



PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO
MULTICÊNTRICO
EM QUÍMICA
DE MINAS GERAIS



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais

**PROPOSIÇÃO DE ALTERNATIVAS PARA O TRATAMENTO DO EFLUENTE REAL DE
UMA INDÚSTRIA FARMACÊUTICA**

Dissertação de Mestrado

GABRIELA MENTA ALVIM

BELO HORIZONTE

2021



PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO
MULTICÊNTRICO
EM QUÍMICA
DE MINAS GERAIS



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS

Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais

PROPOSIÇÃO DE ALTERNATIVAS PARA O TRATAMENTO DO EFLUENTE REAL DE UMA INDÚSTRIA FARMACÊUTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Química.

GABRIELA MENTA ALVIM

Orientador: Prof. Dr. *Ildefonso Binatti*

Co-orientadora: Prof. Dra. *Miriam Cristina Santos Amaral Moravia*

BELO HORIZONTE

2021

O rápido crescimento populacional e da industrialização mundial têm resultado na geração progressiva de efluentes industriais com concentrações significativas de contaminantes emergentes ou micropoluentes como fármacos, produtos de higiene pessoal e hormônios. Muitos desses poluentes são persistentes, tóxicos e de difícil degradação em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) convencionais, alcançando ambientes aquáticos após o tratamento. O objetivo deste trabalho é propor alternativas de tratamento para o efluente real de uma indústria farmacêutica localizada na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, buscando a melhor relação custo-benefício e o atendimento às normas de descarte. O efluente é atualmente tratado primariamente por Fossas Sépticas (FS) e anaerobicamente via Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors* - UASB) seguido por Filtro Anaeróbio (FA) na ETE da empresa e tem apresentado baixa conformidade para a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pH, além da produção de mal cheiro no local. O efluente tratado caracterizou-se como levemente ácido (pH variando de 4,42 a 9,64) e, por conseguinte, fora da faixa ideal (de 6,8 a 7,4) para o tratamento anaeróbio utilizado. A temperatura do efluente (variando de 20,80 a 28,80 °C), apesar de obedecer ao limite (≤ 40 °C) estabelecido pelas normas do Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para usuários Não Domésticos (PRECEND) da concessionária de saneamento municipal, também se apresentou abaixo da faixa ideal para o tratamento biológico aplicado (entre 30 e 35 °C). Pôde-se inferir que o reator anaeróbico utilizado está operando em fase acidogênica, apresentando eficiência reduzida em relação a fase metanogênica, a qual seria preferível. Erros de partida e nas condições de operação do reator parecem implicar em custos indesejados e na eficiência reduzida do tratamento. Para inferir sobre a composição e características detalhadas do efluente industrial, realizou-se uma análise dos dados históricos de produção, constatando que os princípios ativos mais utilizados em 2019 e 2020 foram glicose anidra, paracetamol, dipirona, benzoato de benzila, cloreto de sódio, citrato de sódio, cafeína, carbonato de cálcio, sulfato de ferroso e citrato de orfenadrina. Nenhum desses insumos foi classificado como persistente, bioacumulativo e tóxico, porém as substâncias paracetamol, dipirona e citrato de orfenadrina foram classificadas como não biodegradáveis, presumindo-se que tratamentos do tipo físico-químicos e/ou combinados deveriam ser considerados para tal efluente. As alternativas de tratamento propostas consideraram a possibilidade de o efluente industrial apresentar substâncias não biodegradáveis e com certa persistência e toxicidade, além da necessidade de remoção da DQO remanescente após o tratamento anaeróbio utilizado. Dessa forma, as alternativas de tratamento propostas foram: lodos ativados convencional; coagulação/sedimentação + MicroFiltração (MF) + NanoFiltração (NF) + Osmose Inversa (OI); UASB+FA + tratamento terciário via membrana (UF ou NF ou OI); UASB+FA + tratamento terciário via ozonólise (O_3); e, UASB+FA + tratamento terciário via ozonólise com peroxidação (O_3/H_2O_2). A partir da estimativa preliminar de custos realizada para as alternativas de tratamento, a técnica UASB+FA+OI apresentou o menor custo total (R\$ 2,32 por volume de efluente tratado) devido ao aproveitamento do tratamento atual e a um baixo custo de operação em relação às demais. Ressalta-se que para a implementação definitiva dessa técnica, faz-se necessária a adequação do tratamento atual a partir do controle e ajuste da temperatura e do pH a montante dos reatores a fim de garantir as condições ideais a degradação anaeróbia.

Palavras-chave: Efluente farmacêutico; PRECEND; Tratamento de efluente industrial; Análise de custos.

Rapid population growth and worldwide industrialization have resulted in the progressive generation of industrial effluents with significant concentrations of emerging contaminants or micro-pollutants such as pharmaceuticals, personal care products and hormones. Many of these pollutants are considered persistent, toxic and difficult to degrade in conventional Wastewater Treatment Plants (WWTP), reaching aquatic environments after treatment. The research aims to propose treatment alternatives for the effluent of a pharmaceutical industry located in the metropolitan region of Belo Horizonte, Minas Gerais, seeking the best cost-benefit ratio and compliance with disposal regulations. The effluent is currently treated anaerobically via Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors (UASB) followed by Anaerobic Filter (FA) in the company's ETE and has shown low compliance for Chemical Oxygen Demand (COD) and pH, in addition to the production of bad odour in the place. The treated effluent was characterized as slightly acidic (pH ranging from 4.42 to 9.64) and, therefore, outside the ideal range (from 6.8 to 7.4) for the anaerobic treatment used. The effluent temperature (ranging from 20.80 to 28.80 °C), despite complying with the limit (≤ 40 °C) established by the norms of the Effluent Reception and Control Program for Non-Domestic Users (in portuguese, *Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para usuários Não Domésticos* - PRECEND) of the municipal sanitation concessionaire, was also below the ideal range for the applied biological treatment (between 30 and 35 °C). It can be inferred that the anaerobic reactor used is operating in the acidogenic phase, presenting reduced efficiency concerning the methanogenic phase, which would be preferable. Errors in starting and operating conditions of the reactor seem to imply unwanted costs and reduced treatment efficiency. To infer the composition and detailed characteristics of the industrial effluent, an analysis of historical production data was carried out, noting that the active principles most used in 2019 and 2020 were anhydrous glucose, paracetamol, dipyrone, benzyl benzoate, sodium chloride, sodium citrate, caffeine, calcium carbonate, ferrous sulphate and orphenadrine citrate. None of these inputs was classified as persistent, bioaccumulative and toxic, but the substances paracetamol, dipyrone and orphenadrine citrate were classified as non-biodegradable, assuming that physicochemical and/or combined treatments should be considered for such effluent. The proposed treatment alternatives considered the possibility that the industrial effluent could contain non-biodegradable substances with certain persistence and toxicity, in addition to the need to remove the COD remaining after the anaerobic treatment used. The treatment alternatives were: conventional activated sludge; coagulation/sedimentation + MicroFiltration (MF), NanoFiltration (NF) and Reverse Osmosis (OR); UASB+FA + tertiary treatment via membrane (UF or NF or OR); UASB+FA + tertiary treatment via advanced oxidative processes (ozonolysis - O_3 or ozonolysis with peroxidation - O_3/H_2O_2). From the preliminary cost estimate, the UASB+FA+OR technique had the lowest total cost (BRL 2.32 per volume of treated effluent) due to the use of the current treatment and a low cost of operation to the others. It is noteworthy that for the implementation of this lower-cost technique, it is necessary to adapt the current treatment from the control and adjustment of temperature and pH upstream of the reactors to guarantee the ideal conditions for anaerobic degradation.

Keywords: Pharmaceutical effluent; PRECEND; Industrial effluent treatment; Cost analysis.

Capítulo 1: Introdução.....	12
Capítulo 2: Objetivos.....	16
1. Objetivo geral.....	16
2. Objetivos específicos.....	17
Capítulo 3: Revisão da literatura.....	18
1. Gerenciamento de efluentes não domésticos.....	18
1.1 Legislações nacionais e estaduais aplicáveis ao lançamento direto.....	19
1.2 Diretrizes da COPASA aplicáveis ao lançamento indireto.....	21
2. Produção industrial farmacêutica.....	24
3. Tratamento do efluente farmacêutico.....	26
3.1 Tratamento biológico aeróbio.....	27
3.1.1 Lodos ativados convencionais.....	28
3.2 Tratamento biológico anaeróbio.....	30
3.2.1 Sistema de Fossa Séptica.....	32
3.2.2 Filtro anaeróbio.....	32
3.2.3 Reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo.....	33
3.3 Tratamentos físico-químicos.....	35
3.3.1 Processo de clarificação.....	36
3.3.2 Processos Oxidativos Avançados.....	36
3.3.3 Tratamento por membranas.....	39
Capítulo 4: Estudo de caso – A empresa farmacêutica.....	43
1. Introdução.....	43
2. Materiais e métodos.....	45
2.1 Avaliação da produção industrial.....	45
2.2 Identificação de persistência, bioacumulação, toxicidade e biodegradabilidade.....	45
2.3 END bruto.....	47
2.4 ETE da empresa.....	47
2.5 END tratado.....	48
3. Resultados.....	50
3.1 Avaliação da produção industrial.....	50
3.2 Identificação de persistência, bioacumulação, toxicidade e biodegradabilidade.....	53
3.3 END bruto.....	55
3.4 END tratado.....	56
4. Conclusões parciais.....	70
Capítulo 5: Propostas alternativas de tratamento.....	72
1. Introdução.....	72
1.1 Lodos ativados convencional (CAS).....	73
1.2 Tratamento via membrana.....	74
1.3 Tratamento combinado.....	75

1.4 Tratamento via POA.....	76
2. Materiais e métodos.....	77
2.1 Estimativa preliminar de custos.....	77
2.1.1 Lodos ativados convencional (CAS).....	79
2.1.2 Tratamento terciário via membrana.....	82
2.1.3 Tratamento combinado.....	90
2.1.4 Tratamento via POA.....	92
3. Resultados e discussão.....	95
3.1 Estimativa preliminar de custos.....	96
3.1.1 Despesas de capital (CapEx).....	96
3.1.2 Despesas operacionais (OpEx).....	98
3.1.3 Despesas totais.....	100
4. Conclusões parciais.....	101
Capítulo 6: Conclusões finais e perspectivas futuras.....	102
Capítulo 7: Referências bibliográficas.....	106
Capítulo 8: Anexos.....	126

Figura 1. Representação esquemática da estrutura de um biofilme em um suporte (a) e em crescimento disperso (b).	27
Figura 2. Representação esquemática simplificada do tratamento de efluentes via Lodos Ativados Convencionais (somente fase líquida).	28
Figura 3. Desenho esquemático de um reator UASB.	32
Figura 4. Desenho esquemático de um reator AHR.	34
Figura 5. Classificação de membranas em relação ao tamanho dos poros e às espécies filtráveis e retidas.	39
Figura 6. Representação esquemática da estação de tratamento de efluentes industriais na empresa farmacêutica.	47
Figura 7. Consumo total mensal de insumo, em toneladas, na produção de 2019 e 2020 pela Empresa Confidencial.	49
Figura 8. Consumo por insumo nas produções de 2019 e 2020 da Empresa Confidencial.	50
Figura 9. Quantidade de insumo consumida (t) na produção de 2019 e 2020 da Empresa Confidencial para as classes farmacoterapêuticas de (a) repositores hidroeletrólitos, (b) analgésicos e antipiréticos, (c) suplementos nutricionais, (d) antiparasitário, (e) antianêmico.	51
Figura 10. Concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	55
Figura 11. Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	57
Figura 12. Comparação entre as concentrações DQO (mg/L) e DBO (mg/L) no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	58
Figura 13. Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	59
Figura 14. Cálculo do Fator K incidente nas faturas de esgoto de 2019 e 2020.	60
Figura 15. Valores de pH para o END após tratamento comparado ao limite do PRECEND (amostra n = 5 alíquotas).	61
Figura 16. Valores de pH para o END após tratamento comparado ao ideal estabelecido para tratamento em reator anaeróbio (amostra n = 5 alíquotas).	62
Figura 17. Concentração de sulfeto (S ⁻), em mg/L, no END após tratamento em 2019 e 2020 (amostra n = 5 alíquotas).	63
Figura 18. Efeito do pH na distribuição de compostos de enxofre no efluente.	63
Figura 19. Temperatura, em °C, para o END após tratamento comparado ao limite do PRECEND e ao ideal estabelecido para o tratamento em reator anaeróbio (amostra n = 5 alíquotas).	64
Figura 20. Concentrações em mg/l de (a) Sólidos Sedimentáveis (SSed), (b) Substâncias tensoativas (ATA), (c) Óleos e Graxas (O&G), (d) Sulfato e (e) Fenol no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	66
Figura 21. Concentrações em mg/l de (a) Cádmio (Cd), (b) Cromo (Cr), (c) Chumbo (Pb), (d) Cobre (Cu), (e) Cromo hexavalente (Cr ⁶⁺), (f) Mercúrio (Hg), (g) Níquel (Ni), (h) Zinco (Zn) e (i) Ferro solúvel (Fe) no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	68
Figura 22. Concentrações em mg/l de (a) Benzeno, (b) Etilbenzeno, (c) Tolueno e (d) Xileno no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).	69
Figura 23. Esquema da alternativa de tratamento via lodos ativados convencional (CAS).	72
Figura 24. Esquema da alternativa de tratamento via membranas.	73
Figura 25. Esquema da alternativa de tratamento combinado.	74
Figura 26. Esquema da alternativa de tratamento aplicando-se POA como polimento.	75
Figura 27. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.	84
Figura 28. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.	87
Figura 29. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.	88
Figura 30. CapEx, em R\$/m ³ , comparativo para as técnicas alternativas de tratamento consideradas.	95
Figura 31. Distribuição dos componentes do CapEx para os tratamentos em CAS e OR	96
Figura 32. OpEx, em R\$/m ³ , comparativo para as técnicas alternativas de tratamento consideradas.	97
Figura 33. Distribuição dos componentes do OpEx para técnicas alternativas de tratamento consideradas.	98
Figura 34. Custo total de tratamento, em R\$/m ³ , para as técnicas alternativas consideradas.	100

Tabela 1. Parâmetros e limites para lançamento de END no sistema de esgotamento sanitário.	19
Tabela 2. Fator de carga poluidora "K".	20
Tabela 3. Critérios para a identificação de substâncias PBT	44
Tabela 4. Critérios para a identificação de substâncias vPvB	44
Tabela 5. Faixa de classificação para a biodegradabilidade de compostos orgânicos.	45
Tabela 6. Referências metodológicas adotadas na análise dos parâmetros.	45
Tabela 7. Parâmetros e referência metodológica de análise para amostras de END tratado.	47
Tabela 8. Avaliação dos critérios classificatórios como PBT ou vPvB para os insumos mais utilizados na produção de 2019 e 2020.	51
Tabela 9. Biodegradabilidade para os insumos mais utilizados na produção de 2019 e 2020.	52
Tabela 10. Parâmetros de caracterização do efluente bruto.	54
Tabela 11. Técnicas consideradas na estimativa de custo.	75
Tabela 12. Dados de entrada do efluente bruto e tratado por FS+UASB+FA considerados na estimativa de custo.	76
Tabela 13. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica CAS.	78
Tabela 14. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos da técnica CAS.	80
Tabela 15. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos para o tratamento terciário a partir de membranas.	82
Tabela 16. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de UF.	83
Tabela 17. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de NF.	85
Tabela 18. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de OI.	86
Tabela 19. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica combinado via membranas.	88
Tabela 20. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação do tratamento combinado.	90
Tabela 21. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica O ₃ .	91
Tabela 22. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação de O ₃ como tratamento terciário.	92
Tabela 23. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação de O ₃ /H ₂ O ₂ como tratamento terciário.	93

ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

-SH	Grupo sulfidríla
OH•	Radicais hidroxila
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AHR	Reator Anaeróbico Híbrido (do inglês, <i>Anaerobic Hybrid Reactor</i>)
ANA	Agência Nacional de Águas
ATA	Substâncias Tensoativas (do inglês, <i>Anionic TensioActive</i>)
ATP	Trifosfato de Adenosina (do inglês, <i>Adenosine TriPhosphate</i>)
ARSAE-MG	Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos
CAS	Lodos Ativados Convencional (do inglês, <i>Conventional Activated Sludge</i>)
CapEx	Despesas de capital (do inglês, <i>Capital Expenditures</i>)
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM-MG	Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CRQ	Conselho Regional de Química
DAF	Flotação por Ar Dissolvido (do inglês, <i>Dissolved Air Flotation</i>)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Decantador Secundário
EC ₁₀	Concentração de Efeito na qual o efeito de 10% é observado (do inglês, <i>median Effect Concentration 10%</i>)
ED	Efluentes Domésticos
END	Efluentes Não Domésticos
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FA	Filtro Anaeróbio de leito fixo
FEAM	Fundação Estadual de meio AMbiente
FS	Fossas Sépticas
LCFAs	Ácidos graxos de cadeia longa (do inglês, <i>Long Chain Fatty Acids</i>)

ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

MBR	Biorreatores com membranas (do inglês, <i>Membrane BioReactor</i>)
MF	MicroFiltração
Nº CAS	Número de serviço de resumos químicos (do inglês, <i>Chemical Abstracts Service</i>)
NBR	Norma BRasileira
NF	NanoFiltração
NOEC	Concentração de efeito não observado (do inglês, <i>No Observed Effect Concentration</i>)
O&G	Óleos e Graxas (do inglês, <i>Oils and Greases</i>)
OD	Oxigênio Dissolvido
OpEx	Despesas operacionais (do inglês, <i>Operational Expenditures</i>)
OI	Osmose Inversa
pH	potencial Hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
POA	Processo Oxidativo Avançado
PPCPs	Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais (do inglês, <i>Pharmaceuticals and Personal Care Products</i>)
PRECEND	Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para usuários Não Domésticos
Q _{máx}	Vazão máxima medida
Q _{méd}	Vazão média medida
RADA	Relatório de Avaliação de Desempenho Ambiental
RAMA	Reatores Ascendentes de Manta Anaeróbia
SEGRH-MG	Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídrico de Minas Gerais
SISEMA	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SSed	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (do inglês, <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors</i>)
UF	UltraFiltração
VFAs	Ácidos Graxos Voláteis (do inglês, <i>Volatile Fatty Acids</i>)

Capítulo 1: Introdução

Efluentes Não Domésticos (END) são oriundos de processos industriais, como produção, operação e limpeza, sendo constituído por substâncias utilizadas ou produzidas no estabelecimento, possuindo características distintas dos efluentes domésticos^{1,2}.

Durante a gestão dos END, os estabelecimentos geradores podem optar pelo lançamento direto desses efluentes em corpos de água receptores ou pelo lançamento indireto, na rede pública coletora de esgoto domésticos. No primeiro caso, os empreendimentos devem obedecer aos parâmetros e às condições de descarte definidos por pelos órgãos ambientais e governamentais competentes³ e, no segundo caso, obedecem às condições e aos limites de qualidade estabelecidos pela companhia de saneamento do município em que se localizam⁴.

Apesar da existência de normas e legislações que estabelecem as condições de lançamento e padrões de qualidade para efluentes industriais^{3,8}, o Brasil ainda não possui padrões e limites de lançamento referentes a efluentes compostos por resíduos farmacológicos os quais podem ser considerados tóxicos, persistentes e/ou bioacumuladores no ambiente.

O efluente proveniente de uma indústria farmacêutica contém produtos farmacológicos residuais, possuindo sua composição variável conforme a produção⁵, sendo normalmente caracterizado por possuir elevadas quantidade de matéria orgânica estável e de difícil degradação biológica em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) convencionais, ademais da presença de solventes e resíduos com considerável toxicidade^{6,7}.

Dentre as alternativas de tratamento para efluentes disponíveis, pode-se citar os tratamentos biológicos aeróbios, como os lodos ativados convencional, e anaeróbios, como os filtros e os reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors* - UASB); além dos físico-químicos, a exemplo dos processos de clarificação, oxidativos avançados e os baseados em membranas⁵⁴.

O sucesso no tratamento de efluentes farmacêuticos via tratamentos biológicos depende, principalmente, da composição do efluente, sendo que algumas substâncias farmacologicamente ativas podem ser resistentes a degradação biológica^{33,71}. Além disso, condições de operação do reator, como pH, temperatura, e a presença de substâncias tóxicas podem perturbar a microbiota, afetando o processo de digestão e reduzindo a eficiência da técnica⁷⁷.

Os processos de clarificação usualmente não apresentam remoções satisfatórias de Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de

Oxigênio (DBO) quando aplicados a efluentes farmacêuticos, sendo indicado seu uso como tratamento primário, sendo combinado a outras técnicas^{110,111}.

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm apresentado maior eficácia quando comparados às técnicas biológicas de tratamento, indicando aumento na remoção de fármacos e redução da toxicidade do efluente^{121,122,123,124}. Sem embargo, subprodutos podem ser gerados durante a oxidação dos poluentes, requerendo atenção e controle da toxicidade do efluente pós tratamento^{120,127,128}.

O tratamento via membranas caracteriza-se pela retenção dos poluentes a partir do fluxo de efluente por uma membrana semipermeável, as quais podem ser de MicroFiltração (MF), UltraFiltração (UF), NanoFiltração (NF) e Osmose Inversa (OI)¹⁴⁰. As membranas de NF e OI têm sido as mais empregadas na remoção de compostos emergentes de difícil degradação biológica, como os farmacêuticos, devido aos diminutos poros dessas membranas¹⁴⁴. Tal aplicação, entretanto, necessita da instalação de uma técnica de pré-tratamento, a fim de se evitar incrustações excessivas na membrana¹⁴¹.

A escolha da técnica para o tratamento de efluentes farmacêuticos depende das características físico-químicas e da composição desses efluentes os quais estão intimamente vinculados às particularidades da produção industrial⁵. Dessa maneira, no presente trabalho, realizou-se uma análise das características físico-químicas dos insumos utilizados na produção industrial, buscando-se prever a composição e as características do END farmacêutico. Por conseguinte, pôde-se avaliar a eficiência do atual tratamento do efluente e propor tratamentos alternativos.

O efluente é atualmente tratado primariamente por Fossas Sépticas (FS) e anaerobicamente via reator UASB seguido por Filtro Anaeróbio (FA) na ETE da empresa. As propostas de tratamentos alternativos neste trabalho consideraram a possibilidade de o efluente industrial apresentar substâncias não biodegradáveis e com certa persistência e toxicidade, além da necessidade de remoção da DQO remanescente após o tratamento atualmente utilizado. Ademais, considerou-se a melhoria na remoção de contaminantes e na redução dos riscos toxicológicos do efluente para o meio após o descarte, estimativas de custos de instalação e manutenção das técnicas.

As alternativas de tratamento propostas neste trabalho foram: lodos ativados convencional; coagulação/sedimentação + MicroFiltração (MF) + NanoFiltração (NF) + Osmose Inversa (OI); UASB+FA + tratamento terciário via membrana (UF ou NF ou OI); UASB+FA + tratamento terciário via ozonólise (O₃); e, UASB+FA + tratamento terciário via ozonólise com peroxidação (O₃/H₂O₂).

Para as estimativas preliminares de custos realizou-se dimensionamentos, para cada técnica alternativa de tratamento, visando contabilizar a necessidade de tanques, decantadores, bombas, membranas, aeradores e outros equipamentos e instrumentos, conforme a particularidade de cada técnica considerada.

Os dimensionamentos foram realizados a partir dos parâmetros apresentados para o efluente bruto e para o efluente tratado na ETE atualmente em funcionamento, de acordo com as particularidades de cada técnica, sendo utilizados cálculos desenvolvidos no *software Excel*. Para técnicas que utilizaram tratamento via membranas de UF e OI, recorreu-se ao *software WAVE*© (2019) o qual é um programa de modelagem que integra UF, OI e resina de troca iônica e é usado para projetar e simular a operação de sistemas de tratamento de água doce para abastecimento, água do mar e efluentes industriais, secundários e terciários. A partir do *software WAVE*© (2019) foi possível determinar o número de membranas necessárias ao tratamento, a quantidade e as potências requeridas das bombas e o consumo energético em kWh, além de indicar a necessidade ou não de paradas regulares para a regeneração das membranas.

Ao final das estimativas preliminares de custos realizou-se uma discussão sobre as características de cada técnica de tratamento, considerando além dos custos, suas particularidades e possíveis eficiências na remoção de poluentes complexos e resistentes a degradação biológica convencional. Dessa forma, a problemática desse trabalho reside no equilíbrio entre o atendimento às legislações e normas, sejam governamentais ou definidas pela companhia de saneamento; o risco ambiental do descarte no corpo receptor de END; e o custo para a empresa geradora de END na manutenção do tratamento e no controle de parâmetros, evitando o pagamento de multas e de incidências que elevam o valor das faturas de esgotamento.

Capítulo 2: Objetivos

1. Objetivo geral

O objetivo desse trabalho é propor alternativas de tratamento para o efluente real de uma indústria farmacêutica localizada na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, buscando a melhor relação custo-benefício e o atendimento às normas de descarte vigentes.

2. Objetivos específicos

1. Prever a composição e as características do efluente farmacêutico bruto a partir da análise dos dados do consumo de insumos na produção industrial;
2. Estimar o potencial de biodegradabilidade, bioacumulação e toxicidade do efluente a partir da análise das características dos principais princípios ativos utilizados na produção industrial;
3. Avaliar a eficiência do tratamento atualmente realizado pela empresa farmacêutica a partir dos dados que caracterizam o efluente bruto e tratado, comparando-os aos limites de lançamento de efluentes não domésticos no sistema de esgotamento sanitário definidos pela concessionária de saneamento municipal;
4. Desenvolver um estudo comparativo de viabilidade técnica e econômica da aplicação de tratamentos alternativos ao atualmente realizado, a fim de propor melhorias na eficiência do tratamento e na relação custo-benefício.

Capítulo 3: Revisão da literatura

3. Gerenciamento de efluentes não domésticos

Efluentes Domésticos (ED) são aqueles produzidos a partir dos usos com fins de higiene e necessidades fisiológicas humanas em banheiros, lavanderias e cozinhas presentes em residências ou estabelecimentos comerciais⁹. Assim sendo, compõem-se essencialmente da água proveniente de banho e excretas, restos de comida, sabão e detergentes, sendo geralmente caracterizados por aproximadamente 99,9% de água e cerca de 0,1% de sólidos aos quais cerca de 70% são de origem orgânica, como microrganismos, gorduras, óleos e ureia¹⁰.

Os Efluentes Não Domésticos (END) diferenciam-se em origem, características e composição dos ED, pois são oriundos de processos industriais, incluindo processos de produção, águas de lavagem, de operação, de limpeza e outras fontes, apresentando poluição por substâncias utilizadas e/ou produzidas no estabelecimento industrial^{1,2}. Atenta-se que as redes coletoras de efluentes domésticos, não domésticos e de água pluvial devem ser separadas na planta industrial, de modo a não haver interconexão entre elas¹¹.

A indústria que opte pelo lançamento direto dos END em corpos de água receptores deve tratá-lo a fim de se obedecer aos padrões e às diretrizes de qualidade das águas e de enquadramento dos corpos de água, além de cumprir com as condições e com os parâmetros de lançamento de efluentes estabelecidos pelos órgãos ambientais e governamentais competentes³.

No lançamento indireto em redes públicas coletoras de esgotos, o empreendimento transfere à concessionária de serviços de saneamento do município a responsabilidade pelo tratamento dos efluentes coletados¹. Nesse caso, apesar de a empresa obedecer a condições e parâmetros de qualidade menos rigorosos estabelecidos pela companhia de saneamento, o empreendimento fica passível de cobrança de taxas que elevam a fatura de esgotamento e/ou multas, caso o efluente lançado na rede coletora apresente parâmetros fora dos limites especificados⁴. Essa alternativa pode ser vantajosa caso inexistam corpos de água enquadrados ao recebimento de efluentes nas proximidades da indústria produtora⁴.

3.1 Legislações nacionais e estaduais aplicáveis ao lançamento direto

Para entender o arcabouço regulatório referente às águas brasileiras, faz-se necessário uma visão geral das principais legislações que tem por objetivo a proteção dos recursos hídricos nacionais, através da regulamentação do uso da água, do estabelecimento de normas, limites e planejamento hidrológico. De maneira geral, os regulamentos assim aplicáveis são estabelecidos pelas seguintes legislações:

Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981¹²: dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA);

Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997¹³: institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

Lei Federal nº 9.984, de 17 de julho de 2000¹⁴: dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

Resolução do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH) nº 48, de 21 de março de 2005¹⁵: estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Ademais da base legislativa para a gestão dos recursos hídricos, é necessário estabelecer critérios e parâmetros sanitários para a qualidade da água. Dessa forma, o CONAMA dispõe sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores no âmbito nacional através da Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011³.

Segundo a resolução, o lançamento direto de efluentes, originários de qualquer fonte poluidora, em corpos receptores poderá ocorrer, desde que os despejos atendam aos padrões exigidos em seu Art. 16 e não confirmem ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento. Para o atendimento ao lançamento indireto de efluentes, ou seja, despejo em redes públicas coletoras de esgotos, solicita-se a observância às normas específicas, disposições do órgão ambiental competente e das diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário. Percebe-se, desse modo, que o efluente industrial, após o devido tratamento, deve atender aos requisitos estabelecidos na Resolução CONAMA nº 430/2011³ para ser lançado ao corpo receptor adequadamente enquadrado.

A proteção dos recursos hídricos também se dá no âmbito estadual, buscando-se legislar de acordo com o interesse regional, estabelecendo-se normas suplementares às federais. De modo geral, considera-se importante para o gerenciamento de recursos hídricos no estado de Minas Gerais as seguintes regulamentações:

Lei Estadual nº 2.126, de 20 de janeiro de 1960⁸: estabelece normas para o lançamento de esgotos e resíduos industriais nos cursos de água;

Lei Estadual nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999¹⁶: institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH-MG);

Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01, de 05 de maio de 2008¹⁷: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Lei Estadual nº 18.309, de 3 de agosto de 2009¹⁸: estabelece normas relativas aos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, cria a Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais (ARSAE-MG);

Lei Estadual nº 21.972, de 21 de janeiro de 2016¹⁹: dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA);

Com o aumento da relevância da poluição ambiental, a Lei Estadual nº 2.126⁸ tornou proibido o lançamento de esgotos e resíduos industriais sem tratamento em corpos de água. Após tratamento, o efluente deve conter Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sais minerais dissolvidos, suspensos ou precipitados nas mesmas condições e proporções ao do corpo receptor. De maneira complementar e mais consolidada, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01¹⁷ estabeleceu, em seu Art. 29, os critérios e parâmetros sanitários para o lançamento de efluentes, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento.

Apesar da crescente preocupação mundial da ocorrência de micro poluentes e contaminantes persistentes em água^{20,21}, a legislação brasileira ainda não possui padrões de lançamento de esgotos referentes a resíduos farmacológicos.

3.2 Diretrizes da COPASA aplicáveis ao lançamento indireto

O Decreto Estadual nº 44.884, de 1º de setembro de 2008¹, é responsável por alterar e consolidar a regulamentação da prestação de serviços públicos de água e esgoto pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA MG). Segundo esse Decreto, em consonância com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008²² e a Resolução CONAMA nº 430/2011³, o estabelecimento gerador de Efluentes Não Domésticos (END) que optar pelo uso da rede coletora e do tratamento realizado pela concessionária de serviços de saneamento do município deve observar os critérios e as diretrizes de recebimento determinados pela operadora.

Com o propósito de atuar junto aos geradores de END e garantir a destinação adequada desses efluentes, a COPASA MG criou o Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para usuários Não Domésticos (PRECEND). A partir desse programa, os estabelecimentos destinam os END gerados à rede pública coletora de esgoto domésticos, transferindo à COPASA a responsabilidade pelo tratamento dos efluentes coletados.

Para o atendimento ao PRECEND, os END lançados na rede coletora de esgoto devem estar de acordo com as características fixadas, pela COPASA MG, na Norma Técnica 187⁴, a qual foi homologada pela Resolução 117 de 2018 da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais²³. Os parâmetros e limites para lançamento de END no sistema público de esgotamento sanitário presentes na sexta edição da Norma T. 187 de 2018⁴ estão descritos na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1. Parâmetros e limites para lançamento de END no sistema de esgotamento sanitário.

Parâmetro	Unidade de medida	Limite permitido
pH	-	Mínimo: 6,0 / Máximo: 10,0
Temperatura	°C	≤ 40,0
Sólidos sedimentáveis	mL/L	20,0
Gorduras, óleos e graxas totais	mg/L	150,0
Alumínio total	mg/L	3,0
Arsênio total ^a	mg/L	3,0
Bário total	mg/L	5,0
Boro total	mg/L	5,0
Cádmio total ^a	mg/L	5,0
Chumbo total ^a	mg/L	10,0
Cobalto total ^a	mg/L	1,0
Cobre total ^a	mg/L	10,0
Cromo hexavalente	mg/L	1,5
Cromo total ^a	mg/L	10,0
Estanho total ^a	mg/L	5,0
Ferro solúvel	mg/L	15,0
Mercúrio total ^a	mg/L	1,5
Níquel total ^a	mg/L	5,0
Prata total	mg/L	5,0
Selênio total ^a	mg/L	5,0
Vanádio total ^a	mg/L	4,0
Zinco total ^a	mg/L	5,0
Nitrogênio amoniacal total	mg/L	500
Cianetos totais	mg/L	5,0
Fenóis totais	mg/L	5,0
Fluoreto total	mg/L	10,0
Sulfeto total	mg/L	1,0
Sulfatos	mg/L	1.000,0
Substâncias tensoativas – ATA	mg/L	5,0
Benzeno	mg/L	1,2
Tolueno	mg/L	1,2
Xileno	mg/L	1,6
Etilbenzeno	mg/L	0,84
Estireno	mg/L	0,07
Clorofórmio	mg/L	1,0
Dicloroeteno	mg/L	1,0
Tetracloroeto de cabono	mg/L	1,0
Tricloroeteno	mg/L	1,0

Nota: ^a o somatório das concentrações dos parâmetros referentes à série de metais pesados, permitido para o lançamento na rede coletora pública de efluentes, é de 20 mg/L. Fonte: COPASA (2018)⁴.

Ademais dos parâmetros apresentados na Tabela 1, a Norma T. 187/6⁴ determina a obrigatoriedade das análises de pH, temperatura, DBO, Demanda Química de Oxigênio (DQO),

Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Sedimentáveis (SSed), gorduras, Óleos e Graxas (O&G) e substâncias tensoativas (ATA) por parte dos usuários, independentemente das atividades industriais e dos tipos de END gerados. Determina-se também a separação, por parte do usuário, das redes coletoras de efluente doméstico, de efluente não doméstico e de águas pluviais na planta industrial, de modo a não ocorrer interconexão entre tais redes.

Em consonância com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), estabelecida pela Lei Federal 6.938 de 1981¹², o PRECEND incorpora o princípio Poluidor-Pagador no cálculo da fatura mensal de esgoto. Segundo esse princípio, impõe-se ao usuário a contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos, com a obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados. Dessa forma, paga-se mais pela maior poluição¹².

Segundo a COPASA MG (2016)²⁴, os END usualmente possuem maior carga poluidora do que os efluentes domésticos. Buscando-se, então, um coeficiente que incida no cálculo da fatura mensal do esgoto industrial, considerando o princípio Poluidor-Pagador, definiu-se o Fator K ou Fator de Poluição a ser incidido como valor adicional na fatura. Esse fator mede a possível diferença de carga poluidora entre um esgoto doméstico e um efluente não doméstico. E tal método de cobrança permite a manutenção da rede coletora e da estação de tratamento por parte da concessionária²⁴.

Os valores do Fator K, apresentados na Tabela 2, foram definidos em função dos parâmetros de DQO e SST, como mostrado a seguir.

Tabela 2. Fator de carga poluidora "K".

SST (mg/L)								
DQO (mg/L)	≤ 300	301 a 354	355 a 425	426 a 555	556 a 720	721 a 1032	1033 a 1770	1771 a 4000
≤ 450	1,00	1,02	1,05	1,11	1,20	1,35	1,66	2,55
451 a 591	1,03	1,05	1,08	1,14	1,23	1,38	1,69	2,58
592 a 765	1,10	1,11	1,15	1,21	1,30	1,44	1,76	2,65
766 a 1040	1,19	1,21	1,25	1,31	1,39	1,54	1,85	2,74
1041 a 1430	1,33	1,35	1,39	1,45	1,53	1,68	1,99	2,88
1431 a 2000	1,53	1,55	1,59	1,65	1,74	1,88	2,19	3,09
2001 a 3360	1,94	1,96	2,00	2,06	2,14	2,29	2,60	3,49
3361 a 7000	3,00	3,01	3,11	3,11	3,20	3,34	3,66	4,55

Fonte: COPASA (2018)⁴.

