólidos do FS. Pode-se então perceber o papel desempenhado pelo FS como Reator 2 no controle da saída de sólidos no efluente tratado. Caso haja escape de biomassa do LA, esta pode ser retida pelo FS.

5.8. Balanço de SST no Reator 2

Os sólidos em suspensão que saíam do Reator 1 entravam no Reator 2. Com os dados da saída do Reator 2 foi então possível fazer um balanço do quanto, em média, ficava retido neste. Há de se atentar que o Reator 2 foi o FS do RO1 ao RO7 e passou a ser o LA do RO8 ao RO10. Esse balanço está mostrado na tabela 5.6, e graficamente no Mapa multiparâmetro (apêndice E). O mesmo não foi feito para o Reator 1, pois as quantidades

de SST na entrada do sistema eram desprezíveis (poucos sólidos na mistura de lixiviado e esgoto sintético) de modo que todo sólido que saía do Reator 1 era proveniente do escape de biomassa desse reator pelo compartimento de decantação.

Tabela 5.6 – Balanço de SST no Reator 2

Regime	Concentração de SST (g/L)		
	Entrada no R2	Saída do R2	Entrada - Saída
RO2 (LA+FS)	0,207	0,137	0,07
	0,073	0,08	-0,007
	0,147	0,077	0,07
	0,04	0,053	-0,013
Retenção média			0,03
RO3 (LA+FS)	0,12	0,097	0,023
	0,03	0,05	-0,02
	0,063	0,037	0,026
Retenção média			0,01
RO4 (LA+FS)	0,033	0,023	0,01
	0,04	0,033	0,007
	0,057	0,063	-0,006
Retenção média			0,003
RO5 (LA+FS)	0,067	0,03	0,037
	0,067	0,057	0,01
	0,03	0,017	0,013
	0,1	0,06	0,04
Retenção média			0,025
RO6 (LA+FS)	0,1	0,067	0,033
	0,053	0,037	0,016
	0,053	0,033	0,02
Retenção média			0,023
RO7 (LA+FS)	0,36	0,03	0,33
Retenção média			0,33
RO8 (FS+LA)	0,063	0,04	0,023
	0,067	0,037	0,03
	0,063	0,11	-0,047
Retenção média			0,002
RO9 (FS+LA)	0,057	0,083	-0,026
Retenção média			-0,026
RO10 (FS+LA)	0,02	0,177	-0,157
	0,06	0,117	-0,057
Retenção média			-0,107

A retenção de sólidos no Reator 2 foi calculada com base nos valores médios de entrada e saída desse reator. Os valores negativos indicam que não houve retenção, ou seja, saiu mais SST do que entrou. Durante os ROs nos quais o FS foi o Reator 2, sempre ocorreu retenção de biomassa, evidenciando o papel desse reator como separador de sólidos do efluente tratado. O regime que apresentou maior retenção foi o RO7 devido aos problemas de flotação do lodo no reator LA, já relatados anteriormente. Já nos ROs 9 e 10, quando o Reator 2 era o LA, observou-se maiores concentrações de sólidos na saída do que na entrada desse reator (retenção nula), o que mais uma vez mostra a importância do FS como Reator 2.

5.9. Turbidez

A turbidez foi o parâmetro que mais variou durante a operação do sistema, o que pode ser visto pelos valores mínimos e máximos apresentados na figura 5.18. Isso ocorreu devido à flotação do lodo no decantador interno do reator LA. Em alguns dias, o sistema estava estável, já em outros se desestabilizava e muitos sólidos eram arrastados do reator LA.

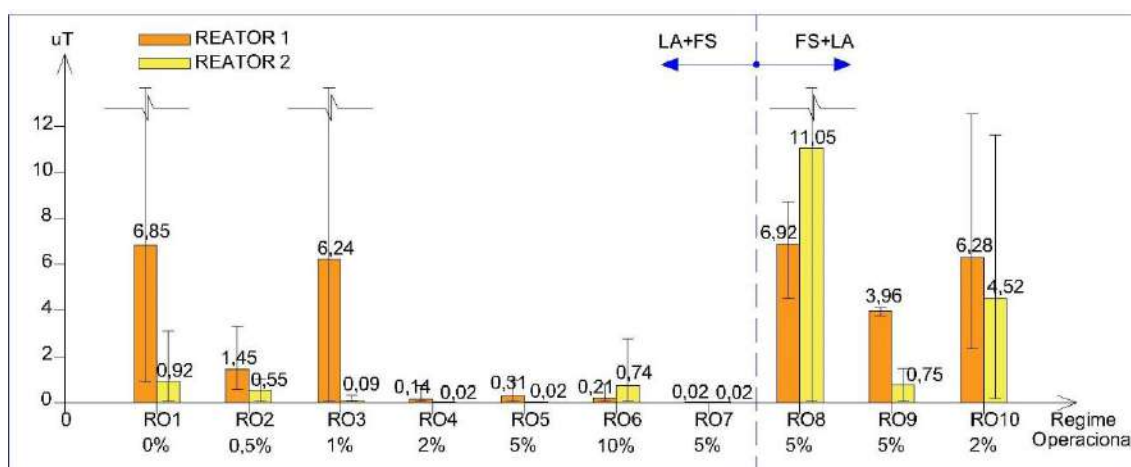


Figura 5.18 – Turbidez média medida no efluente dos reatores 1 e 2 ao longo dos ROs

Pode-se notar que o efluente do FS apresentou baixos valores de turbidez. Do RO1 ao RO7, o Reator 2 era o FS e os valores médios de turbidez na saída do sistema variaram entre 0,02 (valor mínimo detectável) e 0,9 uT, chegando ao máximo de 3,1 uT no RO1, apesar de o efluente do reator LA ter apresentado turbidez de até 17,5 uT no RO3 (ver apêndice E). No RO8, quando o FS era o Reator 1, o valor da turbidez do efluente desse reator chegou ao máximo de 8,7 uT, enquanto que a turbidez do efluente do reator LA (funcionando como Reator 2 nesses regimes) teve valor máximo de 25,7 uT. Já no RO10, devido ao aumento de vazão que, nesse regime, atingiu o valor máximo (4,8 L/dia), tanto

o efluente do FS quanto o do LA apresentaram elevados valores máximos de turbidez, 12,5 e 11,6 uT respectivamente. Esses resultados indicam que a redução do TRH para 11h não se mostrou adequada para a operação desse sistema.

O efluente do sistema durante os ROs 4, 5, 6 e 7 apresentou baixos valores de turbidez, com baixas variações nas medições, denotando maior estabilidade nesse parâmetro. No entanto, a turbidez não era medida no mesmo dia em que se fazia a determinação dos sólidos e, portanto, não se pode fazer relação direta entre esses parâmetros, pois o RO7, que foi considerado inoperável, em alguns momentos apresentava estabilidade. Mesmo assim, os resultados de turbidez mostram claramente a importância do FS no controle de saída de sólidos no efluente do sistema global e, juntamente com os dados de sólidos, demonstra que sua posição após o reator LA é a mais adequada com relação à redução do teor de biomassa e, por conseguinte, a turbidez do efluente.

A turbidez também foi medida durante os ensaios de IVL realizados no final de cada RO (tabela 5.7).

Tabela 5.7 – Turbidez do sobrenadante medida no ensaio do IVL

Regime	IVL (mL/g)	uT
RO2	280,77	3,28
RO3	427,37	5,77
RO4	341,77	0,84
RO5	237,75	4,49
RO6	566,15	60,92
RO7	349,88	3,81
RO8	471,43	31,95
RO9	393,01	1,42
RO10	611,59	20,02

Dos valores apresentados pode-se inferir que, para valores de IVL menores ou próximos de 400 mL/g, baixa turbidez no sobrenadante foi observada. No entanto, para valores de IVL próximos a 500 mL/g ou superiores, turbidez elevada foi observada no sobrenadante. Não se observou uma relação direta entre esses dois parâmetros. De fato, no RO10, no qual foi medido o maior valor de IVL, a turbidez foi bem inferior em relação ao RO6, no qual foi observado o segundo maior IVL.

5.10. Cor aparente

As medições de cor aparente se encontram na tabela 5.8. Não foram feitas medições dos ROs 7 e 9, pois a duração dos mesmos foi bastante curta.

Tabela 5.8 – Cor aparente medida nos ROs

Regime	Dias corridos	Cor aparente (uH)			Remoção	
		Entrada	R1	R2	R1 (%)	R1+R2 (%)
RO1	99	18	21	20	-16,67%	-11,11%
RO2	1	68	44	32	35,29%	52,94%
	15	95	36	46	62,11%	51,58%
	22	117	44	44	62,39%	62,39%
Média		93	41,33	40,67	53,26%	55,64%
RO3	6	105	73	60	30,48%	42,86%
	13	99	61	78	38,38%	21,21%
	20	141	58	42	58,87%	70,21%
Média		115	64	60	42,58%	44,76%
RO4	1	192	110	72	42,71%	62,50%
	8	299	184	129	38,46%	56,92%
Média		245,5	147	100,4	40,58%	59,71%
RO5	6	206	144	89	30,10%	56,80%
	13	230	164	157	28,70%	31,74%
Média		218	154	123	29,40%	44,27%
RO6	7	458	358	246	21,83%	46,29%
	14	415	295	223	29,00%	46,29%
	19	406	313	93	22,91%	77,09%
Média		426,4	321,93	187,33	24,58%	56,56%
RO8	9	322	238	190	26,09%	40,87%
	21	288	240	216	16,67%	25,00%
Média		305	239	203,2	21,38%	32,93%
RO10	7	283	122	109	56,89%	61,48%

Com relação às misturas Lix/Esg (entrada do sistema), a cor aparente aumentou de acordo com o incremento da proporção de lixiviado, conforme já esperado, atingindo valores máximos no RO6 (10% de lixiviado na alimentação), o que representou cerca de 24 vezes no aumento da cor em relação ao esgoto sintético puro (RO1). A figura 5.19 mostra as misturas Lix/Esg que alimentaram o sistema nos diferentes regimes, podendo-se observar o aumento da intensidade de cor em função das porcentagens de lixiviado.



Figura 5.19 – Cor aparente da mistura Lix/Esg nas diferentes porcentagens de lixiviado

Quando se compara a cor aparente das saídas dos reatores 1 e 2, valores muito próximos são observados, ocorrendo uma diferença mais pronunciada apenas no RO6. De forma geral, as maiores remoções da cor ocorrem no reator LA, particularmente quando este é o Reator 1, exceto no RO6, no qual o Reator 2 desempenhou papel importante na redução da cor. Do RO2 ao RO6, quando o LA recebe a mistura Lix/Esg, a remoção média de cor varia entre 24,6 e 53,3%. Quando o FS passa a receber a mistura (RO8 ao RO10), a redução média varia entre 21,4 e 56,9%.

Nos ROs 1, 2, 3 e 10, onde há menores proporções de lixiviado na mistura (0%, 0,5%, 1% e 2%, respectivamente), a remoção de cor no Reator 2 não é significativa em relação à remoção atingida no Reator 1. A diferença nesses casos é inferior a 5%. Portanto, para valores mais reduzidos de cor, praticamente o Reator 1 é o único responsável pela remoção da mesma.

A remoção de cor no conjunto Reator 1 + Reator 2 é mais significativa nos casos em que a mistura apresenta maiores proporções de lixiviado (RO4, 5, 6 e 8), para os quais as diferenças percentuais em relação ao Reator 1 variam em média entre cerca de 11,5% e 32% (RO8 e RO6, respectivamente).

Quanto à cor do efluente tratado, os valores médios variam entre 40,67 e 203,2 uH, sendo esses obtidos no RO2 e no RO8, respectivamente. A cor do efluente do sistema no RO8 é, em média, maior que aquela observada no RO6, embora nesse último houve maior proporção de lixiviado, com 10% deste na mistura Lix/Esg afluyente. No entanto, ao se observar os demais valores medidos no RO6, há valores superiores ao efluente do RO8. Como durante o RO8 havia 5% de lixiviado na mistura Lix/Esg alimentada ao sistema e uma vazão 50% superior àquela usada no RO6, pode-se considerar que a cor no efluente final, medida durante esses dois regimes, é semelhante.

5.11. Condutividade elétrica

Como no RO1 não havia adição de lixiviado, as medições de condutividade só foram feitas a partir do RO2. Uma única medição foi feita no esgoto sintético do RO1 para se ter noção da condutividade inicial, cujo valor medido foi de 1,502 mS/cm. A figura 5.20 mostra as condutividades médias ao longo dos ROs.

Com relação às misturas Lix/Esg (entrada do sistema), as condutividades são crescentes em função do aumento na proporção de lixiviado, o que era de se esperar, atingindo seu máximo no RO6 (10% de lixiviado na alimentação). Nesse último regime, a condutividade foi cerca de 68% superior à apresentada pelo esgoto sintético (RO1).

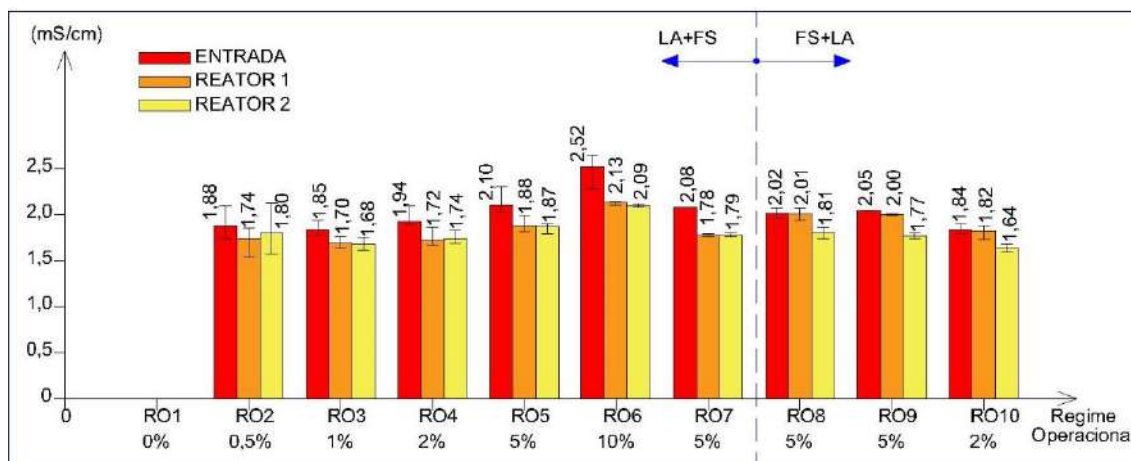


Figura 5.20 – Condutividades médias aferidas ao longo dos ROs

Quanto às saídas dos reatores 1 e 2, os valores são muito próximos. A redução da condutividade ocorre principalmente no reator LA, embora seja bastante baixa. Do RO2 ao RO7, quando o LA recebe a mistura Lix/Esg afluyente, a redução média de condutividade varia entre 7,5% e 14,8%. Quando o FS passa a receber a mistura (RO8 ao RO10), a redução média da condutividade varia entre 0,45 e 2,12% (ver apêndice B). Como se pode ver na figura 5.20, só há uma queda visível da condutividade no reator 2 em relação ao reator 1 nos regimes em que o reator 2 é o LA. Assim, pode-se inferir que a redução de condutividade é obtida principalmente no reator LA e o FS apresenta pouca contribuição para essa redução, seja em condições aeróbias (RO2 ao RO7), ou em condições anaeróbias (RO8 ao RO10).

A condutividade está relacionada à presença de sais na mistura. Essa redução na condutividade se refere, provavelmente, à biossorção desses sais no lodo do reator LA. Tal constatação pode ser observada ao se comparar a relação SSV/SST no lodo do reator LA com as reduções de condutividade.

As maiores reduções de condutividade se deram no reator LA, durante os ROs 4, 5 e 6. Em todas essas condições de operação, a condutividade foi reduzida em mais de 10% e até cerca de 15% (ver apêndice B). Nos demais regimes, a redução ficou abaixo de 10%.

Quanto à relação SSV/SST no lodo do reator LA, os valores são menores nos ROs 1, 4, 5 e 6, nos quais esta razão esteve abaixo de 90%. Quanto menores os valores para a relação SSV/SST, maior é a proporção de sólidos fixos (inertes) em relação aos sólidos totais. Nos demais regimes, essa relação esteve acima dos 90% (ver apêndice A).

Assim, excluindo-se o RO1, no qual não houve medição da condutividade, percebe-se que nos ROs 4, 5 e 6, onde ocorreram as maiores reduções na condutividade do efluente do reator LA, é também onde ocorreram as menores relações SSV/SST, indicando,

provavelmente, que a redução na condutividade se deu pela bioadsorção de sais inorgânicos pelo lodo ativado, aumentando assim a concentração de sólidos fixos no lodo nesses regimes.

5.12. Alcalinidade e pH

A alcalinidade foi medida apenas ao fim da pesquisa, quando se prepararam misturas Lix/Esg para determinação da DBO afluente. A tabela 5.9 mostra esses resultados.

Tabela 5.9 – Alcalinidade das misturas Lix/Esg

Proporção Lix/Esg	RO	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)
0%	1	617,9
0,50%	2	438,2
1%	3	404,5
2%	4 e 10	471,9
5%	5, 7, 8 e 9	393,3
10%	6	415,7

A alcalinidade do lixiviado foi de 1011,3 mg/L (tabela 4.5). No entanto, não se verifica um aumento na alcalinidade com o acréscimo do lixiviado na mistura Lix/Esg. Pelo contrário, há uma redução na alcalinidade quando ocorre a mistura desses dois componentes, uma vez que os maiores valores medidos foram o do lixiviado puro e o do esgoto sintético puro. Tal redução também não está relacionada ao aumento da proporção de lixiviado na mistura.

A alcalinidade da mistura Lix/Esg variou entre 393,3 e 471,9 mg/L, tendo como valor médio 424,72 mg/L. O valor mínimo está 7,4% abaixo da média e o máximo a 11% acima da média o que, no geral, demonstra que as misturas têm valores de alcalinidade próximos à média. Esses valores são considerados elevados em relação ao esgoto bruto que, no Brasil se encontra entre 110 e 170 mgCaCO₃/L (VON SPERLING, 1996a, p.26; 1997, p.277). A alcalinidade é um parâmetro importante para o tratamento biológico, pois uma quantidade significativa da mesma é consumida durante a nitrificação, cerca de 7,14 gCaCO₃/gNH₄⁺-N oxidado (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.205)

A figura 5.21 mostra os valores médios de pH em todos os regimes operacionais.

Os valores de pH na entrada do sistema foram mantidos bem próximos à neutralidade. Isso é importante, pois os microrganismos nitrificantes desenvolvem-se melhor na faixa de pH entre 6,5 e 9 (BASSIN e DEZOTTI, 2008, p.205). Valores semelhantes foram mensurados no efluente do Reator 1 e do Reator 2, exceto nos ROs 5

e 6, nos quais foram medidos valores abaixo de 6,5. De qualquer modo, a manutenção de pH em valores próximos da 7,0 indica a boa capacidade de tamponamento do meio, evitando flutuações desse parâmetro.

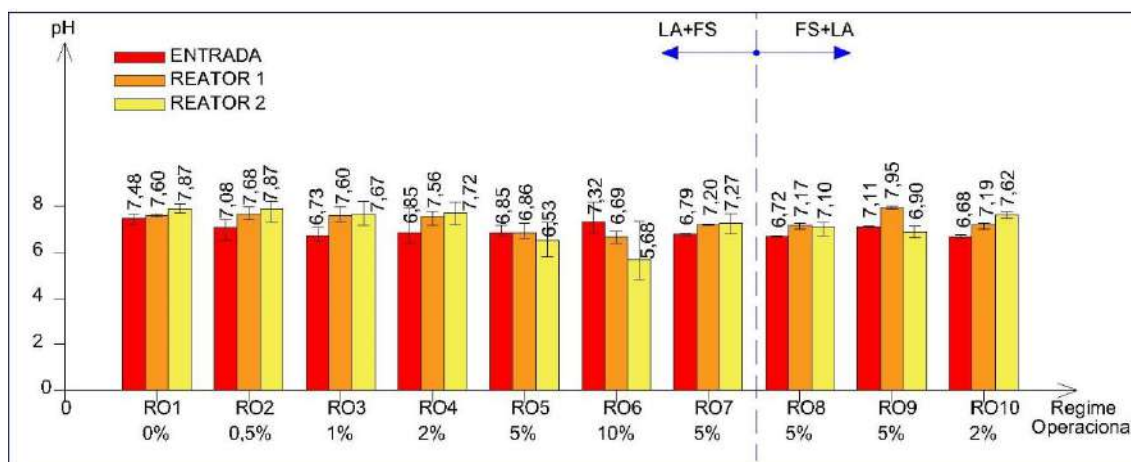


Figura 5.21 – pH médio de cada RO

No RO5, o pH na saída do Reator 2 (efluente tratado), apesar de apresentar valor médio de 6,5, encontra-se muito próximo do valor mínimo recomendado para a nitrificação, sendo até inferior a este valor em algumas medições.

No RO6, a saída do efluente tratado tem valor de pH médio bem inferior ao mínimo recomendado, o que pode ter comprometido o processo de nitrificação, como será discutido adiante. No entanto, de forma geral, todos os regimes atendem ao padrão de lançamento em corpos hídricos determinados na Resolução CONAMA 430/2011, que é de pH entre 5 e 9. O RO6, porém, apresenta pH médio no efluente tratado muito próximo ao limite mínimo estabelecido pela legislação.

5.13. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Antes da discussão dos resultados de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, para cada regime, faz-se necessária a discussão sobre a DQO atribuída ao lixiviado utilizado como alimentação ao sistema. A figura 5.22 mostra a carga orgânica volumétrica (COV) do lixiviado presente na mistura Lix/Esg aplicada ao sistema. Os valores da figura 5.22 foram determinados com os parâmetros da tabela 5.10.

A COV aplicada ao sistema cresceu proporcionalmente ao volume de lixiviado introduzido na mistura Lix/Esg. O pico se dá no RO6, com 10% de lixiviado e TRH de 12 h. Apesar do RO4 e do RO10 terem sido alimentados com 2% de lixiviado na mistura, a COV é diferente para essas duas condições por conta do TRH, que no RO4 é de 12 h e no RO10 é de 6 h. O RO5 e o RO9 possuem a mesma proporção Lix/Esg e mesmo TRH

e, por isso, possuem a mesma carga orgânica volumétrica aplicada. O mesmo ocorre com o RO7 e o RO8.

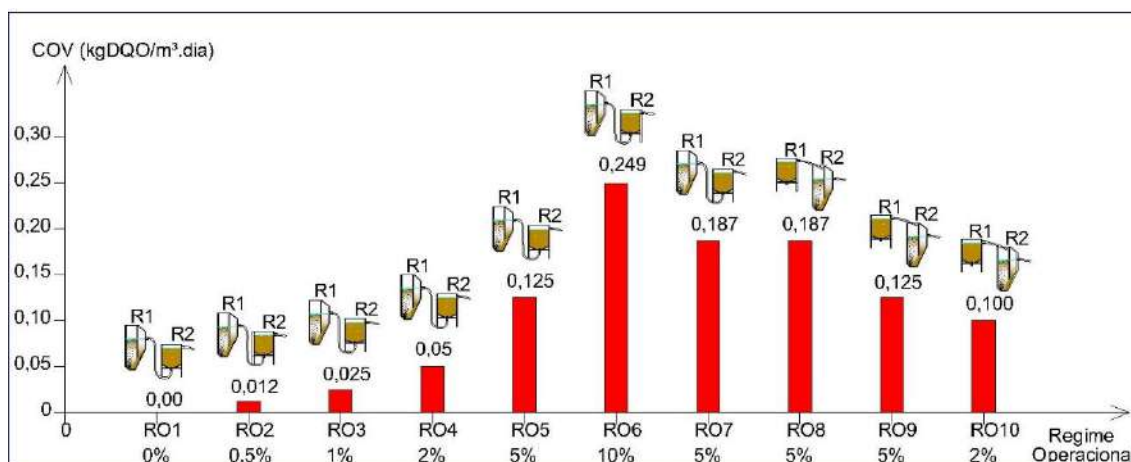


Figura 5.22 – Carga orgânica volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO

Tabela 5.10 – Parâmetros para determinação da carga orgânica volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO

RO	Configuração	Proporção (v/v)	TRH (h)	Vazão (L/dia)	DQO (mg/L)	Volume Total ^a (L)	COV (kg/(m³.dia))
1	LA+FS	0,0%	22	2,4			0,000
2	LA+ FS	0,5%	22	2,4			0,012
3	LA+ FS	1,0%	22	2,4			0,025
4	LA+ FS	2,0%	22	2,4			0,050
5	LA+ FS	5,0%	22	2,4			0,125
6	LA+ FS	10,0%	22	2,4	2282,84	2,2	0,249
7	LA+ FS	5,0%	14,7	3,6			0,187
8	FS +LA	5,0%	14,7	3,6			0,187
9	FS +LA	5,0%	22	2,4			0,125
10	FS +LA	2,0%	11	4,8			0,100

^a Volume considerando o LA+FS

A figura 5.23 mostra a COV aplicada em cada regime referente às misturas Lix/Esg. Os valores de DQO utilizados para o cálculo das cargas referem-se às médias de cada regime. Pode-se observar que a COV da mistura não cresce proporcionalmente ao aumento do percentual de lixiviado, mas algumas similaridades podem ser verificadas. Quando se compara os resultados do RO4 e do RO10, apesar de ambos terem sido alimentados com 2% de lixiviado na mistura Lix/Esg, o primeiro foi mantido em um TRH de 12 h e o segundo em 6 h. Assim, era de se esperar que a COV do RO10 fosse o dobro da COV do RO4, o que praticamente acontece. O RO5 e o RO9 possuem a mesma proporção Lix/Esg e mesmo TRH e por isso deveriam possuir a mesma COV. No entanto,

a COV no RO9 é cerca de 25% maior que no RO5. Já no RO7 e no RO8, a similaridade se mantém. Ambos têm o mesmo TRH e a mesma proporção Lix/Esg e, com isto, praticamente a mesma carga orgânica volumétrica aplicada.

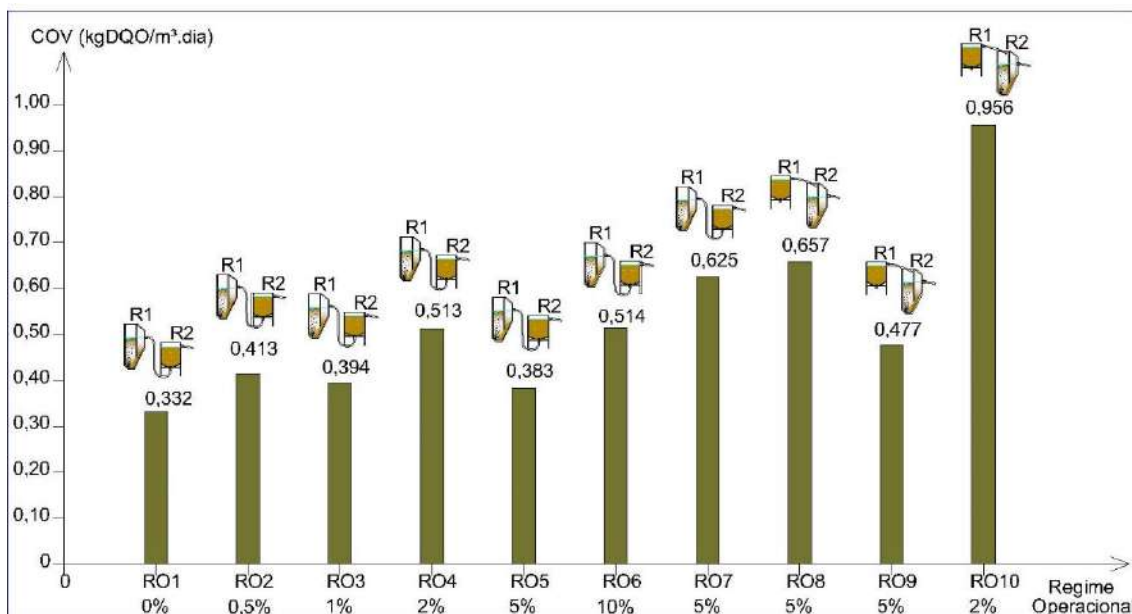


Figura 5.23 – Carga orgânica volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO

Apesar dos valores de carga orgânica aplicada algumas vezes não serem proporcionais ao percentual de lixiviado na mistura Lix/Esg afluente, os dados se mostram coerentes, visto que a diluição do lixiviado na mistura é grande, sem contar os erros padrão da análise de DQO.

A tabela 5.11 mostra os parâmetros utilizados para a determinação da COV das misturas Lix/Esg.

Tabela 5.11 – Parâmetros para determinação da carga orgânica volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO

RO	Configuração	Proporção (v/v)	TRH (h)	Vazão (L/dia)	DQO (mg/L)	Volume Total ^a (L)	COV (kg/(m³.dia))
1	LA+FS	0,0%	22	2,4	304,05	2,2	0,332
2	LA+ FS	0,5%	22	2,4	379,01		0,413
3	LA+ FS	1,0%	22	2,4	361,04		0,394
4	LA+ FS	2,0%	22	2,4	470,07		0,513
5	LA+ FS	5,0%	22	2,4	351,37		0,383
6	LA+ FS	10,0%	22	2,4	471,31		0,514
7	LA+ FS	5,0%	14,7	3,6	381,8		0,625
8	FS +LA	5,0%	14,7	3,6	401,34		0,657
9	FS +LA	5,0%	22	2,4	437,38		0,477
10	FS +LA	2,0%	11	4,8	438,14		0,956

^a Volume considerando o LA+FS

Combinados os dados das figuras 5.22 e 5.23, obtém-se a figura 5.24. Nela se pode observar a contribuição do lixiviado para a carga orgânica total da mistura Lix/Esg em cada regime.

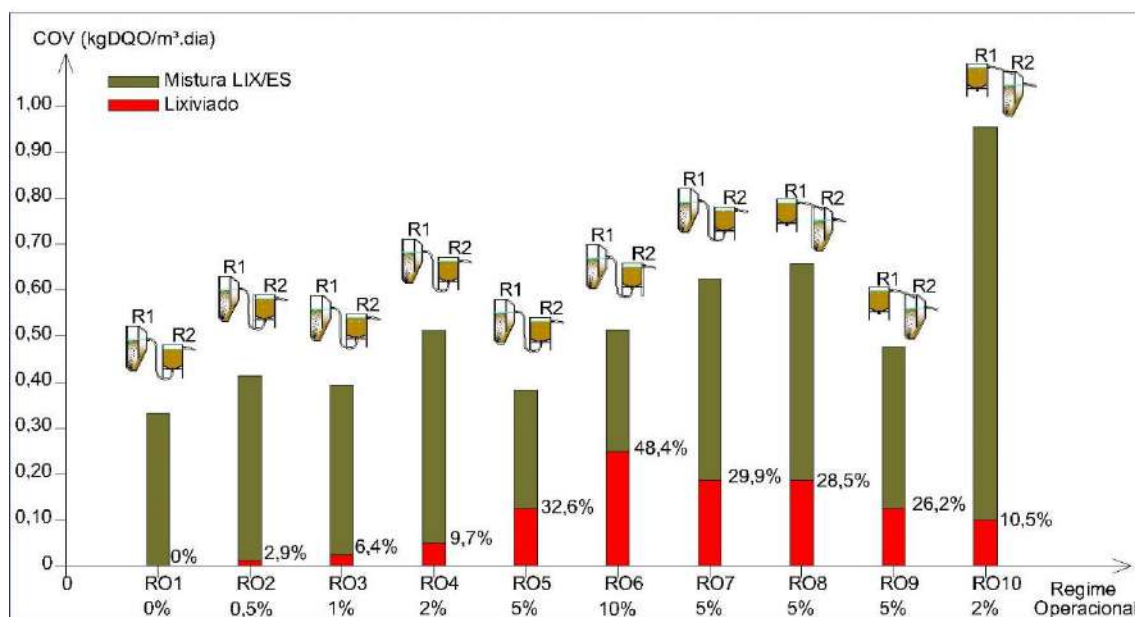


Figura 5.24 – Contribuição do lixiviado para a carga orgânica volumétrica da mistura Lix/Esg

A maior contribuição do lixiviado se dá no RO6, por ter a maior proporção Lix/Esg (10%). Nesse regime, a carga orgânica atribuída ao lixiviado corresponde à quase metade da carga da mistura Lix/Esg. Apesar do RO10 apresentar a maior carga de DQO da mistura (figura 5.22), apenas 10,5% da carga orgânica afluyente nesse regime é oriunda do lixiviado, uma vez que sua proporção era de apenas 2%.

Quando se comparam regimes com a mesma proporção de lixiviado, resultados semelhantes são observados. No RO4 e no RO10, cerca de 10% de carga de DQO da mistura Lix/Esg afluyente é oriunda do lixiviado. No RO7 e no RO8, a similaridade se mantém. Ambos têm o mesmo TRH e a mesma proporção Lix/Esg e, com isto, a carga de DQO atribuída ao lixiviado é cerca de 29% da DQO da mistura dos dois efluentes. Um pequeno desvio ocorre quando são observados os resultados do RO5 e do RO9, que apresentam a mesma proporção de lixiviado na mistura e o mesmo TRH e, por isso, deveriam possuir a mesma carga orgânica oriunda do lixiviado. No entanto, a carga de lixiviado no RO5 é cerca de 25% maior que no RO9.

Nascentes (2013) obteve resultados um pouco diferentes para as proporções de 0,5%, 2% e 5%, apresentando valores de 8,7%, 27,9% e 50%, respectivamente, para a relação entre as cargas de DQO do lixiviado e DQO da mistura. Na presente pesquisa, no entanto, a contribuição da carga de lixiviado chegou próximo dos 50% quando se tinha 10% de

volume de lixiviado na mistura, o que mostra que a mistura utilizada no presente trabalho tem menos influência do lixiviado do que na mistura utilizada por Nascentes. Uma vez que as DQOs dos lixiviados das duas pesquisas apresentaram valores muito próximos (2282,8mg/L nesta e 2434mg/L naquela), pode-se considerar que essa diferença se deve ao esgoto, que neste trabalho foi sintético e apresentou uma DQO média de 304mg/L enquanto que no de Nascentes era esgoto real com DQO média de 128mg/L.

As COVs de todos os regimes se apresentam entre 0,332 e 0,956 kgDQO/(m³.dia), considerando-se o volume total dos reatores. Jordão e Pessoa (2005, p.517) indicam como parâmetro aplicável em processos de lodos ativados uma COV de 0,3 a 0,6 kgDBO/(m³.dia) para a modalidade convencional. Neste trabalho, no entanto, as cargas aplicadas diretamente no LA (ROs 1 a 7) situaram-se entre 0,42 e 0,69 kgDBO/(m³.dia), estando próximas ao recomendado, o que descarta a baixa carga orgânica como motivo da proliferação de bactérias filamentosas. As DBOs de cada regime serão apresentadas no item 5.13, onde estão discutidas também as relações entre DQO e DBO.

Com relação à COV aplicada diretamente no FS (ROs 8 a 10), os valores variaram entre 1,05 e 2,10 kgDQO/(m³.dia), que são valores muito abaixo dos 12 kgDQO/(m³.dia) geralmente aplicados operacionalmente em filtros anaeróbios submersos, segundo Chernicharo (1997, p.147). Quanto aos parâmetros de projeto, os filtros anaeróbios só são dimensionados em função da carga orgânica quando esta tem concentrações superiores a 12.000 mgDQO/L, sendo dimensionadas em função do TRH em concentrações menores, caso desta pesquisa (CHERNICHARO, 1997, p.147).

5.13.1. DQO solúvel

No regime RO1, alimentado somente com esgoto sintético, foi feita apenas a DQO solúvel, considerando um modelo de decantador ideal. Tal procedimento foi adotado a fim de se avaliar efetivamente a remoção DQO dissolvida sem se considerar os sólidos que eventualmente escapavam do sistema no efluente final. No entanto, nesse regime, a DQO solúvel efluente do Reator 2 (FS) era maior do que a efluente do Reator 1 (LA). Para entender o que estava ocorrendo, a partir do RO2 foi medida também a DQO total, a fim de se verificar se o mesmo iria ocorrer também para esse parâmetro. A determinação da DQO total continuou sendo feita até o fim da pesquisa e, de fato, representa melhor as condições reais do tratamento do efluente. A figura 5.25 mostra os valores médios de DQO solúvel de cada regime.

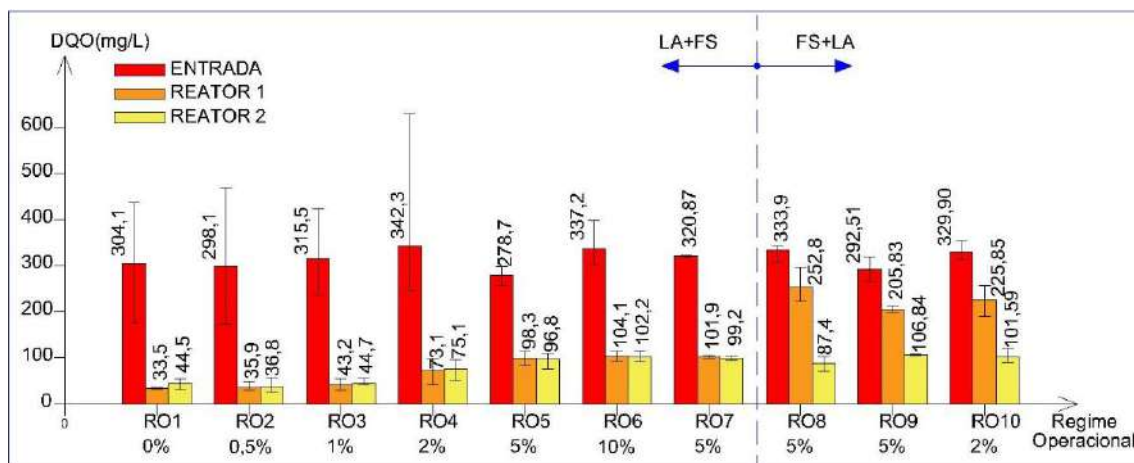


Figura 5.25 – Valores médios de DQO solúvel em cada RO

Como se observa, não houve muita variação na DQO solúvel afluente ao sistema em todos os regimes, embora tenha ocorrido aumento gradual do percentual de lixiviado na mistura Lix/Esg. No entanto, a DQO efluente dos reatores 1 e 2 aumenta gradualmente conforme se aumenta o percentual de lixiviado na mistura. Esse crescimento é visível do RO1 ao RO6 (0% a 10% de lixiviado na mistura). A partir do RO8, a DQO na saída do Reator 1 passa a ser elevada, isso porque, a partir desse regime, esse reator passou a ser o FS, mantido sem aeração. Portanto, o FS, em condições anaeróbias, apresentou baixa eficiência de remoção de DQO solúvel. A figura 5.26 mostra as médias de remoção de DQO solúvel, em termos percentuais, de cada regime.

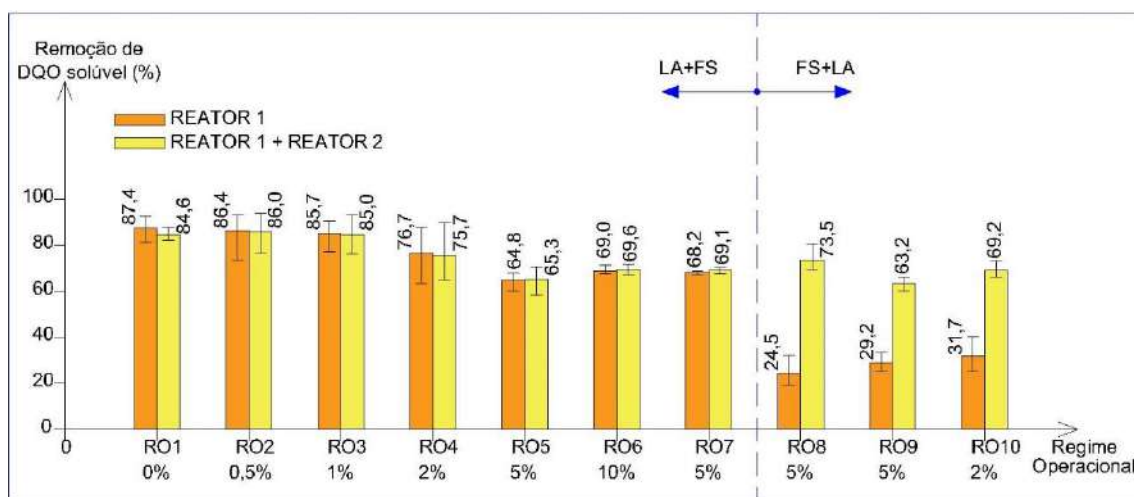


Figura 5.26 – Valores médios de remoção de DQO solúvel de cada RO obtidas no Reator 1 e no sistema global (Reator 1 + Reator 2)

Pode-se observar a redução na eficiência de remoção de DQO solúvel com o aumento da proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg afluente. Nas configurações com o FS como Reator 1 (RO8 a RO10), a contribuição desse reator para a remoção da DQO solúvel foi pequena, embora a participação do Reator 2 tenha sido importante para essa conversão.