Nos casos em que os lançamentos ocorram na rede coletora de esgotos da COPASA MG e os resultados dos parâmetros DQO e SST ultrapassem os limites presentes na Tabela 2, o cálculo do Fator K será realizado conforme a Equação 1.

$$K = 0,63 + 0,19 \times \left(\frac{DQO}{450} \right) + 0,18 \times \left(\frac{SST}{300} \right)$$

Equação 1. Cálculo do Fator K.

Nos casos em que os ENDs forem transportados por meio de caminhões ou outros, em pontos definidos pela COPASA, apenas a fórmula da Equação 2 será utilizada:

$$K = 0,26 + 0,38 \times \left(\frac{DQO}{450} \right) + 0,36 \times \left(\frac{SST}{300} \right)$$

Equação 2. Cálculo do Fator K para END transportados.

Desse modo, somente os estabelecimentos que destinarem a COPASA MG efluentes não domésticos que ultrapassem os valores de 450 mg/L para DQO e/ou 300 mg/L para SST pagarão tarifa mensal com valor adicional em consequência da obtenção de um Fator K maior que 1,0.

As análises dos parâmetros presentes na Tabela 1 e na Tabela 2 deverão ser realizadas, a expensas do gerador de END, por laboratório credenciado pelo Conselho Regional de Química (CRQ) e cadastrado na Fundação Estadual de meio AMbiente (FEAM), e entregues a COPASA na forma de um plano ou relatório de automonitoramento, com frequência bimestral⁴.

Além da incidência do Fator K na tarifa mensal, o PRECEND poderá aplicar multas em casos de descumprimento de obrigações presentes no contrato ou pela existência, no relatório de automonitoramento, de parâmetros acima do limite especificado pela Norma T. 187 de 2018⁴.

Além dos critérios e condições estabelecidos na Norma T. 187⁴, o gerador de END deve garantir o cumprimento de cláusulas específicas a sua atividade presentes em contrato firmado com a companhia de saneamento. Busca-se, dessa forma, garantir que os efluentes alcancem a rede coletora sem diluições ou águas pluviais e sem substâncias que, por sua natureza ou concentração, possam danificar a rede coletora ou interferir nos processos de depuração das Estações de Tratamentos de Esgotos (ETEs) ou possam ainda causar riscos a trabalhadores e danos ao meio ambiente, ao patrimônio público, ou a terceiros²⁵.

Com o atendimento ao PRECEND, garante-se a redução no custo de tratamento por parte da indústria geradora a qual atenderá normas mais flexíveis determinadas pela concessionária comparadas às normas de lançamento de efluentes ao corpo d'água estabelecidas pelo CONAMA³.

4. Produção industrial farmacêutica

O rápido crescimento populacional e da industrialização mundial resultou na geração progressiva de efluentes industriais com elevadas concentrações de poluentes⁶. Considerando a

produção industrial farmacêutica no Brasil, percebeu-se um aumento acumulado de 57% nas vendas de remédios em farmácias entre 2014 e 2018²⁶. Segundo pesquisa realizada pelo Instituto de Ciência, Tecnologia e Qualidade²⁷ em 2018, a automedicação contribui para um consumo excessivo de medicamentos, sendo praticada por cerca de 79% da população brasileira. A automedicação é apontada como consequência do acesso facilitado aos produtos farmacêuticos, do investimento em publicidade e da regulação falha na venda desses produtos²⁷. Tal intensificação no consumo farmacológico fez com que o Brasil alcançasse o sexto maior mercado farmacêutico do mundo²⁸.

Sabe-se que a indústria farmacêutica é responsável pela produção de substâncias que apresentam valor terapêutico para humanos e animais²⁹, sendo seus produtos concebidos para serem eficazes em baixas concentrações e para se manterem estáveis ao metabolismo no organismo⁷. Essas características, entretanto, contribuem para a formação de efluentes que contenham substâncias persistentes, tóxicos e/ou perigosos⁶.

Dessa forma, os produtos farmacêuticos, após administração e eliminação, têm sido de difícil degradação em estações convencionais de tratamento de esgoto^{30,31}, as quais utilizam tratamentos biológicos, aeróbios e/ou anaeróbios. Assim, produtos farmacêuticos têm sido detectados, com concentrações variando de ng/L a µg/L, em efluentes tratados em processos biológicos convencionais^{32, 33}, em águas superficiais^{34,35} e subterrâneas³⁶ e, até mesmo, em água potável após tratamento para abastecimento^{37,38}.

Larsson e colaboradores (2007)³⁹ analisaram amostras do efluente tratado a partir de uma estação aeróbica a qual atende cerca de 90 fabricantes de medicamentos em Patancheru, Índia. Foram encontrados 21 produtos farmacêuticos, dentre antibióticos, anti-hipertensivos, antidepressivos e anticoagulantes, com concentrações acima de 1µg/L. Ademais, concentrações do antibiótico ciprofloxacino foram encontradas em até 31 mg/L, valor maior do que a concentração sérica máxima de pacientes adultos tratados com 500 mg por via oral de 12 em 12 horas a qual atinge 2,97 mg/L⁴⁰.

Reif e colaboradores (2011)²¹ apontam para a remoção parcial de fragrâncias, anti-inflamatórios e tranquilizantes no esgoto doméstico após tratamento aeróbio por lodos ativados em escala piloto. O estudo indica que a forte característica lipofílica dos poluentes permite a adsorção desses em sólidos suspensos e na biomassa dos reatores, impossibilitando que a degradação seja efetiva. Os autores alertam para as evidências crescentes de remoção parcial dessas substâncias pelo processo de tratamento de esgoto convencional e indicam a necessidade de atualização das ETEs a fim de se atenuar a liberação desses poluentes para o ambiente aquático.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (2008)⁴¹, apesar de normalmente apresentarem baixos níveis de toxicidade aguda, os resíduos fármacos, ao penetrarem no ambiente, podem causar efeitos adversos para o meio e para a saúde humana como, por exemplo, alterações reprodutivas em organismos aquáticos adultos quando presentes em água ao longo de sua vida.

Em pesquisa realizada por Shi e colaboradores (2015)⁴² para o tratamento anaeróbico de águas residuais farmacêuticas, observou-se que o elevado teor de sais no efluente pode dificultar o tratamento biológico devido ao rompimento de células microbianas causado pelo desequilíbrio osmótico entre o efluente e a parede celular do microrganismo. Estudos desenvolvidos por Aydin *et al.* (2015)⁴³ concluíram que a presença de resíduos antibióticos, como eritromicina, tetraciclina e sulfametoxazol, em efluentes farmacêuticos pode causar inibição aguda da atividade microbiana, limitando o desempenho dos reatores anaeróbicos.

Estudo desenvolvido por Wagil e colaboradores (2015)⁴⁴ sobre o efeito de medicamentos anti-helmínticos (fenbendazol e flubendazol) em organismos aquáticos, indicou forte ecotoxicidade e efeitos negativos dos compostos sob bactérias marinhas, algas verdes, lentilha d'água e crustáceos. Pesquisa realizada por Oaks e colaboradores (2004)⁴⁵, indicou que o diclofenaco, anti-inflamatório não-esteroidal usado como analgésico e antipirético, foi responsável por doença renal em abutres no Paquistão expostos ao resíduo do medicamento através da alimentação e consequente diminuição acentuada da população dessas aves. Após estudo sobre a bioacumulação do ansiolítico oxazepam em peixes e suas presas, Brodin *et al.* (2014)⁴⁶ salientam, que a vida selvagem podem estar exposta a níveis mais elevados de produtos farmacêuticos do que as previsões comumente realizadas em pesquisas.

Apesar dos riscos e efeitos à saúde, esses micropoluentes ainda não foram devidamente regulamentados ou seus efeitos reais não são totalmente conhecidos⁴⁷. Não obstante, ainda são incipientes as políticas que abordam a questão da poluição por produtos farmacêuticos⁴⁸. A legislação brasileira, por exemplo, não possui valores limites sobre resíduos de fármacos nos padrões de potabilidade de água⁴⁹ ou em padrões de classificação de corpos de água e de lançamento de efluentes^{3,50}.

Além da poluição causada pelos princípios ativos utilizados ou produzidas no estabelecimento industrial, o END farmacêutico contém águas dos processos de produção, de lavagem, de operação e de limpeza. Durante as fases de pesquisa, desenvolvimento, síntese e purificação de produtos é comum a geração de efluentes líquidos contendo solventes, principalmente

halogenados, bases, oxidantes e radionuclídeos⁵¹, além de sais metálicos, usados como agentes precipitantes⁶. As águas residuais são geradas, portanto, a partir da mescla de matérias-primas, intermediários e produtos de reação, solventes, substâncias provenientes da limpeza de equipamentos e de derramamentos^{29,52}. Assim, esses efluentes usualmente apresentam elevadas cargas orgânicas⁵² e elevadas concentrações de sólidos em suspensão, além da ampla variação de pH⁵³, sendo reportado uma faixa de 1 a 11⁶.

5. Tratamento do efluente farmacêutico

As águas residuais geradas na indústria farmacêutica têm caráter sazonal, dependendo da campanha de produção programada. Normalmente, por um período variável, uma ou mais unidades da indústria são usadas para fabricar um tipo de produto acabado, satisfazendo a demanda de vendas. Posteriormente, a campanha se altera, os equipamentos são limpos, as matérias-primas modificadas e, por conseguinte, os resíduos gerados são modificados, originando, desse modo, efluentes de quantidades e composições variadas⁵.

Como os efluentes farmacêuticos variam em composição, quantidade e características dependendo da planta industrial instalada, da campanha de produção programada, da matéria-prima, equipamentos, processos e tecnologia utilizados⁵, um sistema de tratamento específico não se aplica às muitas indústrias farmacêuticas existentes. Dentre as muitas alternativas disponíveis, pode-se destacar os tratamentos biológicos, aeróbios ou anaeróbios, e os físico-químicos, a exemplo dos oxidativos avançados e os baseados em membranas⁵⁴.

5.1 Tratamento biológico aeróbio

O processo aeróbico utiliza o gás oxigênio (O_2) como aceptor de elétrons, gerando mais energia do que o metabolismo anaeróbio através da produção de trifosfato de adenosina (do inglês, *Adenosine TriPhosphate* - ATP) e, portanto, os microrganismos aeróbicos têm crescimento mais rápido do que os fermentativos^{55,56}. Assim, o metabolismo aeróbio é capaz de assegurar elevadas velocidades de consumo de substrato ou de poluentes, no caso dos efluentes, acelerando seu tratamento⁵⁷. Não obstante, o maior consumo de substrato gera o inconveniente da produção de maiores volumes de lodo, o qual deve ser posteriormente tratado e devidamente descartado em aterros sanitários⁵⁸.

Para garantir que o tratamento seja devidamente aeróbio, é indispensável o controle da presença de OD no afluente em níveis ideais, devendo ser constantemente repostos a medida em que for consumido pelos microrganismos, seja de forma natural por meio da fotossíntese de algas, como

ocorre em lagoas aeróbias, ou artificialmente por aeradores que borbulham ar através da fase líquida⁵⁹.

Nos sistemas de biomassa suspensa, ocorre a formação de flocos, os quais possuem densidades levemente superiores às do efluente e se mantêm dispersos, sem qualquer fixação⁶⁰. O floco formado deve possuir tamanho, forma e agregação de maneira a permitir a adequada sedimentabilidade⁵⁷. Para que o tratamento aeróbio de cultivo suspenso ocorra com a eficiência desejada, é importante assegurar que a biomassa microbiana metabolize os compostos orgânicos solúveis e coloidais, flocule e se deposite, mantendo o efluente final clarificado⁶¹. Além disso, deve-se permitir que o lodo depositado seja disponibilizado para retornar ao reator, caso seja necessário elevar a concentração microbiana durante o tratamento⁵⁷.

Nos sistemas de cultivo fixo ou formadores de biofilmes, a microbiota se adere em uma superfície sólida, como madeira, pedra ou plástico, constituindo-se aglomerados complexos e diversificados que permitem a difusão de nutrientes e oxigênio para os microrganismos que os compõem⁶². As bactérias são predominantes, entretanto, protozoários, fungos e algas também podem estar presentes⁶³. A concentração microbiana em um biofilme varia conforme a disponibilidade de nutriente e a perda por cisalhamento devido ao fluxo do líquido no reator, aumentando a quantidade de biomassa em suspensão na fase líquida do reator⁶⁴.

Uma representação esquemática do crescimento microbiano suspenso e em biofilme é mostrada na Figura 1.

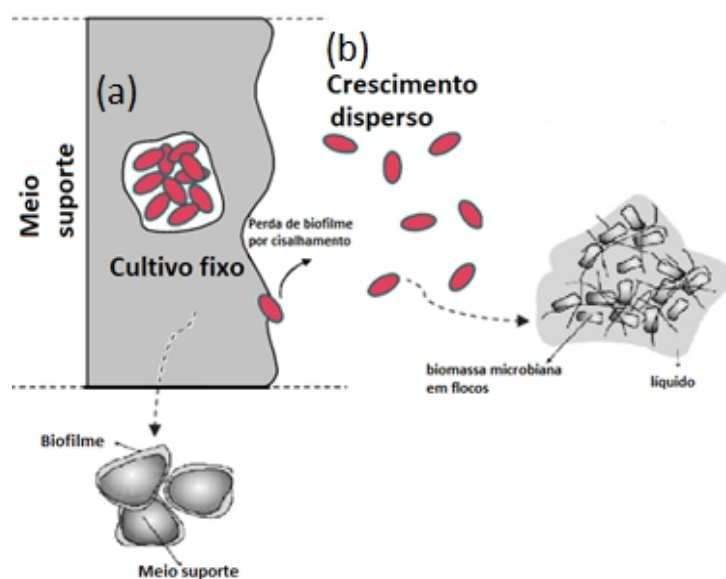


Figura 1. Representação esquemática da estrutura de um biofilme em um suporte (a) e em crescimento disperso (b).

Figura adaptada de Sehar e Naz (2016)⁶⁰; Lin e Hsien (2009)⁶⁴.

O tratamento aeróbio é considerado robusto, ou seja, possui capacidade de tratar águas residuais com composições e características variadas, e de receber cargas tóxicas com alguma frequência⁶¹. Entretanto, o reator aeróbio opera usualmente com baixas cargas orgânicas, devido às limitações de transferência de oxigênio para a fase líquida⁵⁷.

5.1.1 Lodos ativados convencionais

Dentre os reatores aeróbios podemos destacar a técnica de lodos ativados convencional (do inglês, *Conventional Activated Sludge – CAS*) consiste na metabolização biológica da carga orgânica contida em efluentes a partir da manutenção de condições aeróbicas do reator, o qual é aerado mecanicamente ou por ar difuso⁶⁵.

Usualmente há um decantador primário a montante do reator, responsável pela remoção de sólidos sedimentáveis, e realiza-se a recirculação de efluente a partir do decantador secundário (DS) para o reator, garantindo-se a permanência de biomassa concentrada⁶⁶, como representado no esquema da Figura 2.

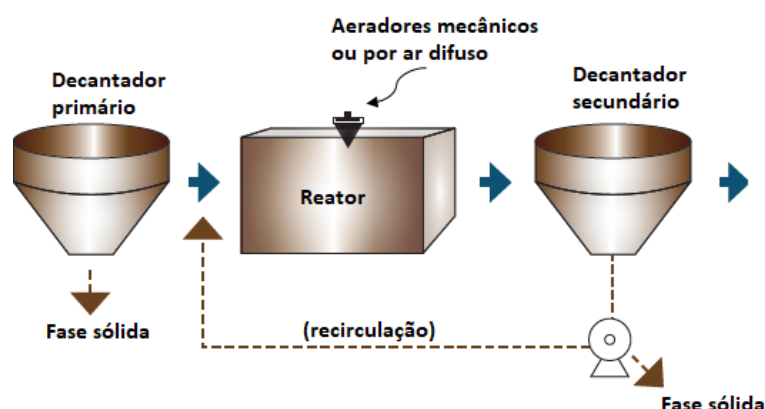


Figura 2. Representação esquemática simplificada do tratamento de efluentes via Lodos Ativados Convencionais (somente fase líquida).

Figura adaptada de Von Sperling (2016)⁶⁷.

A degradação de poluentes no reator ocorre, primeiramente, pelos microrganismos com o objetivo de obterem energia para a formação de matéria celular e, posteriormente, a biomassa se aglomera em flocos facilmente sedimentáveis⁵⁹.

Apesar dos elevados custos de implantação e operação, devido ao elevado consumo energético da aeração, ao elevado grau de mecanização do processo e a produção de maiores volumes de lodo quando comparada a outras técnicas⁶⁸, os lodos ativados apresentam elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo, além de ser robusto e de operação flexível⁶⁶. Também se caracterizam pelos baixos requisitos de área e têm pequenas possibilidades de maus odores⁶⁹.

Cavalcanti (2012)⁶⁵ afirma que o CAS é o processo biológico aeróbio mais difundido, sendo muito usado no tratamento de vários tipos de efluentes industriais. Abou-Elela e El Khateeb (2015)⁷⁰ avaliaram o desempenho dos lodos ativados no tratamento de efluente farmacêutico contaminado com antibióticos β -lactâmicos e resíduos de amoxicilina, ampicilina e dicloxacilina. Segundo o estudo, verificou-se que as águas residuais com antibióticos β -lactâmicos puderam ser tratadas com sucesso, sem efeito adverso em seu desempenho, obtendo 98% de remoção dos antibióticos, além da degradação de 88% de DQO, 94,8% de DBO.

A pesquisa de Wiest e colaboradores (2017)³³ acompanhou o tratamento de efluente hospitalar durante dois anos e verificou que o processo realizado em lodos ativados foi satisfatório para a remoção de matéria orgânica e sólidos, atingindo remoções de 98% de DQO, 100% de DBO e 99% de SST. Não obstante, 11 dos 13 resíduos farmacêuticos monitorados foram quantificados com concentrações relevantes no efluente tratado, sendo que os compostos sulfametoxazol, diclofenaco e propranolol apresentaram as menores porcentagens de remoção, de 75, 77 e 87%, respectivamente³³.

Resíduos farmacológicos, dentre os quais podem-se destacar os analgésicos, anti-inflamatórios, anti-histamínicos, antiepiléticos, β -bloqueadores, antibióticos, diuréticos e hipoglicêmicos, foram encontrados em uma mistura de efluentes municipais e industriais provenientes da produção farmacêutica e têxtil da cidade de Barcelona, Espanha⁷¹. Concentrações significantes de resíduos farmacêuticos foram detectadas após tratamento em lodos ativados, sendo que o naproxeno alcançou remoções da ordem de 70% e o ácido mefenâmico, a indometacina e o diclofenaco não sofreram degradação durante o tratamento⁷¹.

Percebe-se, dessa maneira, que o sucesso no tratamento de efluentes via lodos ativados depende, principalmente, da composição do efluente, sendo que poluentes mais complexos podem ser resistentes a degradação aeróbica realizada pela técnica^{33,71}.

5.2 Tratamento biológico anaeróbio

O tratamento biológico anaeróbio é usualmente empregado a efluentes com elevadas cargas orgânicas (DBO e DQO) e de sólidos⁶⁵. Nesse processo, através de etapas sequenciais de hidrólise/acidogênese, acetogênese e metanogênese realizadas simultaneamente por bactérias fermentativas, acidogênicas e metanogênicas, respectivamente, a matéria orgânica presente nos efluentes é convertida a gás carbônico (CO₂), gás metano (CH₄) e lodo excedente⁵⁷.

A etapa da hidrólise ocorre pela secreção de enzimas hidrolíticas extracelulares por bactérias fermentativas, como *Clorisoridium*, *Escherichia*, *Citrobacter* e outros gêneros, transformando macromoléculas, a exemplo de polissacarídeos, proteínas e lipídeos, em substâncias de menor massa

molar, como monossacarídeos, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa (do inglês, *Long Chain Fatty Acids* – LCFAs), os quais servem de substrato para as etapas seguintes^{57,72}.

Na fermentação acidogênica, os monômeros formados na hidrólise são convertidos, por bactérias fermentativas, a gás carbônico (CO₂), hidrogênio molecular (H₂) e ácidos graxos voláteis (do inglês, *Volatile Fatty Acids* - VFAs), como fórmico, acético e butírico^{72,73}. Os microrganismos responsáveis por essa fase são bactérias anaeróbicas obrigatórias e facultativas, como as *Arachnia propionica* e *Propionibacterium acidipropionici*⁷⁴.

A acetogênese, executada por bactérias acetogênicas dos gêneros *Syntrobacter* e *Syntrophomonas*, é responsável pela fermentação dos VFAs e dos LCFAs em acetato, CO₂ e H₂, os quais serão os precursores para a formação do metano na etapa seguinte^{57,74}.

Na etapa de metanogênese, as *arqueas* metanogênicas utilizam o ácido acético e o H₂ como substratos para produzir metano (CH₄) e CO₂ que formam, em conjunto, o biogás^{73, 75} o qual possui poder calorífico interessante e dependente da concentração de CH₄ na mistura⁷⁶.

O tratamento anaeróbio possui eficiência fortemente dependente das condições de operação do reator, as quais podem perturbar a microbiota e afetar o processo de digestão⁷⁷. Apesar da diversidade de populações microbianas presentes nos processos anaeróbicos, podem-se situar uma faixa ótima para o funcionamento do reator com pH de 6 a 8, valores de alcalinidade entre 1.500 e 2.500 mg CaCO₃/L⁶⁵, temperaturas superiores a 20 °C⁷⁷, Tempos de Retenção Hidráulica (TRH) sem alterações bruscas⁷⁸ e recomenda-se a presença de nutrientes seguindo a relação DQO:N:P de 500:5:1⁷⁷.

A presença de alguns compostos, como sódio, crômio, fenol e sulfato em determinadas podem causar efeitos tóxicos e inibitórios para a atividade metanogênica⁷⁹. Outros elementos, tais como metais pesados, metais alcalinos e alcalino terrosos, cianetos, cloretos, nitratos e oxigênio são citados como possíveis de prejudicar o tratamento anaeróbio⁶⁵. Em estudo sobre os efeitos de antibióticos no tratamento anaeróbico por reatores em batelada de efluentes farmacêuticos, Aydin e colaboradores (2015)⁴³ verificaram que as comunidades microbianas indicaram inibição aguda da atividade, sendo fortemente afetadas pela concentração dos antibióticos sulfametoxazol, eritromicina e tetraciclina.

Como vantagens, o tratamento anaeróbio apresenta baixa produção de lodo biológico, baixa necessidade de nutrientes, elevada capacidade de recebimento de cargas orgânicas e produção de biogás, o qual, ao conter metano, pode ser utilizado como fonte energética. Em contrapartida, o crescimento microbiano no reator é considerado lento e instável, podendo exigir longos períodos

para a partida e há a necessidade do controle das condições de operação do reator, principalmente de pH, temperatura, TRH e presença de cargas tóxicas, ademais da possibilidade de geração de odores desagradáveis, caso o sistema não esteja em operação adequada⁵⁷.

A escolha de reatores anaeróbicos para o tratamento de efluentes industriais pode se apoiar em certos atrativos econômicos, como a minimização da produção de lodos, o que garante menor custo para sua destinação final. Considera-se também a economia energética, já que aeradores não serão usados ou a possibilidade de produção energética a partir do uso do biogás gerado no processo⁵⁷. Entretanto, reatores sem o adequado controle das condições operacionais podem apresentar perda de biomassa pelo arraste de lodo⁸⁰, consumo excessivo de insumos, como nutrientes e corretores de pH, além da redução na eficiência no tratamento e liberação de substâncias mal cheirosas, como o sulfeto de hidrogênio (H_2S)^{65; 81}.

Quando comparado ao tratamento aeróbio, percebe-se que as remoções de nutrientes e carga orgânica são inferiores no tratamento anaeróbio⁸². Os períodos para partida e adaptação da biomassa nos reatores também são distintos, sendo relatados tempos maiores para o tratamento anaeróbico (de 2 a 4 meses) do que para o aeróbio (de 2 a 4 semanas)⁸³.

5.2.1 Sistema de Fossa Séptica

O sistema de Fossa Séptica (FS) ou decanto-digestor, usualmente composto por tanques em série, pré-moldados ou de alvenaria, cilíndricos ou retangulares, fornece tratamento primário de águas residuais brutas através da equalização de fluxo, separação de sólidos e biodegradação anaeróbica^{77,84}. O efluente fica retido na fossa séptica por período necessário a sedimentação de sólidos em suspensão, formando-se o lodo que se separa da espuma constituída por óleos, graxas e gorduras⁸⁵. Os tanques são vedados para limitar a entrada de gás oxigênio no sistema, o que favorece a digestão anaeróbia do lodo e da espuma⁸⁶.

Estima-se que apenas 50% dos sólidos em suspensão possam ser removidos no sistema FS além de cerca de 30% da DBO, caracterizando, portanto, um tratamento do tipo primário do efluente. Desse modo, as fossas sépticas são mais utilizadas para o tratamento de efluentes domésticos e semelhantes, em áreas desprovidas de rede pública de coleta ou como tratamento preliminar a outro com maior eficiência de remoção de carga orgânica, como filtros biológicos anaeróbicos^{85,87}.

Apesar das FS serem relevantes à sedimentação de sólidos em suspensão, estudos realizados sobre o tratamento de efluentes domésticos contendo resíduos de compostos farmacêuticos nesses tanques mostram baixas porcentagens de degradação para esses compostos. Além disso, os estudos apontam para a possibilidade da técnica constituir importante fonte de contaminação de

micropoluentes em aquíferos e ambientes marinhos adjacentes, caso o sistema não seja complementado por outro tratamento^{84,88,89}.

5.2.2 Filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio (FA) ou biorreator de leito fixo constitui um tipo de tratamento com crescimento da biomassa aderido a um meio suporte inerte, com porosidade e área específica que permite a adesão microbiana e o fluxo do efluente, normalmente, ascendente⁸⁵. Esse fluxo de efluente deve permitir o contato entre a carga orgânica e a biomassa ativa, propiciando um tempo de retenção celular adequado para ocorrer a digestão do poluente⁷⁷.

Os FA são largamente instalados em sequência às fossas sépticas no tratamento de efluentes domésticos, principalmente em áreas habitacionais pequenas⁹⁰. No tratamento de esgoto sanitário, a técnica obtém remoções de DQO na faixa de 70 a 85% (cargas orgânicas ≤ 1 kg DQO/m³.d)⁸⁵ e, para efluentes industriais, remoções de 60 a 85% (cargas orgânicas entre 3 e 20 kg DQO/m³.d)⁵⁷.

O sucesso no tratamento de efluentes por de filtros anaeróbios depende principalmente da biodegradabilidade dos poluentes presentes no efluente^{57,91}, sendo que resíduos farmacêuticos são reportados como pouco degradados por essa técnica⁹¹, além de serem descritos como inibitórios a atividade microbiana no filtro⁵³.

5.2.3 Reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo

Dentre os reatores anaeróbios, pode-se destacar os Reatores Ascendentes de Manta Anaeróbia (RAMA) ou reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors* - UASB). Esses possuem três zonas importantes ao tratamento: a manta de lodo ao fundo onde há alta concentração de microrganismos anaeróbios, a zona intermediária e o separador trifásico no topo que permite a saída do biogás formado e do efluente clarificado, além da retenção dos sólidos arrastados os quais retornam ao leito de lodo^{65,57}.

Um desenho esquemático de um reator UASB, com seus compartimentos e zonas importantes ao tratamento, é mostrado na Figura 3.

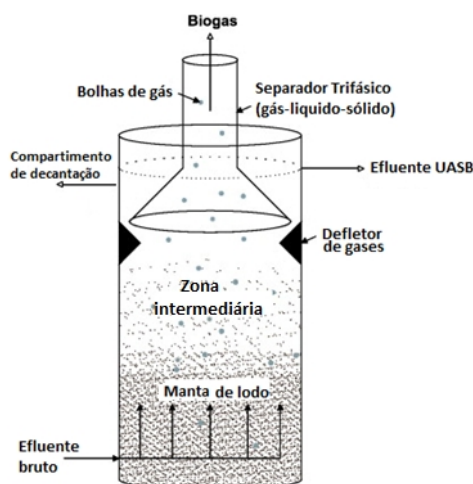


Figura 3. Desenho esquemático de um reator UASB.

Figura adaptada de Chong *et al.* (2012)⁹².

Fatores como composição e concentração do efluente, tempo de retenção hidráulica, pH, temperatura, recirculação e vazão de alimentação interferem diretamente na eficiência de tratamento no UASB⁹³. Além desses parâmetros, a velocidade de ascensão do líquido regula o arraste de sólidos em suspensão e o tempo de contato entre poluentes e a biomassa ativa, influenciando no processo de degradação⁷⁷.

Estudos indicam eficiências de 65 a 75% na remoção de DBO e DQO, quando aplicados a efluentes domésticos, os quais são considerados biodegradáveis^{77,94,95}. Outras pesquisas apontam para remoções ainda mais baixas, de 40 a 55% da matéria orgânica, dependendo das condições de funcionamento aplicadas, indicando o não cumprimento dos padrões de descarga e apontando para a necessidade de um pós-tratamento ao UASB⁹⁶. Para efluentes industriais, destaca-se o tratamento de efluentes que apresentam elevadas cargas orgânicas sem presença de toxicidade, como aqueles oriundos da indústria alimentícia, açucareira e têxtil⁹⁷. A exemplo, são reportadas remoções de DQO acima de 80% em efluentes da indústria têxtil⁹⁸ e açucareira⁹⁹, aplicando-se cargas de 1 a 16 kg DQO/m³.d.

Os reatores UASB, assim como outros tratamentos anaeróbios, apresentam a vantagem de não requererem aeração, o que reduz custos, ademais da possibilidade de reaproveitamento energético do biogás produzido⁹⁵. O reator requer baixa demanda de área, possui capacidade de tratamento de elevadas cargas orgânicas em TRH compactos, de 6 a 12 horas, baixa produção de lodo e com boa desidratabilidade, possibilidade de reiniciar o tratamento, mesmo após paralisações longas, e relativamente baixos custos de operação e manutenção^{77,93}.

Apesar das vantagens, o UASB tem apresentado baixa tolerância a compostos com efeitos tóxicos às bactérias metanogênicas, como sulfato, amônia e compostos orgânicos, a exemplo do

ácido sulfanílico e tereftalato^{52,100,101}. A presença de elevadas concentrações de sulfato no efluente, por exemplo, estimula o crescimento de bactérias redutoras de sulfato as quais convertem o sulfato a sulfeto, o que pode ser tóxico às bactérias produtoras de metano, reduzindo sua atividade no reator¹⁰².

Outros pontos inconvenientes têm sido relatados na literatura, como elevados tempos para a partida do sistema UASB, variando de 4 a 6 meses^{87,99}, a presença de H₂S produzido em processos anaeróbios o que possibilita a liberação de odores desagradáveis e a corrosão de estruturas metálicas, além da necessidade de instalação de estruturas para o tratamento e/ou consumo do gás metano produzido, devido à impossibilidade de liberação desse na atmosfera por sua elevada capacidade de efeito estufa^{95,103}.

Dentre as condições ideais de operação, recomenda-se que o pH no reator esteja entre 6 e 8, sendo que de 6,8 a 7,4 tem-se a melhor faixa de produção do gás metano e, abaixo de 6, essa produção poderia ser inibida¹⁰⁴. Indica-se que, se o reator estiver em condições ideais de funcionamento, o efluente consegue manter o pH entorno do neutro, embora o influente apresente valores de pH variáveis¹⁰⁵. Além disso, recomendam-se temperaturas de 30 a 35 °C, sendo reportado decrescimento na digestão anaeróbia a uma taxa de 11% a cada 1 °C para temperaturas menores que 30 °C¹⁰⁶. Relata-se também a frequente necessidade de pós-tratamento para o enquadramento do efluente final a legislação ambiental brasileira⁸⁷.

Em estudos sobre o desempenho do reator UASB para o tratamento de efluentes farmacêuticos, reporta-se inibição da metanogênese e a redução na produção de gás metano devido à presença de compostos orgânicos ricos em sulfato⁵², além de remoções pouco significativas de resíduos antibióticos no reator¹⁰⁵.

A influência da variação do Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) e carga orgânica na performance do reator UASB para o tratamento de águas residuais contendo compostos fenólicos foi avaliada por Ramakrishnana e Surampallib (2012)¹⁰⁷. Segundo o estudo, a redução do TRH de 1,5 para 0,33 d resultou em um declínio na eficiência de remoção de fenólicos de 95% para 68% no reator UASB, além disso, o reator não suportou o aumento de carga fenólica de 1,2 vezes a carga inicial. Com o objetivo de reduzir limitações apresentadas pelo reator UASB, a pesquisa comparou as eficiências obtidas com um reator anaeróbico híbrido (do inglês, *Anaerobic Hybrid Reactor* - AHR), o qual combina um UASB na zona inferior com um filtro anaeróbio na zona superior, conforme mostrado no desenho na Figura 4. Como resultado, a eficiência de remoção de fenólicos foi aumentada para 77% com TRH de 0,33 d, mostrando-se superior ao obtido pelo reator UASB

não-híbrido. Além disso, o reator híbrido suportou maiores cargas fenólicas (2,5 vezes a carga inicial) e produziu maiores quantidades de biogás, possibilitando maior aproveitamento energético¹⁰⁷.

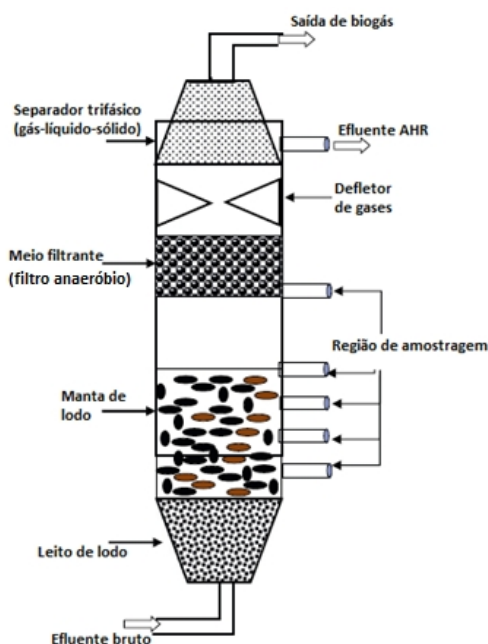


Figura 4. Desenho esquemático de um reator AHR.

Figura adaptada de Ramakrishnan e Surampalli (2012)¹⁰⁷.

O AHR tem sido relatado na literatura como capaz de reter mais biomassa em menores TRH, contribuir para a remoção adicional de DQO e apresentar melhor desempenho em baixas temperaturas devido à presença do meio filtrante que fornece área de superfície adicional para fixação e crescimento bacteriano, o que proporciona maior estabilidade e tolerância da biomassa a alterações nas cargas do efluente¹⁰⁸. Em pesquisa sobre a eficiência do AHR para o tratamento de efluentes farmacêuticos, Oktem e colaboradores (2007)¹⁰⁹ obtiveram eficiência de remoção de 72% de DQO, a carga de 8 kg DQO/m³.d, e concluíram que o reator constitui uma alternativa viável para o tratamento desse tipo de água residual.

5.3 Tratamentos físico-químicos

5.3.1 Processo de clarificação

Dentre os tratamentos físico-químicos convencionais empregados a efluentes industriais, o processo de clarificação apresenta as seguintes fases: neutralização, coagulação, floculação e sedimentação/flotação. Esses processos são aplicados principalmente para a remoção de óleos solúveis ou emulsificados, sólidos, metais pesados e outros, como cianeto e fósforo⁶⁵.

Essa metodologia, quando aplicada ao tratamento de efluentes farmacêuticos, a partir do uso de sulfato ferroso e cloreto férrico com pH próximo de 9 e alúmen em pH próximo de 7, não tem apresentado remoções satisfatórias de SST, DQO e DBO, mesmo com elevadas doses dos

coagulantes, não se mostrando eficaz ou econômico^{110; 111}. Entretanto, aponta-se que o tratamento pode ser melhorado aplicando-se outros, como os tratamentos físico-químicos de filtração em areia ou em carvão ativado¹¹¹.