Do RO1 ao RO4, verifica-se que a eficiência global (Reator 1 + Reator 2) ficou abaixo da eficiência atingida no Reator 1 somente, embora seja considerada a mesma caso seja levado em conta o desvio padrão com os valores máximos e mínimos obtidos (ver apêndice B). Nos ROs 5, 6 e 7 observa-se um leve aumento na eficiência global em relação ao Reator 1 o que, na comparação dos máximos e mínimos, representa a mesma eficiência. Apesar desses resultados, não pode ser desprezada a contribuição do Reator 2 na remoção de DQO solúvel. Isso porque é possível que tenha ocorrido hidrólise de material orgânico particulado que deixava o Reator 1 e adentrava o Reator 2. Esse processo de hidrólise pode ter liberado mais DQO solúvel para o meio, fazendo com que a remoção global fosse praticamente a mesma do Reator 1 (LA).

A figura 5.27 ilustra a comparação entre DQO solúvel oriunda do lixiviado na alimentação do sistema e a DQO solúvel no efluente tratado.

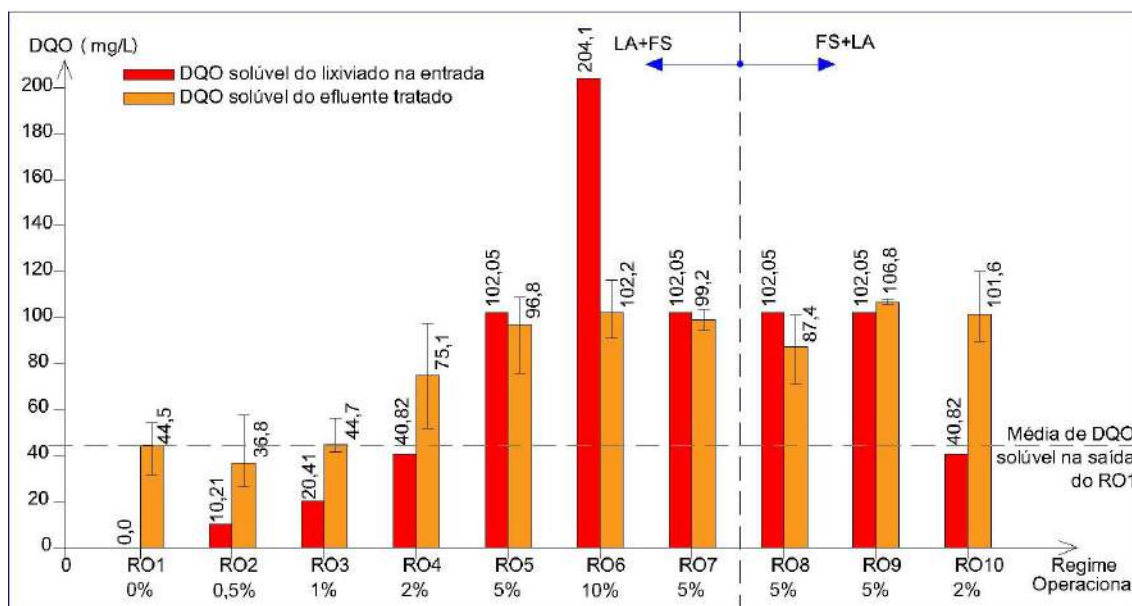


Figura 5.27 – Comparação entre a DQO solúvel do lixiviado na entrada e a do efluente tratado

A DQO solúvel do lixiviado era de 2040,96 mg/L e os valores mostrados para a DQO do lixiviado na entrada foram calculados em função das porcentagens de lixiviado na mistura Lix/Esg. Assim, a contribuição de lixiviado na DQO cresce proporcionalmente à porcentagem do mesmo na mistura Lix/Esg. A DQO solúvel média no efluente tratado no RO1, desprovido de lixiviado, foi de 44,5 mg/L. Este é o valor padrão para a comparação com as saídas dos demais regimes.

No RO 2 e no RO 3, com as menores proporções de lixiviado na mistura, percebe-se que o efluente final tem DQO solúvel muito próxima ao valor padrão obtido no RO1, o

que indica que a DQO do lixiviado foi convertida juntamente com a DQO do efluente sintético.

A partir do RO4 já se percebe que uma parte da DQO solúvel do lixiviado passa a não ser convertida, saindo no efluente tratado. Como a DQO solúvel na entrada de todos os regimes é muito parecida (em torno de 300 mg/L), era de se esperar que a DQO solúvel dos efluente tratado também o fosse. No entanto, o que se percebe é que, quanto maior a proporção de lixiviado na mistura, maior a DQO no efluente tratado e, pelo valor padrão obtido no RO1 (44,5 mg/L), pode-se inferir que esse aumento se deve à DQO solúvel do lixiviado, ou seja, há uma baixa degradação da matéria orgânica relativa ao lixiviado.

A figura 5.28 mostra os resultados de DQO solúvel do RO1. Ela foi aqui inserida apenas para mostrar o problema relatado com o primeiro efluente sintético utilizado (Esgoto 1), que degradava muito rápido, o que pode ser visto pelos baixos valores de DQO de entrada. Após os primeiros 84 dias de operação do sistema é que foi mudada a composição do esgoto sintético, o qual foi utilizado até o fim da pesquisa. Por isso, a DQO média do Esgoto 2 é a que foi utilizada na média do RO1 na figura 5.25.

Todos os valores de DQO solúvel e eficiências de remoção de cada regime podem ser visualizados no apêndice E.

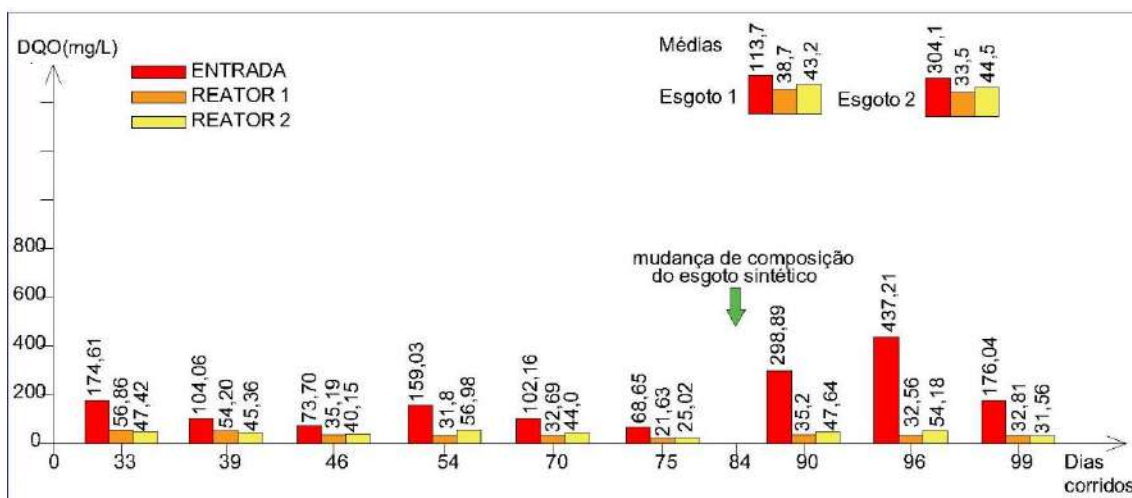


Figura 5.28 – Valores de DQO solúvel no RO1

5.13.2. DQO Total

A figura 5.29 mostra as médias de DQO total em cada RO. Conforme relatado anteriormente, esse parâmetro começou a ser medido a partir do RO2.

Observa-se uma variação na DQO total da entrada, embora não esteja diretamente associada à proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg afluyente. A DQO total situa-se entre 351,4 e 471,3 mg/L (valores médios). No entanto, no efluente tratado pode ser

verificado um aumento gradual na DQO total e, portanto, um decréscimo na eficiência de remoção de matéria orgânica.

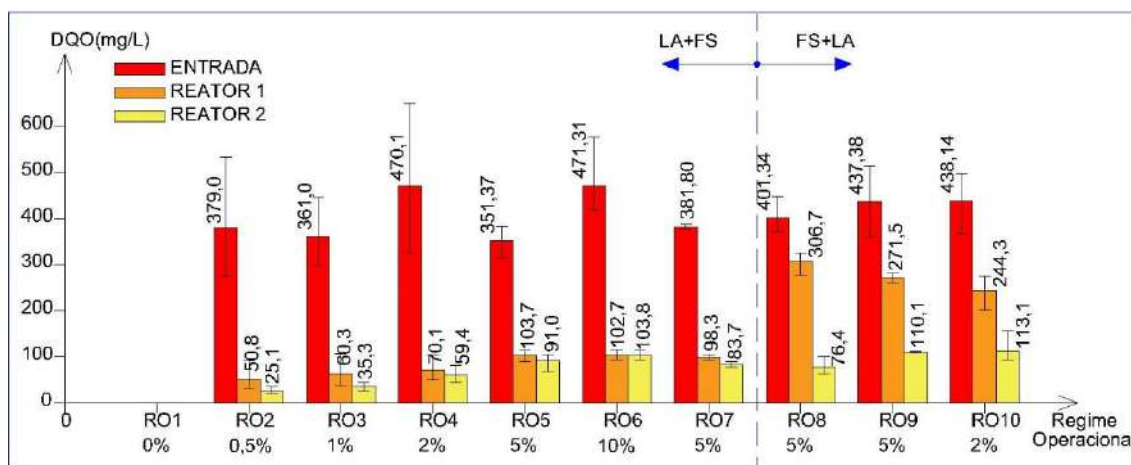


Figura 5.29 – Valores médios de DQO total de cada RO

Nos ROs 8, 9 e 10, observa-se elevada DQO total na saída do Reator 1 (FS), que operava em condições anaeróbias. No entanto, a DQO total na saída do Reator 2 (efluente tratado), se apresentou durante toda a pesquisa com valores inferiores a 120 mg/L. A Resolução CONAMA 430/2011 estipula o valor de limite de 120 mgDBO/L no efluente tratado permitido para lançamento em corpos hídricos. Como a DQO é superior à DBO, podendo ser até 3 vezes maior do que esta em efluentes tratados (VON SPERLING, 1996a, p.70), todos os efluentes se encontram com valores abaixo do limite de lançamento.

A figura 5.30 mostra as eficiências médias de remoção de DQO total, em termos percentuais, em cada RO. As eficiências de remoção de DQO total atingidas pelo sistema global (Reator 1 + Reator 2) do RO2 ao RO7 são um pouco maiores do que aquelas atingidas somente no Reator 1 (LA), exceto no RO6 que apresenta praticamente as mesmas eficiências. Isso mostra que o reator FS pouco contribui na remoção de DQO total quando colocado depois do LA. Essa contribuição se dá principalmente devido à retenção de sólidos, ou seja, remoção de DQO particulada. A partir do RO8, com o FS na frente do LA e em condições anaeróbias, verifica-se que as remoções de DQO total atingidas no FS também são baixas, mas superiores à remoção de DQO solúvel (figura 5.26), reforçando a contribuição do FS após o LA na remoção de DQO total, ainda que pequena.

Segundo Metcalf e Eddy (2003, p.1019), COVs entre 1 e 6 kgDQO/(m³.dia) podem apresentar eficiência de remoção de DQO superior a 90% em reatores anaeróbios de leito

fixo. No entanto, neste trabalho, as COVs estiveram entre 1,05 e 2,10 kgDQO/(m³.dia) para o reator FS (RO8 a RO10) e as eficiências não chegaram nem próximo desse valor.

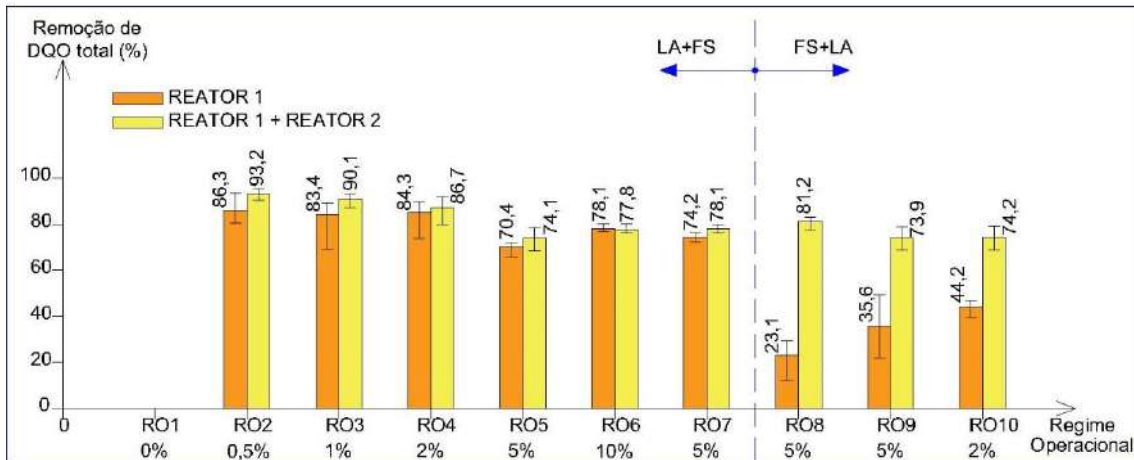


Figura 5.30 – Valores médios de remoção de DQO total de cada RO obtidas no Reator 1 e no sistema global (Reator 1 + Reator 2)

De forma geral, os regimes que apresentaram melhores índices de remoção de DQO total são os ROs 2, 3 e 4, com eficiências médias acima de 85%. Com o LA recebendo a mistura Lix/Esg, portanto, como Reator 1, percebe-se em todos os regimes com esta configuração (RO2 ao RO7) que o aumento da eficiência de remoção de DQO total com o acréscimo do FS é bem pouco significativo, bastando o LA para essa finalidade.

5.13.3. Relações entre a DQO solúvel e a DQO total

A fim de se estabelecerem algumas relações entre a DQO solúvel e a DQO total, a figura 5.31 mostra as médias na entrada do sistema para cada regime. Os valores entre parêntesis indicam o percentual de DQO solúvel em relação à DQO total.

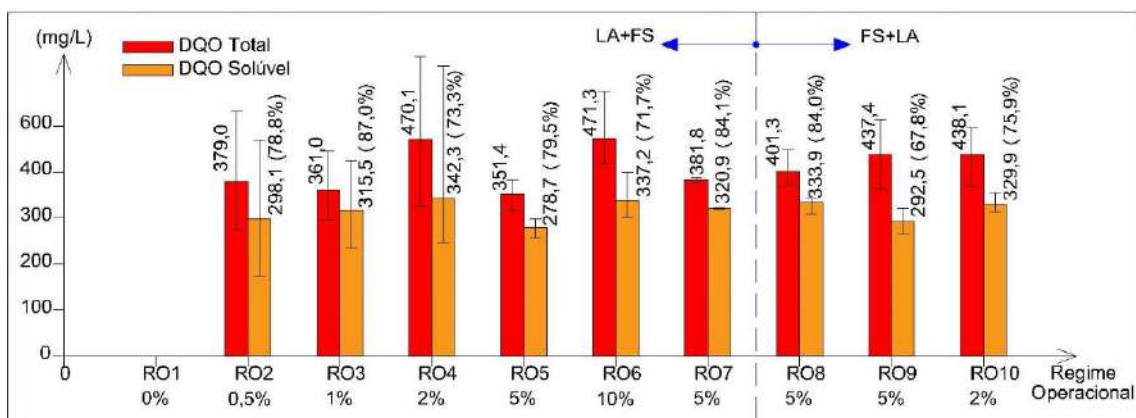


Figura 5.31 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na entrada do sistema

Os dados utilizados para confecção desse gráfico se encontram no apêndice B. O percentual de DQO solúvel na DQO total afluente é variável e não esteve relacionado com a mudança dos regimes operacionais. Os valores situam-se entre 67,8 e 87,0% em relação à DQO total.

A figura 5.32 mostra os valores médios de DQO total e solúvel na saída do Reator 1. Dela se percebe que o percentual de DQO solúvel na saída do Reator 1 é variável e não apresenta relação direta com a proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg afluente.

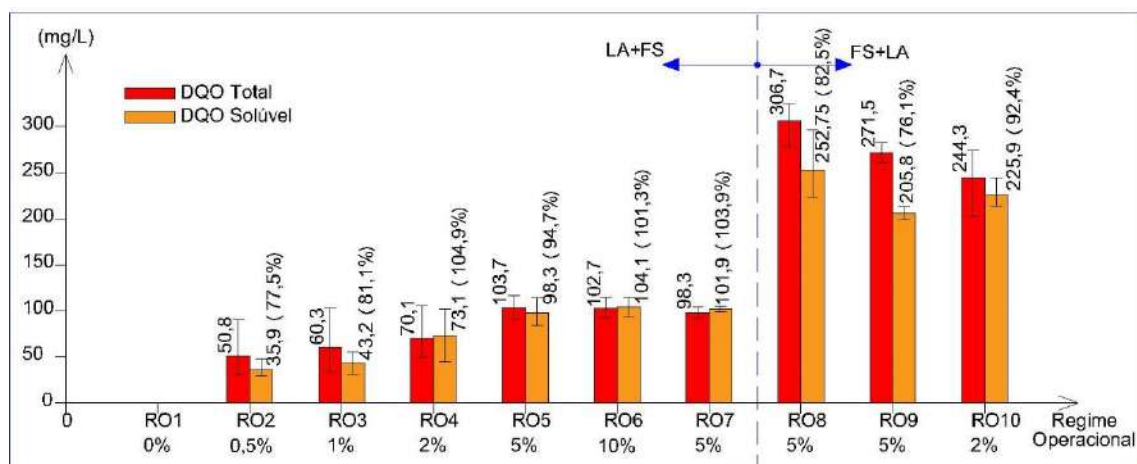


Figura 5.32 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na saída do Reator 1

Os valores situam-se entre 76,1% e 104,9% em relação à DQO total. Valores acima de 100% deveriam ser interpretados como sendo a DQO solúvel superior à DQO total, o que não é possível pois a DQO total é composta pela DQO solúvel e pela DQO particulada. Desse modo, tais resultados podem ser explicados pelos erros analíticos inerentes à determinação da DQO. Jeronimo *et al.* (2012), comparando técnicas de determinação da matéria orgânica em efluentes industriais de composição carbonácea, relataram erros da ordem de 13% na determinação de DQO em relação aos valores que teoricamente deveriam ser encontrados. Outra explicação possível é a de que no teste de DQO, o carbono reduzido é oxidado a CO_2 consumindo equivalentes de dicromato. Se outros elementos constituintes da matéria orgânica estiverem em estado reduzido, eles também podem causar DQO, a depender do elemento e do seu estado de oxidação (AQUINO *et al.*, 2006). Ainda segundo esses autores, substâncias inorgânicas como sulfeto, nitrito, tiosulfato, Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^+ , Ni^{2+} , Co^{2+} e cloretos podem ser oxidados pelo dicromato, contribuindo assim para a DQO nas amostras analisadas.

Na prática, os percentuais de DQO solúvel em relação à DQO total na saída do Reator 1, que foram muito próximos a 100%, indicam que praticamente toda a DQO era solúvel. De fato, nos ROs 3, 4, 5 e 6, os valores de turbidez (relacionada a sólidos suspensos), que

eram medidos nos mesmos dias em que era feita análise de DQO, se apresentam bem baixos na saída do Reator 1.

A figura 5.33 mostra os valores médios de DQO total e DQO solúvel na saída do Reator 2.

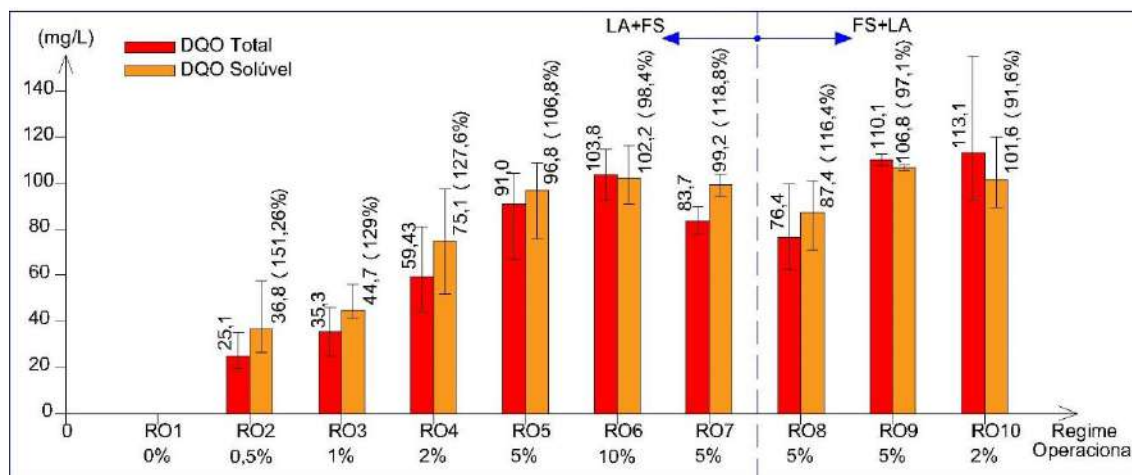


Figura 5.33 – Valores médios de DQO total e DQO solúvel na saída do Reator 2

A DQO solúvel na saída do Reator 2 apresenta porcentagens em relação à DQO total variáveis e decrescentes de acordo com o aumento na proporção na mistura Lix/Esg. Os valores situam-se entre 91,6 e 151,6% em relação à DQO total. Os erros analíticos também devem ser considerados ao se analisarem esses dados, ou seja, a DQO solúvel correspondeu a praticamente 100% da DQO total em todos os regimes. As porcentagens de DQO solúvel em relação à DQO total um tanto elevadas nos regimes 2, 3 e 4 podem ser interpretadas como um aumento do erro quando se tem DQOs mais baixas. No RO2, por exemplo, a diferença entre a DQO solúvel e a DQO total é de 11,7 mg/L, o que representa 51% a mais na DQO solúvel em relação à DQO total. No RO8, a diferença é de 11 mg/L, mas esse representa apenas 16% a mais na DQO solúvel. Além disso, para Aquino *et al.* (2006), os métodos titulométrico e colorimétrico (este último utilizado nesta pesquisa) fornecem bons resultados para valores maiores que 50 mg/L, fato também constatado por Barcella (2016), o que pode explicar as elevadas diferenças percentuais entre a DQO total e a DQO solúvel para os ROs 2, 3 e 4, durante os quais a DQO efluente do Reator 2 é inferior ou próxima desse valor.

5.14. Demanda Bioquímica e Oxigênio - DBO

A tabela 5.12 mostra os resultados de DQO e DBO para as diferentes proporções de lixiviado na mistura Lix/Esg utilizadas na pesquisa.

A DBO da proporção de 2% não pôde ser determinada durante a análise, conforme anexo 1. No entanto, pode-se estimar o seu valor teórico em função da relação DQO/DBO das demais proporções de mistura (0,5 a 10%). O valor médio da relação DQO/DBO é de 2,70. Coincidentemente, a proporção de 2% está no centro da amostra, portanto, é muito provável que o valor da relação DQO/DBO para essa condição seja próximo ao valor médio considerando todas as razões DQO/DBO. Assim, adotando-se a relação DQO/DBO de 2,70 para a proporção de 2%, tem-se que sua DBO estimada é de 261,7 mg/L. As relações DQO/DBO e DBO/DQO podem ser melhor visualizadas na figura 5.34.

Tabela 5.12 – Valores de DQO e DBO das diferentes proporções Lix/Esg

Lix/Esg	RO	DQO (mg/L)	DBO5 (mg/L)	Relação DQO/DBO	Relação DBO/DQO
0%	1	634,7	231,3	2,74	0,36
0,5%	2	626,5	266,4	2,35	0,43
1%	3	553,5	210	2,64	0,38
2%	4 e 10	706,5	261,7 ^a	2,70	0,37
5%	5, 7, 8 e 9	653,6	229,3	2,85	0,35
10%	6	754,8	254,6	2,96	0,34

^aValor teoricamente calculado baseado nas proporções Lix/Esg entre 0,5% e 10%

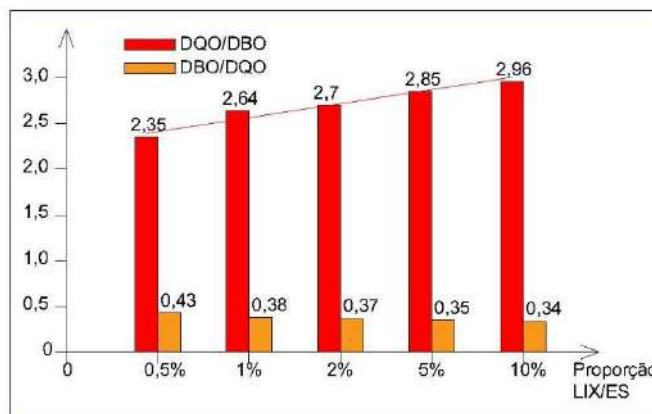


Figura 5.34 – Relações DQO/DBO e DBO/DQO das diferentes proporções de misturas utilizadas

Conforme mostrado, a relação DQO/DBO e, por conseguinte, a relação DBO/DQO, varia linearmente com o aumento na proporção de lixiviado. A relação DQO/DBO é crescente e a relação DBO/DQO é decrescente conforme foi aumentada a proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg afluenta. Esses resultados indicam que o aumento da proporção de lixiviado diminuiu a biodegradabilidade da mistura.

Como mencionado no item 3.1.2, relações DQO/DBO inferiores a 2,5 sugerem que os poluentes sejam majoritariamente biodegradáveis, indicando a escolha de processos

biológicos para tratamento do mesmo, enquanto que valores superiores a 5 sugerem a presença de poluentes não biodegradáveis. Os valores obtidos para esta relação são um pouco acima de 2,5, exceto para a condição com 0,5% de lixiviado na mistura, para a qual o valor da relação DQO/DBO esteve mais próximo da biodegradabilidade. Os resultados de remoção de DQO discutidos nos itens anteriores mostraram que o tratamento biológico é viável para as proporções estudadas.

A relação linear entre a proporção de lixiviado e a relação DQO/DBO é mais perceptível quando se usam os dados das relações superiores a 2,5 (menos biodegradável). A figura 5.35 mostra o aumento linear da relação DQO/DBO com o aumento da proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg.

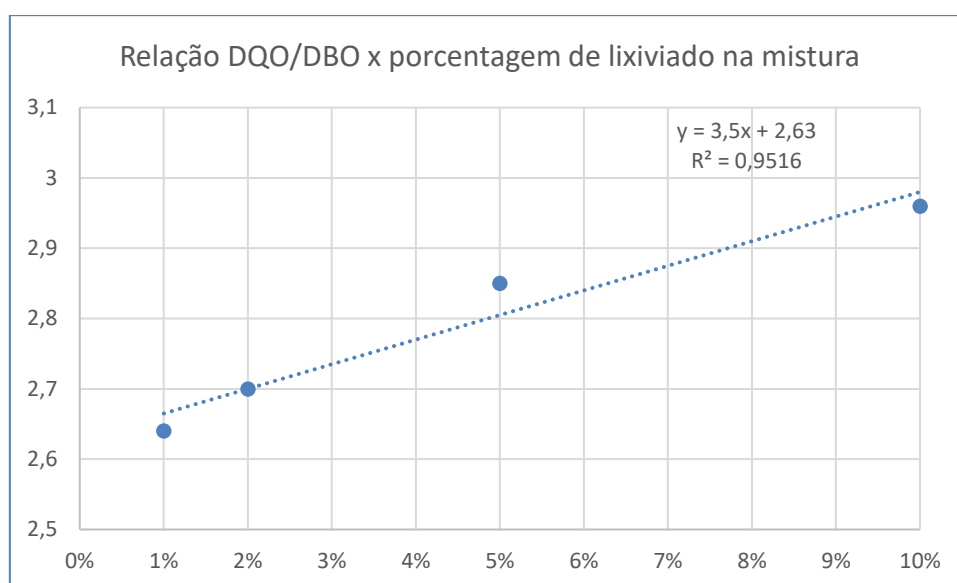


Figura 5.35 – Linha de tendência das Relações DQO/DBO das diferentes proporções de misturas utilizadas

O parâmetro R^2 de 0,9516 indica que há boa aderência das relações à linha de tendência, o que corrobora com o valor teórico da relação DQO/DBO de 2,70 para a proporção de 2%. Segundo a equação obtida por meio de regressão linear dos dados experimentais (figura 5.35), com 2% de lixiviado na mistura a relação DQO/DBO é de, exatamente, 2,70.

Com posse desses dados, pode-se calcular a proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg para a qual a relação DQO/DBO seria de 5, condição na qual o tratamento biológico se torna inviável. Essa proporção seria de 66%, valor muito elevado e não encontrado na literatura no que concerne ao tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado.

O presente tratamento confirma a afirmação de Qasim e Chiang (1994) *apud* Santos (2010) de que o tratamento biológico deve apresentar resultados razoáveis para lixiviados com relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,5. Para todas as misturas Lix/Esg essa relação esteve entre 0,34 e 0,43 e a boa eficiência de remoção de DQO atingida no sistema de lodos ativados e filtro submerso (LA+FS), usado nesta pesquisa, corrobora com a afirmação dos referidos autores, embora se refira às misturas e não ao lixiviado bruto.

Assim como para a mistura Lix/Esg contendo 2% de lixiviado, a DBO do lixiviado puro não foi possível de ser determinada, portanto, não foi possível estabelecer as relações entre DBO e DQO para o mesmo.

5.15. Relação Alimento/Microrganismos (A/M) no reator de lodos ativados

A relação A/M é calculada com posse da vazão alimentada, da DBO afluente ao reator LA e da concentração de SSV dentro desse reator. Como só há dados de DQO para todos os regimes, os valores de DBO na entrada do sistema foram determinados a partir da relação DQO/DBO para cada proporção de lixiviado empregada ao longo dos ROs. Porém, por não se disporem de dados de DBO dos efluentes dos reatores 1 e 2, não foi possível determinar a relação A/M em termos de DBO dos ROs 8, 9 e 10, pois nesses regimes o LA era alimentado pelo efluente do FS.

A figura 5.36 mostra os valores médios da relação A/M em termos de DQO (todos os regimes) e de DBO (RO1 ao RO7). No apêndice D estão os parâmetros utilizados para a determinação das relações A/M e no apêndice E, todas as relações A/M em termos de DQO.

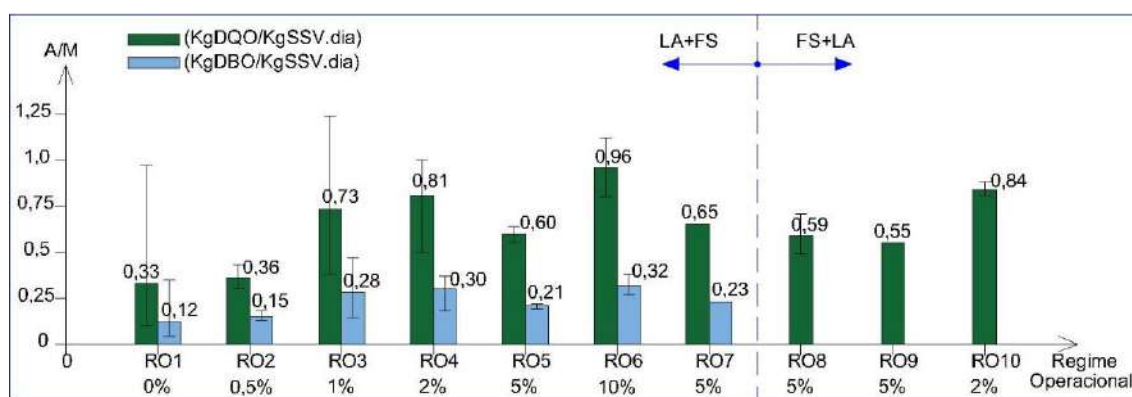


Figura 5.36 – Relações A/M médias em termos de DQO e DBO

Como a relação A/M depende da DQO da mistura Lix/Esg afluente e da concentração de sólidos dentro do reator LA, e esta foi muito variável ao longo de cada RO pelos motivos já explanados, não se manteve um padrão possível de classificação dentro dos

valores mencionados na revisão bibliográfica, isto é, de 0,25 a 0,50 kgDBO/(kgSSV.dia) para a modalidade convencional de lodos ativados e de 0,07 a 0,15 kgDBO/(kgSSV.dia) para aeração prolongada (VON SPERLING, 1997). A NBR 12.209, no entanto, recomenda que as relações A/M estejam entre 0,20 a 0,70 kgDBO/(kgSSV.dia) para a modalidade convencional de lodos ativados e menores ou iguais a 0,15 kgDBO/(kgSSV.dia) para aeração prolongada (ABNT, 2011). Assim, em média, a relação A/M dos ROs 1 e 2 esteve na faixa tipicamente encontrada para lodos ativados de aeração prolongada, oscilando em alguns momentos para convencional, enquanto que nos demais regimes o reator LA essa relação se comportou como sendo convencional.

Como abordado anteriormente, os valores da idade do lodo situaram-se tipicamente dentro da modalidade convencional, porém, oscilando em alguns momentos para a modalidade de aeração prolongada e se apresentando até como de alta taxa nos ROs 7 e 9. Desse modo, como a maioria dos regimes apresentou relações A/M características da modalidade convencional, pode-se dizer que a unidade LA foi operada, basicamente, nessa modalidade.

5.16. Nitrogênio Amoniacal

Da mesma forma que para a DQO, será discutida a carga de nitrogênio amoniacal aplicada ao sistema e em seguida os valores médios desse parâmetro mensurados na entrada e saída do sistema, bem como suas eficiências de remoção.

A figura 5.37 mostra a carga nitrogenada volumétrica (CNV), em termos de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, do lixiviado presente na mistura Lix/Esg alimentada ao sistema.

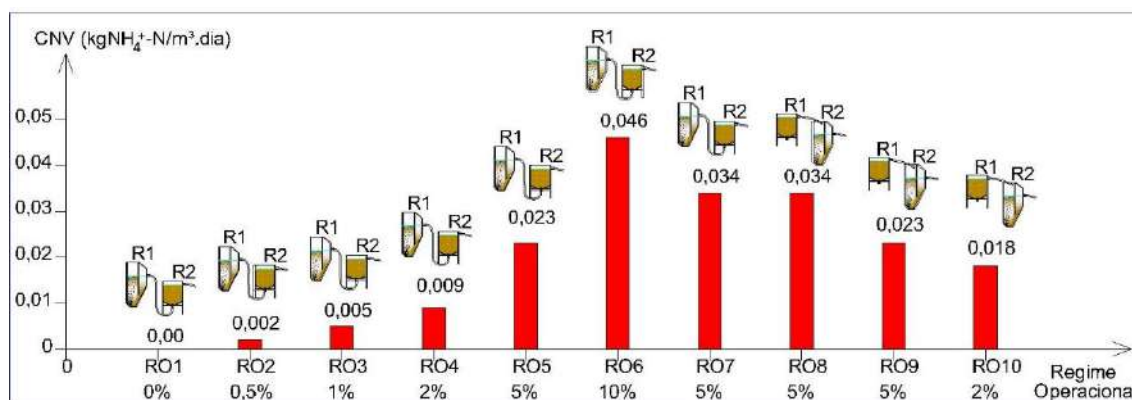


Figura 5.37 – Carga nitrogenada volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO

A carga volumétrica diária de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ aplicada ao sistema cresce proporcionalmente ao percentual de lixiviado introduzido na mistura Lix/Esg. O pico se dá no RO6, com proporção de 10% de lixiviado e TRH de 12 h. O RO4 e o RO10, apesar de ambos terem

2% de lixiviado na mistura Lix/Esg afluyente, se diferenciam por conta do TRH, que no RO4 é de 12h e no RO10 é de 6h. Por isso, a carga nitrogenada do RO10 é o dobro daquela aplicada no RO4. O RO5 e o RO9 possuem a mesma proporção de lixiviado na mistura afluyente e mesmo TRH e por isso a CNV aplicada nesses dois regimes foi a mesma. O mesmo ocorre com o RO7 e o RO8.

Os valores da figura 5.37 foram determinados com os parâmetros da tabela 5.13.

Tabela 5.13 – Parâmetros usados para determinação da carga nitrogenada volumétrica do lixiviado aplicada em cada RO

RO	Configuração	Proporção (v/v)	TRH (h)	Vazão (L/dia)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	Volume Total ^a (L)	CNV (kgN/(m ³ .dia))
1	LA+FS	0,0%	22	2,4			0,000
2	LA+ FS	0,5%	22	2,4			0,002
3	LA+ FS	1,0%	22	2,4			0,005
4	LA+ FS	2,0%	22	2,4			0,009
5	LA+ FS	5,0%	22	2,4			0,023
6	LA+ FS	10,0%	22	2,4	418,54	2,2	0,046
7	LA+ FS	5,0%	14,7	3,6			0,034
8	FS +LA	5,0%	14,7	3,6			0,034
9	FS +LA	5,0%	22	2,4			0,023
10	FS +LA	2,0%	11	4,8			0,018

^a Considerando o volume dos reatores 1 e 2

A figura 5.38 mostra a carga nitrogenada volumétrica aplicada em cada regime referente às misturas Lix/Esg. Os valores de concentração de nitrogênio amoniacal utilizados para o cálculo das cargas referem-se às médias de cada regime.

Como se pode observar, a CNV da mistura também cresce proporcionalmente em função da proporção de lixiviado em cada regime, diferente do que ocorreu com a carga orgânica volumétrica. O RO4 e o RO10, apesar de terem ambos 2% de lixiviado na mistura Lix/Esg, apresentam TRH de 12h e 6h, respectivamente. Assim, era de se esperar que a CNV do RO10 fosse o dobro daquela do RO4 (0,082 kgN/(m³.dia)). Os resultados revelaram que ela foi cerca de 16% maior que este valor.

O RO5 e o RO9 possuem a mesma proporção de lixiviado na mistura e o mesmo TRH e, por isso, deveriam possuir a mesma CNV. No entanto, no RO9 a CNV é cerca de 14% maior que no RO5. Já no RO7 e no RO8, ambos com o mesmo TRH e a mesma proporção de lixiviado na mistura, apresentam praticamente as mesmas CNVs. De forma geral, no preparo da mistura entre lixiviado e esgoto sintético não se percebe muita variação entre a carga que deveria estar presente e a carga medida.

A tabela 5.14 mostra os parâmetros utilizados para a determinação deste parâmetro e a figura 5.39 representa a combinação dos resultados mostrados nas figuras 5.36 e 5.37. Nela se pode ver o quanto o lixiviado contribuiu para a carga nitrogenada total da mistura Lix/Esg alimentada ao sistema em cada regime.