Parmar e Upadhyay (2013)¹¹² avaliaram o tratamento de efluentes farmacêuticos por coagulação e concluíram que, em pH igual a 4, o sulfato de ferro e o cloreto férrico puderam reduzir a DQO em 86,5 e 85%, respectivamente. Observou-se que a redução de DQO neste caso foi dependente do pH e dos grupos funcionais das substâncias presentes no efluente, sendo que, para remoções satisfatórias de matéria carbonácea, baixos valores de pH foram requeridos, necessitando-se de elevado consumo de ácido clorídrico.

Além dos tratamentos físico-químicos convencionais, Gupta e Hung (2004)⁵⁴ indicam a importância do uso de um tanque de equalização a montante do tratamento de efluentes farmacêuticos. Conforme exposto anteriormente neste trabalho, as águas residuais de industriais farmacêuticas frequentemente apresentam variações na composição e volume, dependendo de vários fatores, como matérias-primas utilizadas, processos de fabricação aplicados e demandas sazonais. Assim, tanques de equalização têm a função de regular a quantidade de efluente que entra no sistema de tratamento, evitando choques ou sobrecargas, principalmente se o tratamento adotado for biológico⁵⁴.

5.3.2 Processos Oxidativos Avançados

Como alternativa aos tratamentos biológicos convencionais tem-se desenvolvido tecnologias que, além de promoverem a remoção de DQO, sejam eficazes para a degradação de compostos persistentes, como os encontrados em águas residuais farmacêuticas, permitindo que estas substâncias sejam removidas em níveis aceitáveis¹¹³.

A técnica dos Processos Oxidativos Avançados (POAs) é responsável pela produção de radicais livres altamente oxidantes e não seletivos em água^{114; 115} através de métodos químicos, fotoquímicos ou pela aplicação de ultrassom ou de diferenças de potencial^{115; 116,117}. O processo tem permitido a remoção de matérias orgânicas refratárias ou de certos poluentes inorgânicos, além de possibilitar o aumento da biodegradabilidade de efluente, sendo também usada no pré-tratamento ao biológico em estações de tratamento de esgoto¹¹⁸.

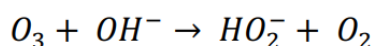
Os processos de oxidação avançados objetivam a mineralização de contaminantes indesejáveis no efluente a partir de sua conversão em dióxido de carbono, água e íons inorgânicos¹¹⁹. Dentre os POAs existentes, pode-se citar aqueles baseados em ozônio como O_3 e O_3/H_2O_2 , os baseados na luz ultravioleta (UV), como UV/ H_2O_2 , UV/ O_3 , os catalíticos, como Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}) e

foto-Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$) e os físicos, como ultrassom e plasma¹²⁰. Podem ser empregados sozinhos ou combinados a outros tipos de tratamentos, físicos ou biológicos, e como pré- ou pós-tratamento, dependendo da necessidade de remoção de poluentes e da natureza, persistência e toxicidade do efluente a ser tratado⁶. Estudos indicam a maior eficácia dos POAs frente às técnicas convencionais de tratamento, apontando, para o aumento da remoção de fármacos e para a redução da toxicidade do efluente^{121,122,123,124}.

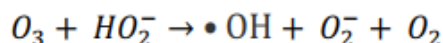
A técnica pode viabilizar a formação de subprodutos, a exemplo de tri-halometano, ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilos, clorato, perclorato, bromato e outros, e tal geração está relacionada ao tipo de técnica utilizada, aos tipos de radicais produzidos durante a oxidação (como hidroxila, sulfato ou cloreto) e à presença de nitrogênio, halogênios e matéria orgânica dissolvida na amostra tratada¹²⁰. Alguns subprodutos são reportados como capazes de alterar o metabolismo do organismo, serem tóxicos, cancerígenos e afetarem o funcionamento órgãos, como fígado, rins e sistema nervoso central, entre outras complicações^{125,126}.

Os subprodutos formados durante um POA requerem atenção e controle, podendo ser considerados desde mais tóxicos que o poluente original¹²⁷ a mais biodegradáveis e menos tóxicos que o substrato de origem¹²⁸, dependendo da técnica utilizada e do tipo de efluente tratado¹²⁰. Dessa forma, o objetivo geral dos tratamentos que utilizem os POAs é evitar ou, ao menos, minimizar a produção de subprodutos, visto que sua formação e seus riscos à saúde ainda não são totalmente conhecidos^{120,129}.

Dentre os POAs existentes, a ozonólise tem apresentado destaque na aplicação para degradação de resíduos fármacos¹²⁸. Durante o processo, o ozônio (O_3), através de reações diretas da molécula O_3 , realiza ataques a compostos orgânicos de maneira altamente seletiva, sendo, portanto, dependente da presença de grupos funcionais específicos, a exemplo de compostos aromáticos com grupos doadores de elétrons e aminas e tióis nas posições orto¹³⁰. A ozonólise também possibilita a formação de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$) os quais não são seletivos e reagem rapidamente com a maioria dos grupos funcionais em compostos orgânicos, permitindo o ataque a matéria orgânica e contaminante refratários em águas e efluentes^{131,132}. A produção desses radicais hidroxila na ozonólise pode ser representada pelas reações entre ozônio e OH^- , conforme indicado na Reação 1 e Reação 2, a seguir¹³³:



Reação 1

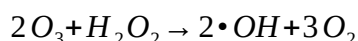
**Reação 2**

Na bibliografia é relatado eficientes remoções de fármacos após o uso da ozonólise em esgotos, inclusive em escalas reais de tratamento^{113,134}. Hollender e colaboradores (2009)¹³⁴ relatam que, após tratamento em lodos ativados, foram detectados micropoluentes no esgoto doméstico o qual foi submetido a ozonólise, sendo que sulfametoxazol, diclofenaco e carbamazepina foram degradados abaixo dos limites de detecção e atenolol e benzotriazol removidos em 85%.

Hollman e colaboradores (2020)¹³⁰ procederam ao pós-tratamento, via O₃ em escala piloto, de efluente real doméstico secundário. Obtiveram remoções superiores a 99,9% dos fármacos sulfametoxazol, carbamazepina, eritromicina e o-desmetilvenlafaxina; degradações superiores a 95% para trimetoprima e venlafaxina; e remoções entre 16 e 85% para paracetamol, cafeína, ciprofloxacina, cotinina, fluoxetina, metformina e norfluoxetina. A pesquisa aponta para a necessidade de se avaliar a susceptibilidade à degradação pelo O₃ dos compostos presentes no efluente a ser tratado, visto que tal remoção é influenciada pelos grupos funcionais presentes nas moléculas dos contaminantes.

Baresel e colaboradores (2015)¹¹³ indicam remoção eficiente em 42 fármacos alvo, não apresentando indícios de efeitos negativos em testes toxicológicos, após submeter o efluente doméstico a sedimentação e ozonólise. Choi e colaboradores (2012)¹³⁵ relataram a persistência de alguns resíduos farmacêuticos, como anti-inflamatórios, analgésicos, antipiréticos e reguladores lipídicos, no efluente doméstico após tratamento convencional em biorreatores com membranas (do inglês, *Membrane BioReactor* - MBR), sendo submetidos, então, a ozonólise a qual foi responsável pela remoção completa da maioria dos poluentes. No entanto, resíduos de bezafibrato e naproxeno foram reportados como ainda resistentes à oxidação do ozônio.

Alternativamente à técnica de ozonólise, tem-se desenvolvido a combinação do ozônio a peroxidação (O₃/H₂O₂) para o tratamento de águas e efluentes. Como o ozônio é instável e volátil, esse possui capacidade oxidativa menor que o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e, portanto, recomenda-se que o O₃ seja combinado a peroxidação a fim de se aumentar a produção de radicais hidroxila¹³³. Adicionando-se H₂O₂ ao sistema de O₃, a reação de produção de radicais se procede conforme mostrado na Reação 3 a seguir¹³⁶:

**Reação 3**

A presença de H_2O_2 no sistema promove a rápida produção de radicais hidroxila livres os quais serão responsáveis pela degradação da matéria orgânica e contaminante presente matriz aquosa. Desse modo, comparado ao sistema de ozonólise, a técnica de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ possui uma taxa de reação acelerada, bem como reforçada eficiência na reação¹³³.

Em estudo comparativo sobre a degradação do antibiótico cloridrato de berberina em efluente sintético, Qin e colaboradores (2015)¹³⁷ identificaram remoção de 49,5% do poluente utilizando-se a técnica de ozonólise (O_3) e remoção de 71,6% quando a técnica de ozonólise foi combinada a peroxidação ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$). Tal melhoria de remoção foi alcançada com um investimento de operação de apenas 4,8% superior na técnica de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ ¹³⁷.

Balcioğlu e colaboradores (2003)¹³⁸ avaliaram a degradação de antibióticos em efluente sintético via O_3 e $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$. Remoções de 90 e 95%, em termos de DQO, foram obtidas respectivamente para os antibióticos ceftriaxona sódica e penicilina quando $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ foi utilizada. Em contrapartida, remoções de 74 e 69%, em termos de DQO, respectivamente para ceftriaxona sódica e penicilina foram obtidas para a aplicação da ozonólise sem peróxido de hidrogênio. O estudo, porém, indica que não houve diferença significativa entre as técnicas para a degradação do antibiótico enrofloxacina, concluindo-se sobre a importância do estudo de degradabilidade da amostra para a aplicação de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ em detrimento da O_3 .

5.3.3 Tratamento por membranas

Os processos de separação por membrana caracterizam-se pela retenção, a partir do fluxo de um fluido, de espécies químicas em uma membrana semipermeável, a qual deve possuir desejadas seletividade e estabilidades mecânica, química e térmica, além de possibilitar mínimas incrustações durante a operação¹³⁹. As técnicas de separação por membranas mais utilizadas são MicroFiltração (MF), UltraFiltração (UF), NanoFiltração (NF) e Osmose Inversa (OI), sendo mais comuns na potabilização de água do que no tratamento de efluentes¹⁴⁰.

De maneira geral, a técnica retém seletivamente contaminantes com base nos tamanhos dos poros das membranas¹³⁹, requerendo consumo energético para estabelecer um fluxo sob pressão do efluente através da membrana, além de necessitar de limpeza e/ou substituição, afim de se evitar incrustações excessivas na membrana¹⁴¹. As técnicas podem ser diferenciadas pelo tamanho do poro e pela capacidade de retenção de contaminantes, como mostrado na Figura 5, sendo que o uso de cada membrana no pré ou pós-tratamento, como técnica única ou combinada, dependerá da qualidade do fluxo de alimentação e da finalidade do produto final¹³⁹.

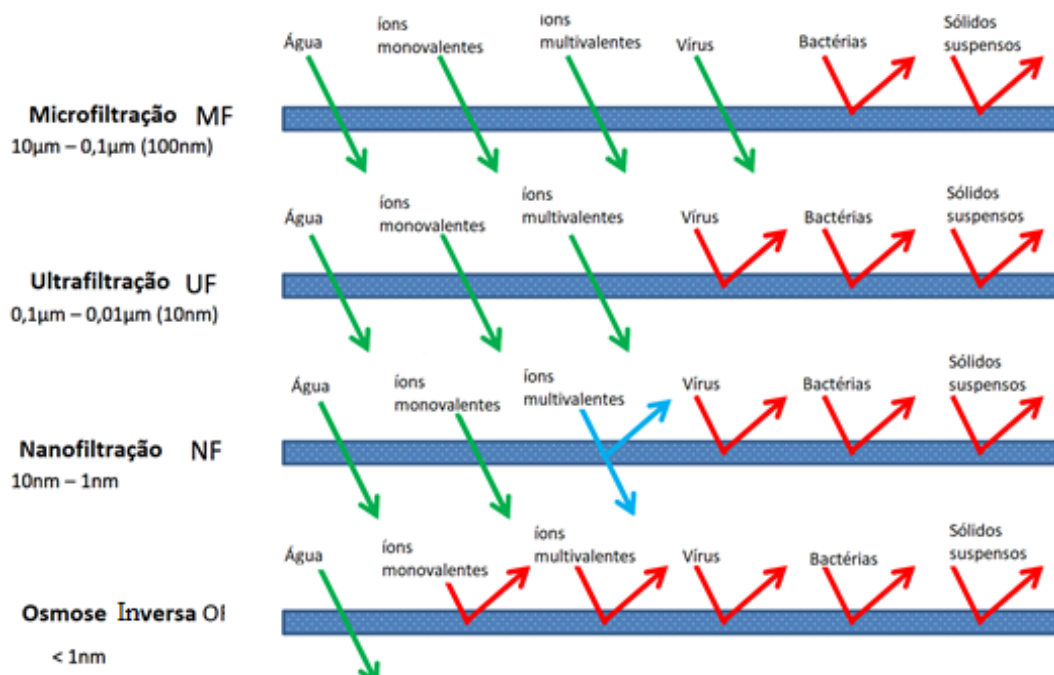


Figura 5. Classificação de membranas em relação ao tamanho dos poros e às espécies filtráveis e retidas.

Figura adaptada de Chiama e Sarbatlya (2011)¹⁴² e Fikar (2014)¹⁴³.

Dentre os diferentes tipos de membranas, as mais empregadas na remoção de compostos emergentes, como farmacêuticos, em águas residuais são as de NF e OI devido aos diminutos poros os quais permitem a retenção de contaminantes e a saída de água de melhor qualidade através da barreira seletiva¹⁴⁴.

Estudos indicam a eficiência de membranas na remoção e recuperação de produtos farmacêuticos em efluentes de processos industriais, visto que esses compostos possuem massas moleculares superiores a 250 Da, gerando benefícios econômicos à produção⁶.

A separação por NF da amoxicilina de efluentes de indústria farmacêutica foi investigada por Shahtalebi e colaboradores (2011)¹⁴⁵. O processo alcançou eficiência superior a 97%, indicando a adequação e o potencial da técnica na recuperação do fármaco em águas residuais. Outro estudo, realizado por Moarefian e colaboradores (2014)¹⁴⁶, indicaram remoções de amoxicilina entre 56,5 e 99,1% ao permear efluentes farmacêuticos sintéticos por NF, operando em diferentes condições de pH, concentração de alimentação, pressão operacional e temperatura.

Wahlberg e colaboradores (2010)¹⁴⁷, porém, obtiveram pobres remoções de fármacos com baixos pesos moleculares, a exemplo do propranolol, em efluentes a partir da NF. Utilizando-se a OI, o processo alcançou eficiência acima de 95%. O estudo indica que, embora maiores eficiências sejam obtidas, as membranas de OI são mais densas que os nanofiltros, requerendo maior pressão operacional e garantindo menor capacidade de fluxo, o que eleva o tempo de tratamento. Apesar de

indicar que muitas substâncias orgânicas dissolvidas podem ser separadas pela técnica de OI, a pesquisa aponta para o grande volume de concentrado nas incrustações das membranas, o qual requer tratamento adicional. Além disso, frisa-se gastos com o consumo energético para garantir o fluxo através das membranas, os quais foram reportados como cerca de 3 vezes maior para a OI quando comparada a NF¹⁴⁷.

Ravikumar e colaboradores (2013)¹⁴⁸ realizaram estudo comparativo para o tratamento de efluente de condensado farmacêutico através da NF e OI. O tratamento alcançou retenções de DQO superiores a 93% para NF e retenções acima de 98% para OI. O estudo concluiu que ambas as técnicas mostraram boas performances, no entanto, a NF pareceu mostrar-se um método consideravelmente mais econômico do que a OI para o tratamento de tais efluentes.

Hollman e colaboradores (2020)¹³⁰ procederam ao pós-tratamento, via OI em escala piloto, de efluente doméstico secundário, tratado biologicamente em ETE convencional de Calgary, no Canadá. A membrana de OI foi responsável pela retenção de porcentagens acima de 92% das concentrações de entrada de metformina, acetaminofeno, cotinina, trimetoprima, sulfametaxazote, cafeína, venlafaxina, O-desmetilvenlafaxina, carbamazepina, eritromicina, fluoxetina e norfluoxetina. O estudo mostrou, entretanto, a retenção inadequada de ciprofloxacina a qual registrou redução de apenas 33% da concentração de entrada. A pesquisa aponta que as razões por trás da má remoção de ciprofloxacina ainda não estão claras, necessitando-se de mais estudos sobre aplicação de OI para a retenção dos distintos compostos farmacêuticos.

Baresel e colaboradores (2019)¹⁴⁰ indicam que o uso de membrana em tratamentos secundários e combinados a outras técnicas possuem vantagens consideráveis. A técnica de biorreatores com membranas (MBR) combina a degradação biológica da matéria orgânica com a filtração por membrana de micro ou nanofiltração para o tratamento de efluentes secundários¹⁴⁹. Pesquisas têm demonstrado maiores eficiências na remoção de produtos farmacológicos, como ibuprofeno, cetoprofeno e naproxeno, em MBR quando comparado ao CAS^{71,150} e ao tratamento aeróbio em Flotação por Ar Dissolvido (do inglês, *Dissolved Air Flotation* - DAF)¹³⁵. Apesar de alguns resíduos farmacêuticos, como diclofenaco, ácido mefenâmico e indometacina, terem sido removidos parcialmente, os tratamentos em MBR apresentaram consideráveis taxas de biodegradação, reduzindo-se a carga de poluentes no lodo, o que permitiu a diminuição dos impactos ambientais e custos no tratamento desses lodos^{71,150}.

A partir de revisões bibliográficas, percebe-se que as várias técnicas de tratamento aplicáveis a efluentes farmacêuticos possuem diferentes aspectos a serem considerados, como o tipo de

remoção, sendo via degradação biológica ou química ou por barreira física, o consumo energético e de reagentes, a produção de subprodutos e lodo, os quais requerem pós-tratamento e as eficiências possíveis de serem obtidas para cada tipo de poluente. Desse modo, a escolha de uma alternativa de tratamento requer um exame da tratabilidade dos poluentes, bem como se considerar as vantagens e desvantagens de cada tratamento, compreendendo que, para cada tipo de poluente no efluente, haverá uma técnica mais adequada em relação a outra. Segundo Gadipelly e colaboradores (2014)⁶, nenhuma tecnologia isolada pode remover completamente os produtos farmacêuticos de águas residuais, sendo que os melhores resultados parecem estar em tecnologias híbridas que combinem o uso das técnicas convencionais, como degradação biológica, química e/ou filtração, com técnicas avançadas, como as de oxidação e membranas.

Capítulo 4: Estudo de caso – A empresa farmacêutica

6. Introdução

O presente trabalho foi desenvolvido em parceria com uma indústria farmacêutica, situada na Região Metropolitana de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, a qual é responsável pela produção de medicamentos, cosméticos e suplementos nutricionais. Caracteriza-se, portanto, como um laboratório de Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais (do inglês, *Pharmaceuticals and Personal Care Products - PPCPs*). Devido à existência de um acordo de confidencialidade entre as partes envolvidas neste estudo, a indústria farmacêutica será tratada no presente trabalho como Empresa Confidencial.

A Empresa Confidencial possui atualmente 174 funcionários, sendo 142 desses na produção e 32 na área administrativa, operando em um regime de um turno (das 07h30 às 17h30). A produção industrial é considerada diversificada, dependendo das campanhas de fabricação desenvolvidas na empresa, variando durante o ano entre as sete (7) linhas de produção existentes.

A partir do consumo de água realizado no refeitório, na higiene e em necessidades fisiológicas dos trabalhadores da Empresa Confidencial, há a geração de efluente com composição considerada equivalente ao efluente doméstico residencial. Esse efluente, com vazão máxima ($Q_{\text{máx}}$) de cerca de $13,8 \text{ m}^3/\text{d}$ e vazão média ($Q_{\text{méd}}$) de aproximadamente $9,8 \text{ m}^3/\text{d}$, é descartado em rede coletora separada, sendo transportado individualmente até uma caixa de gordura e, posteriormente, lançado na rede pública da COPASA, concessionária de serviços de saneamento no município em que a empresa se localiza. Como esse efluente é caracterizado como doméstico, seu gerenciamento não será tratado no presente estudo.

As sete linhas da produção industrial da Empresa Confidencial são responsáveis pela geração dos efluentes provenientes principalmente da operação industrial, lavagem e higienização de pisos e equipamentos, sendo considerados END por possuírem resíduos da produção farmacêutica. A Empresa optou por realizar o lançamento indireto do END na rede pública coletora de esgoto domésticos, transferindo a COPASA a responsabilidade pelo tratamento final dos efluentes coletados.

Conforme apresentado anteriormente, os efluentes industriais são comumente compostos por substâncias utilizadas ou produzidas no estabelecimento industrial provenientes das águas de operação e limpeza de equipamentos². Assim, apesar da possível variabilidade da composição dos efluentes farmacêuticos, esses são intimamente dependentes da produção industrial⁵. Desse modo, a análise das características físico-químicas dos insumos utilizados na produção é crucial para prever a composição e as características do END farmacêutico e, por conseguinte, avaliar a eficiência do

tratamento do efluente, ademais de antever os possíveis riscos toxicológicos para o meio após o descarte.

Neste capítulo será realizado uma avaliação da produção industrial da Empresa Confidencial, bem como uma análise histórica das principais características do END gerado, avaliando-se a eficiência do tratamento atualmente em operação na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Empresa.

7. Materiais e métodos

7.1 Avaliação da produção industrial

A avaliação da produção industrial da Empresa Confidencial foi realizada a partir da compilação dos dados contidos nos relatórios de rendimentos de 2019 a 2020 da Empresa. Tais relatórios contém o nome e código do fármaco produzido, o tamanho do lote e as quantidades de princípios ativos utilizados na produção de cada fármaco ao longo dos meses no período considerado.

7.2 Identificação de persistência, bioacumulação, toxicidade e biodegradabilidade

A partir dos dados de produção industrial, pode-se verificar a persistência, o potencial bioacumulador e a toxicidade das substâncias orgânicas mais consumidas durante a produção de 2019 e 2020. Tais princípios ativos foram analisados baseando-se nos critérios para a identificação de substâncias Persistentes, Bioacumulativas e Tóxicas (PBT) e de substâncias muito persistentes e muito bioacumulativas (do inglês, *very Persistent and very Bio-accumulative* – vPvB), presentes no Anexo XIII do Regulamento do Parlamento Europeu¹⁵¹.

Os requisitos para a classificação de substâncias que contenham uma porção orgânica como PBT ou vPvB podem ser analisadas na Tabela 3 e Tabela 4, respectivamente. De acordo com tal categorização, uma substância pode ser classificada como PBT ou vPvB caso cumpra simultaneamente aos critérios de persistência, bioacumulação e toxicidade.

Tabela 3. Critérios para a identificação de substâncias PBT

Persistentes, Bioacumulativas e Tóxicas - PBT									
Persistência				Potencial bioacumulador	Toxicidade				
Tempo de meia vida (dias) em				Fator de Bioconcentração (BCF) ^(a)	NOEC ^(b) ou EC10 ^(c) (mg/L)	Categoria toxicológica			
Água doce, estuarina ou mar	Sedimento de água doce ou estuarina	Sedimento de mar	Solo	≥ 2000 (logBCF ≥ 3,3)	≤ 0,01	Mutagênico	Carcinogênico	Reprodução	STOT RE ^(h)
≥ 40	≥ 120	≥ 180	≥ 120			H340 ^(d)	H350 ^(e)	H360 ^(f) e/ou H361 ^(g)	Categorias 1 ou 2

Nota: ^(a)BCF: Determinado pelo valor do coeficiente de partição octanol-água para cada poluente. ^(b)NOEC: Concentração de efeito não observado de longo prazo; ^(c)EC10: Concentração de efeito na qual o efeito de 10% (mortalidade, inibição de crescimento, reprodução, etc.) é observado em comparação com o grupo de controle; ^(d) H340: Pode provocar anomalias genéticas; ^(e)H350: Pode provocar câncer; ^(f)H360: Pode afetar a fertilidade ou o nascituro; ^(g)H361: Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro; ^(h)STOT RE: Toxicidade para órgãos-alvo específicos - exposição repetida nas categorias 1 ou 2. Fonte: Regulamento do Parlamento Europeu¹⁵¹.

Tabela 4. Critérios para a identificação de substâncias vPvB

muito Persistentes e muito Bioacumulativas - vPvB				
Persistência			Potencial bioacumulador	
Tempo de meia vida (dias) em			Fator de Bioconcentração (BCF)	
Água doce ou mar	Sedimentos	Solo	≥ 5000 (logBCF ≥ 3,69)	
≥ 60	≥ 180	≥ 180		

Fonte: Regulamento do Parlamento Europeu¹⁵¹.

Para avaliar a biodegradabilidade de um composto orgânico, a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (do inglês, *Organisation for Economic Co-operation and Development* – OECD) apresenta uma diretriz baseada em testes de biodegradabilidade (301 A – 301F)¹⁵².

Os compostos mais consumidos na produção industrial de 2019 e 2020 foram avaliados conforme sua biodegradabilidade de acordo com a classificação apresentada por OECD. As substâncias com percentagens de biodegradações aeróbicas inferiores a 60% são classificadas como “Não biodegradável”, remoções entre 60 e 70% são consideradas como “Biodegradável” e superiores a 70% classificadas como “Facilmente biodegradável”¹⁵², conforme indicado na Tabela 5.

Tabela 5. Faixa de classificação para a biodegradabilidade de compostos orgânicos.

Biodegradabilidade (%)	Classificação OECD ¹⁵²
< 60	Não biodegradável
60 - 70	Biodegradável
> 70	Facilmente biodegradável

7.3END bruto

A amostragem do efluente bruto foi realizada a entrada da ETE da Empresa Confidencial pelo laboratório credenciado pelo Conselho Regional de Química (CRQ) e cadastrado na Fundação Estadual de meio AMbiente (FEAM), a expensas da Empresa.

Uma coleta única no ponto A, indicado na Figura 6 (pág.48), procedeu-se em 02 de dezembro de 2019, às 15h10min, sendo as condições ambientais locais descritas como sem chuva e vento, sol entre nuvens e chuva forte nas últimas 24 horas.

A amostragem e as análises dos parâmetros de DBO, DQO, pH, SST e O&G seguiram as especificações apresentadas na referência Métodos Padrão para o Exame de Água e Esgoto (do inglês, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - SMEWW*)¹⁵³. Os parâmetros, as metodologias adotadas, bem como o local de análise, estão indicados na Tabela 6.

Tabela 6. Referências metodológicas adotadas na análise dos parâmetros.

Parâmetro	Metodologia	Local
DBO	SMEWW 5210 B	Análise laboratorial
DQO	SMEWW 5220 B	Análise laboratorial
SST	SMEWW 2540 D	Análise laboratorial
O&G	SMEWW 5520 B	Análise laboratorial
pH	SMEWW H ⁺ B	Leitura <i>in loco</i>

Ressalta-se que, para uma caracterização mais abrangente do efluente bruto, coletas e análises deveriam ter sido realizadas com uma maior frequência de amostragem. Entretanto, esse processo ficou impossibilitado devido às medidas restritivas adotadas frente a pandemia de 2020.

7.4 ETE da empresa

A ETE da Empresa Confidencial conta com um tratamento preliminar constituído por um tanque ou Fossa Séptica com três câmaras em série de volume útil de 5 m³ cada. Posteriormente ao tanque séptico, os efluentes são encaminhados, através de uma bomba elevatória, aos reatores de biológicos anaeróbicos. O tratamento biológico é constituído de dois reatores sequenciais de 15 m³ cada: um reator R1 do tipo Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB) seguido por um reator R2 do tipo Filtro Anaeróbio de leito fixo (FA). O esquema da Figura 6 mostra o trajeto percorrido pelo efluente industrial durante o tratamento na ETE da empresa, até ser lançado na rede coletora da COPASA.

A montante do reator UASB há um dosador (D1) ideal para adição de corretores de pH do efluente, porém atualmente desativado, e um dosador (D2), em operação, usado para adição de uma solução microbiana contendo nutrientes. Tal solução nutritiva possui amido de milho (40-15%), celulose (13-7%), bicarbonato de sódio (10-5%), fosfato dissódico anidro (7-3%), ureia (7-3%), caseína (7-3%), cloreto de sódio (5-1%) e fosfato monossódico anidro (5-1%). Os esporos adicionados são de *Bacillus subtilis* e *Bacillus licheniformis*, sendo as primeiras, bactérias aeróbicas produtoras das enzimas protease e amilase, e as segundas, bactérias facultativas produtoras das enzimas protease, amilase e celulase. Segundo a Empresa Confidencial, o objetivo da adição de tal solução microbiana nutritiva é a manutenção, nos reatores, da quantidade efetiva de biomassa responsável pela digestão dos poluentes no efluente.

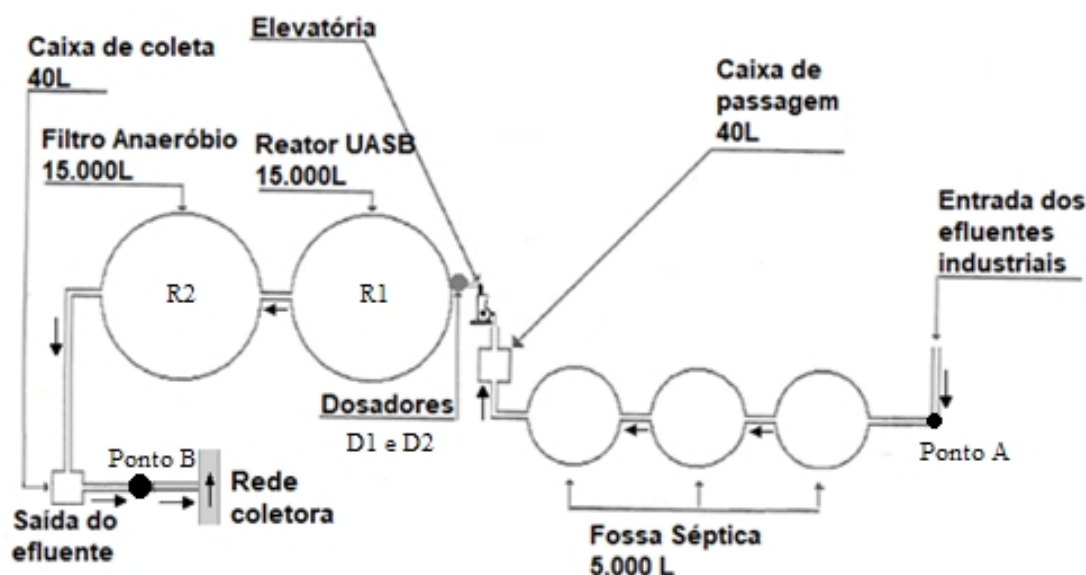


Figura 6. Representação esquemática da estação de tratamento de efluentes industriais na empresa farmacêutica.

Figura de autoria própria.

7.5 END tratado

De acordo com o contrato de prestação de serviços para o recebimento e tratamento de efluentes líquidos domésticos e não domésticos entre a companhia de saneamento, COPASA, e a Empresa Confidencial, o efluente proveniente de laboratórios, lavanderia, sistema de tratamento de água, da produção, lavagem de pisos e manutenção deve ser caracterizado através de um relatório de automonitoramento, realizando coletas do efluente a jusante da ETE da empresa, com frequência e parâmetros a serem controlados, conforme Tabela 7.

As amostragens ocorrem a saída da ETE (ponto B indicado na Figura 6), na primeira quinzena de cada mês, no período das 09 h às 17 h do dia de coleta, respeitando-se a frequência de análise para cada tipo de parâmetro amostrado, conforme indicado na Tabela 7. Cada amostragem é composta por cinco alíquotas, sendo que os processos de coleta, armazenamento, transporte e análise seguem as especificações apresentadas na referência Métodos Padrão para o Exame de Água e Esgoto (SMEWW)¹⁵³.

Tabela 7. Parâmetros e referência metodológica de análise para amostras de END tratado.

Parâmetro	Metodologia ¹⁵³	Local		Frequência da análise	
		Leitura <i>in situ</i>	Análise em laboratório (<i>ex situ</i>)	Mensal	Bimestral
DBO	SMEWW 5210 B		X		X
DQO	SMEWW 5220 B		X	X	
O&G	SMEWW 5520 B		X		X
pH	SMEWW 4500 H ⁺ B	X		X	
SSed	SMEWW 2540 Fa		X		X
SST	SMEWW 2540 D		X	X	
Substâncias tensoativas - ATA	SMEWW 5540 C		X		X
Temperatura	SMEWW 2550 B	X		X	
Cádmio Total	SMEWW 1060 B		X		X
Chumbo Total	SMEWW 3500 Pb B		X		X
Cobre Total	SMEWW 3500 Cu B		X		X
Cromo Total	SMEWW 1060 B		X		X
Cromo Hexavalente	SMEWW 3500 Cr B		X		X
Fenóis	SMEWW 5530 B/D		X		X
Ferro solúvel	SMEWW 3500 Fe B		X		X
Mercurio Total	SMEWW 1060 B		X		X
Níquel Total	SMEWW 1060 B		X		X
Sulfato	SMEWW 4500 SO ₄ ²⁻ D		X		X
Sulfeto Total	SMEWW 4500 S ²⁻ F		X		X
Zinco Total	SMEWW 3500 Zn B		X		X
Benzeno	SMEWW 6200		X		X
Etilbenzeno	SMEWW 6200		X		X
Tolueno	SMEWW 6200		X		X
Xilenos	SMEWW 6200		X		X

Para avaliação da capacidade de tratamento do END pela ETE da Empresa Confidencial, utilizou-se os dados históricos de janeiro de 2019 a outubro de 2020, obtidos nos laudos de análise

do laboratório credenciado pelo Conselho Regional de Química (CRQ) e cadastrado na Fundação Estadual de meio Ambiente (FEAM), a expensas da Empresa.

8. Resultados

8.1 Avaliação da produção industrial

Apesar da possibilidade de variação da produção em quantidade e em tipo farmacológico ao longo do ano, o catálogo de produtos autorizados para a produção da Empresa Confidencial é usualmente mantido, como mostrado no Anexo 1 (pág. Erro: Origem da referência não encontrada). Nesse anexo, classifica-se os fármacos produzidos, conforme os insumos consumidos, nas seguintes 18 classes farmacoterapêuticas¹⁵⁴: Analgésicos e Antipiréticos; Antiácidos e Antiulcerosos; Antianêmicos; Antibióticos; Antidiarréicos; Antiflatulentos; Antifúngicos; Antiparasitários; Antipsicóticos; Antitússicos e Expectorantes; Antivíricos; Broncodilatores e Antiasmáticos; Emolientes e Protetores; Fitoterápicos; Laxantes; Repositores Hidroeletrolíticos; Vasoconstritor e; Vitaminas, Sais Minerais e Suplementos Nutricionais.

O consumo de insumos para produção de fármacos pela Empresa Confidencial, em toneladas, ao longo da produção de 2019 e 2020 pode ser analisado a partir da Figura 7 e percebe-se que a produção variou em quantidade (t) e apresentou maior consumo de insumos nos meses de julho e agosto de 2019 e março de 2020.

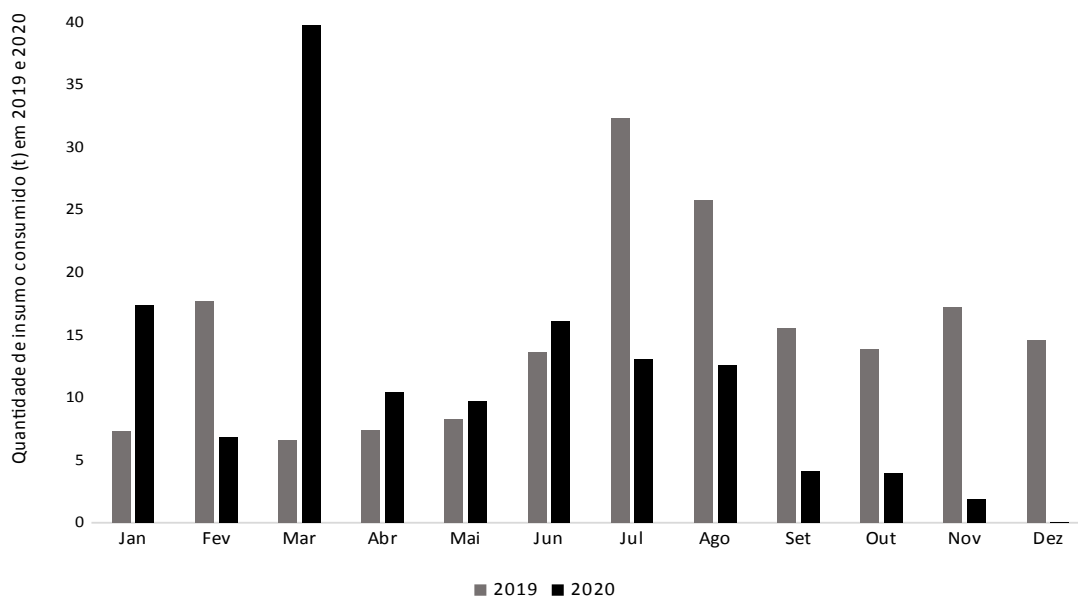


Figura 7. Consumo total mensal de insumo, em toneladas, na produção de 2019 e 2020 pela Empresa Confidencial.