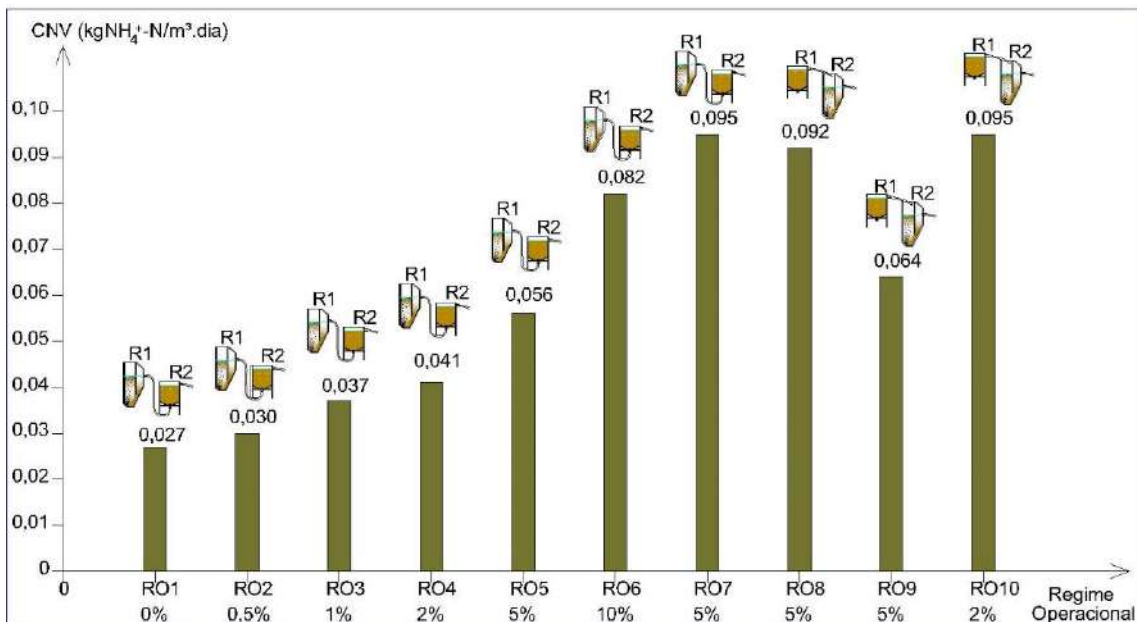


Figura 5.38 – Carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO

Tabela 5.14 – Parâmetros para determinação da carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg aplicada em cada RO

RO	Configuração	Proporção (v/v)	TRH (h)	Vazão (L/dia)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	Volume Total ^a (L)	CNV (kgN/(m ³ .dia))
1	LA+FS	0,0%	22	2,4	24,8	2,2	0,027
2	LA+ FS	0,5%	22	2,4	27,8		0,030
3	LA+ FS	1,0%	22	2,4	33,6		0,037
4	LA+ FS	2,0%	22	2,4	37,8		0,041
5	LA+ FS	5,0%	22	2,4	51,2		0,056
6	LA+ FS	10,0%	22	2,4	75,2		0,082
7	LA+ FS	5,0%	14,7	3,6	57,9		0,095
8	FS +LA	5,0%	14,7	3,6	56,3		0,092
9	FS +LA	5,0%	22	2,4	58,4		0,064
10	FS +LA	2,0%	11	4,8	43,7		0,095

^a Considerando o volume dos reatores 1 e 2

A maior contribuição do lixiviado para a CNV se dá no RO6, por ter a maior proporção de lixiviado na mistura (10%). Esta corresponde a mais da metade da carga nitrogenada total da mistura. No RO10, apesar de apresentar a maior CNV da mistura (juntamente com o RO7), a contribuição do lixiviado para a CNV global foi de apenas 18,9% devido à sua proporção ser de apenas 2% na mistura Lix/Esg.

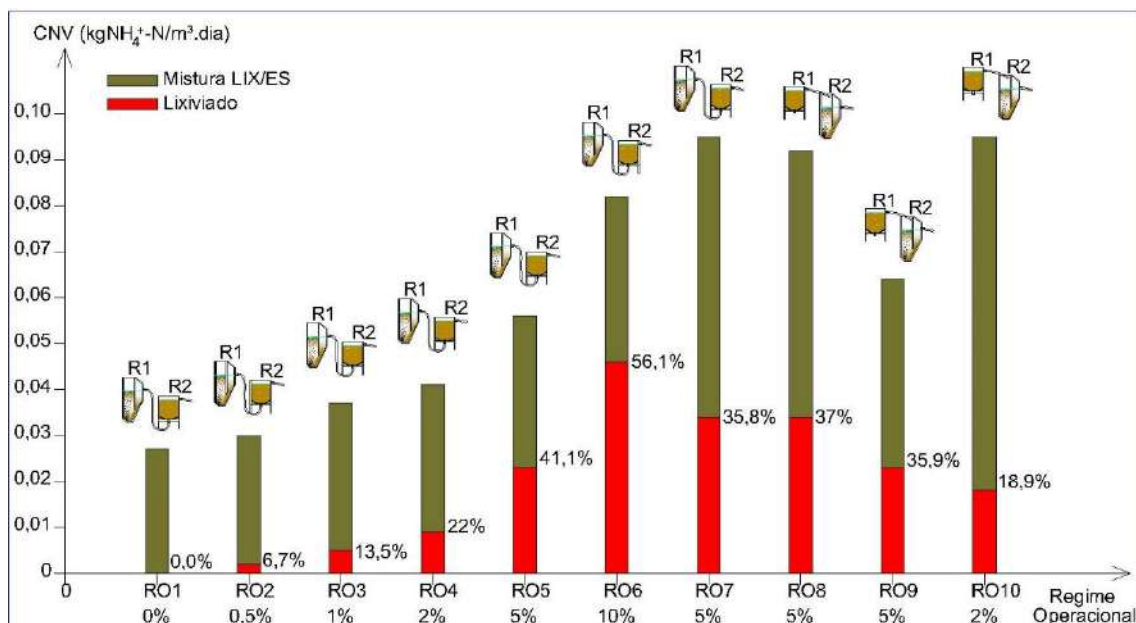


Figura 5.39 – Contribuição do lixiviado para a carga nitrogenada volumétrica da mistura Lix/Esg

Regimes com proporções de lixiviado e tempos de retenção hidráulica semelhantes mostraram resultados compatíveis com as condições de operação. No RO4 e no RO10, o lixiviado contribuiu para cerca de 20% de carga nitrogenada da mistura. O RO5 e o RO9 possuem a mesma proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg e mesmo TRH e por isso o lixiviado deveria contribuir de forma semelhante para a carga da mistura. No entanto, tal contribuição no RO5 é cerca de 15% maior que no RO9. Já no RO7 e no RO8, cujas condições de operação são semelhantes (com exceção da configuração dos reatores), os resultados são parecidos. Ambos têm o mesmo TRH e a mesma proporção de lixiviado na mistura e, com isto, a carga nitrogenada atribuída ao lixiviado é cerca de 36% da carga da mistura Lix/Esg.

As CNVs de todos os regimes apresentam-se entre 0,027 e 0,095 $\text{kgNH}_4^+\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{dia})$, considerando-se o volume total dos reatores. Para o LA recebendo diretamente a mistura (RO1 ao RO7), as CNVs ficaram entre 0,05 e 0,174 $\text{kgNH}_4^+\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{dia})$. Campos (2014) ao tratar lixiviado e esgoto em um sistema piloto de lodo ativado convencional, aplicou cargas nitrogenadas volumétricas de 0,45 a 0,89 $\text{kgNH}_4^+\text{-N}/(\text{m}^3\cdot\text{dia})$ para as proporções de 5, 10 e 20% de lixiviado, valores esses bem superiores aos aplicados na presente pesquisa. Isso, no entanto, rendeu a Campos uma remoção máxima de nitrogênio da

ordem de 72% para 5% de lixiviado, valor bem abaixo dos alcançados nesta pesquisa, como será visto adiante.

A figura 5.40 mostra as concentrações médias de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ na entrada e saída de cada reator em todos os regimes.

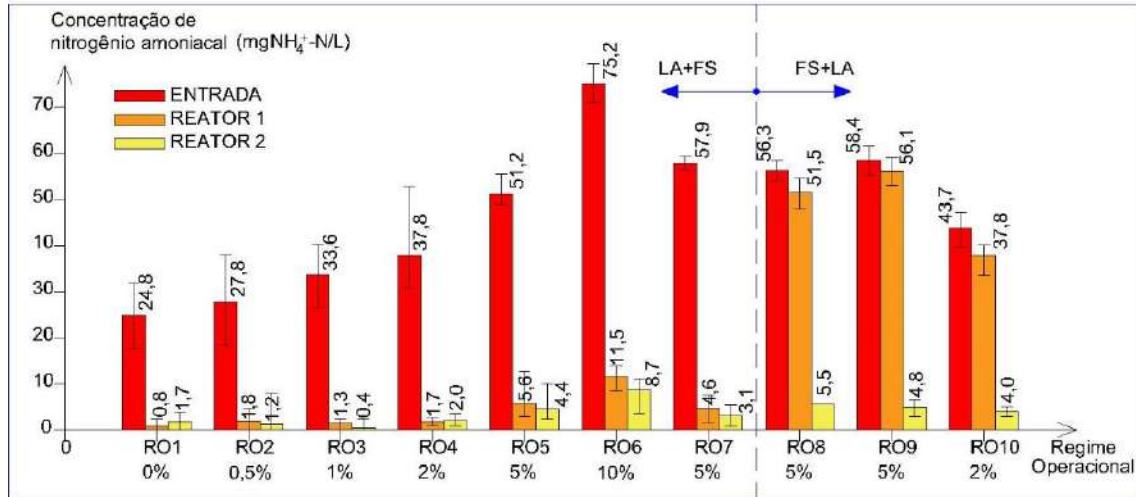


Figura 5.40 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal em cada RO

Como a composição do esgoto sintético foi mudada após os primeiros 84 dias, são os valores médios do Esgoto 2 que estão ilustrados no RO1. Os resultados obtidos durante esse regime estão mostrados na figura 5.41. Vale também lembrar que a aeração só foi inserida no FS aos 90 dias de operação do RO1, o que levou a concentrações muito baixas de nitrogênio amoniacal na saída dessa unidade.

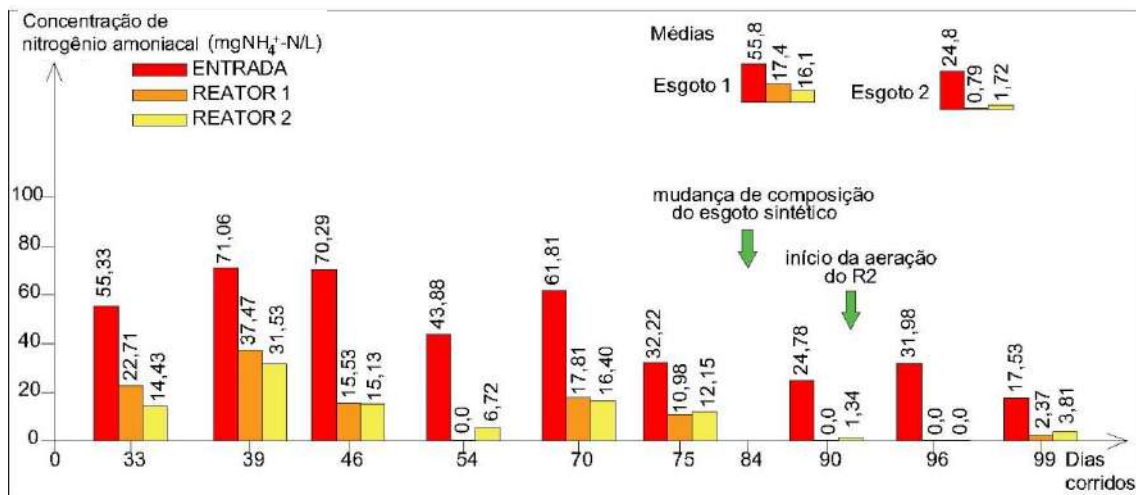


Figura 5.41 – Nitrogênio amoniacal no RO1

As concentrações de nitrogênio amoniacal afluentes ao sistema são bem próximas no RO1 e RO2 devido à baixa proporção de lixiviado na mistura (0,5%). Essas concentrações começam a aumentar significativamente a partir do RO5, apresentando valores superiores

aos encontrados nos esgotos brasileiros, que variam de 10 a 50 mg/L, tendo como valor típico, 30 mg/L (ver tabela 3.2).

Observa-se, no entanto, que mesmo para as maiores concentrações de amônio na entrada do sistema, sua concentração no efluente do Reator 1 e do Reator 2 é baixa, o que indica boa eficiência do sistema na remoção do nitrogênio amoniacoal.

As concentrações de nitrogênio amoniacoal dos efluentes tratados em cada RO estão dentro do padrão de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011 para esse parâmetro, que é de 20 mg/L. Há de se destacar que só o Reator LA já fornece as condições necessárias para lançamento em corpos hídricos com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacoal.

A figura 5.42 mostra as remoções médias de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, em porcentagem, obtidas em cada estágio (Reator 1 e Reator 1 + Reator 2) ao longo de todos os regimes.

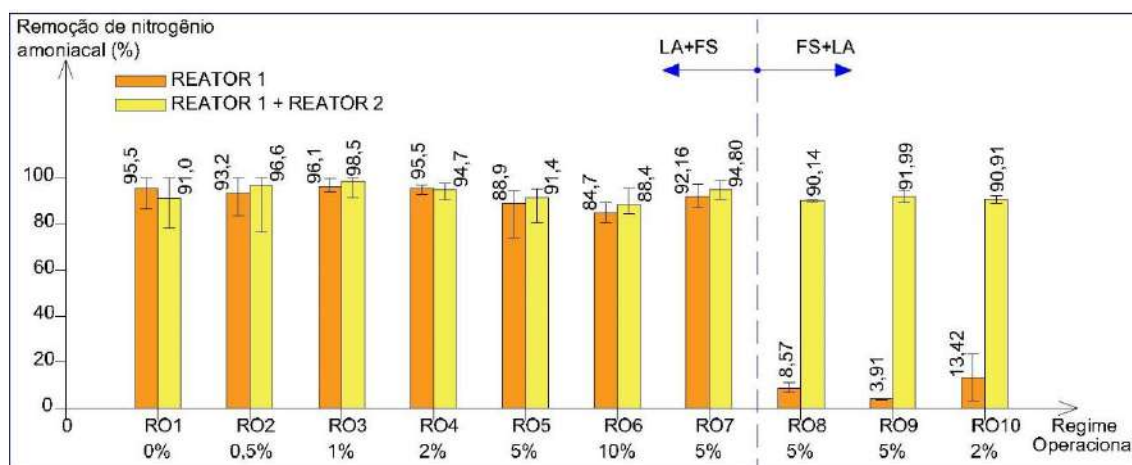


Figura 5.42 – Valores médios dos índices de remoção de nitrogênio amoniacoal de cada RO

O sistema apresenta ótimos índices de remoção de amônio, com o reator LA contribuindo para a remoção, em média, de 84,7 a 95,5% do total de amônio alimentado, particularmente quando este foi o Reator 1. O desempenho desse reator é ligeiramente prejudicado com o aumento da proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg. No entanto, mesmo na condição mais drástica testada no RO6 (10% de lixiviado), o valor médio de remoção de amônio ainda se mantém elevado, em torno de 85%, tendo o efluente desse reator uma concentração média de 11,5 mg/L. Assim, o LA não sofreu grande impacto com a adição de lixiviado, mesmo na máxima proporção de 10% de lixiviado na mistura Lix/Esg.

Com relação às CNVs aplicadas, cujos picos se deram nos ROs 7, 8 e 10, não se verifica nenhuma interferência nos índices de remoção de amônio. Pelo contrário, a remoção global de amônio (saída do reator 2) nesses regimes é superior a 90%, o que

mostra que o fator que reduziu a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal não foi o aumento da CNV, mas da proporção de lixiviado na mistura. De fato, no RO6, quando a proporção de lixiviado na mistura foi de 10%, o menor índice de remoção de nitrogênio amoniacal foi observado.

O reator FS contribuiu muito pouco com a remoção de nitrogênio amoniacal. Em alguns regimes ele, inclusive, piora um pouco a qualidade do efluente tratado com relação a esse parâmetro, particularmente quando ele consistiu no segundo reator da série (ROs 1 a 7). Jordão e Pessoa (2005, p.494) indicam que, para a ocorrência de nitrificação em processos de filtração biológica, são necessárias COVs inferiores a 0,08 kgDBO/(m³.dia). Como mostrado no item 5.12, as COVs deste trabalho variaram entre 0,332 e 0,956 kgDQO/(m³.dia) para o reator FS recebendo a mistura Lix/Esg. Como não se pôde determinar a relação DQO/DBO no efluente do reator LA, não há como saber qual a COV aplicada no FS nos ROs 1 a 7 em termos de DBO. No entanto, ela pode ser estimada, uma vez que essa relação chega a ser superior a 3 em efluentes tratados biologicamente, segundo Von Sperling (1996a, p.70). Adotando-se o valor de 3, tem-se que a COV no reator BF variou entre 0,11 e 0,32 kgDQO/(m³.dia). Esse pode ter sido, então, o motivo da nitrificação ter ocorrido muito pouco no reator BF. Ou ainda essa redução na eficiência pode estar relacionada com a liberação de amônio a partir da hidrólise do material particulado oriundo do reator LA no interior do FS.

Quando o FS passa a ser o Reator 1 (ROs 8 a 10), mantido em condições anaeróbias, os índices de remoção de nitrogênio são baixíssimos, uma vez que não ocorre a nitrificação, por falta de oxigênio. Nessas condições, a remoção de amônio observada se deve, provavelmente, ao seu consumo para crescimento celular.

5.17. Nitrito e Nitrato

A figura 5.43 mostra as concentrações médias de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato na saída do Reator 2, ou seja, no efluente tratado, em todos os regimes. Esses valores médios referem-se a duas medições de cada parâmetro em cada RO (ver apêndice E). Vale ressaltar que os valores médios de nitrogênio amoniacal diferem um pouco dos valores médios da saída do Reator 2 ilustrados na figura 5.40, os quais foram calculados com base em três a oito medições. Os valores sobre as barras se referem à soma das três formas de nitrogênio elencadas.

Nota-se que o nitrogênio no efluente está majoritariamente presente na forma de nitrato, sendo observada apenas uma pequena concentração de nitrito e, em alguns

regimes, nitrogênio amoniacal não nitrificado. Isso demonstra ocorrência da nitrificação ao longo da operação do sistema.

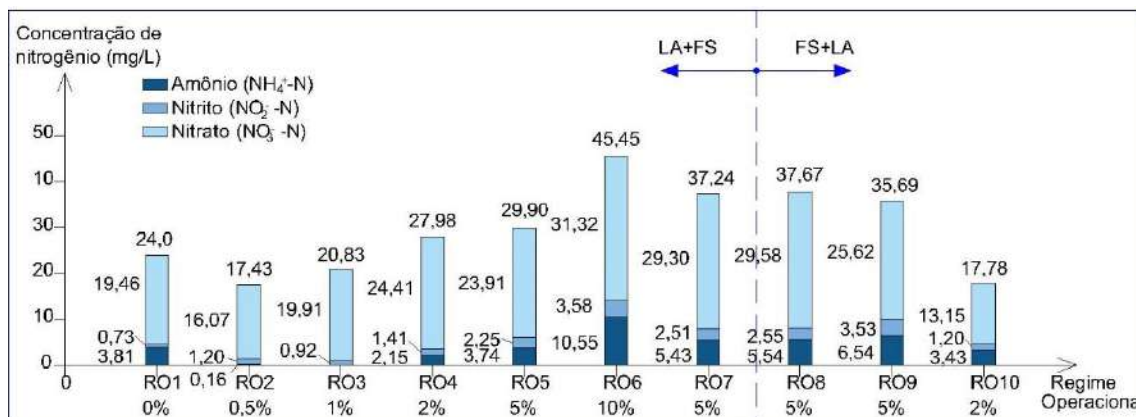


Figura 5.43 – Concentrações médias de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no efluente tratado em cada RO

A tabela 5.15 mostra a composição das formas nitrogenadas no efluente tratado em diferentes ROs, onde se pode verificar que o nitrogênio amoniacal compõe cerca de 0 a 23% do nitrogênio efluente nos regimes estudados. O nitrito representa cerca de 3 a 10% do nitrogênio da saída do sistema. Já o nitrato contribui para cerca de 69 a 96% do nitrogênio total efluente.