Na Figura 8 é apresentado o consumo por insumo, em toneladas, e, por sua análise, verifica-se que os princípios ativos mais consumidos na produção de 2019 foram: glicose anidra (34%),

paracetamol (21%), dipirona (14%), benzoato de benzila (8%), cloreto de sódio (7%), citrato de sódio (5%) e cafeína, sulfato de ferroso e citrato de orfenadrina (2%). Os compostos mais consumidos na produção de 2020 foram: glicose anidra e paracetamol (22%), dipirona e carbonato de cálcio (14%), benzoato de benzila (10%), cloreto de sódio (5%), citrato de sódio (3%) e cafeína, sulfato de ferroso e citrato de orfenadrina (2%).

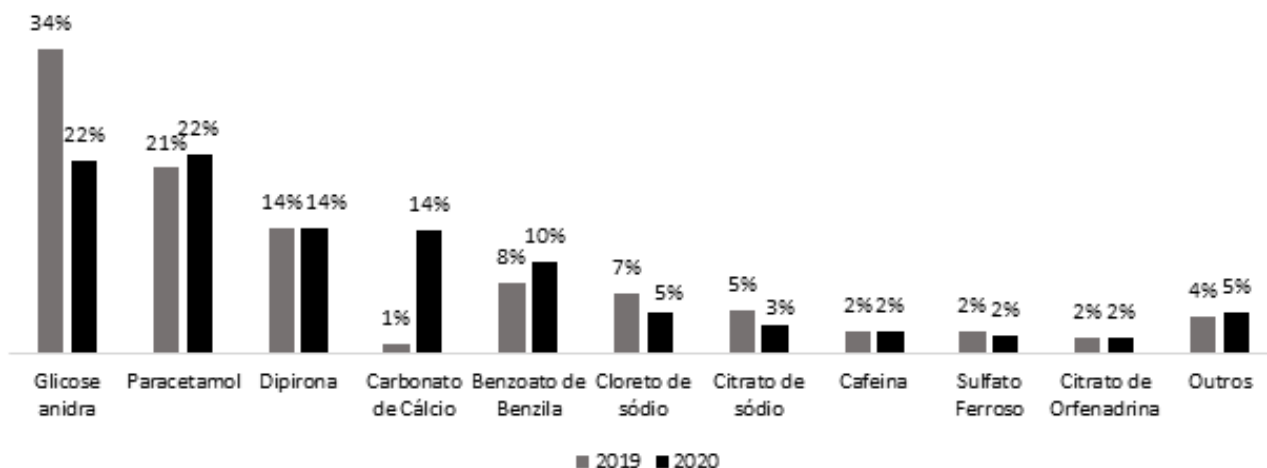
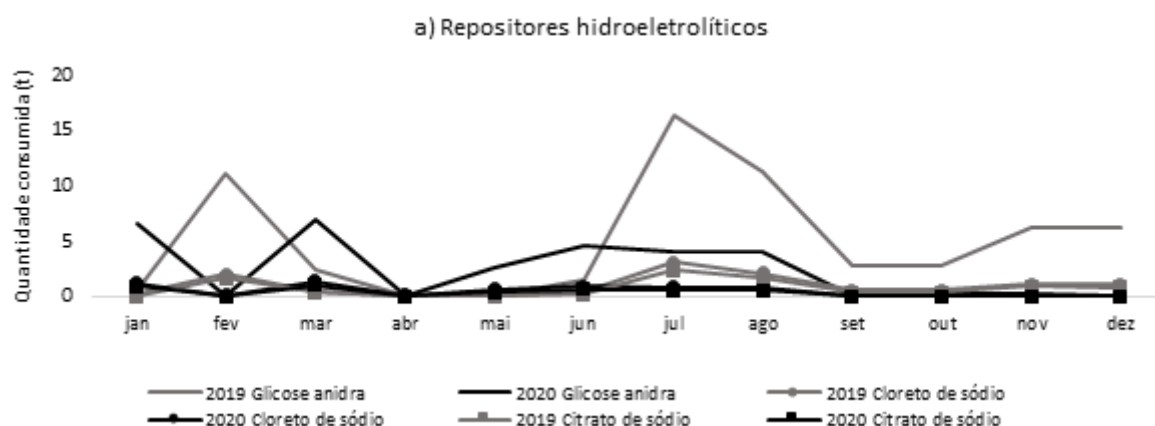


Figura 8. Consumo por insumo nas produções de 2019 e 2020 da Empresa Confidencial.

Os princípios ativos de maior consumo durante a produção de 2019 e 2020, conforme Figura 8, são utilizados na produção de fármacos classificados nas seguintes classes farmacoterapêuticas¹⁵⁴: repositores hidroeletrólitos (glicose anidra, cloreto de sódio e citrato de sódio); analgésicos e antipiréticos (paracetamol, dipirona, cafeína e citrato de orfenadrina); antiparasitários (benzoato de benzila); suplementos nutricionais (carbonato de cálcio) e antianêmicos (sulfato ferroso). O consumo desses insumos, ao longo de 2019 e 2020, segundo as respectivas classes farmacoterapêuticas dos fármacos produzidos é mostrado na Figura 9.



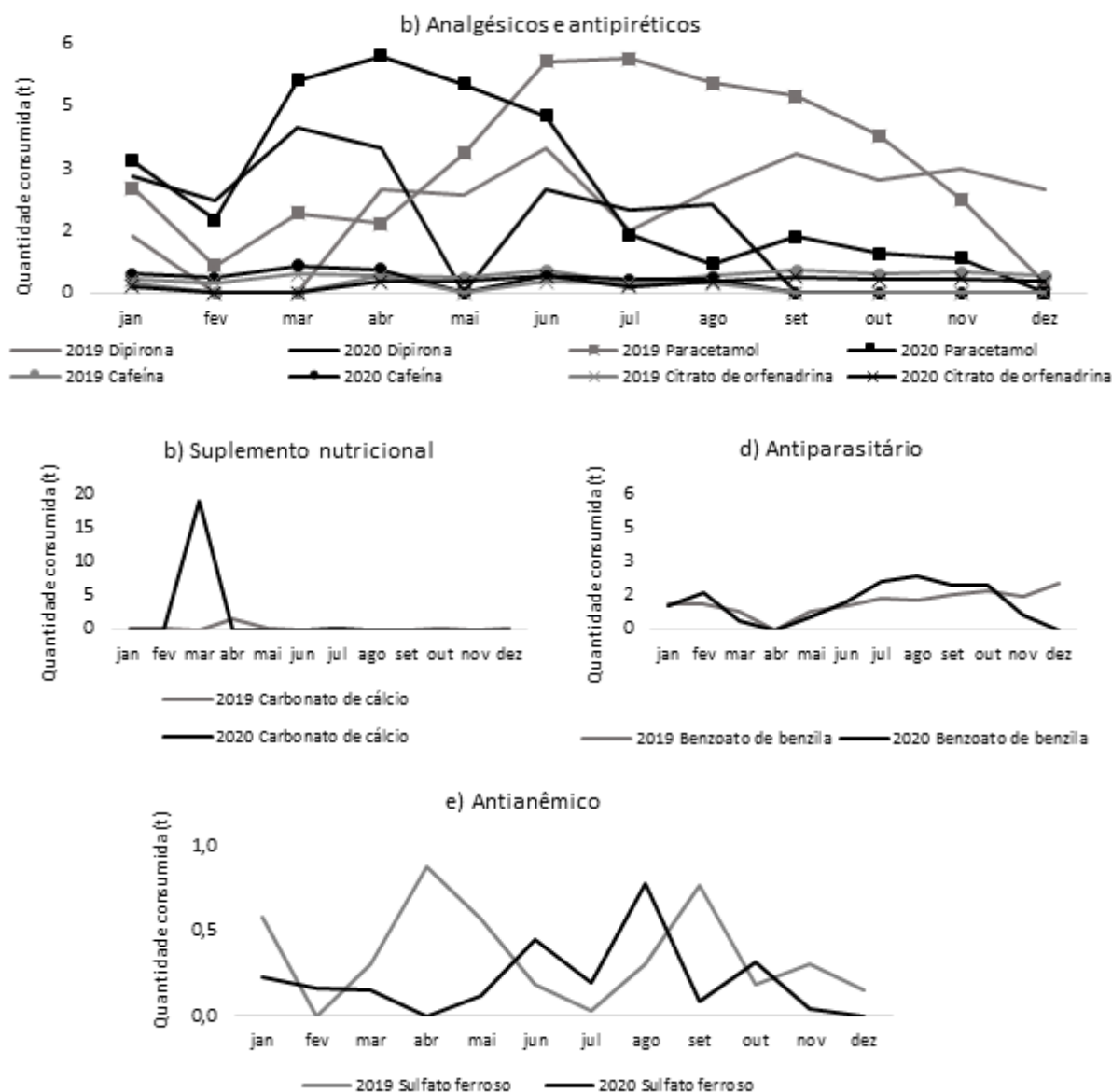


Figura 9. Quantidade de insumo consumida (t) na produção de 2019 e 2020 da Empresa Confidencial para as classes farmacoterapêuticas de (a) repositores hidroeletrólitos, (b) analgésicos e antipiréticos, (c) suplementos nutricionais, (d) antiparasitário, (e) antianêmico.

A partir da análise da Figura 9 percebe-se que os fármacos classificados como repositores hidroeletrólitos, antianêmicos, analgésicos e antipiréticos tiveram produção variável ao longo de 2019 e 2020. Por outro lado, os antiparasitários tiveram sua produção crescente ao longo de 2019 e produção pouco variável em 2020. Os suplementos nutricionais, representados pelo insumo carbonato de cálcio, tiveram produção baixa e constante, quando se comparado aos demais produtos, porém, verifica-se um pico de produção em março de 2020 devido a intensa fabricação de um suplemento de cálcio, indicado para a prevenção e tratamento da desmineralização óssea.

Pela análise da Figura 7 e Figura 9 percebe-se que a produção da Empresa Confidencial não se mostrou sazonal, apresentando-se independente das estações do ano. Esses dados corroboram com

a característica produtiva de uma empresa farmacêutica a qual possui produção variável conforme demanda comercial, competitividade de mercado e campanhas de fabricação desenvolvidas⁵.

8.2 Identificação de persistência, bioacumulação, toxicidade e biodegradabilidade

Considerando os requisitos de classificação das substâncias (Tabela 3 e Tabela 4) e os princípios ativos orgânicos mais consumidos durante a produção de 2019 e 2020 (Figura 8, pág. 51), verificou-se a persistência, o potencial bioacumulador e a toxicidade de cada substância, assim como o enquadramento ou não dessas substâncias como PBT ou vPvB, conforme mostrado na Tabela 8.

Tabela 8. Avaliação dos critérios classificatórios como PBT ou vPvB para os insumos mais utilizados na produção de 2019 e 2020.

Insumo / n° CAS	Persistência	Potencial bioacumulador	Toxicidade			PBT ou vPvB
	Tempo de meia vida em água doce (d)	BCF (em log)	NOEC (mg/L) ou EC10 (mg/L) ou categoria toxicológica			
Glicose anidra 50-99-7	0,85 ¹⁵⁵	3,00 ¹⁵⁵	Peixe - <i>Danio rerio</i>	NOEC = 18.015,77	48h, morfologia ¹⁵⁶	Não
Paracetamol 103-90-2	15,00 ¹⁵⁷	3,20 ¹⁵⁷	Crustáceo - <i>Moina macrocopa</i>	NOEC = 12,88	48h, sobrevivência ¹⁵⁸	Não
Dipirona 68-89-3	1,30 ¹⁵⁹	1,07 ¹⁶⁰	H361 - Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro ¹⁶¹			Não
Benzoato de benzila 120-51-4	15,00 ¹⁶²	2,29 ¹⁶³	Alga - <i>Scenedesmus subspicatus</i>	NOEC = 0,25	72 h, inibição de crescimento ¹⁶³	Não
Citrato de sódio 6132-04-3	26.645,00 ¹⁶⁴	0,50 ¹⁶⁴	Crustáceo - <i>Daphnia magna</i>	NOEC = 825,00	2 d, imobilização ¹⁶⁵	Não
Cafeína 58-08-2	30,00 ¹⁶⁶	3,00 ¹⁶⁷	Crustácio - <i>Daphnia magna</i>	NOEC = 0,12	21 d, efeito crônico em recém-nascidos ¹⁶⁸	Não
Citrato de Orfenadrina 4682-36-4	7,40 ¹⁶⁹	3,77 ¹⁷⁰	Planta aquática - <i>Lemna minor</i>	NOEC = 12,00	7 d, crescimento populacional ¹⁷¹	Não

Nota: As cores foram utilizadas para indicar o atendimento (verde), o atendimento com valor próximo ao limite do parâmetro (laranja) e o não atendimento (vermelho) à respectiva categoria de análise.

Conforme indicado anteriormente, para que uma substância orgânica seja classificada como PBT ou vPvB, essa deverá cumprir simultaneamente aos critérios de persistência, bioacumulação e toxicidade, conforme indicado na Tabela 3 e na Tabela 4, pág. 46.

A partir da análise da Tabela 8 verifica-se que nenhum dos insumos orgânicos de maior consumo nas produções de 2019 e 2020 foram classificados como PBT ou vPvB. Apesar da dipirona (CAS 68-89-3) possuir classificação toxicológica de “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro (H361)”, o citrato de sódio (6132-04-3) apresentar elevado tempo de meia vida em água doce (≥ 40 dias) e o citrato de orfenadrina (4682-36-4) indicar BCF elevado ($\log BCF \geq 3,3$), todos atenderam aos demais parâmetros, sendo também classificados como não PBT ou vPvB.

A concentração de efeito não observado (do inglês, *No Observed Effect Concentration* - NOEC) é a maior concentração de um agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo aos organismos expostos¹⁷². Alerta-se, portanto, para os compostos cafeína, benzoato de benzila, citrato de orfenadrina e paracetamol (Tabela 8) os quais apresentaram-se com os menores valores de NOEC, indicando a importância do controle das concentrações destes no END a fim de se garantir que sejam encontradas concentrações inferiores aos respectivos valores indicados para não causar efeito deletério aos organismos expostos.

A partir de dados bibliográficos e de acordo com a classificação apresentada pelas diretrizes da OECD (Tabela 5, pág. 47), analisou-se a biodegradabilidade, em condições aeróbicas, dos princípios ativos orgânicos mais consumidos durante a produção de 2019 e 2020, conforme mostrado na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9. Biodegradabilidade para os insumos mais utilizados na produção de 2019 e 2020.

Insumo / Nº CAS ^(a)	Biodegradabilidade (%)	Condições / Tempo	Classificação OECD ¹⁵²
Glicose anidra 50-99-7	90 ¹⁵⁵	Aeróbico, 2 d	Facilmente biodegradável
Paracetamol 103-90-2	57 ¹⁷³	Aeróbico, 28 d	Não biodegradável
Dipirona 68-89-3	50 ¹⁷⁴	Aeróbico, 11 d	Não biodegradável
Benzoato de benzila 120-51-4	94 ¹⁶³	Aeróbico, 28 d	Facilmente biodegradável
Citrato de sódio 6132-04-3	97 ¹⁶⁴	Aeróbico, 28 d	Facilmente biodegradável
Cafeína 58-08-2	90 ¹⁷⁴	Aeróbico, 22 d	Facilmente biodegradável
Citrato de Orfenadrina 4682-36-4	44 ¹⁷⁵	Aeróbico, lodos ativados	Não biodegradável

Nota: As cores foram utilizadas para indicar as substâncias classificadas como “Facilmente biodegradável” (verde), “Biodegradável” (laranja) e “Não biodegradável” (vermelho). ^(a) Número de registro de substâncias (do inglês, *Chemical Abstracts Service*).

Pela análise da Tabela 9, os compostos glicose anidra, benzoato de benzila, citrato de sódio e cafeína apresentaram-se na classe “Facilmente biodegradável”, sendo, portanto, passíveis de remoções consideráveis em ETEs que se utilizam do tratamento biológico convencional. Os compostos paracetamol, dipirona e citrato de orfenadrina, entretanto, foram enquadrados na classe “Não biodegradável”. Desse modo, pressupõe-se que concentrações consideráveis desses compostos permaneçam presentes nos efluentes após o tratamento biológico convencional em ETEs⁶⁹, sendo que, para maiores porcentagens de remoções, tratamentos físico-químicos e/ou combinados necessitariam de ser aplicados^{113,118}.

A partir dos dados apresentados na Tabela 8 e na Tabela 9, alerta-se para os insumos paracetamol e citrato de orfenadrina, os quais se apresentaram recalcitrantes a degradação biológica e

com valores baixos de NOEC, além da dipirona que se enquadrrou como “Não biodegradável” e “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro (H361)”. Conforme essas classificações, tais compostos tendem permanecer nos efluentes após tratamento biológico e causarem efeitos deletérios aos organismos a que são expostos. Alerta-se, portanto, para a necessidade de um maior controle do processo produtivo em períodos de elevado consumo desses insumos, como ensaios que determine a concentração desses no END, ademais de ensaios de toxicidade no efluente. Tais ensaios seriam uma forma relevante para controlar o risco ambiental e a saúde devido a produção do END.

A partir dos dados obtidos nesta análise (Tabela 8 e Tabela 9), verifica-se que os princípios ativos mais utilizados pela Empresa Confidencial nas produções de 2019 e 2020 não são considerados persistentes, bioacumuladores ou tóxicos, sendo alguns (glicose anidra, benzoato de benzila, citrato de sódio e cafeína) considerados de fácil biodegradação em processos biológicos aeróbicos e outros (paracetamol, dipirona e citrato de orfenadrina) classificados como não biodegradáveis. Assim, é possível presumir que, para a remoção completa dos princípios ativos possivelmente presentes no efluente da Empresa Confidencial, tratamentos do tipo físico-químicos e/ou combinados devam ser considerados^{113,118}.

8.3 END bruto

Os parâmetros DBO, DQO, pH, SST e O&G analisados apresentaram os resultados conforme indicado na Tabela 10.

Tabela 10. Parâmetros de caracterização do efluente bruto.

Parâmetro (unidade)	Resultado	Limite PRECEND (unidade)
DBO (mg/L)	253,6 ($\pm$ 25)	-
DQO (mg/L)	625,0 ($\pm$ 2,7)	450 (mg/L)
SST (mg/L)	108,0 ($\pm$ 4)	300 (mg/L)
O&G (mg/L)	23,9 ($\pm$ 0,5)	150 (mg/L)
pH	7,0 ($\pm$ 0,1)	6 - 10

A partir dos resultados apresentados na Tabela 10, comparam-se os valores obtidos aos limites estabelecidos pelo PRECEND. Percebe-se, a priori, o atendimento aos requisitos instituídos pela COPASA para os parâmetros de SST, O&G e pH. Com relação a DQO (mg/L), nota-se o elevado valor inicial do parâmetro, em relação ao limite de 450 mg/L, indicando a necessidade de tratamento do efluente em ETE própria antes do lançamento na rede coletado da COPASA.

Dessa forma, o END, com Q_{máx} estimado em 35 m³/d e Q_{méd} de aproximadamente 25 m³/d, é transportado por rede coletora individual a ETE de responsabilidade da Empresa Confidencial e, posteriormente, lançado na rede coletora da COPASA, de acordo com os requisitos do PRECEND.

8.4 END tratado

A Figura 10 a seguir apresenta os valores obtidos para DQO, em mg/L, dos END gerados em 2019 e 2020.

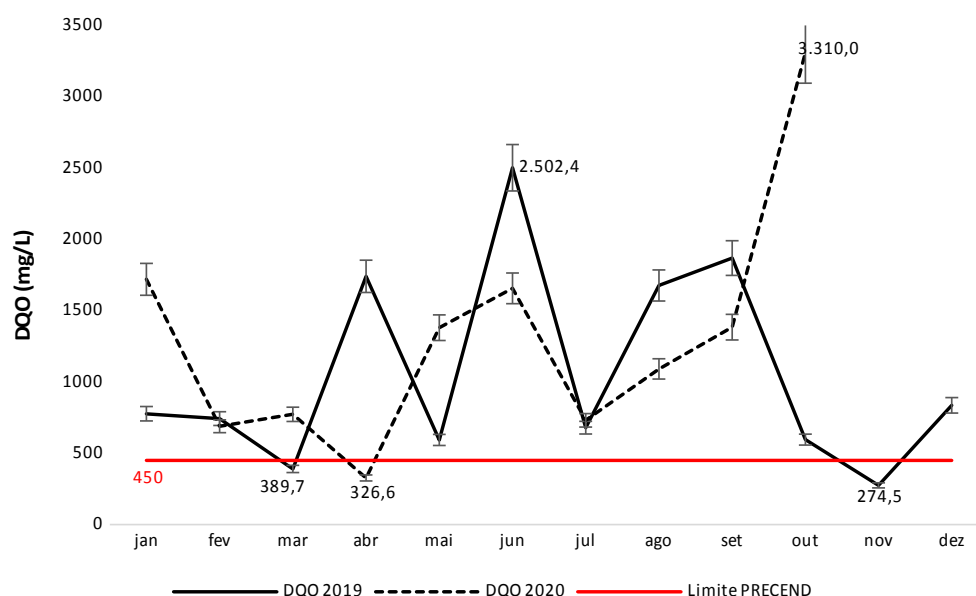


Figura 10. Concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

Com relação a DQO (mg/L), nota-se, pela análise da Figura 10, elevados valores do parâmetro, indicando alta concentração de matéria orgânica no END após tratamento em relação ao limite de 450 mg/L estabelecido pelo PRECEND. Em 2019, o parâmetro atingiu o máximo de 2.502,4 mg/L em junho e percebe-se o não atendimento ao limite estabelecido em todos os meses do ano, excetuando os meses de março e novembro. Em 2020, o máximo atingido foi de 3.310,0 mg/L em outubro e somente o mês de abril não ultrapassou o limite instituído.

Faz-se relevante correlacionar os máximos valores encontrados para DQO no END tratado (Figura 10) com os insumos mais consumidos durante a produção do período, conforme Figura 9. Para o elevado valor de DQO apresentado em junho 2019 (2.502,4 mg/L) verifica-se que os insumos mais consumidos na produção desse período foram paracetamol, dipirona e benzoato de benzila. O máximo valor de DQO em outubro de 2020 (3.310,0 mg/L) pode ser correlacionado ao consumo significativo benzoato de benzila.

Com relação a esses compostos, atenta-se que paracetamol e dipirona são classificados como “Não biodegradáveis”, conforme Tabela 8, e, portanto, recalcitrantes a degradação biológica. Ademais, paracetamol e benzoato de benzila apresentam baixos valores de NOEC, respectivamente 12,88 e 0,25 mg/L, e dipirona é classificado como “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro”, de acordo com a Tabela 8.

Conforme verificado, as concentrações de DQO registradas no efluente tratado (Figura 10) estão constantemente superiores ao limite de 450 mg/L estabelecido pelo PRECEND, indicando baixo desempenho dos reatores ou ainda podendo indicar condições de endogenia e consequente *washout* da biomassa.

Segundo Hao e colaboradores (2010)¹⁷⁶, a endogenia microbiana compõe processos metabólicos intracelulares, como respiração, manutenção, morte e lise celular que pode ocorrer devido a condições ambientais adversas, como alterações de pH e temperatura e presença de substâncias tóxicas. Após a morte celular, a quantidade de biomassa no reator é reduzida pelo *washout*, termo em inglês para “lavagem”, responsável por carregar o lodo formado para fora do reator, podendo elevar a DQO do efluente tratado¹⁷⁷.

Salienta-se que, a montante do reator UASB, ocorre a adição constante de uma solução microbiana contendo nutrientes (dosador D2 na Figura 6, pág. 48). Infere-se que adição de tal solução esteja funcionando como um paliativo ao processo de *washout* o qual tem diminuído a quantidade de biomassa ativa no reator, reduzindo o processo de degradação da matéria orgânica poluidora e, consequentemente, a eficiência do reator.

Dentre os parâmetros exigidos para controle e monitoramento do END (Tabela 1, pág. 21), encontra-se a DBO, indicador de matéria orgânica biodegradável¹⁷⁸. A Figura 11 a seguir apresenta os valores obtidos de DBO, em mg/L, para os efluentes tratados de 2019 e 2020.

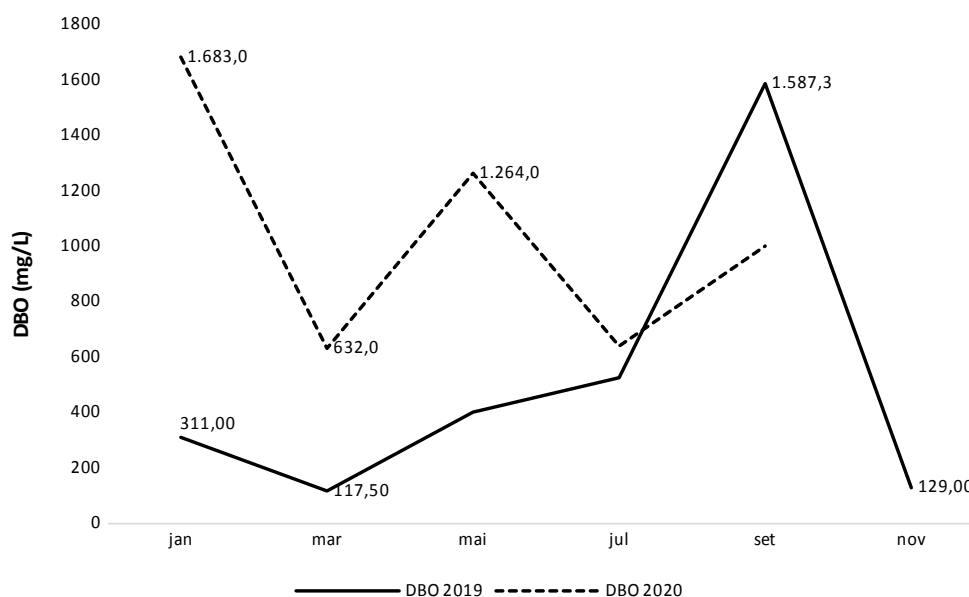


Figura 11. Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

Os valores de DBO (Figura 11) mostraram-se oscilantes ao longo do período de análise, sendo registrados mínimos de 117,5 e 632,0 mg/L e máximos de 1.587,3 e 1.683,0 mg/L, respectivamente em 2019 e 2020. Apesar de ser um parâmetro obrigatório para controle pela COPASA, não há um valor limite para DBO estabelecido no PRENCEND.

Com relação aos picos em janeiro, maio e setembro de 2020, atenta-se para o consumo mais relevante do insumo paracetamol nesses meses, conforme mostrado na Figura 9, sendo classificado como composto “Não biodegradável” e com baixo NOEC, segundo Tabela 8 e Tabela 9. Para os picos de janeiro e setembro de 2019, verifica-se o consumo mais relevante dos insumos paracetamol e dipirona, sendo este último além de recalcitrante ao tratamento biológico, classificado como “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro”.

O parâmetro de DBO pode subestimar a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra de efluente, visto que a análise registra apenas a parcela da matéria orgânica susceptível à decomposição por microrganismos, podendo, na presença de compostos tóxicos, apresentar valores que não expressam a realidade^{178,179}. Apesar da DBO não ser o parâmetro mais adequado para análise do efluente tratado em questão, faz-se relevante comparar os valores obtidos para DQO (Figura 10) com os valores apresentados bimestralmente para DBO (Figura 11). A comparação entre os valores de DQO e DBO para o END tratado pode ser analisada na Figura 12 a seguir.

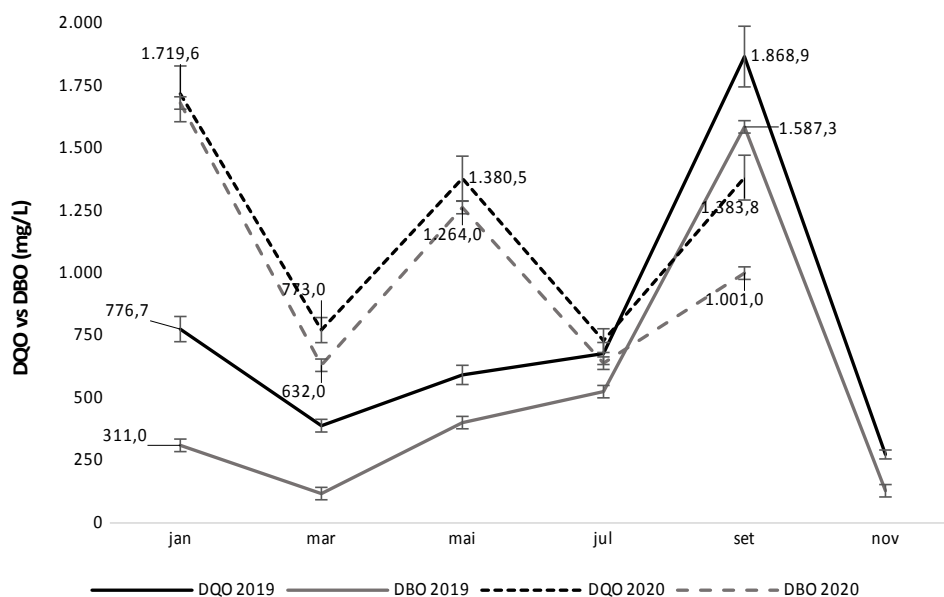


Figura 12. Comparação entre as concentrações DQO (mg/L) e DBO (mg/L) no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

Pela análise da Figura 12, verifica-se que os valores de DQO e DBO para o END após tratamento mostraram-se correlacionados, apresentando comportamento similar de crescimento e decrescimento. Vale ressaltar que a DBO é um indicador de matéria orgânica biodegradável¹⁷⁸ e a DQO indica indiretamente a concentração de matéria orgânica, biodegradável ou não, presente na amostra^{153,179}. Desse modo, conforme esperado, os valores de DQO se mostraram superiores aos de DBO no período em análise.

Atenta-se para o mês de janeiro de 2019 em que existe um intervalo relevante entre os valores de DQO (776,7 mg/L) e DBO (311,0 mg/L), podendo ser indicativo de recalcitrância no efluente. Neste mês, segundo dados da Figura 9, ocorreu maior produção de paracetamol, dipirona e benzoato de benzila, sendo as duas primeiras substâncias classificadas como não biodegradáveis (Tabela 9).

Outro intervalo relevante pode ser visto no mês de setembro de 2020 o qual registrou os valores de DQO (1.383,8 mg/L) e DBO (1.001,0 mg/L). Neste mês, segundo dados da Figura 9, ocorreu maior produção de paracetamol e benzoato de benzila. Esse dado pode indicar indiretamente recalcitrância no efluente devido a produção do paracetamol, substância classificada como não biodegradável (Tabela 9).

Outro importante parâmetro de caracterização e monitoramento do efluente é o de Sólidos Suspensos Totais (SST) que, juntamente a DQO, influi no cálculo do Fator K (Tabela 2, pág. 22) o qual é incidido como valor adicional na fatura a ser paga pela empresa farmacêutica a concessionária de saneamento para o descarte de seu efluente na rede coletora¹¹.

Pode-se observar, pela análise da Figura 13, as concentrações de SST encontradas no efluente farmacêutico tratado no período de análise. Considerando o ano de 2019, percebe-se o atendimento ao limite de 300 mg/L, estabelecido no PRECEND, excetuando o mês de outubro o qual indicou 1.776 mg/L, concentração cerca de 6 vezes superior limite ao demarcado. O motivo desse valor excepcionalmente elevado foi reportado pela Empresa Confidencial como devido a uma parada no tratamento do efluente para lavagem do reator R1, como tentativa de reestabelecimento do tratamento anaeróbio e melhoria aos padrões de DQO até então obtidos. Essa ocorrência revela, portanto, como os valores de DQO reportados pelas análises laboratoriais estão constantemente acima do desejado, conforme discutido anteriormente e mostrado na Figura 10.

As concentrações de SST em 2020 (Figura 13) indicam atendimento ao limite estabelecido, possuindo 96 mg/L como concentração máxima.

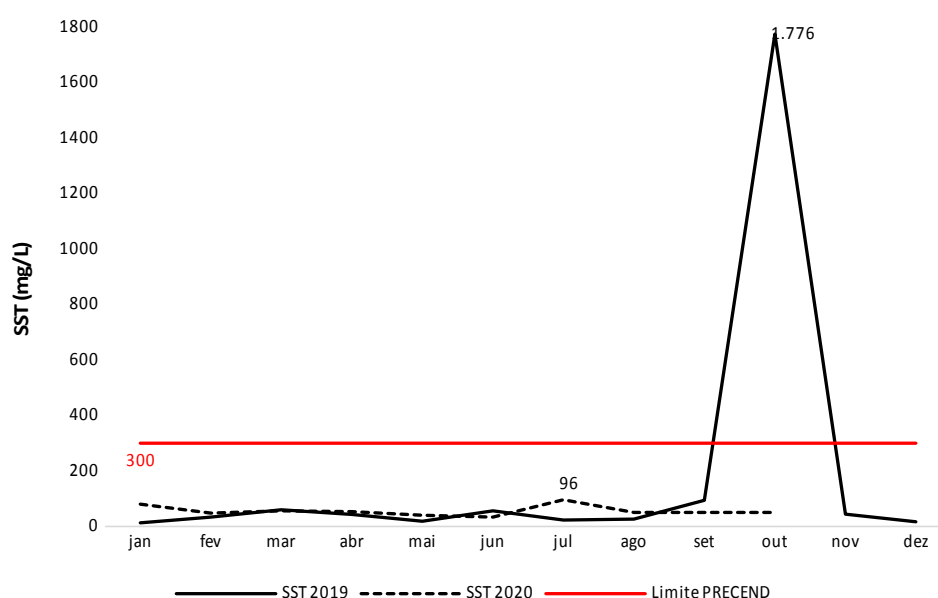


Figura 13. Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST - mg/L) do END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

Apesar da existência de um único valor que ultrapassa ao limite estabelecido, as concentrações de SST ao longo do período de análise indicam bom funcionamento das câmaras de fossas sépticas utilizadas na ETE, as quais são responsáveis por removerem as partículas suspensas pela ação da gravidade.

A partir dos valores limites de DQO e SST estabelecidos pelo PRECEND (Tabela 2, pág. 22) calcula-se o Fator K a ser incidido como valor adicional na fatura mensal de esgoto a ser paga pela empresa à COPASA. Os valores do Fator K calculados para os efluentes o período de estudo são mostrados na Figura 14.

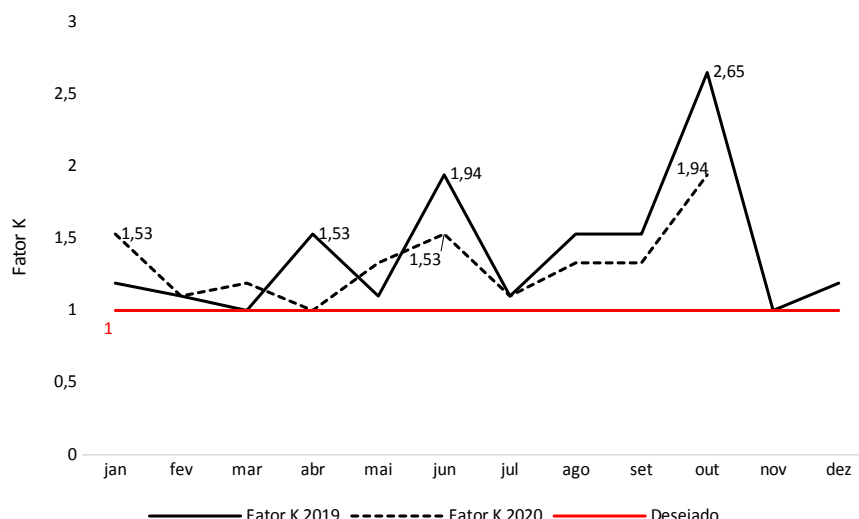


Figura 14. Cálculo do Fator K incidente nas faturas de esgoto de 2019 e 2020.