Tabela 5.15 – Composição do nitrogênio inorgânico no efluente do sistema em cada RO

RO	NH ₄ ⁺ -N		NO ₂ ⁻ -N		NO ₃ ⁻ -N		
	N (mg/L)	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
1	24	3,81	15,9%	0,73	3,0%	19,46	81,1%
2	17,43	0,16	0,9%	1,2	6,9%	16,07	92,2%
3	20,83	0	0,0%	0,92	4,4%	19,91	95,6%
4	27,97	2,15	7,7%	1,41	5,0%	24,41	87,3%
5	29,9	3,74	12,5%	2,25	7,5%	23,91	80,0%
6	45,45	10,55	23,2%	3,58	7,9%	31,32	68,9%
7	37,24	5,43	14,6%	2,51	6,7%	29,3	78,7%
8	37,67	5,54	14,7%	2,55	6,8%	29,58	78,5%
9	35,69	6,54	18,3%	3,53	9,9%	25,62	71,8%
10	17,78	3,43	19,2%	1,2	6,8%	13,15	74,0%

O RO6 apresenta as maiores concentrações para as três formas de nitrogênio analisadas, tendo ainda o menor percentual de nitrato (68,9%). Esse regime foi o que apresentou o pior desempenho na nitrificação, sendo menos eficiente, inclusive, do que os ROs 8, 9 e 10, quando o FS esteve em condições anaeróbias. Apesar disso, mesmo nas condições do RO6, a remoção de amônio atingiu praticamente 90%.

Os melhores índices de nitrificação completa foram observados nos ROs 1 a 5, tendo o nitrato representado cerca de 80 a 96% do nitrogênio no efluente tratado. Isso também pode ser verificado na figura 5.42, onde os índices de remoção de nitrogênio amoniacal variam entre 91,4 e 96,6%.

Para se verificar a quantidade de nitrito e nitrato formados, em relação ao nitrogênio amoniacal afluente, foram feitas análises nos regimes RO1 (99 dias corridos), RO5 (23 dias corridos) e RO10 (18 dias corridos). A figura 5.44 mostra os resultados do RO1.

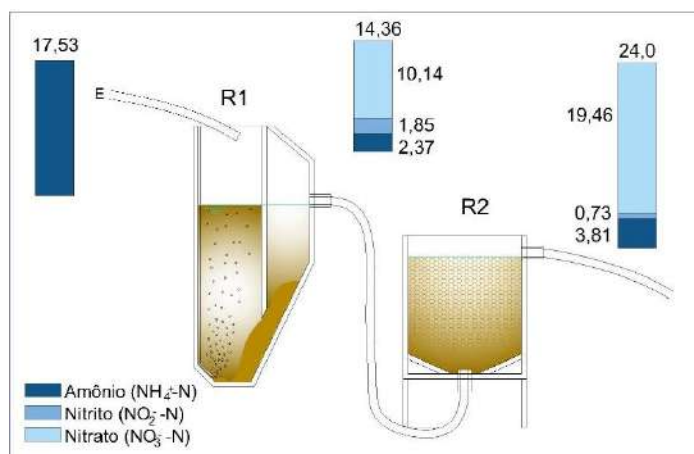


Figura 5.44 – Balanço de nitrogênio para RO1

No RO1, a única fonte de nitrogênio amoniacal do sistema era proveniente do esgoto sintético. Para o dia medido, a entrada foi de 17,53 mgNH₄⁺-N/L, sendo este o nitrogênio total afluente ao sistema (100% na forma amoniacal).

Na saída do Reator 1, os valores apresentados correspondem a cerca de 70,6% da composição de nitrogênio na forma de nitrato, 12,9% na forma de nitrito e 16,5% na forma amoniacal, apresentando uma redução de 18% no total de nitrogênio, em relação à entrada.

Na saída do Reator 2, o nitrato compõe cerca de 81% do nitrogênio efluente, enquanto o nitrito compõe cerca de 3% e o nitrogênio amoniacal cerca de 16%, o que mostra que o reator 2, aerado, contribuiu para a oxidação do nitrito remanescente do Reator 1. Há um acréscimo de quase 37% no nitrogênio total no efluente final em relação ao afluente do sistema. Não é possível fazer um balanço completo de nitrogênio, pois não há medições de algumas formas intermediárias dos processos de oxidação, além das quantidades de nitrogênio utilizadas para crescimento celular, por isso, a discussão está sendo feita em termos percentuais e não há como explicar precisamente a razão das perdas de nitrogênio nas saídas dos reatores em relação às entradas.

A figura 5.45 mostra as medições das formas de nitrogênio para o RO5, onde a proporção de lixiviado na mistura era de 5%. Assim, o nitrogênio na entrada é composto por nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato do lixiviado. Para o dia medido, a entrada total de nitrogênio foi de 57,74 mgNH₄⁺-N/L, sendo 89% na forma amoniacal, 6,5% na forma de nitrito e 4,6% na forma de nitrato.

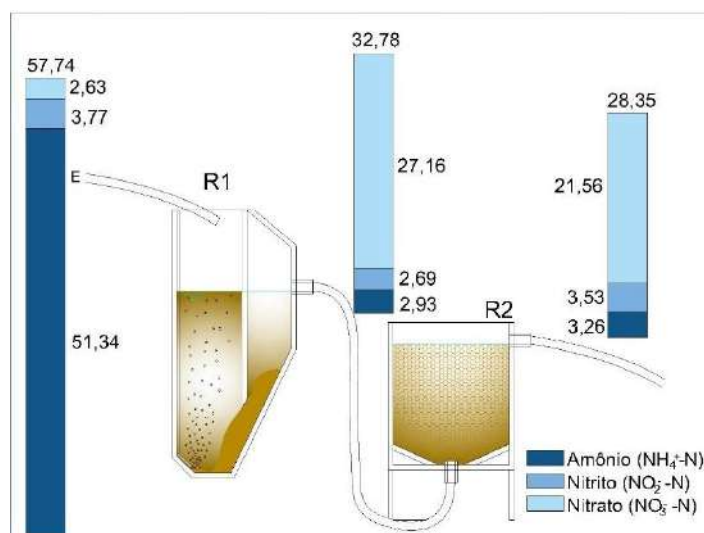


Figura 5.45 – Balanço de nitrogênio para o RO5

Na saída do Reator 1, os valores apresentados correspondem a cerca de 83% da composição de nitrogênio na forma de nitrato, 8% na forma de nitrito e 9% na forma amoniacal, apresentando uma redução de 43% no total de nitrogênio, em relação à entrada.

Na saída do Reator 2, o nitrato compõe cerca de 76% do nitrogênio efluente, enquanto que o nitrito compõe cerca de 12,5% e o nitrogênio amoniacal cerca de 11,5%. Nesse regime, a proporção de nitrito na saída do Reator 2 aumentou em relação à sua entrada. Houve uma redução de quase 51% do nitrogênio total no efluente final em relação ao afluente do sistema.

A figura 5.46 mostra as medições das formas de nitrogênio para o RO10. Nesse regime, a proporção de lixiviado na mistura era de 2%, o TRH era o menor de todos os regimes (11h) e os reatores estavam invertidos, sendo o FS o reator que recebia a mistura Lix/Esg afluente. Para o dia medido, a entrada total de nitrogênio foi de 46,65 mgNH₄⁺-N/L, sendo 94% na forma amoniacal, 6,2% na forma de nitrito e 0% na forma de nitrato.

Na saída do Reator 1, devido às condições anaeróbias do FS, não houve formação de nitrato. O nitrogênio na saída corresponde a cerca de 97% na forma amoniacal e 3% na forma de nitrito, apresentando uma redução de cerca de 25% no total de nitrogênio em

relação à entrada. A redução do nitrito provavelmente se deve à desnitrificação em ambiente desprovido de oxigênio, utilizando a própria matéria orgânica afluyente como fonte de carbono. Por outro lado, a redução de amônia pode ser atribuída ao seu uso para anabolismo microbiano.

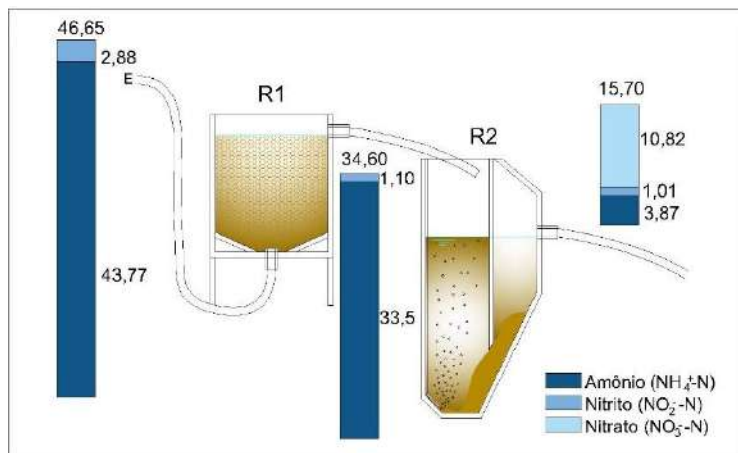


Figura 5.46 – Balanço de nitrogênio para RO10

Na saída do Reator 2 (LA), o nitrato representou cerca de 69% do nitrogênio efluente, enquanto que o nitrito e o nitrogênio amoniacal contribuíram para cerca de 6,5% e 24,5%, respectivamente. Nesse RO, a proporção de nitrito na saída do Reator 2 também aumentou em relação à sua entrada. Houve uma redução de cerca de 63% do nitrogênio total no efluente final em relação ao afluyente do sistema.

A presente análise leva a concluir que o reator de lodos ativados é suficiente para a nitrificação da mistura Lix/Esg tratada, não ocorrendo contribuição significativa do reator FS para a remoção de nitrogênio.

5.18. Atividade Nitrificante

Para se verificar como as variações na proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg poderiam alterar o potencial nitrificante do reator LA, foram feitos testes de atividade nitrificante, descritos no item 4.3.7. As curvas de consumo de amônio podem ser visualizadas no apêndice E. Esses testes só foram feitos para os ROs 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 8, uma vez que o RO7 e o RO9, além de curtos, apresentavam proporções de lixiviado já testadas em outros ROs, assim como o R10, que tinha a mesma proporção do RO4.

A tabela 5.16 mostra as concentrações de amônio medidas ao longo do teste para a obtenção das curvas de consumo desse substrato. Também é mostrado o coeficiente angular da reta obtida e a concentração de SSV utilizada no teste.

Tabela 5.16 – Atividade nitrificante no reator LA

Tempo (min)	NH ₄ ⁺ (mg/L)						
	RO1	RO2	RO3	RO4	RO5	RO6	RO8
0	-	39,34	-	-	105,82	37,17	42,24
20	-	39,46	107,66	47,71	100,67	32,25	37,75
40	-	37,88	104,5	44,58	96,76	30,14	35,94
60	34,79	33,52	100,89	41,76	100,03	27,13	-
80	35,69	33,46	-	-	-	-	-
90	-	-	97,06	42,18	-	23,48	33,78
100	36,38	33,71	-	-	-	-	-
120	35,42	31,96	87,73	40,56	92,84	23,93	33,06
150	30,38	31,77	91,19	-	-	-	-
180	31,29	30,32	86,04	39,09	86,26	-	-
210	29,4	-	-	-	-	-	-
240	27,96	-	-	-	-	-	-
300	25,59	-	-	-	-	-	-
Coef. Angular (mgNH₄⁺/(L.min))	0,0459	0,0531	0,1365	0,0471	0,0962	0,1118	0,0675
SSV (mg/L)	1,287	2,480	1,100	1,413	1,680	1,473	1,953

A razão entre o coeficiente angular, obtido por regressão linear da oxidação do amônio, e a concentração de biomassa (SSV) representa a atividade nitrificante no reator LA. A figura 5.47 mostra os resultados dos testes para os regimes testados.

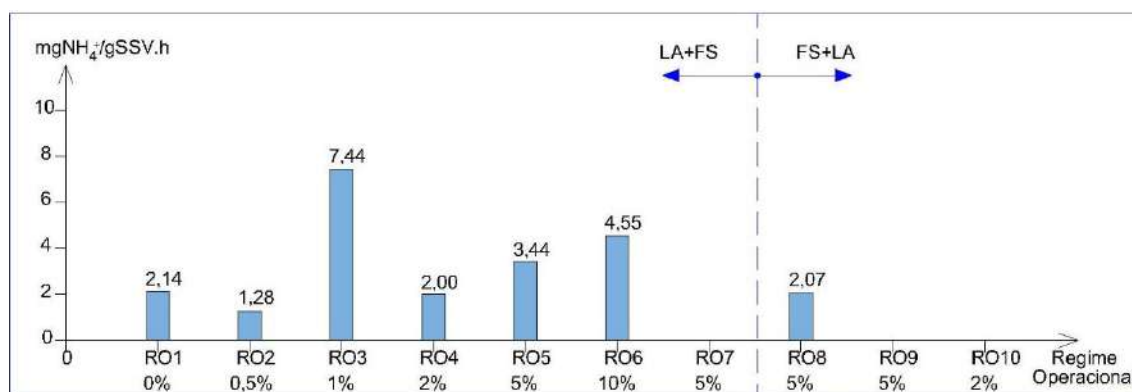


Figura 5.47 – Atividade nitrificante dos ROs ensaiados

No RO2, após a adição do lixiviado (0,5%), houve uma queda na atividade nitrificante, no entanto, ocorreu uma rápida adaptação dos microrganismos nitrificantes de forma que a atividade de oxidação da amônia cresceu nos regimes seguintes, chegando a mais que dobrar no RO6 (10% de lixiviado) em relação ao RO1 (sem lixiviado).

Não se encontrou motivo lógico para o resultado do RO3. Acredita-se que o resultado tenha sofrido influência de algum processo incoerente durante o ensaio, uma vez que, fora esse resultado, os demais regimes têm suas atividades nitrificantes aumentadas com o

acréscimo de lixiviado na mistura, atingindo seu pico no RO6 (maior proporção de lixiviado).

O RO2, apesar de ter apresentado a maior concentração de SSV de todos os regimes durante o ensaio, não demonstrou boa atividade nitrificante, uma vez que toda essa biomassa (2,48 g/L) degradou o amônio de forma mais lenta, apresentando coeficiente angular de 0,0531 mgNH₄⁺/(L.min). Convertendo o tempo para hora, e fazendo a razão coeficiente/biomassa, significa que cada grama de biomassa foi capaz de oxidar apenas 1,28 miligramas de amônio por hora. Essa atividade menor observada nesse regime pode ser explicada pelo choque causado com a adição de lixiviado. De fato, o consórcio nitrificante não havia sido submetido ao lixiviado até então.

No RO4 (2% de lixiviado), a atividade nitrificante é praticamente a mesma do RO1. Ambos têm praticamente o mesmo coeficiente angular e a concentração de sólidos é aproximadamente a mesma (cerca de 10% a mais no RO4). Os resultados indicam que houve uma recuperação na atividade nitrificante para as condições com lixiviado nesse RO.

No RO6, apesar de uma massa de SSV em torno da média, foi onde ocorreu a degradação do cloreto de amônio de forma mais rápida, o que se nota pelo seu elevado coeficiente angular, resultando numa oxidação de 4,55 miligramas de amônia a cada hora por grama de biomassa.

O aumento da atividade nitrificante pode ter relação com o maior aporte de carga nitrogenada no sistema acarretando no crescimento da comunidade nitrificante, o que não pôde ser avaliado neste estudo. Além do aumento da CNV, as concentrações de oxigênio dissolvido também eram elevadas, favorecendo a nitrificação.

O RO8, apesar de ter a segunda maior concentração de SSV dos regimes testados, apresentou atividade nitrificante relativamente baixa. Tal resultado pode estar ligado ao fato de que nesse RO o LA recebia efluente do FS em condições anaeróbias e os produtos da degradação anaeróbia podem ter afetado o metabolismo das bactérias nitrificantes.

5.19. Resultado geral da pesquisa

A tabela 5.17 sumariza alguns resultados importantes da pesquisa para permitir avaliar o regime que ofereceu melhor desempenho no tratamento do esgoto sintético com lixiviado.

O regime operacional que permitiu atingir bom desempenho e tolerar proporções maiores de lixiviado é o RO4. Este, inclusive, tem a melhor configuração para o

tratamento proposto, sendo o Reator 1 operado como lodos ativados e o Reator 2 como filtro aerado submerso com suporte APG. Durante esse regime, utilizou-se a proporção de 2% de lixiviado em relação à mistura Lix/Esg, TRH total de 22h e vazão de 2,4L/dia, o que vai ao encontro da informação de Facchin *et al.* (200) citando Boyle e Ham (1974) e Henry (1987), os quais mostram que, para lixiviados com DQO de até 10.000 mg/L (caso desta pesquisa), a proporção volumétrica de até 5% é adequada.

O desempenho do sistema na condição de 5% de lixiviado também foi favorável em muitos aspectos sendo, no entanto, superado pela proporção de 2% e apresentando remoção de DQO total inferior a 85%, além de cor mais elevada no efluente final. Nascentes (2013) concluiu de sua pesquisa que a proporção recomendada para aquele lixiviado na mistura, em sistemas de lodos ativados, é de 3% sendo possível misturas de até 5%, com redução na eficiência, devendo-se, para isso, verificar os padrões de lançamento de efluentes locais. Os melhores resultados que esse autor encontrou foi para a proporção de 2% de lixiviado na mistura sendo operada na modalidade de aeração prolongada. Nesta pesquisa, no entanto, a modalidade de lodo ativado foi convencional e a percepção quanto às proporções de 2 e 5% são parecidas.

Na tabela 5.17, o IVL (1) se refere ao dado do fim de cada regime. A cor é virtualmente ausente na mistura até a proporção de 1%. Para esta, a cor medida na figura 5.19 foi de 102 uH e este foi adotado como valor para comparação (2). Os melhores regimes para nitrito (3) foram considerados os que apresentaram menores porcentagens de nitrito em relação ao nitrogênio total. Os melhores regimes para atividade nitrificante (4) foram considerados os que apresentaram valor próximo ou superior ao RO1 (sem lixiviado).