Para que a tarifa mensal não apresente valor adicional, o Fator K deverá ser de 1,0, indicando conformidade para os parâmetros de DQO e SST, a partir dos limites de 450 mg/L e 300 mg/L, respectivamente. Pela análise da Figura 14, percebe-se que apenas os meses de março e novembro de 2019 e abril de 2020 obtiveram Fator K igual a 1,0, resultando na manutenção do valor da fatura de esgoto. Os demais meses, entretanto, tiveram a fatura aumentada, alcançando Fator K máximo de 2,65 em outubro de 2019 e 1,94 em outubro de 2020, como consequência dos elevados valores DQO e SST, indicando o baixo desempenho do sistema de tratamento atual.

O PRECEND estabelece, conforme indicado na Tabela 1 (pág. 21), a manutenção do pH do END entre 6 e 10. A partir do exame da Figura 15, percebe-se que o efluente tratado, na maior parte dos meses de 2019, caracterizou-se como levemente ácido, atingindo valores abaixo do limite estabelecido pela companhia de saneamento e alcançando o valor mínimo de 4,42, em agosto. O pH esteve fora dos limites nos meses de fevereiro, agosto, outubro e dezembro de 2019.

Em 2020, o efluente registrou pH dentro dos limites vigentes (entre 6 e 10), excetuando o mês de junho o qual apresentou valor de 4,69. O valor máximo de 9,64 foi registrado em maio de 2020.

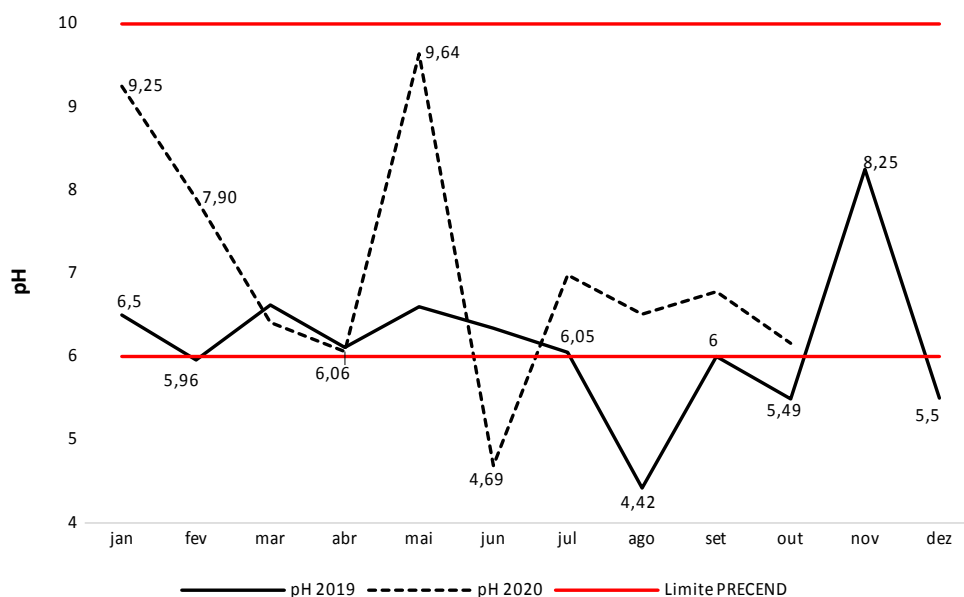


Figura 15. Valores de pH para o END após tratamento comparado ao limite do PRECEND (amostra n = 5 alíquotas).

Ressalta-se, que além da incidência do Fator K na tarifa mensal, o PRECEND é responsável pela aplicação de multas relativas a não conformidade de parâmetros controlados no relatório de automonitoramento. Desse modo, a presença de valores de pH fora da faixa estabelecida (de 6 a 10), conforme indicado na Figura 15, resulta na cobrança de multas a serem pagas pela Empresa Confidencial à COPASA. Atenta-se para o fato do dosador D1, indicado na Figura 6, ideal para adição de corretores de pH do efluente, não estar em operação devido à falta de um leitor de pH no local que realize o controle desse parâmetro a entrada do reator R1.

Dentre as condições ideais ao tratamento em reatores anaeróbicos dos tipos UASB e Filtro Anaeróbio (FA), como os aplicados na ETE da empresa (Figura 6, pág. 48), o pH necessitaria variar entre 6,8 e 7,4, proporcionando ambiente favorável ao desempenho adequado das bactérias metanogênicas¹⁰⁴. Pela avaliação da Figura 16, verifica-se, entretanto, o não atendimento a faixa indicada, encontrando-se, na maior parte dos meses, valores de pH mais ácidos do que os indicados como ideais.

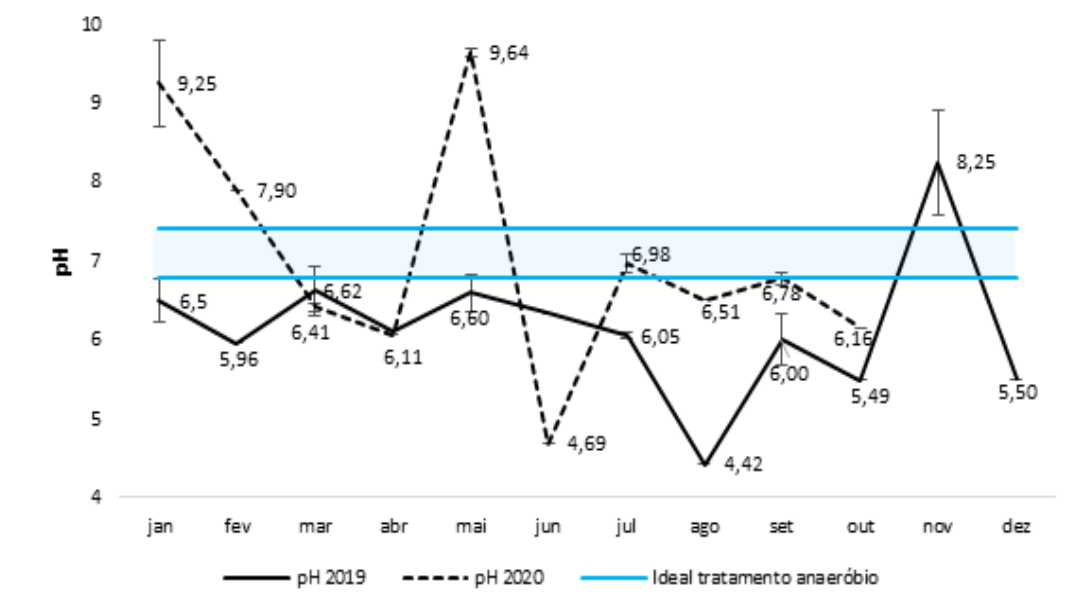


Figura 16. Valores de pH para o END após tratamento comparado ao ideal estabelecido para tratamento em reator anaeróbico (amostra n = 5 alíquotas).

Valores próximos ou levemente superior a 7 indicam equilíbrio entre as fases acidogênica e metanogênica no reator⁷⁷. Por outro lado, a queda do pH indica acúmulo de ácidos voláteis produzidos na acidogênese os quais não foram adequadamente consumidos na metanogênese, indicando desequilíbrio entre as fases⁷². Dessa maneira, conforme indicado pelos diversos valores de pH inferiores a 6,8, infere-se que há um desequilíbrio operacional no reator anaeróbico, contribuindo para que a degradação metanogênica seja inibida.

Condições ácidas como essas podem indicar o azedamento do reator anaeróbico, sugerindo condições de perturbação e baixo desempenho. O azedamento é caracterizado pela baixa produção de metano, alta produção de ácidos graxos voláteis (VFA), baixo pH e presença de odores desagradáveis¹⁸⁰. Causas comuns para tais condições incluem carga orgânica excessiva afluyente ao reator, fornecimento inadequado de micronutrientes, mistura inadequada, temperaturas não ideais e presença de substâncias tóxicas ou inibidoras para os microrganismos produtores de metano^{181,180}.

A variação do pH em um efluente também pode influenciar na solubilidade de espécies de enxofre presentes no reator. A caracterização do efluente pós-tratamento indicou a presença de sulfeto, conforme mostrado na Figura 17. As concentrações de sulfeto detectadas foram iguais ou menores que 1 mg/L, limite estabelecido pela companhia de saneamento.

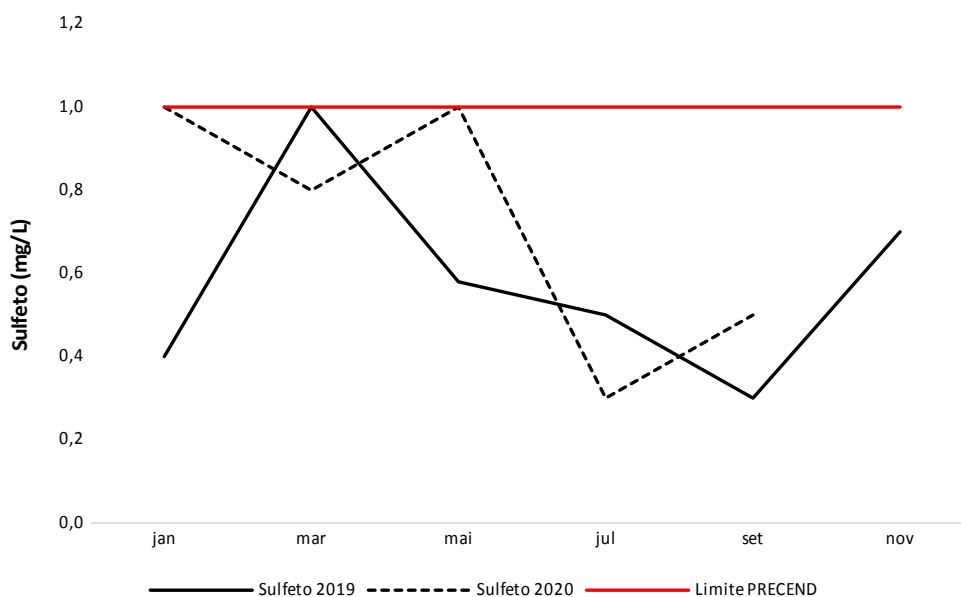


Figura 17. Concentração de sulfeto (S-), em mg/L, no END após tratamento em 2019 e 2020 (amostra n = 5 alíquotas).

O efeito do pH sobre a solubilidade de espécies de enxofre em um efluente é mostrado no gráfico da Figura 18. Comparando-se a Figura 18 com os valores de pH apresentados no efluente (Figura 15, pág. 62), infere-se que o equilíbrio das espécies de enxofre no END está deslocado para a produção de sulfeto de hidrogênio (H_2S), conforme destacado pela região sombreada na figura. Tal inferência é corroborado pela vistoria no local da ETE, onde se percebe a liberação de substâncias malcheirosas características da presença de H_2S .

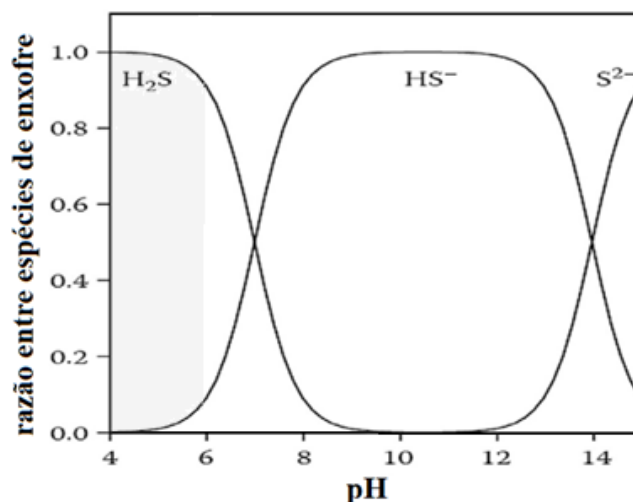


Figura 18. Efeito do pH na distribuição de compostos de enxofre no efluente.

Adaptado de Churchill e Elmer (1999)¹⁸².

A presença de sulfato no substrato do efluente permite o crescimento de bactérias redutoras que, em condições ácidas, produzem sulfeto de hidrogênio, implicando, ademais do cheiro desagradável, na redução da vida útil da tubulação, devido à natureza corrosiva desse ácido^{81,102}. A hidrofobicidade do H_2S permite que esse permeie facilmente pelas bicamadas lipídicas da membrana

celular de microrganismos, explicando sua ampla toxicidade¹⁸³ e inibição às bactérias metanogênicas, o que pode prejudicar e inviabilizar o processo de digestão anaeróbica^{52,79; 102}.

A temperatura constitui outro fator de influência no crescimento e na sobrevivência dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do efluente⁹³. Observa-se, pela análise da Figura 19, que as temperaturas, em Celsius das amostras de efluente tratado, variam entre 20,8 e 28,8 °C, obedecendo ao limite máximo de 40 °C estabelecido pela companhia de saneamento, através do PRECEND.

Na literatura, entretanto, é apontado para uma faixa de temperatura ótima entre 30 e 35 °C como condição ideal ao crescimento das bactérias metanogênicas mesofílicas e, por conseguinte, ao desempenho mais eficiente do tratamento em reator anaeróbico do tipo UASB¹⁰⁶. Esse intervalo de temperatura ótima (faixa em azul presente na Figura 19), entretanto, não foi obedecida em nenhuma das amostras de efluente, as quais sempre estiveram abaixo faixa desejada, registrando temperatura máxima de 28,8 °C em maio de 2019 e 27,4 °C em fevereiro de 2020 e mínimos de 20,8 °C em junho e agosto de 2019 e 2020.

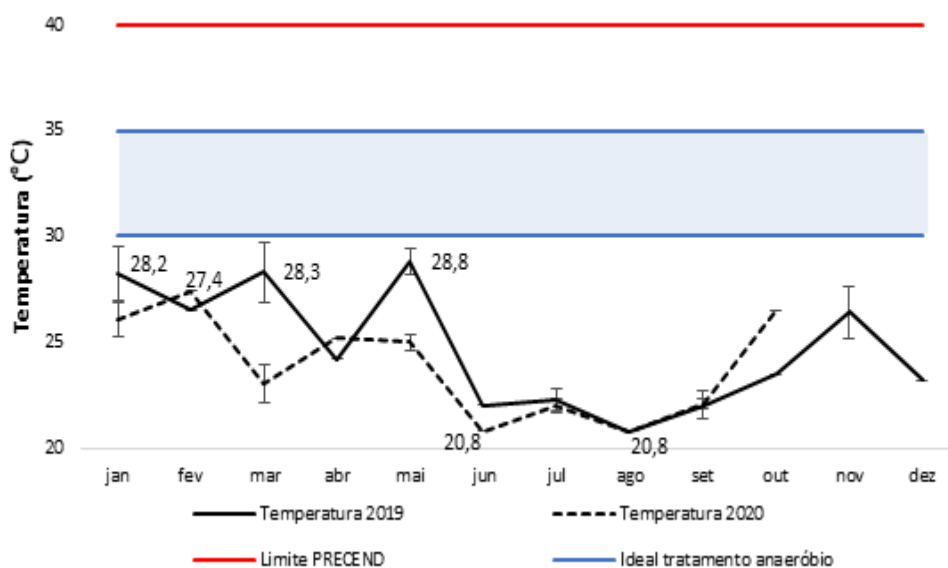


Figura 19. Temperatura, em °C, para o END após tratamento comparado ao limite do PRECEND e ao ideal estabelecido para o tratamento em reator anaeróbico (amostra n = 5 alíquotas).

Segundo a literatura, a diminuição da temperatura abaixo da faixa ótima retarda a hidrólise e reduz a degradação do substrato poluente no efluente¹⁸⁴, além de diminuir a atividade metanogênica no reator⁹³. Como a temperatura do efluente está abaixo do ideal para um tratamento anaeróbico, infere-se que o tratamento em questão não está ocorrendo de modo a alcançar a máxima eficiência e, conseqüentemente, para obter a remoção desejável da matéria orgânica.

A baixa temperatura do efluente tratado reforça a suspeita de azedamento do reator que, juntamente a acidez do efluente (Figura 15), as elevadas concentrações de DQO no efluente tratado (Figura 10) e a presença de odores desagradáveis no local corroboram com o indicativo de baixo desempenho do tratamento anaeróbio^{181,180}.

Apesar de a temperatura ser um parâmetro de relevância para o desempenho do tratamento anaeróbio, destaca-se que o controle da temperatura do efluente seja mais comumente realizado em regiões de clima frio, não sendo questão de relevância no Brasil¹⁸⁵. Reforça-se, porém, que o tratamento via reator UASB possui desempenho limitado, sendo muitas vezes considerado como unidade de pré-tratamento em esgotos sanitários, os quais são biodegradáveis^{87,96}, além de constituir um tipo de tratamento intimamente ligado a composição do efluente e sensível a presença de substâncias que possam ser inibitórias a degradação anaeróbia^{52,105}.

Os demais parâmetros de controle estabelecidos pela companhia de saneamento à empresa farmacêutica possuem monitoramento bimestral e são mostrados a seguir. As concentrações registradas para os parâmetros Sólidos Sedimentáveis (SSed), Substâncias TensoAtivas (ATA), Óleos e Graxas (O&G), Sulfato e Fenol no END após tratamento são apresentadas na Figura 20. Os valores máximos de concentração encontrados para cada parâmetro são indicados nos gráficos e percebe-se o atendimento global aos limites estabelecidos pelo PRECEND.

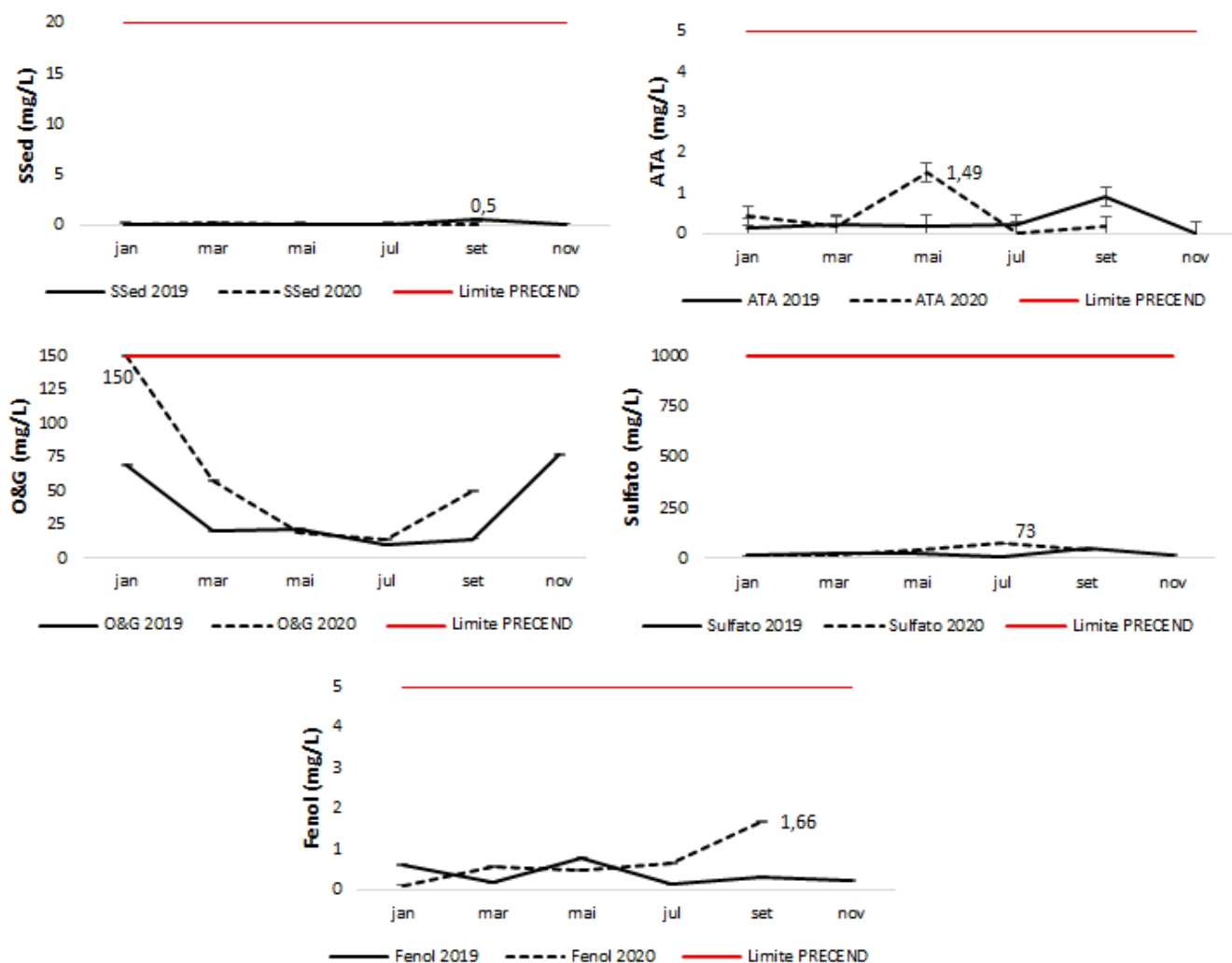


Figura 20. Concentrações em mg/l de (a) Sólidos Sedimentáveis (SSed), (b) Substâncias tensoativas (ATA), (c) Óleos e Graxas (O&G), (d) Sulfato e (e) Fenol no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

Em concordância com os parâmetros e limites indicados pelo PRECEND (Tabela 1, pág. 21) o controle das concentrações de metais no efluente tratado deve ser realizado. Os metais podem alcançar as águas residuais farmacêuticas a partir do seu uso no processo industrial, como agentes precipitantes durante as fases de recuperação e purificação do produto farmacêutico^{5,186}. Os metais traços são responsáveis por efeitos adversos à saúde humana devido sua toxicidade, corrosividade ou carcinogenicidade, podendo também atacar o sistema nervoso central, os rins e o fígado, pele, ossos e dentes¹⁸⁷. Essa toxicidade se deve a afinidade desses metais por grupos sulfidríla (-SH) presentes em enzimas, as quais controlam a velocidade de reações metabólicas de um organismo⁶⁵. A toxicidade desses elementos também inibe o crescimento microbiano, podendo prejudicar a eficiência do tratamento de efluentes em um reator biológico e, muitas vezes, inviabilizá-lo⁶⁶. Desse modo, tem-se a importância do controle pela COPASA através do PRECEND das concentrações de metais nos END.

As concentrações, em mg/L, obtidas no END tratado para cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo hexavalente (Cr⁶⁺), mercúrio (Hg), níquel (Ni), zinco (Zn) e ferro solúvel (Fe) podem ser verificadas na Figura 21.

As concentrações máximas registradas de cada parâmetro estão indicadas nos gráficos da Figura 21 e percebe-se o atendimento aos limites do PRECEND para todos os metais analisados.

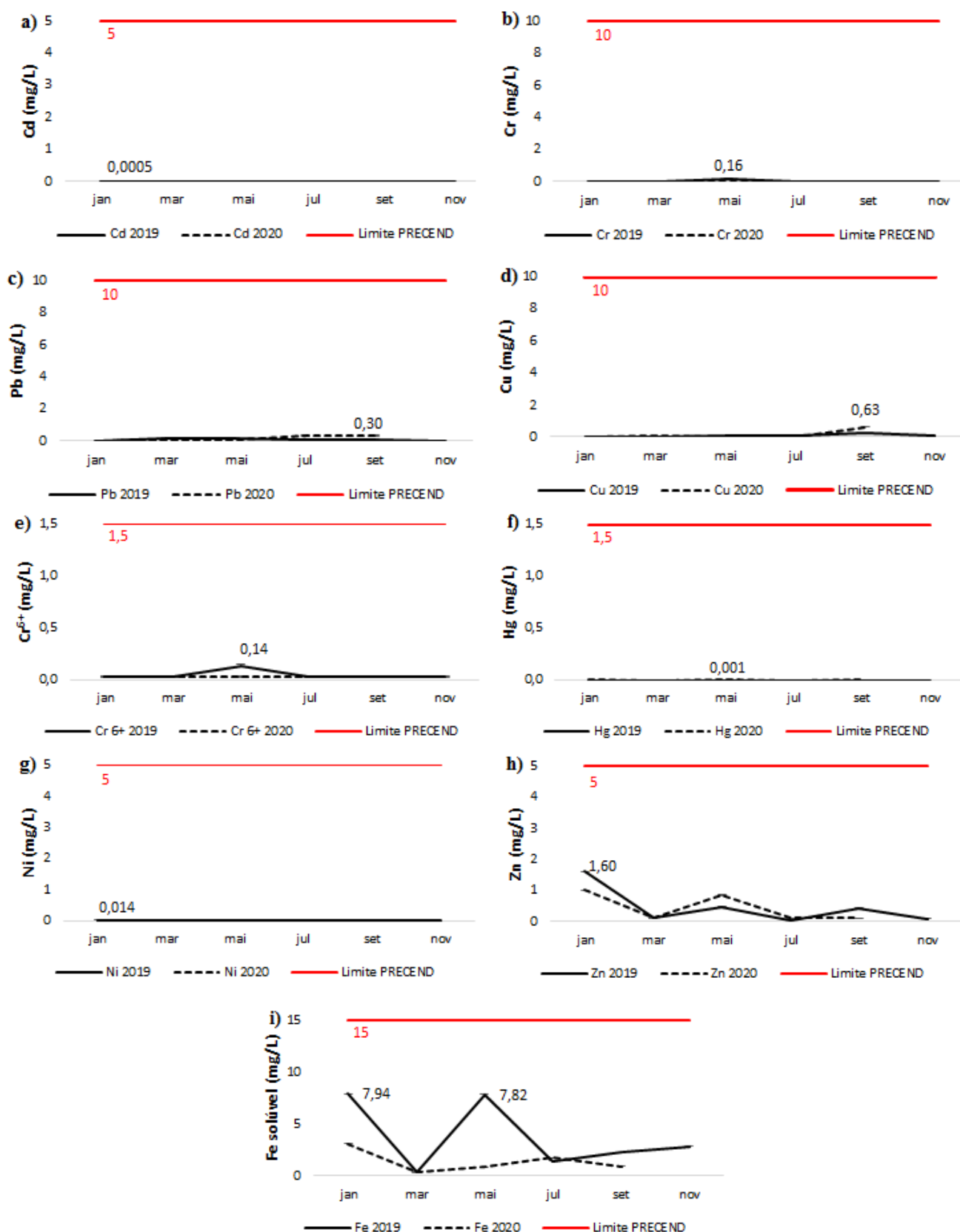


Figura 21. Concentrações em mg/l de (a) Cádmi (Cd), (b) Cromo (Cr), (c) Chumbo (Pb), (d) Cobre (Cu), (e) Cromo hexavalente (Cr⁶⁺), (f) Mercúrio (Hg), (g) Níquel (Ni), (h) Zinco (Zn) e (i) Ferro solúvel (Fe) no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

O controle das concentrações dos hidrocarbonetos Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno, os quais formam o grupo BTEX, também é realizado pela COPASA através do PRECEND (Tabela 1, pág. 21). Esses hidrocarbonetos alcançam os efluentes farmacêuticos a partir do uso intenso de solventes orgânicos no processo industrial de extração de substratos naturais, síntese e purificação de fármacos^{29,52}, além do uso de produtos de limpeza e desinfetantes contendo tais substâncias em sua composição^{5,6}.

As concentrações obtidas para os compostos BTEX no END tratado, em mg/L, podem ser observadas na Figura 22. As concentrações máximas registradas para cada parâmetro estão indicadas nos gráficos e percebe-se o atendimento aos limites do PRECEND para todos os BTEX.

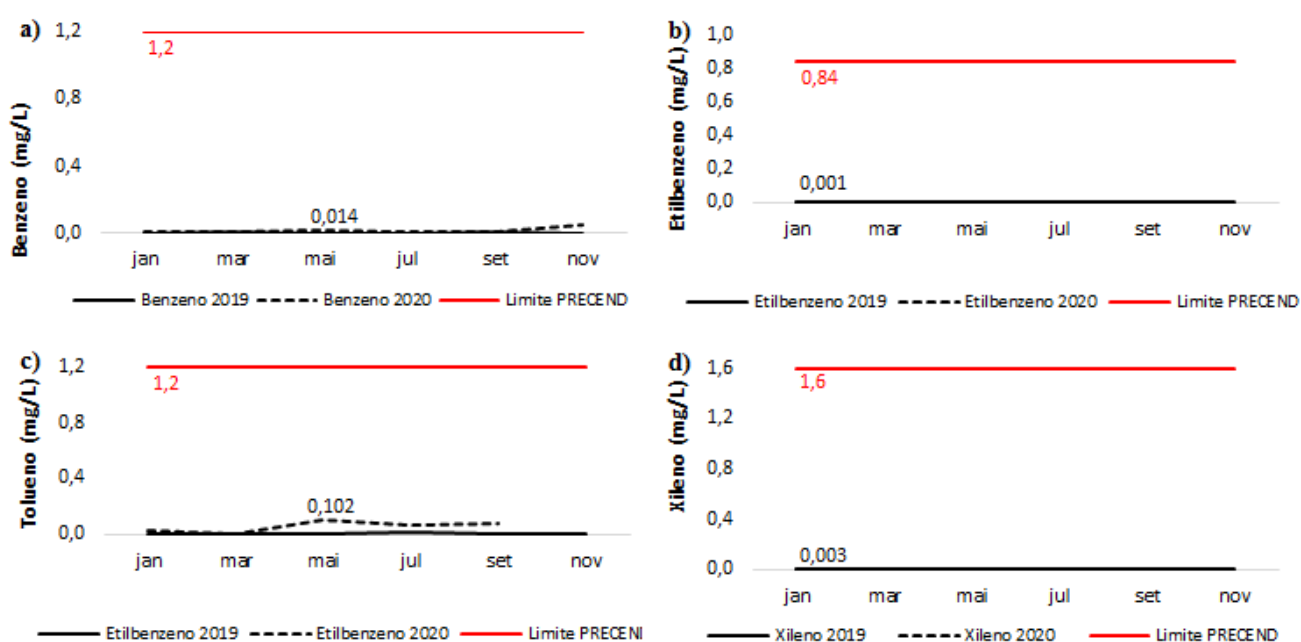


Figura 22. Concentrações em mg/l de (a) Benzeno, (b) Etilbenzeno, (c) Tolueno e (d) Xileno no END após tratamento (amostra n = 5 alíquotas).

9. Conclusões parciais

Em análise aos dados mostrados anteriormente os quais caracterizam o efluente bruto e tratado da Empresa Confidencial, percebe-se que a produção industrial é variável em quantidade e em composição, o que provoca oscilações nas características do efluente, dificultando a padronização de seu tratamento.

Os princípios ativos mais utilizados pela Empresa Confidencial nas produções de 2019 e 2020 não são considerados persistentes, bioacumuladores ou tóxicos, entretanto, paracetamol, dipirona e citrato de orfenadrina foram classificados como não biodegradáveis. Dentre esses,

paracetamol e citrato de orfenadrina apresentaram baixos valores de NOEC e dipirona se enquadraram como “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro (H361)”. Atentou-se, assim, para a necessidade de maior controle pela Empresa Confidencial do processo produtivo em períodos de elevado consumo desses insumos, visando controlar o risco ambiental e a saúde associado a presença dessas substâncias no END.

Com relação ao END tratado, o parâmetro de DQO apresentou constantemente o limite estabelecido pelo PRECEND ultrapassado o que tem provocado aumento do Fator K e consequente elevação no valor da fatura de cobrança da concessionária de saneamento. As elevadas concentrações de DQO no efluente tratado, inclusive quando comparados ao efluente bruto, indicam condições de endogenia e consequente *washout* da biomassa.

Notou-se uma relação existente o consumo de insumos e os intervalos entre os valores de DQO e DBO, indicando que o processamento de insumos não biodegradáveis, como paracetamol e dipirona, pode assinalar a recalcitrância do END. Esse resultado funcionaria como um indicativo a Empresa Confidencial para maior controle da ETE nos períodos de intensa produção de fármacos de consomem insumos não biodegradáveis.

Além da limitação inerente da técnica de tratamento anaeróbico atualmente utilizada, o END tem apresentado temperatura abaixo da faixa ideal para o desenvolvimento de bactérias metanogênicas mesofílicas (30 - 35 °C) e pH ácido, abaixo do indicado (6,8) para o tratamento biológico anaeróbico, sugerindo que o reator possui alta produção de VFA. Estas condições têm favorecido a produção de H₂S, a partir das espécies de enxofre presentes no efluente, o que tem gerado odores desagradáveis na ETE, além de provocar aumento na toxicidade do efluente, ser corrosivo às tubulações e causar a inibição da atividade metanogênica de bactérias. Tais fatores indicam o azedamento do reator anaeróbico, provocando baixo desempenho no tratamento.

Desse modo, tendo em vista principalmente a ineficiência para a remoção de DQO e o registro de valores de pH do efluente tratado ligeiramente mais ácidos que o determinado pelo PRECEND, faz-se necessário um estudo de propostas alternativas de tratamento, considerando opções de tratamento aplicáveis ao efluente farmacêutico e os custos para implantação e manutenção de tais técnicas.

Capítulo 5: Propostas alternativas de tratamiento

10. Introdução

As propostas alternativas de tratamento a serem apresentadas consideraram as seguintes características do END da Empresa Confidencial:

- Variável em composição e quantidade: apresenta variação dos parâmetros, como pH, DBO, DQO e temperatura, em função da variação da produção;
- Necessidade de remoção da DQO remanescente ao tratamento anaeróbico (UASB+FA) aplicado;
- Possibilidade de apresentar substâncias com certa persistência, toxicidade e não biodegradáveis, considerando o portfólio de produção e o uso de solventes orgânicos;
- Local disponível a implantação da ETE com baixos requisitos de área.

10.1 Lodos ativados convencional (CAS)

Essa alternativa contempla a instalação de um reator biológico retangular aerado mecanicamente, a jusante do tratamento primário das fossas sépticas presentes na ETE atual. O sistema também deve considerar a instalação de um decantador secundário cilíndrico na sequência do tanque de aeração com a recirculação do lodo, conforme indicado na Figura 23, visando o retorno da biomassa suspensa ao reator⁵⁷. Nessa alternativa, considera-se, portanto, a manutenção das FS e a substituição dos tratamentos anaeróbicos atuais pelo aeróbico.

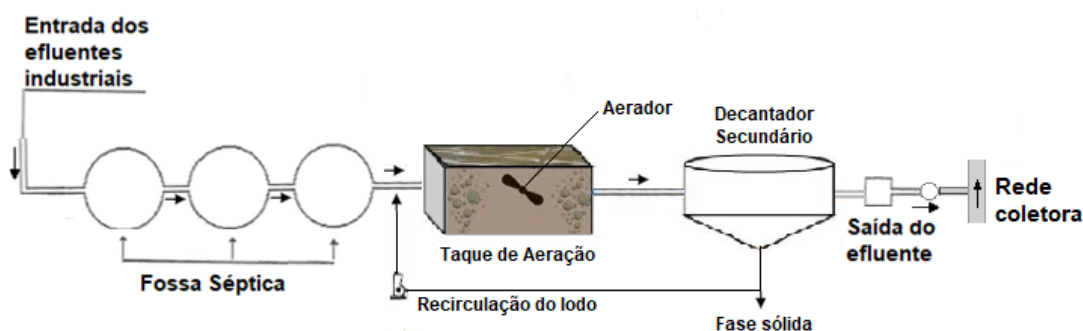


Figura 23. Esquema da alternativa de tratamento via lodos ativados convencional (CAS).

Figura de autoria própria.

A escolha por esse tipo de alternativa de tratamento deve-se a técnica CAS ser mais robusta e de operação mais flexível⁶⁶ do que quando comparada ao tratamento anaeróbico atualmente utilizado o qual é altamente dependente dos parâmetros do efluente de entrada, como temperatura, pH e cargas tóxicas^{52,100,101,104e106}. O tratamento via CAS oferece, portanto, maior capacidade para tratar águas residuais com composições e características variadas e de receber cargas tóxicas com alguma frequência⁶¹, o que faz-se necessário quando se trata de um efluente farmacêutico. O tratamento

anaeróbico atualmente implantado na Empresa Confidencial é sensível às condições de operação do reator, podendo mais facilmente perturbar a microbiota degradadora e afetar o processo de digestão⁷⁷.

Apesar das pequenas possibilidades de maus odores e pelos baixos requisitos de área⁶⁹, o custo de implantação e operação da técnica deve ser avaliado devido ao consumo energético da aeração mecanizada, ao elevado grau de mecanização do processo e a produção de maiores volumes de lodo⁶⁸.

Como os lodos ativados promovem a degradação biológica dos contaminantes, o sucesso da técnica depende da composição do efluente e da não inibição dos microrganismos aeróbicos degradadores. Desse modo, apesar da técnica CAS ter apresentado bons resultados no tratamento de efluentes farmacêuticos em estudos anteriores^{33,70}, um teste de biodegradabilidade do efluente da Empresa Confidencial antes de sua implantação definitiva como tecnologia de tratamento faz-se necessário.

10.2 Tratamento via membrana

Conforme afirmado por Gadipelly e colaboradores (2014)⁶, técnicas isoladas usualmente não removem completamente as substâncias farmacêuticas dos efluentes, fazendo-se necessária a avaliação de estimativa de custos para alternativas que combinem diferentes tipos de tratamento. Desse modo, optou-se por avaliar alternativa de tratamento via membrana a qual considera a instalação de membranas para o polimento do efluente tratado, mantendo-se o sistema de Fossas Sépticas (FS) e o tratamento biológico atualmente em operação na ETE, via reator UASB e Filtro Anaeróbio (FA).

Nessa alternativa, cada tipo de membrana, em separado, seria instalada após o tratamento atual, conforme indicado na Figura 24. Seriam comparados os custos de implantação e operação para três alternativas de tratamento, através da aplicação de membranas de: UltraFiltração (UF) ou NanoFiltração (NF) ou Osmose Inversa (OI).

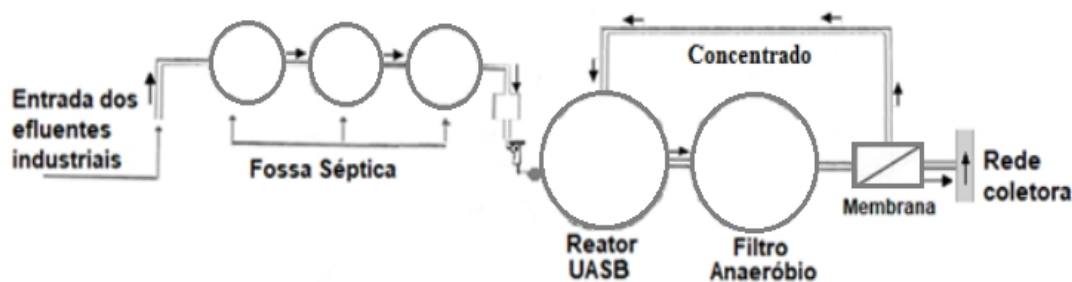


Figura 24. Esquema da alternativa de tratamento via membranas.

Figura de autoria própria.

O tratamento via membranas permite a retenção de substâncias não biodegradáveis ao tratamento anaeróbio aplicado, o que possibilita a redução da DQO remanescente dos efluentes farmacêuticos, conforme tem sido apresentado com bons resultados na literatura^{130,145,146,147 e 148}.

O esquema de tratamento conforme mostrado na Figura 24 seria uma alternativa que não provocaria alterações estruturais drásticas nas instalações da ETE atual da Empresa Confidencial. Ademais, dependendo da qualidade do efluente obtido no pós-tratamento, existe a possibilidade de seu reúso para lavagem de áreas comuns da fábrica, propiciando a redução no consumo de água potável e, conseqüente, redução de custos de operação da Empresa.

Além da proposta de inclusão do tratamento terciário, verifica-se a importância de se estabelecer um controle mais rigoroso dos parâmetros temperatura e pH a montante do Reator UASB, através da instalação de medidores automáticos e dosadores que possam controlar o pH a fim de manter esse na faixa ideal (6,8 a 7,4) para o correto funcionamento do reator e conseqüente degradação anaeróbia.

Vale ressaltar que o sistema de tratamento via membranas gera uma corrente denominada concentrado a qual pode ser recirculada para o tanque biológico, conforme indicado na Figura 24, de forma a aumentar o tempo de residência dos compostos recalcitrantes no sistema de tratamento. Entretanto, é necessário que essa alternativa seja avaliada em testes laboratoriais para avaliar seu efeito e se definir a taxa de recirculação ideal a ser adotada.

10.3 Tratamento combinado

Assim como no tratamento via membrana, a avaliação de estimativa de custos considerará o uso de um tratamento combinado, visando utilizar-se de diferentes técnicas que possibilitem maiores remoções das substâncias farmacêuticas dos efluentes, quando comparado ao uso de técnicas isoladas⁶.

Na alternativa de tratamento combinado, utilizar-se-ia o tratamento primário físico-químico através da coagulação com adição de cloreto férrico (FeCl_3) seguida de sedimentação, com objetivo de remoção da matéria orgânica, responsável pelos valores de DBO e DQO no efluente. Posteriormente, seria aplicado o tratamento via membranas com MicroFiltração (MF), NanoFiltração (NF) e Osmose Inversa (OI) sequenciais para a remoção da matéria orgânica remanescente.

O esquema que compõe o tratamento combinado pode ser analisado na Figura 25.

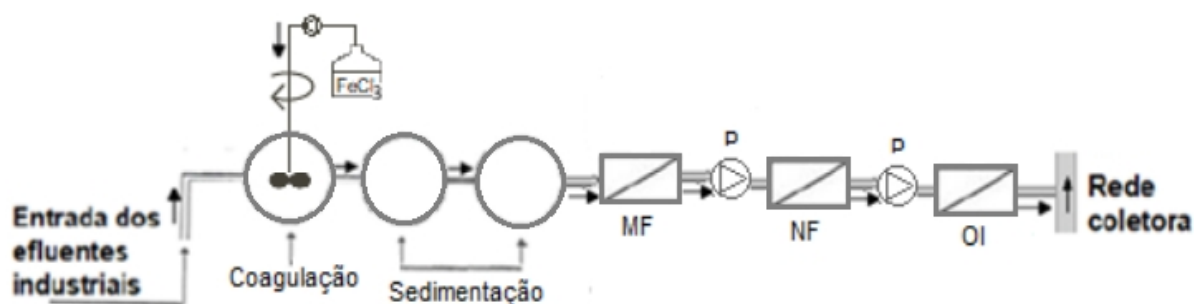


Figura 25. Esquema da alternativa de tratamento combinado.

Figura de autoria própria.

Conforme anteriormente discutido, o tratamento de efluentes farmacêuticos via processos de clarificação não tem apresentado remoções satisfatórias de SST, DQO e DBO, mesmo com elevadas doses dos coagulantes^{110; 111}. Como essas técnicas não têm sido satisfatórias ao ponto de serem utilizadas como tratamento único, a alternativa de tratamento indicada combina o tratamento físico-químico via coagulação e sedimentação seguido de membranas, buscando a remoção por retenção de substâncias remanescentes¹¹².

O uso sequencial de membranas no tratamento de efluentes deve iniciar-se com membranas de poros de diâmetros maiores (MF) e seguir para as membranas com poros de diâmetros reduzidos (NF ou OI), permitindo que a filtração seja realizada sem entupimento e/ou necessidade de troca frequente das membranas^{139,141}. Vale ressaltar que ensaios de tratabilidade em laboratório seriam pertinentes para avaliar a aplicação dessa alternativa ao tratamento do END em questão.

Essa alternativa de tipo de tratamento permite a coagulação/sedimentação e retenção de substâncias não biodegradáveis, além da possibilidade de obtenção de efluente tratado com elevada qualidade. Podendo, assim, propiciar o reúso da água residual tratada para a lavagem de áreas comuns da fábrica, propiciando a redução no consumo de água potável e, consequente, redução de custos de operação da Empresa.

10.4 Tratamento via POA

Nessa alternativa de tratamento, optou-se por avaliar a estimativa de custos de um tratamento que combine diferentes técnicas aliadas aos processos oxidativos, possibilitando maiores remoções das substâncias farmacêuticas dos efluentes, quando comparado ao uso de técnicas isoladas⁶. O esquema de tratamento via processos oxidativos avançados considerará a aplicação, em separado, da ozonólise (O_3) e da ozonólise combinada a peroxidação (O_3/H_2O_2), como tratamentos terciários ao efluente tratado biologicamente. Dessa maneira, a aplicação do POA será realizada a jusante da sequência de FS e do tratamento anaeróbico atualmente utilizado (UASB + FA), conforme indicado na Figura 26.

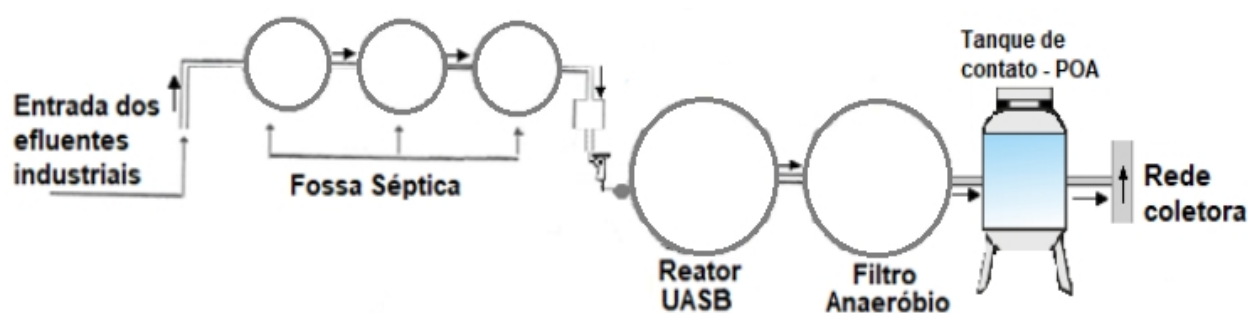


Figura 26. Esquema da alternativa de tratamento aplicando-se POA como polimento.

Figura de autoria própria.

Como mencionado anteriormente, esquemas de tratamento que considerem a manutenção do tratamento já em operação na ETE atual da Empresa Confidencial serão considerados, pois reduzem alterações estruturais drásticas nas instalações. Entretanto, atenta-se para a necessidade de regular o funcionamento dos reatores anaeróbicos em funcionamento a partir de um controle mais rigoroso dos parâmetros temperatura e pH a montante do Reator UASB, além de avaliar a instalação de mecanismos de aquecimento do efluente bruto, objetivando manter a temperatura do efluente entre 30 e 35 °C.

A escolha por esse tipo de alternativa de tratamento deve-se a técnica POA ser utilizada especialmente para a remoção de matéria orgânica recalcitrante aos tratamentos de degradação biológica, como se caracteriza as águas residuais farmacêuticas¹¹³. Os POAs têm apresentado bons resultados no tratamento de efluentes farmacêuticos em estudos anteriores, apresentando elevada eficiência e redução da toxicidade do efluente tratado^{121,122, 124,188}.

Salienta-se que, antes da implantação definitiva da alternativa pela Empresa Confidencial, faz-se necessários testes de degradabilidade do efluente farmacêutico para que sejam determinados os pontos ótimos de pH, dosagem de reagentes e tempo de contato necessário entre oxidantes e efluente.

11. Materiais e métodos

11.1 Estimativa preliminar de custos

As técnicas de tratamento consideradas na análise de custo são indicadas na Tabela 11 a seguir e estão em conformidade com os esquemas apresentados anteriormente (Figura 23, Figura 24, Figura 25 e Figura 26).

Tabela 11. Técnicas consideradas na estimativa de custo.

Tipo de tratamento	Técnica	Expectativa para remoção de DQO
Biológico	Lodos ativados convencional (CAS)	88 – 98 % ^{33,70}
Físico-químico via membrana	FS + UASB + FA + UF	35 - 72 % ^{189,190}
	FS + UASB + FA + NF	> 93 % ¹⁴⁸
	FS + UASB + FA + OI	> 98 % ¹⁴⁸
Físico-químico combinado	Coagulação/sedimentação + membranas MF/NF/OI	90 – 99 % ¹⁹¹
Físico-químico via POA	FS + UASB + FA + O ₃	69 – 74 % ¹³⁸
	FS + UASB + FA + O ₃ /H ₂ O ₂	90 – 95 % ¹³⁸

Para as estimativas preliminares de custos, procedeu-se com dimensionamentos, para cada técnica alternativa de tratamento, de tanques, decantadores, bombas, membranas, aeradores e outros equipamentos e instrumentos, conforme a particularidade de cada técnica considerada.

Para os dimensionamentos, utilizaram-se as vazões de 35 e 25 m³/d, reportadas respectivamente como máxima e média (pág. 56). Para os tratamentos CAS e combinado, os quais desconsideram o uso do tratamento atualmente realizado, utilizou-se dos parâmetros apresentados para o efluente bruto (Tabela 10, pág. 56). Para os demais tratamentos, os quais consideram a manutenção do tratamento atualmente realizado (FS + UASB + FA) utilizou-se dos valores médios dos parâmetros apresentados para o efluente tratado (pág. 56). Tais dados são apresentados de forma resumida na Tabela 12 a seguir.

Tabela 12. Dados de entrada do efluente bruto e tratado por FS+UASB+FA considerados na estimativa de custo.

Dados de entrada	Efluente bruto	Efluente tratado
DBO ₀ (mg/L)	253,6 (± 25)	753,9 (± 458,1)
DQO ₀ (mg/L)	625,0 (± 2,7)	1169,8 (± 610,0)
SST ₀ (mg/L)	108,0 (± 4)	46,87 (± 16,92)
pH	7 (± 0,1)	6,56 (± 0,87)
Q _{méd} (m ³ /d)	25	25
Q _{máx} (m ³ /d)	35	35

Os dimensionamentos para os tratamentos CAS, via POA, via NF e combinado foram realizados por cálculos desenvolvidos em *Excel*, de acordo com as particularidades de cada técnica, sendo posteriormente descritas. Para as técnicas via membranas UF e OI, ademais de cálculos em *Excel*, o dimensionamento foi realizado com auxílio do *software* WAVE© (2019) o qual determina com facilidade, dentre outros itens, o número de membranas necessárias ao tratamento, a quantidade e as potências requeridas das bombas e o consumo energético em kWh, além de indicar a necessidade ou não de paradas regulares para a regeneração das membranas.

Ressalta-se que para uma estimativa de custo mais assertiva, tornam-se indispensáveis testes de bancada que permitam determinar, ademais da degradabilidade do efluente frente a aplicação da técnica, as concentrações e doses ótimas dos reagentes utilizados, o pH e o Tempos de Detenção Hidráulico (TDH) ótimos para o meio reacional.

Para todas as alternativas, as despesas de capital (do inglês, *Capital Expenditures* – CapEx) foram consideradas como os custos do investimento inicial para a instalação da técnica, podendo ser separadas em CapEx direto (para aquisição, construção e instalação de equipamentos e acessórios) e CapEx indireto, a qual considera um fator de segurança financeiro no caso da variação de valores estimados e/ou incidência de imprevistos¹⁹².

As despesas operacionais (do inglês, *Operational Expenditures* – OpEx) constituem os custos para a operação da técnica, dentre eles o consumo energético, de água e insumos, o gerenciamento de resíduos, manutenção e troca de equipamentos, limpeza, depreciação e amortização¹⁹².

Os custos relacionados a depreciação (D_{ep}) foram calculados, para todas as técnicas, pela relação entre o custo de investimento fixo (C_{fixo}) em reais (R\$) e o tempo de depreciação em anos (T_{dep}), conforme mostrado na Equação 3¹⁹².

$$D_{ep} = \frac{C_{fixo}}{T_{dep}}$$

Equação 3. Cálculo do custo de depreciação

Os custos de amortização (C_{am}), para todas as técnicas, foram calculados conforme Equação 4¹⁹², utilizando-se o $CapEx_{Total}$, o fator de amortização ($A \vee P$) em que se considera a taxa de investimento (i_c) baseado na Selic (Sistema especial de liquidação de custódia) e o tempo de planejamento do projeto em anos (DL), como mostrado em Equação 5¹⁹².

$$C_{am} = CapEx_{Total} * A \vee P$$

Equação 4. Cálculo do custo de amortização

$$A \vee P = \frac{i_c * (1 + i_c)^{DL}}{(1 + i_c)^{DL} - 1}$$

Equação 5. Cálculo do fator de amortização

As despesas operacionais (OpEx) médias no tratamento atualmente utilizado o qual utiliza de tratamento primário via Fossas Sépticas (FS) e degradação biológica anaeróbica via reator UASB e filtro anaeróbico (UASB + FA) foram reportadas pela Empresa Confidencial em R\$ 1,28 por m³ de efluente. Para tal valor, a Empresa informou a consideração dos custos de consumo energético, gerenciamento do lodo, uso de insumos (solução microbiana), manutenção e mão-de-obra. Dessa

forma, para o OpEx das alternativas que considerem a manutenção do tratamento atualmente aplicado (UASB + FA), será adicionado o valor de R\$ 1,28 por m³ de efluente tratado. As despesas de capital (CapEx) para a técnica UASB + FA não serão consideradas neste trabalho, pois a instalação e compra de equipamentos para esse tipo de tratamento não seriam realizadas, visto que o tratamento já está em andamento.

11.1.1 Lodos ativados convencional (CAS)

A estimativa de custo da técnica CAS foi realizada a partir do dimensionamento dos tanques de aeração e de decantação, além da determinação das potências requisitadas ao projeto para a aeração mecânica e para o bombeamento na recirculação do lodo produzido. Foi essencial também determinar o volume de lodo a ser gerenciado, bem como o consumo energético, e os custos de depreciação e de amortização da técnica.

Os parâmetros considerados e calculados no dimensionamento para o tanque de aeração, aerador, decantador secundário e recirculação do lodo podem ser analisados na Tabela 13. Os cálculos para esses parâmetros foram desenvolvidos em *Excel* e tiveram base na norma brasileira ABNT NBR 12.209:2011¹⁹³ sobre elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários.

Tabela 13. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica CAS.

Elemento	Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Tanque de aeração	Coefficiente de produção celular (Yobs – gSSV/gDBO)	0,41
	Coefficiente de respiração endógena (kd – d ⁻¹)	0,06
	Coefficiente de produção celular (Y – gSSV/gDBO)	0,55
	Fração biodegradável dos SSV quando $\theta_c = 0$ (f _b – gDBO/gSST)	0,80
	Idade do lodo ($\theta_c - d$)	8,00
	Fração biodegradável dos SSV gerados no sistema (fb – gDBO/gSST)	0,73
	Remoção DBO esperada (%)	0,85
	DBOefluente esperada (mg/L)	38,04
	DBOparticulada efluente (Sp – mg/L)	27,77
	DBOsolúvel efluente (Se – mg/L)	10,27
	Produção de lodo esperada (kgSSV/d)	3,47
	Relação entre SSV/SST (g/g)	0,75
	Produção de lodo esperada (kgSST/d)	4,62
	Teor de sólidos (TS – %)	0,80
	Massa específica do efluente (kg/m ³)	1.000,00
	Densidade do efluente (γ – g/mL)	1,00
	Vazão de lodo para DS (m ³ /d)	0,58
	Concentração de sólidos em suspensão no reator (Xa - mg/L)	3.000,00
	Concentração de sólidos em suspensão voláteis no tanque (Xav - mg/L)	2.250,00
	Volume tanque de aeração (V – m ³)	12,33
	Formato	Retangular
	Altura do tanque de aeração (m)	4,50
	Comprimento (m)	3,00
	Largura (m)	1,00
	Volume aeração construção (m ³)	13,50
<i>(continua)</i>		

CAPÍTULO 5: PROPOSTAS ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO

	<i>(conclusão)</i>	
	Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
	TRH (d)	0,40
	TRH (h)	9,30
	Relação alimento/microrganismo (A/M)	0,28
	Recirculação	0,25
	Concentração de sólidos no lodo recirculado (X_u – mg/L)	15.000,00
	Produção do lodo (kg SSTA/d)	5,06
	Massa de oxigênio a ser fornecida (MO_2 – kg O_2 /d)	13,31
	Massa de oxigênio a ser fornecida (MO_2 – kg O_2 /h)	0,55
	Carga DBO máxima registrada (kg/d)	58,91
	Massa de oxigênio máxima a ser fornecida (MO_2 – kg O_2 /h)	3,68
Aerador	Capacidade de oxigenação nominal (N_0 – kg O_2 /cv.h)	1,20
	Fator de transferência real de oxigênio	0,60
	Capacidade de oxigenação real (N – kg O_2 /cv.h)	0,72
	Potência total do sistema de aeração aerador (cv)	0,77
	Potência total máxima do sistema de aeração aerador (cv)	5,00
	Número de aeradores necessários	1,00
	Potência do aerador (cv)	5,00
Decantador secundário (DS)	Capacidade de transferência de O_2 (kg O_2 /h)	6,00
	Taxa de aplicação hidráulica (TAH – m ³ /m ² d)	24,00
	Área superficial do decantador (A – m ²)	1,50
	Diâmetro (ϕ – m)	1,50
	Área superficial do decantador corrigida (A – m ²)	1,80
	Taxa de aplicação hidráulica real (TAH – m ³ /m ² d)	19,80
	Vazão de recirculação (Q_r – m ³ /d)	8,80
	Massa de sólidos afluente (M_{SST} – kg/d)	131,30
	Taxa de aplicação de sólidos (TA_{SST} – kg/m ² d)	74,00
	Formato	Cilíndrico
	Altura do decantador (m)	4,50
	Volume útil (V – m ³)	7,95
	Tempo de retenção hidráulico (d)	0,23
	Tempo de retenção hidráulico (h)	5,45
	Taxa de escoamento através do vertedor do decantador (q – m ³ /dm)	7,40
	Teor de sólidos no lodo secundário	0,01
	Eficiência de remoção de SST no DS	0,50
	Massa SST removida no DS (kg/d)	1,90
	Massa SST removida no DS (t/ano)	0,70
	Vazão de lodo a ser coletada (m ³ /d)	0,20
	Volume de lodo a ser coletado (m ³ /ano)	69,00
Recirculação de lodo ativado	Número de Conjuntos Motobomba	1,00
	Capacidade de recirculação (m ³ /d)	52,50
	Capacidade de recirculação (l/s)	0,61
	Altura geométrica (H_g – m)	4,50
	Perdas de carga (H_f – m)	1,00
	Altura manométrica de projeto (H_m – m)	5,50
	Rendimento	0,50
	Potência requerida para recirculação (cv)	0,09
	Valor de potência adotada (cv)	1,50

Ressalta-se que o uso da ABNT NBR 12.209:2011¹⁹³ como referência teve como objetivo o dimensionamento preliminar da técnica, uma vez que não foi possível realizar ensaios com o efluente industrial real em função das restrições impostas pela pandemia de 2020. Entretanto, recomenda-se a realização de ensaios laboratoriais para determinação assertiva dos parâmetros necessários ao dimensionamento da técnica.

A partir dos dados de dimensionamento apresentados na Tabela 13, foram obtidas as dimensões e formatos dos tanques de aeração e decantação. Esses dados possibilitaram o cálculo do custo para a construção civil desses itens a partir do orçamento para aquisição do volume necessário de concreto armado¹⁹⁴. Os custos para as instalações hidráulicas, elétricas e automação desses tanques foram estimados em 40% do custo obtido na construção civil¹⁹⁵.

O dimensionamento também possibilitou determinar as quantidades e potências necessárias para a bomba de recirculação e para o aerador mecânico (Tabela 13). A partir desse dimensionamento, procedeu-se com orçamentos nas empresas ECOSAN¹⁹⁶ e Mérito Comercial¹⁹⁷ para a aquisição de equipamentos compatíveis ao projeto.

As despesas indiretas (CapEx indireto) foram consideradas em 5% dos custos de investimento direto para a aquisição e instalação dos tanques e equipamentos¹⁹⁸.

Para o OpEx, utilizou-se dos dados de potência de funcionamento do aerador e da bomba de recirculação (Tabela 13) para o cálculo do custo médio de consumo energético, considerando o valor de R\$ 0,67 por kWh consumido¹⁹⁹. Para o gerenciamento do lodo, foram considerados os custos de transporte (R\$ 14,11/t de lodo²⁰⁰) e disposição final em aterro regulamentado (R\$ 156,27/t de lodo²⁰⁰), sendo calculado a partir do volume de lodo produzido, calculado como 0,70 t/ano (Tabela 13).

Os custos relacionados a manutenção e mão de obra foram avaliados em 2% do CapEx¹⁹². Para os custos de depreciação e amortização utilizaram-se as equações 3, 4 e 5 (pág.83), considerando o período de operação de 15 anos da técnica CAS e taxa de investimento (i_c) de 2,00%²⁰¹.

Os itens utilizados na determinação das despesas de capital (CapEx) e das despesas operacionais (OpEx) são indicados de maneira resumida na Tabela 14 a seguir.

Tabela 14. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos da técnica CAS.

Custos	Itens	Valores
CapEx	Construção civil em concreto armado	R\$ 2.107,88/m ³ de concreto armado ¹⁹⁴
	Instalações hidráulicas, elétricas, de automação e outros	40% do custo de construção ¹⁹⁵
	Aquisição de equipamentos: • Aerador mecânico de alta rotação (5 cv) • Bomba de recirculação (1,5 cv)	Orçamentos ECOSAN ¹⁹⁶ e Mérito Comercial ¹⁹⁷
	CapEx indireto	5% do CapEx direto ¹⁹⁸
OpEx	Consumo energético	Custo médio de R\$ 0,67/kWh ¹⁹⁹
	Depreciação	Período de depreciação de 15 anos ¹⁹²
		Taxa de investimento (i _c) de 2,00% ²⁰¹
	Amortização	Prazo de amortização de 15 anos ¹⁹²
	Gerenciamento do lodo	Transporte: R\$ 14,11/t de lodo ²⁰⁰ Disposição final: R\$ 156,27/t de lodo ²⁰⁰
	Manutenção e mão de obra	2% do CapEx ¹⁹²

Nota: Todos os valores foram calculados em reais (BRL) e atualizados para 2020, de acordo com a inflação.

11.1.2 Tratamento terciário via membrana

Conforme indicado na Figura 24 nessa alternativa o efluente seria submetido ao tratamento anaeróbico atualmente instalado (FS + UASB + FA), seguindo para tratamento terciário via membranas, em separado, dos tipos UF, NF e OI.

Conforme citado anteriormente (pág. 79), o valor de OpEx atualmente gasto pela Empresa (R\$ 1,28/m³) será adicionado ao valor de OpEx obtido para cada tratamento via membrana.

O custo de aquisição das membranas (C_{mem}) foi calculado conforme Equação 6¹⁹⁶, sendo o custo da membrana por metro quadrado ($C_{mem/m2}$) determinado via orçamentos na fornecedora *Pure Aqua*²⁰².

$$C_{mem} = C_{mem/m2} * A_m$$

Equação 6. Cálculo do custo de aquisição de membranas

Os dados necessários para obtenção do custo de aquisição das membranas foram obtidos por uma série de equações 7 a 10^{203; 204}, conforme as indicadas a seguir, que se baseiam no custo por área de membrana ($C_{mem/m2}$), na área específica por fluxo (A_m), na vazão efetiva de permeado (Q_e), no fluxo de permeado na membrana (J), na vazão de permeado de projeto (Q_p), na razão de tempo operacional do sistema (R_{op}), no tempo inoperacional do sistema (T_{inop}) e nos tempos de manutenção de rotina (T_{mr}), de testes de integralidade das membranas (T_{ti}) e de limpeza química (T_{lp}).

$$A_m = \frac{Q_e}{J}$$

Equação 7. Cálculo da área específica por fluxo na membrana

$$Q_e = \frac{Q_p}{R_{op}}$$

Equação 8. Cálculo da vazão efetiva de permeado

$$R_{op} = \frac{24 - T_{inop}}{24}$$

Equação 9. Cálculo da razão de tempo operacional do sistema

$$T_{inop} = T_{mr} + T_{ti} + T_{lq}$$

Equação 10. Cálculo do tempo inoperacional do sistema

Para UF e OI, os parâmetros utilizados nas equações 7 a 10 foram determinados pelo *software* WAVE© (2019), disponibilizado pela empresa *DuPont*. Para a determinação desses termos diferentes a cada membrana (UF ou OI), o *software* utiliza-se dos dados do efluente bruto (Tabela 12) e da seleção do tipo de membrana e/ou combinação de tratamento a ser aplicada. Para a membrana de NF, os parâmetros utilizados nas equações 7 a 10 foram determinados via literatura^{203,204,205} e os cálculos procedidos via *Excel*.

Vale ressaltar que o fluxo de permeado na membrana (J) indicado para UF e OI foi determinado pelo *software* WAVE© (2019) baseando-se no tipo de efluente selecionado ao tratamento e nos modelos de membranas escolhidos para cada projeto.

Através dos dados disponibilizados pelo *software* WAVE© e na bibliografia, pode-se obter a quantidade e potência das bombas a serem utilizadas para cada caso, procedendo-se com orçamentos nas fornecedoras Mérito Comercial¹⁹⁷ e RS²⁰⁶ de equipamentos compatíveis ao projetado. A partir da quantidade e potência das bombas, procedeu-se ao cálculo de consumo energético em kWh esperado para a técnica, realizando o cálculo do custo a partir da consideração do custo médio energético em R\$0,67 por kWh consumido¹⁹⁹.

A partir dos valores obtidos para as vazões de permeado e de recirculação, frequência de limpeza e volume de efluente tratado, foram determinados os volumes de tanques de limpeza necessários, procedendo-se o orçamento do equipamento na empresa *Clean Water Store*²⁰⁷.

O *software* WAVE© também fornece uma estimativa do custo com limpeza e regeneração das membranas de UF e OI. Para a estimativa do custo com limpeza e regeneração das membranas de NF, considerou-se as estimativas apresentadas na literatura as quais contemplam o uso de água e soluções de ácido clorídrico (HCl), hidróxido de sódio (NaOH) e hipoclorito de sódio (NaClO) para limpezas regulares e uma limpeza adicional anual²⁰⁸.

O custo com a montagem e instalações hidráulicas, elétricas e de automação foi considerado como 20% do valor para a aquisição equipamentos e componentes²⁰⁹. Os custos indiretos (CapEx

indireto) foram avaliados em 5% dos custos de investimento direto para a aquisição e instalação equipamentos¹⁹⁸ e eventuais despesas em 8% do CapEx_{Total}¹⁹⁸.

Para os custos de depreciação e amortização, utilizaram-se as equações 3, 4 e 5 (pág.83), considerando a taxa de investimento (i_c) de 2,00%²⁰¹ e o período de operação de 15 anos para cada técnica com membrana. Os custos relacionados a manutenção e mão de obra foram avaliados em 2% do CapEx¹⁹².

O custo de troca das membranas ($C_{trocamem}$) foi calculado conforme Equação 11, em que CapEx_{Total} constituem as despesas de capital totais em reais (R\$), obtido pela soma do CapEx direto, CapEx indireto e as despesas eventuais, e Vida_{útil} compõe o tempo de durabilidade da membrana em anos.

$$C_{trocamem} = \frac{CapEx_{Total}}{Vida_{útil}}$$

Equação 11. Cálculo do custo de troca de membranas

As considerações utilizadas para a estimativa das despesas de capital (CapEx) e das despesas operacionais (OpEx) nos tratamentos terciários via membranas são indicadas resumidamente conforme a Tabela 15 a seguir.

Tabela 15. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos para o tratamento terciário a partir de membranas.

Custos	Itens	Valores
CapEx	Aquisição das membranas	Orçamentos <i>Pure Aqua</i> ²⁰²
	Bombas	Orçamentos Mérito Comercial ¹⁹⁷ e RS ²⁰⁶
	Montagem	20% do valor para equipamentos e componentes ²⁰⁹
	Tanques de limpeza e água	Orçamentos <i>Clean Water Store</i> ²⁰⁷
	CapEx indireto	5% do CapEx direto ¹⁹⁸
	Despesas eventuais	8% do CapEx _{Total} ¹⁹⁸
OpEx	Consumo energético	Custo médio de R\$0,67/kWh ¹⁹⁹
	Depreciação	Período de depreciação de 15 anos ¹⁹²
		Taxa de investimento i_c de 2,00% ²⁰¹
	Amortização	Prazo de amortização de 15 anos ¹⁹²
	Troca de membranas	5 anos de vida útil por membrana
	Regeneração das membranas	<i>software WAVE</i> ©; Krawczyk e Jönsson (2014) ²⁰⁸
	Manutenção e mão de obra	2% do CapEx ¹⁹²

Nota: Todos os valores foram calculados em reais (BRL) e atualizados para 2020, de acordo com a inflação.

Ultrafiltração (UF)

Para o tratamento terciário via UF (Figura 24, pág. 74), considerou-se a aplicação da membrana de modelo SFP-2880 (DOW-Filmtec)²¹⁰ com 77 m² de área de filtração. Os parâmetros considerados e calculados pelas equações de dimensionamento em *Excel* e a partir do *software* WAVE© para a UF podem ser analisados na Tabela 16.

Tabela 16. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de UF.

Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	12,00
Área específica por fluxo (Am - m ²)	139,40
Vazão efetiva de permeado (Qe - L/h)	1.533,62
Vazão do sistema (Q - m ³ /h)	1,50
Vazão de permeado do projeto (Qp - L/h)	1.500,00
Razão operacional (Rop)	0,98
Tempo inoperacional do sistema (T _{inop} - min/d)	32,00
Tempo de manutenção de rotina (T _{mr} - min/d)	1,00
Tempo teste integralidade das membranas (T _{ti} - min/d)	20,00
Tempo para limpeza química (T _{lq} - min/d)	10,00
Número de membranas (unidades)	2,00
Vazão da bomba de recirculação (Q _r - m ³ /h)	3,00
Recuperação da membrana de UF	0,82
Vida útil da membrana (Vida _{útil} - anos)	5,00
Volume total tratado (m ³ /ano)	10.835,24

Pela análise da Tabela 16, verifica-se que serão necessárias 2 unidades de membranas UF para o tratamento do efluente as quais foram dimensionadas com 5 anos de vida útil, estimando o tratamento de 10.835,24 m³ de efluente ao ano.

O *software* WAVE© (2019) utilizado disponibiliza o esquema para tratamento terciário via UF, conforme mostrado na Figura 27 a seguir.

UF Detailed Report

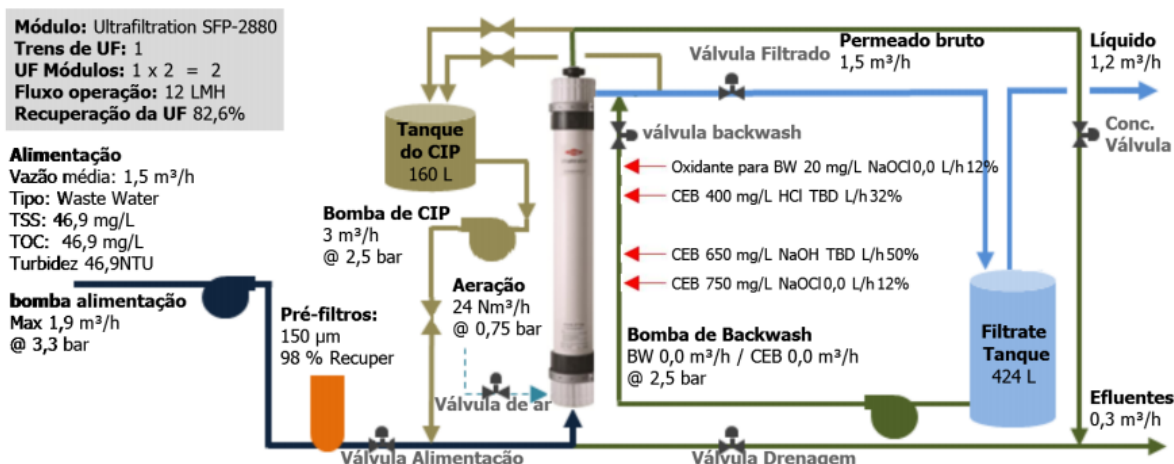


Figura 27. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.

Fonte: WAVE© (2019).

Pela análise da Figura 27, verifica-se a necessidade do uso de 3 unidades de bombas: uma responsável pela alimentação de efluente ao sistema com 3,30 bar de pressão, uma com 2,50 bar de pressão responsável pela limpeza (do inglês, *Clean-In-Place* – CIP) realizada por soluções químicas e outra com 2,50 bar de pressão para a retrolavagem (do inglês, *backwash*), realizada a fim de remover as incrustações acumuladas. Ademais, verifica-se a necessidade de instalação de um pré-filtro para proteção contra incrustações da membrana de UF, uma válvula de aeração com 0,75 bar de pressão e dois tanques com capacidades de 160 e 424 litros, respectivamente. O esquema também indica as vazões em cada etapa de tratamento e a instalação de válvulas para o controle do tratamento. Todos esses equipamentos foram considerados na estimativa de custos a partir de orçamentos, conforme exposto anteriormente na Tabela 15.