Tabela 5.17 – Resumo dos resultados

Parâmetro	Unidade	Resultados	Comparação	Fonte	Melhor configuração	Melhores ROs
IVL ⁽¹⁾	mL/g	64,47 a 611,59. Sedimentabilidade ruim a péssima a partir do RO2; Inoperável nos ROs 7 e 9.	0 a 50 - Ótima; 50 a 100 - Boa; 100 a 200 - Média; 200 a 300 - Ruim; >300 - Péssima	Von Sperling (1997)	-	1
Idade do lodo	Dia	Em média entre 2 e 17. Muito variável, predominando, a modalidade convencional	4 a 15 - Convencional; >18 - Aeração prolongada	ABNT (2011)	-	-
Relação A/M (DBO)	kgDBO/(kgSSV.dia)	0,12 a 0,32, predominando a modalidade convencional	0,20 a 0,70 para a modalidade convencional e <0,15 para aeração prolongada	ABNT (2011)	-	3 a 7
Sólidos no reator LA	g/L	SST entre 1,53g/L e 2,85g/L e SSV 1,45g/L e 2,60g/L	1,5 e 3,5 - Convencional; 2,5 a 4 - Aeração prolongada	Von Sperling (1997)	-	Exceto 6 e 9
Relação SSV/SST dentro do LA	-	85,9% e 93,3%	70% a 85%	Von Sperling (1997)	-	Todos
Sólidos no efluente tratado	g/L	0,03g/L e 0,087g/L como BF; 0,062 e 0,147mg/L como LA	abaixo de 0,05	Adotado pelo Autor	FS como R2	4, 5, 6 e 7
Turbidez	uT	0,02 a 0,92 do RO1 ao RO7 e 11,05 a 4,52 do RO8 ao RO10	<5 no efluente final	Adotado pelo Autor	FS como R2	1 a 7 e 9
Cor aparente	uH	40,67uH e 203,2uH	Até 102 uH ⁽²⁾	Adotado pelo Autor	LA como R1	1 a 4
Condutividade elétrica	mS/cm	1,64 a 2,09	-	-	LA como R1	-
pH	-	5,68 e 7,87	5 a 9	CONAMA (2011)	-	Exceto 6
DQO total	mg/L	25,1 a 113,1 e remoção de 73,9 a 93,0%	Remoção de 85 a 90 - Convencional; 90 a 95 - Aeração prolongada	Von Sperling (1997)	LA como R1	2, 3 e 4
Nitrogênio amoniacal	mg/L	0,4 a 8,7 no efluente tratado e remoção de 88,4 a 96,6%	Remoção de 85 a 95 - Convencional; 90 a 95 - Aeração prolongada; <20mg/L no efluente	Von Sperling (1997); CONAMA (2011)	LA como R1	Todos
Nitrito	mg/L	0,73 a 3,58mg/L. 3,04 a 9,9% na composição do N total	-	-	LA como R1	1, 3 e 4 ⁽³⁾
Nitrato	mg/L	13,15 a 31,32mg/L. 68,91 a 95,6% na composição do N total	≥80% na composição do nitrogênio total	Adotado pelo Autor	LA como R1	1 a 5
Atividade nitrificante	mgNH ₄ ⁺ /(gSSv.h)	1,28 e 4,55	-	-	-	4, 5 e 6 ⁽⁴⁾

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados alcançados nesta pesquisa e nos seus objetivos, algumas conclusões são mencionadas a seguir:

- O acréscimo na proporção de lixiviado na mistura Lix/Esg trouxe, de forma geral, queda no desempenho do sistema biológico de tratamento, especialmente na remoção de DQO total e nitrogênio amoniacal, cujas eficiências de remoção foram de 77,8 e 88,4%, respectivamente, na mistura que apresentava a maior proporção de lixiviado (10%). No entanto, essas eficiências não são consideradas baixas e os valores desses parâmetros no efluente tratado estão abaixo dos limites legais brasileiros para lançamento em corpos hídricos. O acréscimo de lixiviado na alimentação também foi prejudicial à sedimentabilidade do lodo, sendo esta, medida pelo IVL, considerada péssima em praticamente toda a pesquisa. Em relação à atividade nitrificante, no entanto, não se observou efeito negativo com o aumento da proporção de lixiviado na mistura até a máxima proporção aplicada (10%);
- Os ROs 7 e 9 foram considerados inoperáveis devido ao arraste contínuo de biomassa do reator LA por conta da proliferação de bactérias filamentosas. O reator de lodos ativados foi operado na variante convencional em quase toda a pesquisa, o que foi corroborado pela idade do lodo, pela concentração de sólidos no reator LA e pela relação alimento/microrganismos. No entanto, o RO 10, devido ao escape de biomassa e à elevada vazão, foi operado como alta taxa. Não foi possível determinar a razão da proliferação de filamentosas, embora tenham sido descartadas as hipóteses de baixas concentrações de OD e carga orgânica aplicada;
- A posição dos reatores de lodos ativados e filtro submerso no sistema também afetou a qualidade do efluente final. A configuração LA+FS (lodos ativados seguido de filtro submerso) foi a que obteve melhores resultados globais, demonstrando a importância do reator FS na retenção de sólidos, reduzindo-se assim a turbidez e a DQO total do efluente tratado. A configuração FS+LA apresentou baixo desempenho em muitos parâmetros, especialmente na remoção de DQO total e na concentração e sólidos suspensos no efluente final;
- Com relação ao desempenho de cada reator, o reator LA, sozinho, apresentou altos índices de remoção de nitrogênio amoniacal e DQO, sendo a contribuição do

reator FS pequena para essas conversões. Além disso, a nitrificação foi praticamente completa no reator LA e a remoção de cor, embora tenha sido baixa no sistema como um todo, se deu em maior quantidade no reator LA. O reator FS, no entanto, mostrou-se importante no controle de sólidos no efluente tratado, uma vez que em vários dias de operação do sistema ocorreu o escape de biomassa do reator LA, sendo este amortecido pelo reator FS;

- Quanto à proporção máxima de lixiviado para um bom desempenho do sistema, o RO4, com 2% de lixiviado na mistura e TRH de 22 h, apresentou os melhores resultados, sendo seguido da proporção de 5%, condição para a qual os resultados foram semelhantes. A proporção de 5% só não foi considerada adequada pois não apresentou bom desempenho na remoção de DQO total em relação aos demais regimes e a cor aparente de seu efluente final era bem visível. A proporção de 2%, no entanto, teve índices de remoção de DQO total e nitrogênio amoniacal da ordem de 86,7 e 94,7%, respectivamente e a cor foi considerada virtualmente ausente. A DQO total média no efluente final na condição de 2% de lixiviado (RO4) foi de 59,4 mg/L e a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente final foi, em média, de 2,0 mg/L. Essa proporção equivale a uma COV de 0,513 kg/(m³.dia) e uma CNV de 0,041 kg/(m³.dia) e são essas cargas que devem ser levadas em conta para o tratamento da mistura a 2%, uma vez que cargas diferentes podem levar a proporções ótimas de lixiviado diferentes;
- Em posse de todos os resultados obtidos pode-se depreender que a melhor condição de operação se refere à configuração LA+FS, com 2% de lixiviado na mistura Lix/Esg e TRH total de 22h.

7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A fim de se dar continuidade a esta pesquisa, propõe-se alguns estudos que podem ser realizados para completar este trabalho:

- Avaliar o desempenho do sistema nas proporções de 2%, 3% e 4% de lixiviado na mistura, na configuração LA+FS, em escala piloto;
- Operar o reator FS em condições anóxicas, a fim de se verificar seu desempenho quanto à desnitrificação;
- Reduzir o TRH para as proporções de lixiviado sugeridas, a fim de se obterem menores volumes de reatores em escala real;
- Realizar análises microbiológicas do lodo suspenso do reator LA e do lodo aderido aos suportes APG do reator FS;
- Utilizar esgoto real, cujas cargas são flutuantes ao longo do dia e ao longo da semana;
- Avaliar a toxicidade do efluente tratado em cada condição experimental.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos No Brasil – 2014**. Disponível em: www.abrelpe.org.br. Acesso em: 22/07/2016.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9.648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, RJ, 1986.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8.419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, RJ, 1992.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, RJ, 1993.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, RJ, 1997.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15.849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro, RJ, 2010.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12.209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, RJ, 2011.

AL-MUZAINI, S.; BEG, M. U.; MUSLMANI, K. “Characterization of landfill leachates at waste disposal site in Kuwait”. *Environmental International*. v. 21, n. 4, pp. 399-405, 1995.

ALBUQUERQUE, E. M. de, 2012, *Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados*. Dissertação de M. Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

ALMAGUER, M. A., 2018, *Degradação de corantes AZO por processo enzimático (peroxidase de Brassica Rapa) e biofiltro anaeróbio-aeróbio*. Dissertação de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ALMEIDA, E. *et al.* “Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio”. **Química Nova**, vol. 27, n. 5, pp. 818-824, 2004.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21 ed., Washington D.C., USA, 2005.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 18 ed., Washington D.C., USA, 1992.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO C. A. L. “Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios”. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 11, n. 4, pp. 295-304, 2006.

AQUINO, S. F. de *et al.* “Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura”. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 18, n. 3, pp. 187-204, 2013.

BASSIN, J. P., DEZOTTI, M. “Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes”. In: DEZOTTI, M. (Coord.). *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*, capítulo 3, Rio de Janeiro, E-papers, 2008.

BARCELLA, R. A., 2016, *Estudo comparativo entre diferentes técnicas analíticas para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) de rios que recebem efluentes*. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

BENTO, A. P. *et al.* “Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo”. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, pp. 329-338, 2005.

BRASIL. **LEI Nº 11.445, de 11 de Janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico... e dá outras providências. Presidência da República, 2007.

BRASIL. **LEI Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Presidência da República, 2010.

BRASIL, 2012. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/12308/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf/e183f0e7-5255-4544-b9fd-15fc779a3657>. Acessado em: 31 de janeiro de 2018.

BRASIL, 2017. **Atlas esgoto: despoluição de bacias hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT’ANA Jr, G.L. “Tratabilidade do chorume gerado no aterro sanitário metropolitano do Rio de Janeiro”. *I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*, v. 2, pp. 453–473, 1994.

CAMPOS, A. R. C., 2012, *Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas*. Dissertação de M.Sc., Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil.

CAMPOS, F., 2014, *Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel*. Tese de D. Sc., Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

CASTILHOS Jr., A. B. de (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d’água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. PROSAB – tema III, edital IV. Rio de Janeiro, ABES, 2006.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 5. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CONAMA, 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº357, de 17 de março de 2005 do CONAMA.

DE LA CRUZ, N. *et al.* “Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge”. **Water Research**, v. 46, pp. 1947-1957, 2012.

DEZOTTI, M. (Coord.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro, E-papers, 2008.

EL-FADEL, M. *et al.* “Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content”. **Waste Management**, v. 22, pp. 269-282, 2002.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial water pollution control**. Singapore, McGraw Hill, 1989.

FACCHIN, J. M. J. *et al.* “Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação”. 27º *Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, I-075, pp. 1-11, Porto Alegre, 2000.

FERREIRA, J. A. *et al.* “Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ)”. 23º *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, III-141, pp. 1-9, 2005.

FLECK, E, 2003, *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de M. Sc., Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 3 ed. Brasília, 2004.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4 ed. São Paulo, Atlas, 2002.

GOMES, L. P. (Coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB – tema III, edital V. Rio de Janeiro, ABES, 2009.

HACH COMPANY. **Method 8025: Color, True and Apparent**. DOC316.53.01037, 2014. Disponível em: <<https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639983708>>. Acesso em: 6 jul. 2017.

HUTNAN, M. *et al.* “Anaerobic stabilization of sludge produced during municipal wastewater treatment by electrocoagulation”. **Journal of Hazardous Materials**, v. 131, pp. 163-169, 2006.

JERONIMO, C. E. M. *et al.* “Estudo comparativo entre técnicas de determinação da matéria orgânica em efluentes industriais de composição carbonácea”. **Holos**, v. 2, pp. 34-44, 2012.

JORDÃO, E. P., PESSOA. C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4 ed. Rio de Janeiro, ABES, 2005.

JUCÁ, J.F.T. “Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil”. *V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 1-32, Porto Alegre, 2003.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. “Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review”. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 40, pp. 223-250, 1988.

LI, X. S.; ZHAO, Q. L. Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate. **Environment International**, v. 25, n. 8, pp. 961-968, 1999.

MAIA I. S. *et al.* “Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil”. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.20, n.4, p.665-675, 2015.

MANAUS. **Lei 1192, de 31 de dezembro de 2007**. Cria, no município de Manaus, o Programa de Tratamento e Uso Racional das Águas nas edificações – PRÓ-ÁGUAS. Manaus: Câmara Municipal, 2007,

MANNARINO, C. F. *et al.* “Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica”. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 19, pp. 11-9, 2011.

MANNARINO, Camille Ferreira *et al.* “Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática”. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, pp. 3235-3243, 2013.

MCIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2016**. Brasília: SNSA, 2018.

MENDONÇA, C. L., 2002, *Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. Tese de D. Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4 ed. New York, McGraw Hill, 2003.

MOHAMMAD, Y. A. *et al.* “Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation”. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, pp. 199-210, 2004.

MORAIS, J. L., 2005, *Estudo da potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário*. Tese de D. Sc. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

NASCENTES, A. L., 2013, *Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico*. Tese de D. Sc., EQ/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

NAVEEN, B. P. *et al.* “Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate”. **Environmental Pollution**, n. 220, pp. 1-12, 2016.

OLIVEIRA, E. G. de, 2015, *Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico*. Dissertação de M. Sc., Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil.

PAULI, R. D. **A importância do saneamento no contexto mundial**. In: XXI Encontro Técnico AESABESP. São Paulo, 2010. Disponível em http://www.fenasan.com.br/arquivos/apresentacoes10/1008_15h30_dante.pdf. Último acesso em 15 de março de 2017.

PÉREZ, G. *et al.* “Assessment of the formation of inorganic oxidation by-products during the electrocatalytic treatment of ammonium from landfill leachates”. **Water Research**, v. 46, pp. 2579-2590, 2012.

RENOU, S. *et al.* “Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity”. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p.468-493, 2008.

SANTOS, A. S. P., 2010, *Aspectos técnicos e econômicos do Tratamento Combinado de lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização*. Tese de D. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SCHARFF, H., KOK, B. e KROM, A.H. “The Role of Sustainable Landfill in Future Waste Management Systems”. *XI International Waste Management and Landfill Symposium*. Sardinia, Italy, 2007.

SCHONS, A., 2017, *Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio*. Dissertação de M. Sc., Universidade do Vale do Rio Doce, São Leopoldo, RS, Brasil.

SILVA, F. V. B., 2005, *Avaliação da Influência da Correção do Teor de Umidade na Degradação Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de M. Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

SILVA, F. B. da, 2009, *Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários*. Dissertação de M. Sc., EQ/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

SOUTO, G. D. B., 2009, *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste de ar (“stripping”)*. Tese de D. Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. “Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no estado de São Paulo”. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, II-364, pp. 1-12, 2005.

TURETTA, L., 2011. *Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados*. Dissertação de M. Sc., EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil.

VAN HAANDEL, A., MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. Campina Grande, Epgraf, 1999.

VISHNIAC, W.; SANTER, M. "The thiobacilli". **Bacteriological Reviews**, v.21, pp. 195-213, 1957.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v. 2. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 4. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

WANG, W., WU, Y., ZHANG, C. "High-density natural luffa sponge as anaerobic microorganisms carrier for degrading 1,1,1-TCA in groundwater". **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 40, n. 3, pp. 383-393, 2017.

WIESMANN, U., CHOI, I. S., DROMBOWSKI, E. M. **Fundamental of Biological Wastewater Treatment**. Wiley-VCH, 2007.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., GORSKA, J.S., MIKSCH, K. e WEBER, J.V. **Landfill Leachate Treatment Methods: A Review**. Environmental Chemistry Letter. vol. 4: 51-61, 2006.

XAVIER, J. B. *et al.* "Monitoração e modelação da estrutura de biofilmes. Biomatemática - Modelação da estrutura de biofilmes". **Boletim de Biotecnologia**, n.76, pp. 2-13, 2003.

ZHAO, G. *et al.* "Highly efficient and energy-saving sectional treatment of landfill leachate with a synergistic system of biochemical treatment and electrochemical oxidation on a boron-doped diamond electrode". **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, pp. 1078-1083, 2010.

APÊNCICE A – Resultados da série de sólidos em todos os ROs

Regime	Dias corridos	Sólidos totais (g/L)			Sólidos voláteis (g/L)			Relação SSV/SST		
		LA	Saída R1	Saída R2	LA	Saída R1	Saída R2	LA	Saída R1	Saída R2
RO1	34	2,493	0,04		1,833	0,02		73,53%	50,00%	
	40	2,287	0,037		1,86	0,037		81,34%	100,00%	
	68	2,08	0,113		1,96	0,113		94,23%	100,00%	
	75	2,207	0,03		1,96	0,013		88,82%	44,44%	
	82	1,187	0,083		1,12	0,083		94,38%	100,00%	
	95	1,547	0,18		1,287	0,07		83,19%	38,89%	
	102	2,327	0,053		2,013	0,02		86,53%	37,50%	
	MÉDIA	2,018	0,077		1,719	0,051		86,00%	67,26%	
RO2	9	3,447	0,207	0,137	3,173	0,187	0,093	92,07%	90,32%	68,29%
	14	2,547	0,073	0,08	2,313	0,05	0,053	90,84%	68,18%	66,67%
	22	2,8	0,147	0,077	2,427	0,09	0,037	86,67%	61,36%	47,83%
	28	2,6	0,04	0,053	2,48	0,04	0,043	95,38%	100,00%	81,25%
	MÉDIA	2,848	0,117	0,087	2,598	0,092	0,057	91,24%	79,97%	66,01%
RO3	4	2,533	0,12	0,097	2,227	0,053	0,033	87,89%	44,44%	34,48%
	11	1,68	0,03	0,05	1,593	0,03	0,05	94,84%	100,00%	100,00%
	33	1,193	0,063	0,037	1,1	0,037	0,017	92,18%	57,89%	45,45%
	MÉDIA	1,802	0,071	0,061	1,64	0,04	0,033	91,64%	67,45%	59,98%
RO4	8	1,333	0,033	0,023	1,227	0,033	0,023	92,00%	100,00%	100,00%
	14	2,453	0,04	0,033	1,873	0,027	0,023	76,36%	66,67%	70,00%
	21	1,58	0,057	0,063	1,413	0,04	0,037	89,45%	70,59%	57,89%
	MÉDIA	1,789	0,043	0,04	1,504	0,033	0,028	85,94%	79,08%	75,96%
RO5	5	1,747	0,067	0,03	1,633	0,057	0,03	93,51%	85,00%	100,00%
	12	1,727	0,067	0,057	1,553	0,057	0,053	89,96%	85,00%	94,12%
	20	1,807	0,03	0,017	1,593	0,02	0,01	88,19%	66,67%	60,00%
	27	2,04	0,1	0,06	1,68	0,06	0,03	82,35%	60,00%	50,00%
	MÉDIA	1,83	0,066	0,041	1,615	0,048	0,031	88,50%	74,17%	76,03%
RO6	5	1,873	0,1	0,067	1,613	0,073	0,047	86,12%	73,33%	70,00%
	10	1,493	0,053	0,037	1,313	0,04	0,037	87,95%	75,00%	100,00%
	18	1,713	0,053	0,033	1,473	0,033	0,027	85,99%	62,50%	80,00%
	MÉDIA	1,693	0,069	0,046	1,467	0,049	0,037	86,69%	70,28%	83,33%
RO7	7	2,687	0,36	0,03	2,493	0,333	0,03	92,80%	92,59%	100,00%
RO8	8	2,633	0,063	0,04	2,347	0,063	0,037	89,11%	100,00%	91,67%
	13	2,66	0,067	0,037	2,42	0,053	0,027	90,98%	80,00%	72,73%
	20	2,1	0,063	0,11	1,953	0,06	0,1	93,02%	94,74%	90,91%
	MÉDIA	2,464	0,064	0,062	2,24	0,059	0,054	91,04%	91,58%	85,10%
RO9	1	1,527	0,057	0,083	1,453	0,053	0,07	95,20%	94,12%	84,00%
RO10	8	1,633	0,02	0,177	1,54	0,02	0,163	94,29%	100,00%	92,45%
	20	1,553	0,06	0,117	1,433	0,05	0,1	92,27%	83,33%	85,71%
	MÉDIA	1,593	0,04	0,147	1,487	0,035	0,132	93,28%	91,67%	89,08%

APÊNDICE B – Resultados de Turbidez, condutividade, pH, nitrogênio amoniacal, DQO solúvel e DQO total dos ROs