Nanofiltração (NF)

Para o tratamento terciário via NF (Figura 24, pág. 74), considerou-se a aplicação da membrana de modelo NF90-2540 (DOW-Filmtec)²¹¹. Os parâmetros considerados e calculados em *Excel* pelas equações de dimensionamento (págs. 83 e 85) para a NF podem ser analisados na Tabela 17 a seguir.

Tabela 17. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de NF.

Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	15,00
Área específica por fluxo (Am - m ²)	101,41
Vazão efetiva de permeado (Qe - L/h)	1.521,13
Vazão do sistema (Q - m ³ /h)	1,50
Vazão de permeado do projeto (Qp - L/h)	1.500,00
Razão operacional (Rop)	0,99
Tempo inoperacional do sistema (T _{inop} - min/d)	20,00
Tempo de manutenção de rotina (T _{mr} - min/d)	0,00
Tempo teste integralidade das membranas (T _{ti} - min/d)	20,00
Tempo para limpeza química (T _{lq} - min/d)	0,00
Número de membranas	3,00
Pressão requerida para alimentação (bar)	5,00
Potência requerida para alimentação (cv)	0,27
Vazão da bomba de recirculação (Q _r - m ³ /d)	54,00
Recuperação da membrana de NF	0,60
Vida útil da membrana (Vida _{útil} - anos)	5,00
Capacidade de recirculação (m ³ /d)	54
Pressão requerida para recirculação (bar)	7,50
Potência requerida para recirculação (cv)	0,05
Valor de potência adotada (cv)	1,50
Volume total tratado (m ³ /ano)	7.884,00

Conforme consta na Tabela 17, a partir dos dimensionamentos verificou-se a necessidade de instalação de 3 unidades de membranas NF para o tratamento do efluente as quais foram mensuradas com 5 anos de vida útil, estimando o tratamento de 7.884,00 m³ de efluente ao ano.

Ainda conforme a Tabela 17, a partir dos dimensionamentos, verificou-se a necessidade do uso de 2 unidades de bombas: uma responsável pela alimentação de efluente ao sistema com 5,00 bar de pressão e uma com 7,50 bar de pressão, responsável pela recirculação. Ademais, verificou-se a necessidade de instalação de um pré-filtro para proteção da membrana de NF contra partículas que possam incrustar a membrana, válvulas para controle de pressão e um tanque utilizado na limpeza regular da membrana. Um esquema compatível com o dimensionamento apresentado para tratamento terciário via NF pode ser analisado na Figura 28 a seguir.

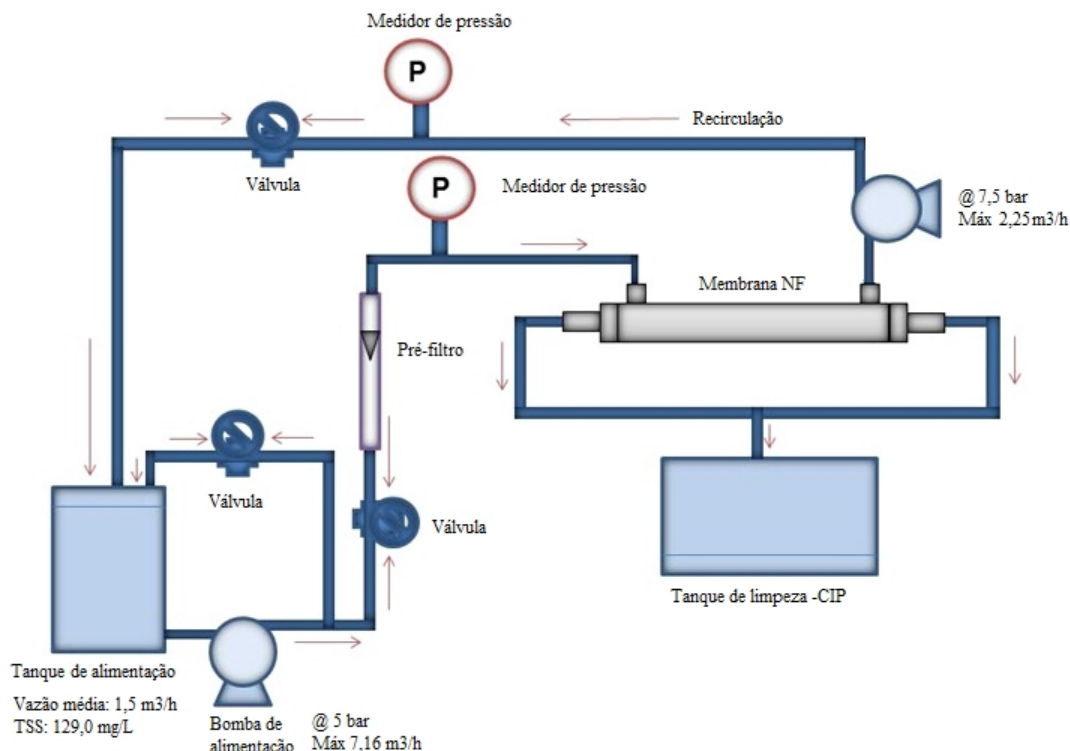


Figura 28. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.

Fonte: Adaptado de Kausar (2015)²¹².

Osmose Inversa (OI)

Para o tratamento terciário via OI (Figura 24, pág. 74), considerou-se a aplicação da membrana de modelo BW30-4040 (DOW-Filmtec)²¹³. Os parâmetros considerados e calculados pelas equações de dimensionamento (págs. 83 e 85) e a partir do *software* WAVE© para OI podem ser analisados na Tabela 18 a seguir.

Tabela 18. Valor dos parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica de OI.

Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	25,90
Área específica por fluxo (Am - m ²)	59,21
Vazão do sistema (Q - m ³ /h)	1,50
Pressão requerida para alimentação (bar)	7,80
Potência requerida para alimentação (kW)	0,54
Valor de potência adotada (cv)	2,00
Número de membranas	2,00
Vazão da bomba de recirculação (Q _r - m ³ /h)	0,00
Recuperação da membrana de OI	0,75
Vida útil da membrana (Vida _{útil} - anos)	5,00
Volume total tratado (m ³ /ano)	9.855,00

Pela análise da Tabela 18, verifica-se que serão necessárias 2 unidades de membranas OI para o tratamento do efluente as quais foram dimensionadas com 5 anos de vida útil, estimando o tratamento de 9.855,00 m³ de efluente ao ano.

O *software* WAVE© (2019) utilizado disponibiliza um esquema de tratamento terciário via para OI com os valores das vazões e pressões de alimentação da bomba de alta pressão (1), de entrada na membrana (2), de saída do concentrado (4) e de saída do líquido tratado (6), conforme mostrado na Figura 29.

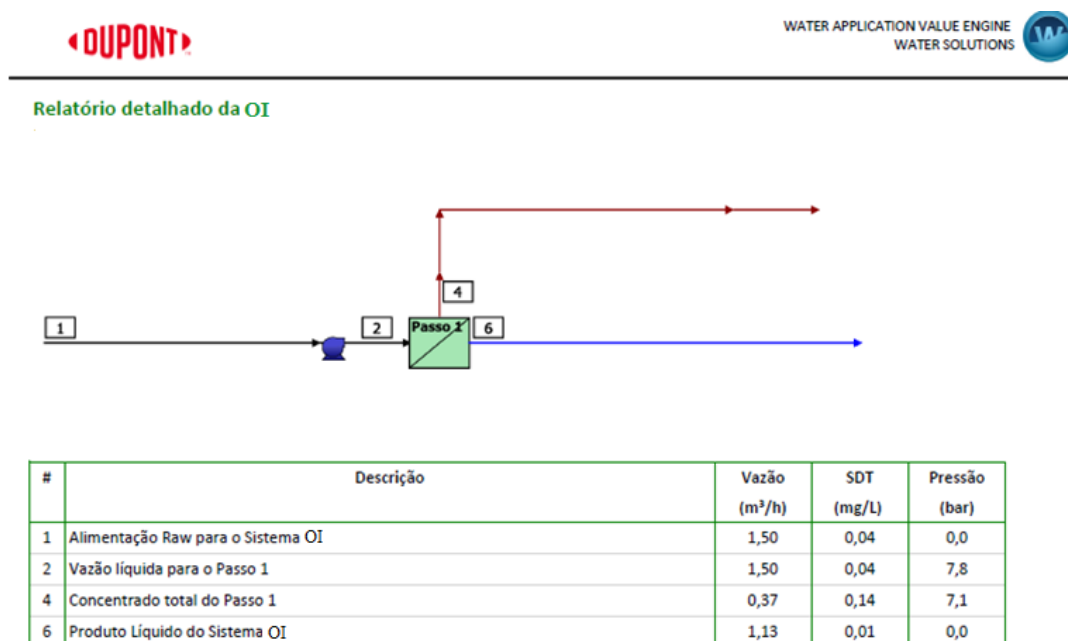


Figura 29. Esquema detalhado do dimensionamento para o tratamento do efluente via UF.
Fonte: WAVE© (2019).

Pela análise da Figura 29, verifica-se que o dimensionamento apontou para a necessidade de instalação de uma bomba a montante da membrana de OI com 7,80 bar de pressão (dado na Tabela 18) responsável pela alimentação de efluente ao sistema. Percebe-se também que o *software* WAVE© não indicou a necessidade de recirculação ou limpeza regular da membrana de OI.

Mediante análise comparativa dos valores obtidos para o fluxo de permeado (J) através das membranas utilizadas, percebe-se um maior fluxo através da membrana de OI (25,9 L/m²h) quando comparado aos fluxos pelas membranas de NF (15 L/m²h) e UF (12 L/m²h). Apesar das membranas de OI apresentarem as menores áreas de permeação, o *software* WAVE© indicou maiores fluxos a esse tipo de membrana, indicando, por conseguinte a necessidade de maiores forças motriz para a manutenção desse fluxo. Ressalta-se que *softwares*, como o WAVE©, são soluções inteligentes que possibilitam a obtenção de dados de maneira rápida, entretanto, seus resultados constituem uma estimativa da realidade. O cálculo dos valores de fluxo a partir do *software* WAVE© tem limitações inerentes às modelagens computacionais as quais consideram a aplicação de limitados modelos de membrana e classificam os distintos tipos de efluentes a partir de dados básicos, como turbidez e sólidos suspensos totais. Assim, os valores aqui trabalhados são uma aproximação da realidade, sendo que para a implementação definitiva de uma das técnicas que se utilizam de membranas, testes

em bancada com modelos distintos de membranas seriam necessários, avaliando-se o fluxo de permeado e a pressão requerida para cada caso.

11.1.3 Tratamento combinado

A estimativa de custo preliminar para a técnica combinada via coagulação/sedimentação seguida de membranas MF/NF/OI conforme Figura 25 (pág. 76) foi realizada a partir do dimensionamento de cada etapa de tratamento sob as quais o efluente é submetido. Os parâmetros considerados e calculados nesse dimensionamento podem ser analisados na Tabela 19.

Tabela 19. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica combinado via membranas.

Etapas de tratamento	Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Coagulação (mistura rápida) + sedimentação	Dosagem de FeCl_3 (mg/L)	40,00
	Pureza do FeCl_3 (%)	35,00
	Massa específica do FeCl_3 (kg/m ³)	1.400,00
	Pressão requerida para a bomba dosadora (bar)	1,50
	Vazão mínima (L/h)	4,00
	Quantidade de bomba dosadora (unidade)	1,00
	Bomba dosadora	Eletromagnética Analógica Seko Akl
	Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	500
	Modelo do agitador mecânico	Agitador Mecânico de Hélice Fisatom 723S
	Tempo de sedimentação (min)	6,00
Sistema de membranas	Vazão do sistema (Q - m ³ /h)	1,50
	Vazão de permeado do projeto (Q _p - L/h)	1.500,00
	Vida útil das membranas (Vida _{útil} - anos)	5,00
	Volume total tratado (m ³ /ano)	10.900,00
MF	Área de filtração (m ²)	40,00
	Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	10,00
	Área específica por fluxo (A _m - m ²)	153,40
	Quantidade de membranas (unidades)	4,00
	Modelo MF	1 µm PALL Profile Star Filter (AB3A0107H4)
	Pressão requerida para alimentação (bar)	5,00
	Bomba de alimentação (alta pressão)	Xylem Lowara, 240 V Direct Coupling Pump
NF	Área de filtração (m ²)	40,00
	Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	15,00
	Área específica por fluxo (A _m - m ²)	126,76
	Quantidade de membranas (unidades)	3,00
	Modelo NF	NF90-2540 DOW/Filmtec
	Pressão requerida para alimentação (bar)	8,00
	Bomba de alimentação (alta pressão)	Xylem Lowara, 240 V Direct Coupling Pump
OI	Área de filtração (m ²)	37,00
	Fluxo de permeado na membrana (J - L/m ² h)	26,00
	Área específica por fluxo (A _m - m ²)	59,20
	Quantidade de membranas (unidades)	2,00
	Modelo OI	BW30-4040 DOW/Filmtec

Para as etapas de coagulação e sedimentação foram necessários determinar a dosagem (40,00 mg/L) do FeCl_3 utilizado, o gradiente de velocidade da mistura rápida (500 s⁻¹), bem como o tempo de sedimentação adequado (6 min). Para tais parâmetros, utilizaram-se como base valores de referência presentes na norma brasileira ABNT NBR 12.216:1992²¹⁴ sobre elaboração de projetos de

estação de tratamento de água e em Vianna (2010)²¹⁵. Ressalta-se que para a determinação desses parâmetros de forma mais assertiva faz-se necessário o desenvolvimento de *Jar-Testes* em bancada, avaliando-se a capacidade da remoção de SST para o efluente em questão, bem como os pontos ótimos de pH, dosagem de reagentes, tempos de mistura e sedimentação.

A partir da dosagem de coagulante, selecionou-se uma bomba dosadora de reagentes com vazão compatível ao requisitado. Ademais, a partir das vazões do efluente de entrada (Tabela 12) selecionou-se um agitador mecânico de forma a proporcionar a mistura rápida necessária.

Os parâmetros considerados e calculados em *Excel* pelas equações de dimensionamento de sistemas com membranas (págs. 83 e 85) e a partir de dados literários²⁰⁸ podem ser analisados na Tabela 19 na qual verificam-se a necessidade de instalação de quatro unidades de membranas MF, três unidades de membranas NF e duas unidades de membranas OI para o tratamento do efluente. As membranas foram dimensionadas considerando 5 anos de vida útil e estimou-se o tratamento de 10.900,00 m³ de efluente ao ano.

A partir dos dados de dimensionamento realizaram-se orçamentos para a aquisição dos tanques de coagulação e sedimentação e das bombas de alimentação, recirculação e dosadoras de reagentes, além de válvulas e medidores nas fornecedoras *Pure Aqua*²⁰², RS²⁰⁶ e Mérito Comercial¹⁹⁷. O coagulante cloreto férrico foi orçado com 35% de pureza (Tabela 19) a R\$ 0,14/m³ de efluente²¹⁶.

Assim como na metodologia utilizada para a estimativa preliminar de custo dos tratamentos via membrana (pág. 83), o custo com a montagem e instalações hidráulicas, elétricas e de automação foi considerado como 20% do valor para a aquisição equipamentos e componentes²⁰⁹, os custos indiretos (CapEx indireto) foram considerados como sendo 5% dos custos de investimento direto para a aquisição e instalação equipamentos¹⁹⁸ e eventuais despesas como 8% do CapEx_{Total}¹⁹⁸.

A partir da quantidade e da potência das bombas, procedeu-se ao cálculo de consumo energético em kWh esperado para a técnica, procedendo-se com o cálculo do custo a partir da consideração do custo médio energético em R\$ 0,67/kWh¹⁹⁹.

Para os custos de depreciação e amortização, utilizaram-se as equações 3, 4 e 5 (pág.83), considerando a taxa de investimento (*i_c*) de 2,00%²⁰¹ e o período de operação de 15 anos para cada técnica com membrana. Os custos relacionados a manutenção e mão de obra foram avaliados como 2% do CapEx¹⁹².

As considerações utilizadas para a estimativa das despesas de capital (CapEx) e das despesas operacionais (OpEx) da técnica são indicadas resumidamente conforme a Tabela 20 a seguir.

Tabela 20. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação do tratamento combinado.

Custos	Itens	Valores
CapEx	Aquisição de estruturas e instalações: • Tanques de coagulação/sedimentação • Aquisição de membranas • Bomba de alimentação • Bomba de recirculação • Bomba dosadora • Válvulas e medidores	Orçamentos <i>Pure Aqua</i> ²⁰² , RS ²⁰⁶ e Mérito Comercial ¹⁹⁷
	Montagem	20% do valor para equipamentos e componentes ²⁰⁹
	Tanques de limpeza e água	Orçamentos <i>Clean Water Store</i> ²⁰⁷
	CapEx indireto	5% do CapEx direto ¹⁹⁸
	Despesas eventuais	8% do CapEx ¹⁹⁸
OpEx	Consumo energético	Custo médio de R\$ 0,67/kWh ¹⁹⁹
	Consumo de reagentes	Cloreto férrico: R\$ 0,14/m ³ de efluente ²¹⁶
	Depreciação	Período de depreciação de 15 anos ¹⁹²
		Taxa de investimento (<i>i_c</i>) de 2,00% ²⁰¹
	Amortização	Prazo de amortização de 15 anos ¹⁹²
	Troca de membranas	5 anos de vida útil por membrana
	Regeneração das membranas	<i>software WAVE</i> ®; Krawczyk e Jönsson (2014) ²⁰⁸
	Manutenção e mão de obra	2% do CapEx ¹⁹²

Nota: Todos os valores foram calculados em reais (BRL) e atualizados para 2020, de acordo com a inflação.

11.1.4 Tratamento via POA

Nessa alternativa, o efluente é tratado pela sequência FS + UASB + FA, atualmente instalados, e segue para o tratamento terciário via POA, através do uso da ozonólise (O₃) ou da aplicação da ozonólise combinada a peroxidação (O₃/H₂O₂), em concordância com o indicado na Figura 26.

Conforme anteriormente abordado (pág. 79), o valor de OpEx para o tratamento atualmente realizado (FS+UASB+FA) foi reportado pela Empresa com valor médio de R\$ 1,28 por m³ de efluente tratado. Sendo assim, para o custo preliminar de tratamento terciário via POA, o valor de OpEx atualmente gasto pela Empresa será adicionado ao valor de OpEx obtido para o tratamento via POA. Da mesma forma, as despesas de capital (CapEx) para o tratamento anaeróbico já instalado não serão consideradas neste trabalho.

Ozonólise (O₃)

Para o dimensionamento da ozonólise foi necessário estabelecer a dosagem de ozônio (5 mgO₃/L), o pH (8) e a temperatura média (20 °C) do meio reacional. Os dados utilizados foram baseados em resultados obtidos para ozonólise de efluentes farmacêuticos descritos na literatura^{135,217}. Ressalta-se, entretanto, que para uma estimativa de custo mais assertiva, tornam-se indispensáveis testes de bancada que permitam determinar a degradabilidade do efluente frente a aplicação da

técnica, as concentrações e doses ótimas dos reagentes utilizados, o pH do meio reacional e os tempos de contato necessários entre oxidantes e efluente.

O TRH foi estabelecido como 10 minutos e a altura do tanque de oxidação em 1 metro e, a partir dos dados de vazões médias e máximas do efluente bruto (Tabela 12), calcularam-se as dimensões e formato ideal ao tanque de oxidação. O cálculo da demanda de ozônio foi realizado baseando-se nas especificações de dimensionamento de equipamentos da empresa *Absolute Ozone®*²¹⁸.

Para o dimensionamento da bomba de recirculação, determinou-se a capacidade de recirculação da bomba (Q) como sendo em até 1,50 vezes a vazão máxima do efluente bruto (Tabela 12). Para o cálculo da potência (P) em cv requerida para a recirculação, utilizou-se a Equação 12²¹⁹ a seguir.

$$P = \frac{Q * Hm}{270 * R}$$

Equação 12. Cálculo da potência da bomba de recirculação

Na Equação 12, Q é a capacidade de recirculação da bomba em L/s, Hm é a altura manométrica total em metros e R é o rendimento em decimal esperado para a bomba²¹⁹.

Os parâmetros considerados e calculados no dimensionamento são indicados resumidamente na Tabela 21 a seguir.

Tabela 21. Parâmetros considerados e calculados no dimensionamento da técnica O₃.

Elemento	Parâmetro (sigla – unidade)	Valores
Condições preliminares de degradação	Dose de O ₃ (mgO ₃ /L)	5,00
	pH	8,00
	Temperatura (° C)	20,00
Tanque de oxidação	TRH (min)	10,00
	Volume tanque (m ³)	0,25
	Formato	Cilíndrico
	Altura do tanque (H – m)	1,00
	Área da base (A - m ²)	0,25
	Diâmetro do tanque (ø - m)	0,56
	Diâmetro real do tanque (ø - m)	0,60
	Volume real do tanque (m ³)	0,28
	TRH real (min)	11,30
	Fluxo de O ₃ (g/h)	9,10
Bomba de recirculação	Capacidade de recirculação (m ³ /d)	52,50
	Capacidade de recirculação (l/s)	0,61
	Capacidade de recirculação (l/min)	36,46
	Altura geométrica (Hg - m)	2,00
	Perdas de carga (Hf - m)	1,00
	Altura manométrica de projeto (Hm -m)	3,00
	Rendimento	0,50
	Potência requerida para recirculação (P - cv)	0,05
	Potência requerida para recirculação (kW)	35,70
	Valor de potência adotada (W)	51,00

Assim, a partir dos dados de dimensionamento do tanque de oxidação e das bombas de recirculação e dosadoras de reagentes, realizaram-se orçamentos nas empresas *Clean Water Store*²⁰⁷, RS²⁰⁶ e Mérito Comercial¹⁹⁷ dos equipamentos em conformidade com o projetado (Tabela 21). Da mesma forma, realizaram-se orçamentos referentes a aquisição e a instalação de equipamentos acessórios necessários, como concentrador de oxigênio, gerador de ozônio, *gas-off* e válvulas e medidores de pressão.

Assim como nas demais propostas de tratamento, os custos indiretos (CapEx indireto) foram considerados em 5% dos custos de investimento direto para a aquisição e instalação equipamentos¹⁹⁸ e as despesas eventuais consideradas 8% do CapEx_{Total}¹⁹⁸.

Da mesma forma, as potências das bombas dosadora e de recirculação, além dos equipamentos acessórios, foram utilizadas no cálculo de consumo energético em kWh, procedendo-se com o cálculo do custo a partir da consideração do custo médio energético em R\$0,67 por kWh¹⁹⁹. Para os custos de depreciação e amortização, utilizaram-se as equações 3, 4 e 5 (pág.83), considerando a taxa de investimento (i_c) de 2,00%²⁰¹ e o período de operação de 15 anos para cada técnica com membrana. Os custos relacionados a manutenção e mão de obra foram avaliados como 2% do CapEx¹⁹².

As considerações utilizadas para a estimativa das despesas de capital (CapEx) e das despesas operacionais (OpEx) da técnica de ozonólise são indicadas resumidamente conforme a Tabela 22 a seguir.

Tabela 22. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação de O₃ como tratamento terciário.

Custos	Itens	Valores
CapEx	Aquisição de estruturas: • Tanque de oxidação • Concentrador de oxigênio • Gerador de ozônio • <i>Gas-off</i> • Bomba de recirculação • Bomba dosadora • Válvulas e medidores de pressão Instalações hidráulicas, elétricas e de automação	Orçamentos <i>Clean Water Store</i> ²⁰⁷ , RS ²⁰⁶ e Mérito Comercial ¹⁹⁷
	CapEx indireto	5% do CapEx direto ¹⁹⁸
	Despesas eventuais	8% do CapEx ¹⁹⁸
OpEx	Consumo energético	Custo médio de R\$ 0,67/kWh ¹⁹⁹
	Consumo de reagentes	Hipoclorito de sódio: R\$ 0,35/m ³ de efluente ¹¹⁴
	Depreciação	Período de depreciação de 15 anos ¹⁹²
	Amortização	Prazo de amortização de 15 anos ¹⁹²
	Manutenção e mão de obra	2% do CapEx ¹⁹²

Ozonólise combinada a peroxidação (O_3/H_2O_2)

A estimativa preliminar de custo para a técnica de O_3/H_2O_2 foi realizada baseando-se nos dimensionamentos para a técnica de ozonólise (Tabela 21). Entretanto, adicionou-se à estimativa o custo relativo ao consumo de H_2O_2 com dosagem de 20mM^{138} e a aquisição de uma bomba dosadora para tal reagente, assim como os custos em válvulas, instalações hidráulicas, elétricas e de automação relativas a esse reagente^{207,206,197}.

Todavia, enfatiza-se que para uma estimativa de custo mais assertiva, testes de bancada são imprescindíveis para determinar as dosagens dos reagentes, o pH do meio reacional, os tempos reacionais e a degradabilidade do efluente frente a técnica aplicada.

Dessa maneira, os itens considerados na estimativa preliminar de custos relativos às despesas de capital e operacionais, são resumidos na Tabela 23 a seguir.

Tabela 23. Itens considerados para a estimativa preliminar de custos na aplicação de O_3/H_2O_2 como tratamento terciário.

Custos	Itens	Valores
CapEx	Aquisição de estruturas e instalações: • Tanque de oxidação • Concentrador de oxigênio • Gerador de ozônio • <i>Gas-off</i> • Bomba de recirculação • Bombas dosadoras • Válvulas e medidores • Instalações hidráulicas, elétricas e de automação	Orçamentos <i>Clean Water Store</i> ²⁰⁷ , RS ²⁰⁶ e Mérito Comercial ¹⁹⁷
	CapEx indireto	5% do CapEx direto ¹⁹⁸
	Despesas eventuais	8% do CapEx ¹⁹⁸
OpEx	Consumo energético	Custo médio de R\$ 0,67/kWh ¹⁹⁹
	Consumo de reagentes	Hipoclorito de sódio: R\$ 0,35/m ³ de efluente ¹¹⁴ Peróxido de hidrogênio: R\$ 2/m ³ de efluente ¹¹⁴
	Depreciação	Período de depreciação de 15 anos ¹⁹²
	Amortização	Prazo de amortização de 15 anos ¹⁹²
	Manutenção e mão de obra	2% do CapEx ¹⁹²

Nota: Todos os valores foram calculados em reais (BRL) e atualizados para 2020, de acordo com a inflação.

12. Resultados e discussão

12.1 Estimativa preliminar de custos

12.1.1 Despesas de capital (CapEx)

A partir das alternativas de tratamento indicadas (Tabela 11, pág. 78), realizou-se os cálculos das despesas de investimento inicial, considerando a aquisição de equipamentos e estruturas e instalações necessárias.

Na Figura 30 é indicado o CapEx de cada alternativa de tratamento, em Reais (R\$) por metro cúbico de efluente a ser tratado (R\$/m³). A partir da análise da Figura 30, percebe-se que a técnica de menor custo de instalação foi aquela que utiliza a Osmose Inversa (OI) como tratamento terciário, mantendo-se o tratamento atual FS+UASB+FA, possuindo valor estimado de R\$ 0,14 por m³ de efluente tratado.

Em contrapartida, a alternativa de custo inicial mais elevado foi a Combinado a qual utiliza coagulação/sedimentação seguida de membranas MF/NF/OI, com custo estimado em R\$ 0,64 por m³ de efluente tratado. As demais técnicas indicaram custo de instalação aproximados, variando de R\$ 0,31 a R\$ 0,44 por m³ de efluente tratado.

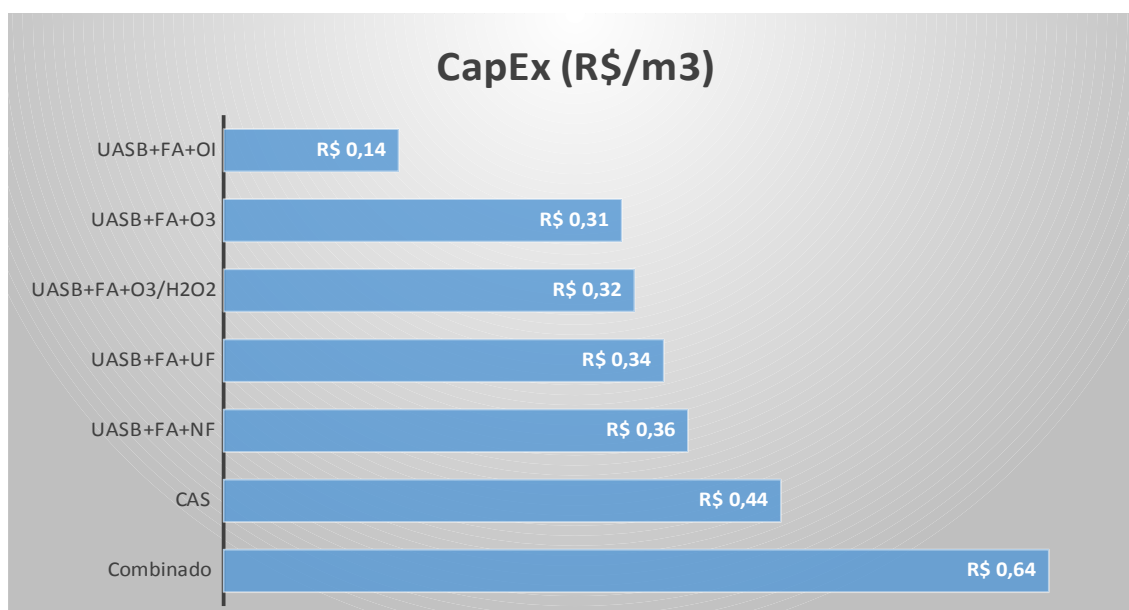


Figura 30. CapEx, em R\$/m³, comparativo para as técnicas alternativas de tratamento consideradas.

Para compreender a composição dos custos de investimento inicial para as técnicas alternativas consideradas pode-se analisar a distribuição dos componentes do CapEx para os tratamentos, conforme Figura 31.

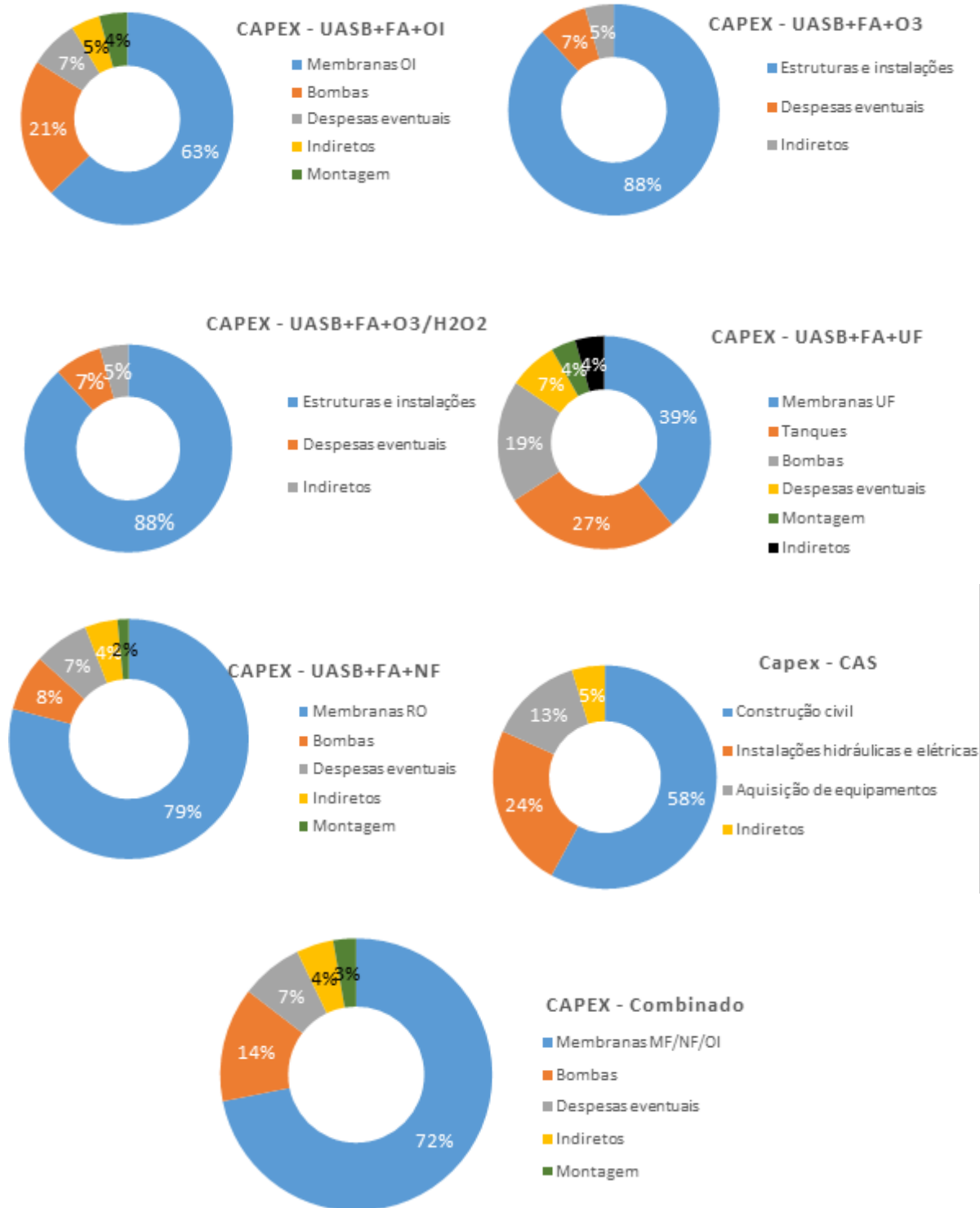


Figura 31. Distribuição dos componentes do CapEx para os tratamentos em CAS e OR

A partir da análise dos gráficos da Figura 31, percebe-se que a maior parte (72%) dos custos relacionados ao investimento inicial para a técnica de Combinado consiste na parcela de aquisição

das membranas MF/NF/OI. Da mesma forma, a maior parte do CapEx refere-se à aquisição das membranas para os tratamentos UASB+FA+OI (63%), UASB+FA+UF (39%) e UASB+FA+NF (79%).

Os tratamentos via POA, tiveram valores de CapEx similares, de R\$ 0,31 e R\$ 0,32, respectivamente para UASB+FA+O₃ e UASB+FA+O₃/H₂O₂. Em ambos, o principal custo foi a aquisição de estruturas e instalações, acarretando em 88% do CapEx. Assim, a aquisição e instalação de tanques de oxidação, concentradores de oxigênio, *gas-off*, bombas, válvulas, medidores de pressão oneraram similarmente os dois tratamentos.

Com relação a alternativa CAS, percebe-se que a maior parte (58%) dos custos relacionados ao investimento inicial para a técnica consiste na parcela de construção civil do tanque de aeração e do decantador secundário em concreto armado.

12.1.2 Despesas operacionais (OpEx)

Os gastos de operação e manutenção anuais (OpEx) consideram os custos de consumo energético, de água e de reagentes, depreciação, amortização, troca de equipamentos, gerenciamento de resíduos, limpeza, manutenção e mão-de-obra para as alternativas de tratamento consideradas (Tabela 11, pág. 78).

Na Figura 32 pode ser observado o OpEx de cada alternativa de tratamento, em R\$ por metro cúbico de efluente a ser tratado (R\$/m³). Verifica-se que a técnica de menor custo operacional foi a UASB+FA+OI, possuindo valor estimado de R\$ 2,19 por m³ de efluente tratado. A técnica com segundo menor custo de operação foi a que utiliza a ozonólise como tratamento terciário (UASB+FA+O₃), com valor de R\$ 2,68/m³. Em contrapartida, a técnica de custo operacional mais elevado foi a Combinado, com custo estimado em R\$ 4,88 por m³ de efluente tratado.