Regime	Dias corridos	Turbidez (uT)		pH		Condutividade (mS/cm)		Remoção (%)		N-NH ₄ (mg/L)		Remoção (%)		DQO Solúvel (mg/L)		Remoção (%)		DQO Total (mg/L)		Remoção (%)		Relação Solúvel/Total						
		R1	R2	Entrada	R1	R2	Entrada	R1	R1+R2	R1	R2	R1	R1+R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	Entrada	R1	R1 (%)	R2 (%)			
		R1	R2	Entrada	R1	R2	Entrada	R1	R1+R2	R1	R2	R1	R1+R2	R1	R2	R1	R2	R1	R1+R2	R1	R2	R1	R2	Entrada	R1	R1 (%)	R2 (%)	
RO1 Esgoto 1	33			7,46	6,97	6,82																						
	39			2,267	0,020	7,57	6,4	6,22																				
	46			5,079	0,497	7,43	6,25	5,8																				
	54																											
	70	2,469	0,627	7,65	6,31	6,46																						
75	7,511	3,098	7,51	5,1	5,54																							
82	7,029	1,940	7,59	5,91	6,45																							
MEDIA			7,54	6,16	6,22																							
RO1 Esgoto 2	90	18,270	0,257	7,22	7,65	7,74																						
96	11,270	0,350	7,65	7,6	8,1																							
99	0,872	0,610	7,56	7,55	7,76																							
MEDIA	6,846	0,925	7,48	7,60	7,87																							
1	2,339	0,020	6,57	7,98	8,21	1,831	1,770	1,683	4,77%	8,08%	0,00	0,00	100,00%	100,00%	334,98	47,77	57,70	85,74%	87,88%	373,64	67,88	81,83%	94,21%	89,65%	70,37%	266,79%		
4	3,325	1,037	6,83	7,98	8,05	1,815	1,773	1,760	2,31%	3,03%	0,00	0,00	100,00%	100,00%	191,51	37,46	41,23	80,44%	78,47%	462,98	90,50	35,20	80,45%	92,40%	41,36%	117,14%		
8	0,908	0,617	7,06	7,57	7,93	1,737	1,544	1,576	11,11%	9,27%	24,06	2,37	0,00	90,16%	100,00%	283,43	32,19	34,57	88,64%	87,80%	338,10	62,10	20,50	81,07%	93,75%	86,38%	51,83%	168,68%
11																												
15	1,053	0,994	7,06	7,93	8,05	1,949	1,856	1,838	4,77%	5,70%	25,21	2,08	0,00	91,77%	100,00%	429,48	29,42	26,40	93,15%	93,85%	438,93	36,96	19,24	91,58%	95,62%	97,89%	79,60%	137,24%
18	0,574	0,020	6,53	7,42	7,88	2,095	1,812	1,785	13,51%	14,80%	18,36	3,00	0,02	93,85%	99,91%	173,47	45,89	40,48	73,55%	76,66%	300,61	45,13	29,04	84,99%	90,34%	57,70%	101,67%	139,38%
22	0,577	0,120	6,9	7,45	7,3	1,906	1,742	1,725	8,60%	11,49%	31,66	1,96	0,32	93,83%	98,97%	232,74	29,55	31,68	87,31%	86,39%	321,23	37,97	26,78	88,18%	91,66%	84,22%	110,32%	
25	1,358	1,046	7,73	7,57	7,64	1,852	1,757	1,797	5,13%	2,97%	40,20	4,56	0,99	88,65%	97,53%	469,00	32,19	32,44	93,14%	93,08%	532,57	35,20	26,91	93,39%	94,95%	88,06%	91,43%	120,55%
MEDIA	1,448	0,551	7,08	7,68	7,87	1,884	1,741	1,795	7,51%	4,62%	27,81	1,84	1,17	95,94%	96,58%	298,14	35,92	36,76	86,22%	84,01%	379,01	50,77	25,05	86,30%	93,15%	78,77%	77,52%	151,26%
6	0,098	0,020	6,57	7,98	8,22	1,874	1,664	1,664	5,87%	11,21%	29,44	0,03	0,00	99,89%	100,00%	274,84	29,55	41,49	89,25%	86,93%	296,32	36,33	23,76	87,74%	91,98%	92,75%	81,32%	174,57%
9	0,189	0,219	7,08	7,38	7,53	1,814	1,655	1,659	8,77%	8,54%	39,76	1,11	0,00	97,20%	100,00%	331,54	39,98	44,38	87,94%	86,61%	372,78	40,23	31,18	89,21%	91,64%	88,94%	99,38%	142,33%
13	0,020	0,020	6,45	7,32	7,16	1,939	1,721	1,754	11,24%	9,54%	36,17	0,70	0,00	98,06%	100,00%	283,43	43,37	45,89	83,81%	83,81%	326,39	42,49	38,72	86,98%	88,14%	86,94%	102,07%	118,50%
20	0,641	0,020	6,8	7,69	8	1,933	1,710	1,727	11,54%	10,66%	35,11	0,86	0,00	97,56%	100,00%	343,57	52,30	54,89	84,78%	83,34%	383,95	48,40	44,75	87,39%	88,34%	89,48%	106,75%	116,85%
23	16,570	0,020	6,55	7,51	7,48	1,788	1,673	1,687	6,43%	5,65%	40,25	2,14	0,77	94,67%	98,08%	423,47	40,61	27,91	90,41%	93,41%	445,80	88,62	29,92	80,12%	93,29%	94,99%	45,82%	93,28%
30	8,616	0,327	6,83	7,62	7,52	1,788	1,630	1,613	3,84%	9,79%	27,87	2,10	0,00	93,91%	100,00%	236,18	53,93	56,07	77,17%	76,26%	340,99	105,59	43,62	69,04%	87,21%	69,26%	51,08%	128,52%
34																												
MEDIA	6,236	0,092	6,73	7,60	7,67	1,846	1,695	1,683	8,07%	8,77%	33,59	1,27	0,43	96,08%	98,51%	315,50	43,18	44,67	85,74%	84,96%	361,04	60,28	35,33	83,41%	90,10%	87,04%	81,07%	129,01%
1	0,020	0,020	6,71	7,6	7,69	1,915	1,690	1,756	11,75%	8,30%	31,21	1,12	0,00	96,41%	97,75%	246,53	61,22	49,91	75,17%	79,76%	356,55	60,59	44,50	83,01%	87,52%	69,14%	101,04%	112,14%
4	0,020	0,020	7,9	7,7	7,86	1,916	1,639	1,695	14,46%	11,53%	32,95	2,42	1,74	95,43%	96,72%	630,34	76,81	64,66	87,82%	89,74%	650,49	66,43	52,10	89,79%	91,99%	96,90%	115,62%	124,11%
8	0,020	0,020	6,7	7,18	7,21	2,094	1,859	1,832	11,22%	12,51%	39,21	1,58	2,25	95,96%	94,26%	270,89	99,33	94,62	63,38%	64,99%	402,74	105,47	81,04	73,81%	79,88%	67,26%	94,18%	117,01%
11	0,020	0,020	6,7	7,59	7,59	1,910	1,722	1,790	9,84%	6,28%	37,42	1,57	3,58	95,61%	90,43%	369,99	90,18	95,51	75,63%	74,19%	464,89	63,43	69,98	86,36%	84,95%	79,59%	142,18%	136,48%
15	0,719	0,020	6,72	7,79	8,2	1,890	1,672	1,687	11,53%	10,74%	34,95	2,58	0,00	92,63%	94,14%	280,12	41,86	70,39	85,06%	74,87%	326,32	48,96	43,91	85,00%	86,54%	85,84%	85,50%	160,31%
18	0,020	0,020	6,39	7,57	7,75	1,892	1,720	1,692	9,09%	10,57%	30,80	0,92	1,63	97,03%	94,70%	255,77	68,89	75,30	73,07%	70,56%	639,42	75,99	65,07	87,73%	89,30%	41,29%	90,66%	115,73%
MEDIA	0,137	0,020	6,85	7,56	7,72	1,936	1,717	1,742	11,32%	9,99%	37,76	1,70	1,99	95,94%	94,67%	342,27	73,05	75,10	76,68%	75,69%	470,07	70,14	59,43	84,28%	86,73%	73,34%	104,86%	127,63%
6	0,199	0,020	7,16	6,24	6,24	2,304	1,991	1,886	13,99%	18,14%	48,86	12,57	4,22	74,28%	91,37%	259,97	83,84	75,92	67,76%	70,79%	315,40	67,00	67,76	82,43%	82,43%	81,32%	113,32%	
9	0,020	0,020	6,9	6,72	5,8	2,029	1,816	1,890	10,50%	6,85%	51,83	5,60	1,01	89,20%	80,69%	291,88	100,15	101,38	65,69%	65,27%	342,27	101,65	96,05	70,30%	71,94%	85,28%	98,52%	105,54%
13	0,020	0,020	6,74	6,67	6,09	2,088	1,815	1,789	13,12%	14,36%	49,36	2,85	2,33	94,22%	95,28%	256,61	107,19	107,11	60,38%	58,26%	331,35	113,80	104,24	65,66%	68,54%	77,44%	89,44%	102,75%
16	0,989	0,020	6,73	7,25	7,28	2,044	1,872	1,864	8,41%	8,81%	50,41	5,55	3,89	98,99%	92,28%	297,76	114,34	108,68	61,69%	67,12%	382,59	112,57	102,74	67,13%	76,13%	78,70%	88,40%	108,38%
20	0,990	0,020	6,74	6,82	6,64	2,056	1,867	1,904	9,19%	7,39%	55,49	4,37	2,73	92,12%	95,08%	279,28	89,50	91,82	67,95%	67,12%	394,87	104,24	84,72	71,47%	76,13%	88,40%	108,38%	
23	0,020	0,020	6,83	7,09	7,13	2,093	1,895	1,897	9,46%	9,36%	51,34	3,26	2,92	94,29%	93,66%	286,84	99,87	95,51	65,18%	66,70%	381,75	104,11	91,00	72,73%	76,16%	75,14%	95,94%	104,95%
MEDIA	0,306	0,020	6,85	6,86	6,53	2,108	1,876	1,872	10,71%	10,82%	51,21	5,64	4,41	88,88%	91,39%	278,72	98,25	96,77	64,75%	65,26%	351,37	103,68	90,96	70,43%	74,11%	79,47%	94,73%	106,82%
7	0,020	0,020	7,11	6,93	5,56	2,648	2,140	2,084	19,18%	21,30%	71,19																	

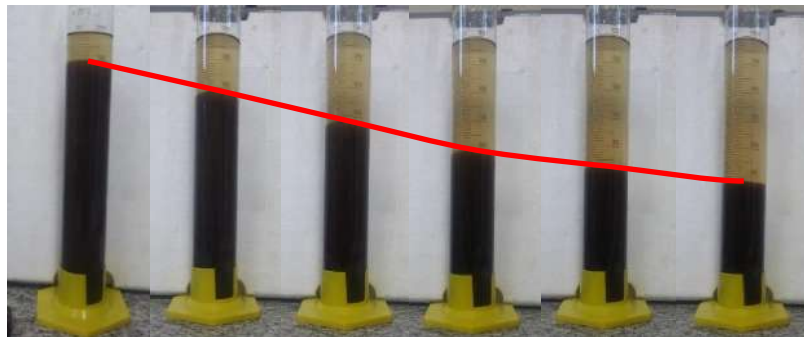
APÊNDICE C – Fotografias dos ensaios de IVL em alguns ROs (continua)



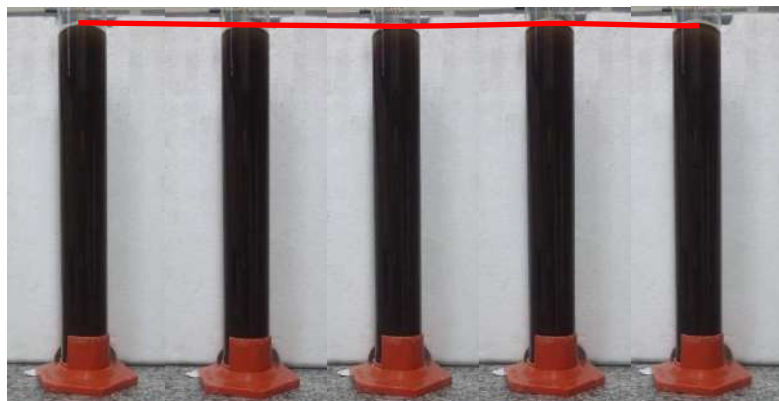
RO3 – 33 dias corridos



RO4 – 21 dias corridos

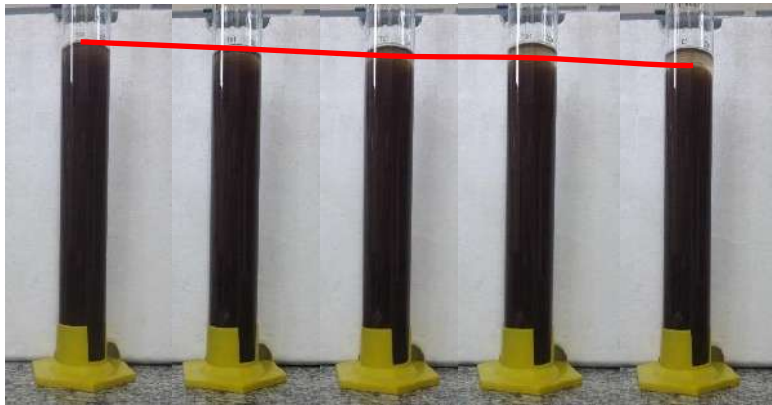


RO5 – 27 dias corridos



RO6 – 18 dias corridos

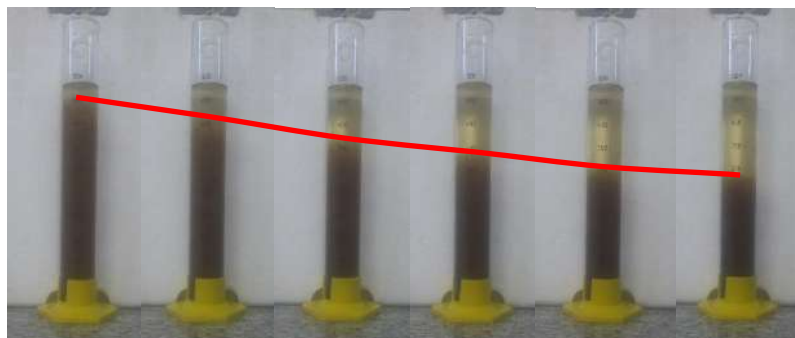
APÊNDICE C – Fotografias dos ensaios de IVL em alguns ROs (conclusão)



RO7 – 7 dias corridos



RO8 – 20 dias corridos



RO9 – 1 dia corrido



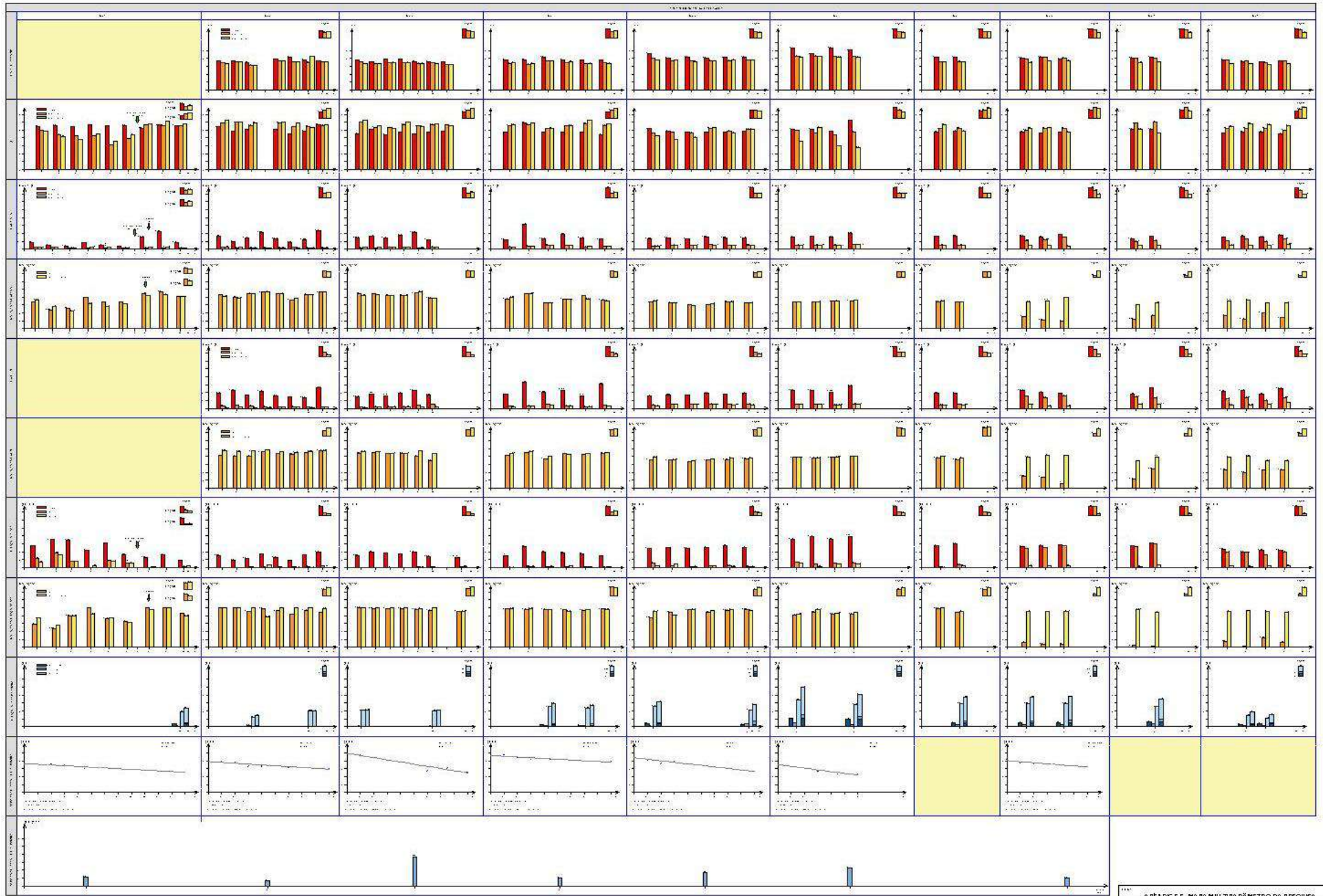
RO10 – 19 dias corridos

APÊNDICE D – Dados para determinação da relação A/M

Volume	0,84 L	Vazão (L/d)	Sa (DQO) (mg/L)	DQO/DBO	Sa (DBO) (mg/L)	Xe (g/L)	A/M	
RO	Dias						kgDQO/(kgSSV.d)	kgDBO/(kgSSV.d)
1	34	2,4	174,61	2,74	63,73	1,8333	0,27	0,10
	40		104,06		37,98	1,86	0,16	0,06
	75		68,65		25,05	1,96	0,10	0,04
	82		55,77		20,35	1,12	0,14	0,05
	95		437,21		159,57	1,2867	0,97	0,35
Média							0,33	0,12
2	9	2,4	328,1	2,35	139,62	3,1733	0,30	0,13
	14		321,23		136,69	2,3133	0,40	0,17
	22		273,98		116,59	2,4267	0,32	0,14
	28		372,799		158,64	2,48	0,43	0,18
Média							0,36	0,15
3	4	2,4	296,32	2,64	112,24	2,2267	0,38	0,14
	11		326,39		123,63	1,5933	0,59	0,22
	33		476,97		180,67	1,1	1,24	0,47
Média							0,73	0,28
4	8	2,4	402,74	2,7	149,16	1,2267	0,94	0,35
	14		326,32		120,86	1,8733	0,50	0,18
	21		495,536		183,53	1,4133	1,00	0,37
Média							0,81	0,30
5	5	2,4	315,4	2,85	110,67	1,6333	0,55	0,19
	12		331,35		116,26	1,5533	0,61	0,21
	20		354,87		124,52	1,5933	0,64	0,22
Média							0,60	0,21
6	5	2,4	448,93	2,96	151,67	1,6133	0,80	0,27
	10		443,05		149,68	1,3133	0,96	0,33
	18		575,54		194,44	1,4733	1,12	0,38
Média							0,96	0,32
7	7	3,6	376,33	2,85	132,05	2,4933	0,65	0,23
8	8	3,6	316,86	2,85	-	2,3467	0,58	-
	13		278,06		-	2,42	0,49	-
	20		325,12		-	1,9533	0,71	-
Média							0,59	-
9	1	2,4	282,19	2,85	-	1,4533	0,55	-
10	8	4,8	235,96	2,7	-	1,54	0,88	-
	20		202,36		-	1,4333	0,81	-
Média							0,84	-

APÊNDICE E – Mapa multiparâmetro da pesquisa (pranchas 01 e 02)





ANEXO 1 – Resultados de DBO e Alcalinidade fornecidos pelo LEMA



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
ESCOLA POLITÉCNICA
DEPTO. DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE
LABORATÓRIO DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE

RESULTADO DE ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA

Interessado: Erimar

Data da entrega da amostra: 21/03/2018

Amostras	DQO mg/L	DBO5 mg/L	Alcalinidade mg/L	NTK mg/L
100 %	1.131,2	Não Detectavel	1.011,3	70,0
0 %	634,7	231,3	617,9	-
0,5 %	626,5	266,4	438,2	-
1 %	553,5	210	404,5	-
2 %	706,5	Não Detectavel	471,9	-
5 %	653,6	229,3	393,3	-
10 %	754,8	254,6	415,7	-

Os resultados desta análise têm significação restrita e se aplicam à amostra trazida pelo interessado.

OBS: Os ensaios de DQO foram executados pelo interessado.
As amostras "100%" e "2%", não apresentaram deflexão na leitura final.

Metodologias Utilizadas:

DQO = Método: 5.220 - D - Refluxo Fechado - Colorimétrico - SMEWW - 20ª Edição

DBO5 = Método: 5.210 - B - Método das Diluições - SMEWW - 20ª Edição

Alcalinidade = Método: 2320 - B - Titulométrico com indicador - SMEWW - 20ª Edição

NTK = Método: 4.500 - C - Digestão/Destilação /Titulação - - SMEWW - 20ª Edição

Rio 27 de março de 2018

Maria Cristina Treitler Paixão

Bióloga Responsável Técnica
LEMA/DRHIMA/POLI/UFRJ
CRB:02942/02