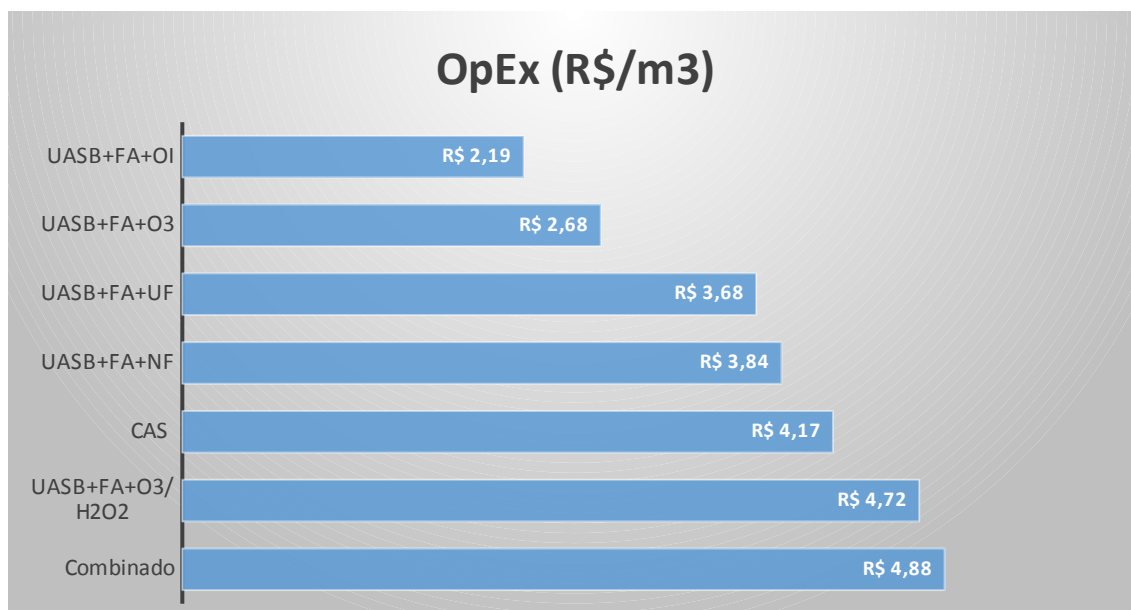
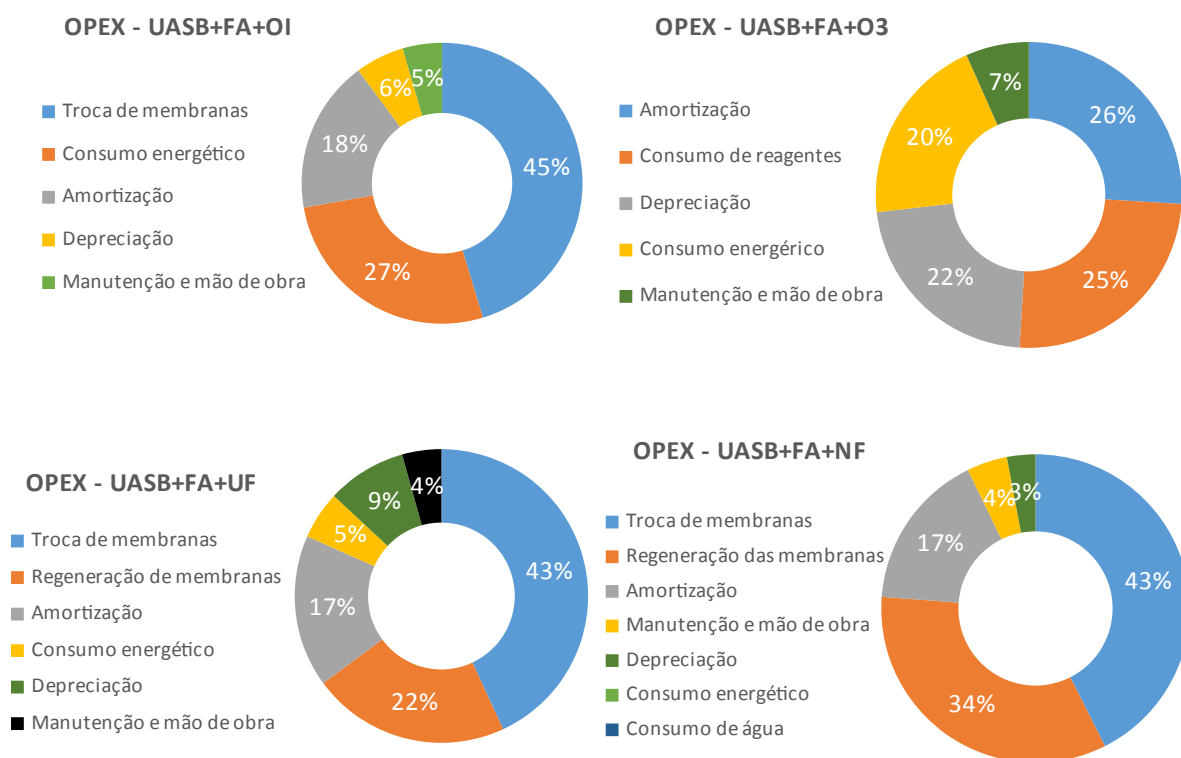


Figura 32. OpEx, em R\$/m³, comparativo para as técnicas alternativas de tratamento consideradas.

A análise da distribuição dos componentes do OpEx para as técnicas analisadas pode ser feita baseando-se nos gráficos da Figura 33.



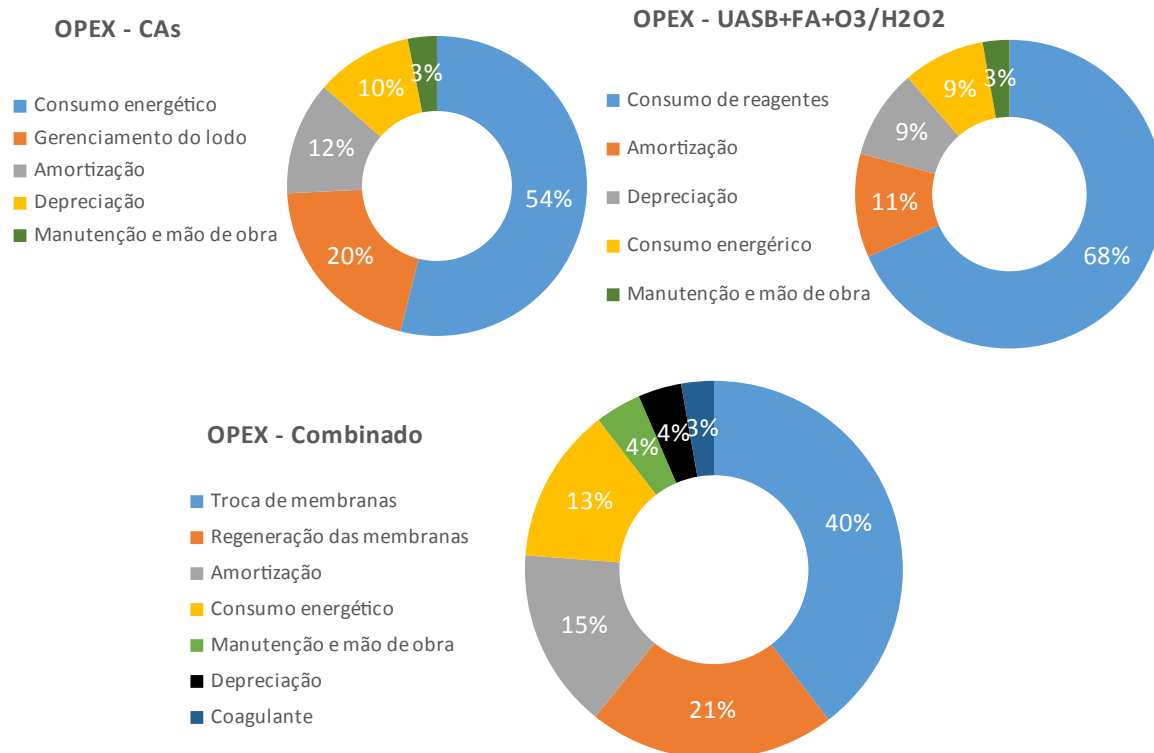


Figura 33. Distribuição dos componentes do OpEx para técnicas alternativas de tratamento consideradas.

Conforme mostrado nos gráficos da Figura 33, percebe-se que a alternativa de tratamento com menor OpEx (UASB+FA+OI) apresentou as maiores parcelas relacionadas a troca de membranas (45%) e consumo energético (27%). O custo relacionado a troca de membranas tende a ser menor que o estimado, pois seu cálculo considera o prazo de 5 anos para a vida útil da membrana, período em que a qualidade do produto é usualmente garantida pelas empresas fornecedoras. A literatura, entretanto, indica que a vida útil de membranas em operação de acordo com os requisitos operacionais da fabricante pode ser de até 10 anos, o que reduziria ainda mais o OpEx para a técnica²²⁰. Por outro lado, o custo devido ao consumo energético está diretamente relacionado ao gasto de energia da bomba de alta pressão para alimentação da membrana, custo é reportado na literatura como elevado para o caso da OI¹⁴⁷.

O tratamento UASB+FA+O₃ apresentou a amortização (26%) e o consumo de reagentes (25%) como as maiores parcelas dos custos operacionais. O cálculo da amortização depende do custo de investimento inicial da técnica (CapEx) e, portanto, teve seu valor significativamente elevado na ozonólise visto os custos para a aquisição e instalação de estruturas como tanque de oxidação, concentrador de oxigênio, gerador de ozônio, *gas-off*, bombas, válvulas e medidores de pressão. O consumo de reagentes refere-se ao ajuste de pH via hidróxido de sódio (NaOH) em dose necessária para a eficiência da oxidação²¹⁷.

Os tratamentos UASB+FA+UF e UASB+FA+NF seguem padrões semelhantes, indicando como maiores causas do OpEx a troca e a regeneração das membranas. Conforme discutido anteriormente, os custos de troca de membranas podem estar superdimensionados, visto que as membranas tendem a operar com bons resultados por até 10 anos de operação. A regeneração das membranas, entretanto, está diretamente relacionada a manutenção de condições adequadas para a operação da técnica, sendo indispensável para evitar a degradação e incrustação das membranas.

Conforme mostrado nos gráficos da Figura 33, percebe-se que a técnica com maior OpEx (UASB+FA+O₃/H₂O₂) apresentou a maior parte dos custos de operação, 68%, relacionados ao consumo de reagentes os quais neste caso compõem o consumo de peróxido de hidrogênio, responsável pela reação oxidativa com a matéria orgânica, e o hidróxido de sódio (NaOH), responsável pelo ajuste do pH necessário para condições ótimas reacionais²¹⁷.

O tratamento Combinado apresentou as maiores partes do OpEx, 40% e 21% relacionadas a troca e a regeneração das membranas, respectivamente. Esses itens oneraram a OpEx da técnica, pois o controle de troca, manutenção e limpeza deverá ser realizada nas sete membranas dimensionadas para a alternativa, considerando o total de duas de MF, três de NF e duas de OI (Tabela 19, pág. 91).

12.1.3 Despesas totais

O comparativo do custo total do tratamento em reais (R\$) por volume em m³ de efluente tratado para as técnicas alternativas consideradas pode ser visto no gráfico da Figura 34.

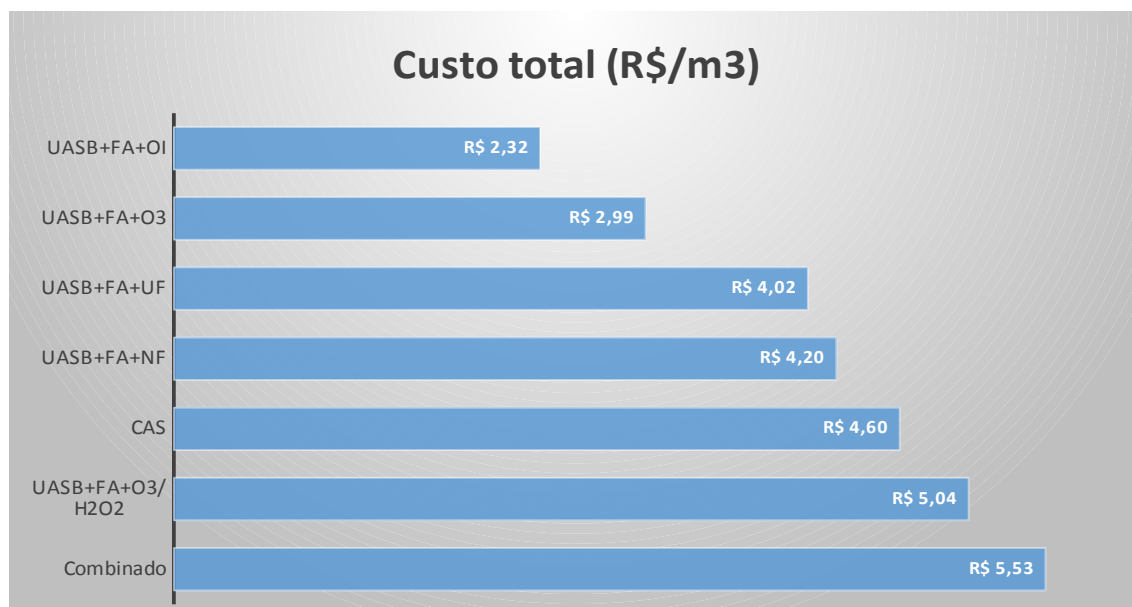


Figura 34. Custo total de tratamento, em R\$/m³, para as técnicas alternativas consideradas.

13. Conclusões parciais

Pela análise das estimativas de custo para as alternativas de tratamento propostas, verificou-se que o menor CapEx foi obtido para a técnica UASB+FA+OI, sendo calculado em R\$ 0,14 por m³ de efluente tratado, sendo 63% e 21% desse custo relativo, respectivamente, a aquisição das membranas de OI e bombas.

O menor OpEx também foi obtido para a alternativa UASB+FA+OI, sendo estimado R\$ 2,19 por m³ de efluente tratado em que 45% e 27% desse custo relacionou-se a troca de membranas e ao consumo energético, respectivamente.

Conclui-se, assim, que a técnica que apresentou menor custo por volume de efluente tratado foi a UASB+FA+OI, apresentando valor estimado de R\$ 2,32/m³, montante compatível com o anteriormente apresentado na literatura²⁰⁵.

Capítulo 6: Conclusões finais e perspectivas futuras

O estudo realizado a partir do efluente real de uma indústria farmacêutica permitiu compreender o nível de complexidade que a produção de END pode possuir. Uma produção industrial variável em quantidade e em composição, como a estudada, provoca oscilações nas características do efluente, dificultando a padronização de seu tratamento.

A produção da Empresa Confidencial estudada mostrou-se variável ao longo de 2019 e 2020, sendo os repositores hidroeletrólitos, analgésicos e antipiréticos, antiparasitários, suplementos nutricionais e antianêmicos as classes farmacoterapêuticas mais produzidas. Uma produção variável em tipo e quantidade é característica presente em indústrias farmacêuticas, uma vez que apresentam uma produção dependente da demanda de mercado e das campanhas de fabricação desenvolvidas.

Os princípios ativos orgânicos mais utilizados na produção de 2019 e 2020 foram avaliados com relação a persistência, o potencial bioacumulador, a toxicidade e a biodegradabilidade. Verificou-se que nenhum dos insumos foram classificados como persistente, bioacumulativo e tóxico, sem embargo, os insumos paracetamol, dipirona e citrato de orfenadrina os quais foram considerados não biodegradáveis.

Alertou-se para os compostos cafeína, benzoato de benzila, citrato de orfenadrina e paracetamol os quais possuem baixos valores de NOEC, indicando a importância de que as concentrações destas substâncias no END sejam inferiores aos respectivos valores indicados a fim de não causar efeito deletério aos organismos expostos. Ademais, a dipirona é atualmente classificada como “Suspeito de afetar a fertilidade ou o nascituro”.

Dessa forma, atenta-se para os compostos paracetamol, citrato de orfenadrina e dipirona, pois, além de apresentarem baixos valores de NOEC ou apresentarem classificação toxicológica, são recalcitrantes ao tratamento biológico.

A Empresa Confidencial optou por realizar o lançamento do END gerado de modo indireto, transferindo a COPASA a responsabilidade e controle da qualidade do efluente. Assim, com relação ao efluente bruto, verificou-se a necessidade de tratamento desse em ETE da própria Empresa Confidencial antes do lançamento na rede coletado da COPASA, visto o elevado valor de DQO ($625,0 \pm 2,7$ mg/L), acima do limite estabelecido pelo PRECEND (450 mg/L).

Considerando-se o efluente tratado, os parâmetros de SSed, O&G, ATA, metais, fenóis e BTEX apresentaram concentrações dentro dos limites estabelecidos pelo PRECEND. Entretanto, o limite de 450 mg/L indicado para o parâmetro de DQO mostrou-se constantemente ultrapassado, apresentando valor máximo de 2.502,4 mg/L em junho de 2019 e 3.310,0 mg/L em outubro de 2020.

Os elevados valores de DQO do efluente tratado têm constantemente provocado aumento do Fator K e consequente elevação no valor da fatura de cobrança da COPASA. Além de indicar condições de endogenia e consequente *washout* da biomassa, caracterizando funcionamento inadequado dos reatores anaeróbicos atualmente em operação.

As condições atuais de operação dos reatores anaeróbicos têm apresentado temperatura abaixo da faixa ideal para o desenvolvimento de bactérias metanogênicas mesofílicas (30-35 °C) e pH ácido, abaixo do indicado (6,8) para o tratamento biológico anaeróbio, sugerindo que o reator possui alta produção de VFA. Essas condições têm favorecido a produção de H₂S, a partir das espécies de enxofre presentes no efluente, o que tem gerado odores desagradáveis na ETE, além da possibilidade de provocar aumento na toxicidade do efluente, ser corrosivo às tubulações e causar a inibição da atividade metanogênica de bactérias. Tais fatores indicam o azedamento do reator UASB, provocando baixo desempenho no tratamento.

Enfatiza-se que o tratamento via UASB apresenta eficiência limitada, sendo frequentemente utilizado como unidade de pré-tratamento em esgotos sanitários, o qual é considerado biodegradável. Assim, conclui-se que, ademais das limitações inerentes da técnica, erros na partida e na operação dos reatores anaeróbios estão implicando na baixa eficiência e em custos não desejados para a Empresa, como aqueles relacionados à adição regular de microrganismos e nutrientes aos reatores, ao aumento da fatura de esgoto pela incidência do Fator K e à cobrança de multas devido à não conformidade dos valores de pH no efluente tratado.

Notou-se uma relação existente entre o consumo de insumos e os intervalos entre os valores de DQO e DBO, indicando que o processamento de insumos não biodegradáveis, como paracetamol e dipirona, pode elevar a recalcitrância do END. Essa relação funcionaria como um indicativo a Empresa Confidencial que poderia prever a dificuldade para tratamento biológico do END em períodos de intensa produção de fármacos os quais consomem insumos não biodegradáveis, ademais de permitir maior controle do risco ambiental e a saúde devido emissão desses resíduos ao END.

Presumiu-se, portanto, que, para a remoção completa dos princípios ativos possivelmente presentes de forma residual nos efluentes da Empresa Confidencial, tratamentos do tipo físico-químicos e/ou combinados deveriam ser considerados.

Em conformidade com o objetivo desse trabalho, desenvolveu-se propostas alternativas de tratamento, sendo consideradas técnicas que mantinham o tratamento atual (UASB + FA) e implementam o tratamento terciário via membranas (UF, NF ou OI) e via POA (O₃ ou O₃/H₂O₂). Ademais, considerou-se técnicas que removiam o tratamento atualmente realizado, implantando os

Lodos Ativados Convencional (CAS) ou o Combinado o qual considera a coagulação/sedimentação seguida de membranas em série, MF/NF/OI.

A partir da estimativa preliminar de custos realizada para técnicas alternativas de tratamento, concluiu-se que a alternativa UASB + FA + OI apresentou CapEx de R\$ 0,14/m³ e OpEx de R\$ 2,19/m³, totalizando custo de R\$ 2,32 por volume de efluente tratado m³, caracterizando-se como o menor custo total de tratamento dentre as técnicas alternativas apresentadas. Enfatiza-se que, para a implementação definitiva da técnica UASB + FA + OI, faz-se necessária a adequação do tratamento atual a partir do controle e ajuste da temperatura e do pH a montante dos reatores a fim de garantir as condições ideais a degradação anaeróbia.

Ressalta-se que para a implementação definitiva de uma das técnicas alternativas apresentadas, faz-se necessários testes de degradabilidade do efluente da Empresa Confidencial, avaliando-se a capacidade de remoção de DQO da técnica, bem como os pontos ótimos de pH, dosagem de reagentes e tempos de mistura e de contato entre reagentes e efluente.

Capítulo 7: Referências bibliográficas

- ¹ GERAIS, M. **Decreto nº 44.884, de 1º de setembro de 2008.** 44.884. Belo Horizonte, Minas Gerais: Diário do Executivo 2008.
- ² ABNT. **NBR 9800: Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário - Procedimento.** (ABNT), A. B. D. N. T. Rio de Janeiro: ABNT. NBR 9800 1987.
- ³ CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** AMBIENTE, C. N. D. M. Ministério do Meio Ambiente, Brasil. 430/2011: 9 p. 2011.
- ⁴ COPASA. **Norma Técnica 187/6 - Lançamento de Efluentes Líquidos Não-Domésticos no Sistema de Esgotamento Sanitário da COPASA.** T. 187/6. MG, C. Minas Gerais, Brasil: SINORTE: 11 p. 2018.
- ⁵ EPA, U. **Development Document for Final Effluent Limitations Guidelines And Standards For The Pharmaceutical Manufacturing Point Source Category.** EPA), U. S. E. P. A. U. Office of Water: 821-R-98-005: 468 p. 1998.
- ⁶ GADIPELLY, C. et al. Pharmaceutical Industry Wastewater: Review of the Technologies for Water Treatment and Reuse. **Ind. Eng. Chem. Res.**, v. 53, p. 11571-11592, 2014.
- ⁷ PEREIRA, D. G. Importância do metabolismo no planejamento de fármacos. **Quím. Nova**, v. 30, n. 1, p. 171-177, 02/2007 2007. ISSN 0100-4042.
- ⁸ MG. **Lei Estadual nº 2.126 de 20 de janeiro de 1960.** 2.126. GERAIS, E. D. M. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: Diário do Executivo 1960.
- ⁹ ABNT. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Procedimento.** . (ABNT), A. B. D. N. T. Rio de Janeiro: ABNT. NBR 9648 1986.
- ¹⁰ FUNASA. **Manual de Saneamento: Orientações técnicas.** (FUNASA), F. N. D. S. Brasília, Brasil: Ministério da Saúde: 409 p. 2007.
- ¹¹ COPASA. **Norma Técnica 187/6 - Lançamento de Efluentes Líquidos Não Domésticos no Sistema de Esgotamento Sanitário da COPASA.** T. 187/6. MG, C. Minas Gerais, Brasil: SINORTE: 11 p. 2018.
- ¹² BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** 6.938. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, C. C. Brasil: DOU 1981.

- ¹³ _____. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. 9.433.** PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, C. C. Brasil: DOU 1997.
- ¹⁴ _____. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. 9.984.** PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, C. C. Brasil: DOU 2000.
- ¹⁵ CNRH. **Resolução do CNRH nº 48, de 21 de março de 2005. 48.** MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, C. Brasil: DOU 2005.
- ¹⁶ MG. **Lei Estadual nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999. 13.199.** GERAIS, E. D. M. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: Diário do Executivo de MG 1999.
- ¹⁷ _____. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. 01/2008.** MG, C. C. Belo Horizonte, Minas Gerais: Diário do Executivo de MG 2008.
- ¹⁸ _____. **Lei Estadual nº 18.309, de 3 de agosto de 2009. 18.309.** GERAIS, E. D. M. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: Diário do Executivo de MG 2009.
- ¹⁹ _____. **Lei Estadual nº 21.972, de 21 de janeiro de 2016. 21.972.** GERAIS, E. D. M. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: Diário do Executivo de MG 2016.
- ²⁰ LUO, Y. et al. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Sci Total Environ**, v. 473-474, p. 619-41, Mar 2014. ISSN 1879-1026. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24394371> >.
- ²¹ REIF, R. et al. Occurrence and fate of pharmaceutical and personal care products in a sewage treatment works. **J Environ Monit**, v. 13, n. 1, p. 137-44, Jan 2011. ISSN 1464-0333. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21057683> >.
- ²² GERAIS, M. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. 01/2008.** MG, C. C. Belo Horizonte, Minas Gerais: Diário do Executivo de MG 2008.
- ²³ MG, A. **Resolução ARSAE-MG nº 117, 20 de novembro de 2018. 117.** MG, A. Minas Gerais, Brasil 2018.
- ²⁴ COPASA. Cartilha do PRECEND. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2016. Disponível em: < http://www.copasa.com.br/media2/CARTILHA_PRECEND.pdf >.
- ²⁵ _____. PRECEND: Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para Usuários Não Domésticos. 2012. Disponível em: < <http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2012/maio/precend->

20040111-1e45/!ut/p/z1/rVNJc5swFP4tOfio6AmEIUfqtvFS1x13pgEuGSEJLNcJjOS6ya-vMHE7mYnxtFMuaHvLtzyc4QRnmv1QJbOq1mzn9mk2fvwEi3i6WMB8tZ59hHixXt2vZu_Wn5ch_oYznBnJWr553B9k-4TTppVcatFdcG0bu8GpUVYiXjfMMPfTVh5EbUag3KrV0o6gkW2hdu6kctHasBHo2iqumHvVyp1kRrqVB8QbQcVU7SL6KsgDoEAIQURSoKvZsFIKaVSpTzuuBE4JQBQRT6BAUIpo4Y9RLmiIluETCCnhuSD44YQVLnwx4GyYij7-C8wmhN7DPJpCBHEUkrvpBPyAkmvx88EHE-jE8NrIzFI2IO0GKV3UOKkNatq6bFnFDE5-s4uTM0NHmbveslP2oe5ODwbgpw5feDHDwsdfuxxHXt32frh98cP-8MoTvSLemNLwzitQEXCJ6FgGKHJIUE6EpDIIxsH5CyMDPb_NSH4wnHV3arvfZ7GzYUfKT4uTqz7sQ3ukl5T4EPZI_8Ja82vavw3kPAM4Oc8ATroZwEk3A38Ufj0D_wT8fw1gU1WR_z0P1sXSTGEbNNvnnonqIbOQE25Xvn47xzc0v2ep06Q!!/dz/d5/L2dBISEvZ0FBIS9nQSEh/ >. Acesso em: 27/01/2020.

- 26 INTERFARMA. **Guia 2019**. Brasil: Associação da Indústria Farmacêutica de Pesquisa: 38 p. 2019.
- 27 ICTQ. **Automedicação no Brasil**: Instituto de Ciência, Tecnologia e Qualidade 2018.
- 28 IQVIA. **Pharmaceutical Executive**: Institute for Human Data Science 2018.
- 29 EPA, U. **Guides to Pollution Prevention: The Pharmaceutical Industry** (EPA), U. S. E. P. A. U. Cincinnati, Ohio: Risk Reduction Engineering Laboratory and Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development. EPA/625/7-91/017: 74 p. 1991.
- 30 BARESEL, C. et al. **Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants** IVL, Swedish Environmental Research Institute. Stockholm, Sweden, p.118. 2015
- 31 PATIÑO, Y.; DÍAZ, E.; ORDÓÑEZ, S. Micro-contaminantes emergentes en aguas: tipos y sistemas de tratamiento. . **Avances en Ciencias e Ingeniería**, v. 5, p. 1-20, 2014. ISSN 0718-8706.
- 32 ALMOMANI, F. A. et al. Removal of emerging pharmaceuticals from wastewater by ozone-based advanced oxidation processes. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 4, p. 982-995, 2020. Disponível em: < <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.12306> >.
- 33 WIEST, L. et al. Two-year survey of specific hospital wastewater treatment and its impact on pharmaceutical discharges. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 25, n. 10, p. 9207-9218, Apr 2018. ISSN 1614-7499. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28718023> >.

- 34 EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A.-E.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment **Emerging Contaminants**, v. 3, p. 1-16, 2017.
- 35 DE CASTRO-CATALÀ, N. et al. Invertebrate community responses to emerging water pollutants in Iberian river basins. **Sci Total Environ**, v. 503-504, p. 142-50, Jan 2015. ISSN 1879-1026. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25042416> >.
- 36 ELLIOTT, S. M. et al. Concentrations of pharmaceuticals and other micropollutants in groundwater downgradient from large on-site wastewater discharges. **PLoS One**, v. 13, n. 11, p. e0206004, 2018. ISSN 1932-6203. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30403721> >.
- 37 VIENO, N. M. et al. Occurrence of pharmaceuticals in river water and their elimination in a pilot-scale drinking water treatment plant. **Environ Sci Technol**, v. 41, n. 14, p. 5077-84, Jul 2007. ISSN 0013-936X. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17711226> >.
- 38 MOREIRA, D. S. et al. Occurrence of endocrine disrupting compounds in water sources of Belo Horizonte Metropolitan Area, Brazil. **Environ Technol**, v. 30, n. 10, p. 1041-9, Sep 2009. ISSN 0959-3330. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19886429> >.
- 39 LARSSON, D. G.; DE PEDRO, C.; PAXEUS, N. Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. **J Hazard Mater**, v. 148, n. 3, p. 751-5, Sep 2007. ISSN 0304-3894. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17706342> >.
- 40 BAYER. **CIPRO®: Cloridrato de ciprofloxacino.** : BAYER. Pharmaceuticals Brazil. : 16 p. 2017.
- 41 EPA, U. **Aquatic life criteria for contaminants of emerging concern: Part I, General challenges and recommendations.** . WORKGROUP, O. O. E. C.: United States Environmental Protection Agency: 86 p. 2008.
- 42 SHI, X. et al. Investigation of intertidal wetland sediment as a novel inoculation source for anaerobic saline wastewater treatment. **Environ Sci Technol**, v. 49, n. 10, p. 6231-9, May 2015. ISSN 1520-5851. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25884391> >.
- 43 AYDIN, S.; INCE, B.; INCE, O. Inhibitory effect of erythromycin, tetracycline and sulfamethoxazole antibiotics on anaerobic treatment of a pharmaceutical wastewater. **Water Sci Technol**, v. 71, n. 11, p. 1620-8, 2015. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26038926> >.

- 44 WAGIL, M. et al. Toxicity of anthelmintic drugs (fenbendazole and flubendazole) to aquatic organisms. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 22, n. 4, p. 2566-73, Feb 2015. ISSN 1614-7499. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25189803> >.
- 45 OAKS, J. L. et al. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. **Nature**, v. 427, n. 6975, p. 630-3, Feb 2004. ISSN 1476-4687. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14745453> >.
- 46 BRODIN, T. et al. Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems--impacts through behavioural alterations. **Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci**, v. 369, n. 1656, Nov 2014. ISSN 1471-2970. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25405968> >.
- 47 GEISSEN, V. et al. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, n. 1, p. 57-65, 2015.
- 48 DEZIEL, N. Pharmaceuticals in Wastewater Treatment Plant Effluent Waters **University of Minnesota Morris Journal**, v. 1, n. 2, p. 21, 2014.
- 49 MS. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. SAÚDE, M. D. Brasil, Diário Oficial da União. 2.914/11 2011.
- 50 CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. AMBIENTE, C. N. D. M. Ministério do Meio Ambiente, Brasil. 357/2005: 58-63 p. 2005.
- 51 ZANOWIAK, P. Pharmaceuticals. In: PEARCE, E. M. (Ed.). **Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology**. New York: Wiley-Interscience, v.17, 1982.
- 52 LI, W. et al. UASB treatment of chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater containing rich organic sulfur compounds and sulfate and associated microbial characteristics. **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 55-63, 2015.
- 53 INCE, B. K.; SELCUK, A.; INCE, O. Effect of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater on performance, acetoclastic methanogenic activity and microbial population in an upflow anaerobic filter. **J Chem Technol Biotechnol**, v. 77, p. 711-719, 2002.
- 54 GUPTA, S. K.; GUPTA, S. K.; HUNG, Y.-T. Treatment of Pharmaceutical Wastes. In: WANG, L. K.; HUNG, Y.-T., et al (Ed.). **Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment**: CRC Press., 2004. p.1368. ISBN 9780824741143.
- 55 BABCOCK, G. T. How oxygen is activated and reduced in respiration. **Proc Natl Acad Sci U S A**, v. 96, n. 23, p. 12971-3, Nov 9 1999. ISSN 0027-8424 (Print)0027-8424. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.96.23.12971> >.

- ⁵⁶ HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment: Biological and Chemicals processes**. 3rd. Springer, 2002. ISBN 3642075908.
- ⁵⁷ SANTANNA, J. G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes. Fundamentos e Aplicações**. 2. 2013. 424 ISBN 978-8571933279.
- ⁵⁸ PÉREZ-ELVIRA, S. I.; DIEZ, P. N.; FDZ-POLANCO, F. Sludge minimisation technologies. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 4, p. 375-398, 2006-07-21 2006. ISSN 1572-9826. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-005-5728-9> >.
- ⁵⁹ IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. 1986. 301 ISBN 852120132X.
- ⁶⁰ SEHAR, S.; NAZ, I. Chapter 7: Role of the Biofilms in Wastewater Treatment. In: THAJUDDIN, D. D. A. N. (Ed.). **Microbial Biofilms - Importance and Applications**: IntechOpen, 2016. p.121-144.
- ⁶¹ MARCHAIM, U. **Biogas processes for sustainable development**. Rome, Italy: FAO, 1992. ISBN 92-5-103126-6.
- ⁶² GENTRY, T. J.; PEPPER, I. L.; PIERSON, L. S. Chapter 19 - Microbial Diversity and Interactions in Natural Ecosystems. In: IAN L. PEPPER, C. P. G. A. T. J. G. (Ed.). 3th: Academic Press, 2015. p.441-460. ISBN 978-0-12-394626-3.
- ⁶³ MELO, L. F. 20 - Biofilm formation and its role in fixed film processes. In: HORAN, D. M. A. N. (Ed.). **Handbook of Water and Wastewater**: Academic Press, 2003. cap. 20, p.337-349.
- ⁶⁴ LIN, Y. H.; HSIEN, T. Y. Kinetics of biodegradation of phenolic wastewater in a biofilm reactor. **Water Sci Technol**, v. 59, n. 9, p. 1703-11, 2009. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19448304> >.
- ⁶⁵ CAVALCANTI, J. E. W. D. A. **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais**. Engenho Editora Técnica Ltda, 2012.
- ⁶⁶ VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª DESA, UFMG, 2005. 452 ISBN 85-7041-114-6.
- ⁶⁷ _____. **Urban wastewater treatment in Brazil**. Water and Sanitation Division, p.102. 2016

- 68 SHAO, L. et al. Comparison of sludge digestion under aerobic and anaerobic conditions with a focus on the degradation of proteins at mesophilic temperature. **Bioresour Technol**, v. 140, p. 131-7, Jul 2013. ISSN 1873-2976. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23685650> >.
- 69 VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. 2. 2016. ISBN 9788542301748.
- 70 S. I., A.-E.; M. A., E.-K. Performance Evaluation of Activated Sludge Process for Treating Pharmaceutical Wastewater Contaminated with B-Lactam Antibiotics. **J. of Industrial Pollution Control**, v. 31, n. 1, 2015.
- 71 RADJENOVIĆ, J.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. **Water Res**, v. 43, n. 3, p. 831-41, Feb 2009. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19091371> >.
- 72 KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. D. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, SC: Sbera: Embrapa Suínos e Aves., 2019. 214 ISBN 978-85-93823-01-5.
- 73 QIAO, S. et al. Methanogenesis from wastewater stimulated by addition of elemental manganese. **Sci Rep**, v. 5, p. 12732, Aug 2015. ISSN 2045-2322. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26244609> >.
- 74 MANCHALA, K. R. et al. CHAPTER TWO: Anaerobic Digestion Modelling. In: (Ed.). **Advances in Bioenergy**. 1st, v.2, 2017. cap. 2nd, p.258.
- 75 LACKEY, J. C. et al. Composition and uses of anaerobic digestion derived biogas from wastewater treatment facilities in North America. **Waste Manag Res**, v. 33, n. 8, p. 767-71, Aug 2015. ISSN 1096-3669. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26092257> >.
- 76 EC. **Biofuels in Motion information, motivation and conversion strategies for biofuels with consideration of the special regional structures (BIOMOTION): Biogas**. (IEE), I. E. E.: EC, European Commission 2014.
- 77 PROSAB. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1ª. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 443
- 78 VIEIRA, S. M. M. **Tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo (reator UASB)**. 1996. 213 (PhD). Faculdade de Saúde Pública, USP, São Paulo.

- 79 ALVES, L. C.; CAMMAROTA, M. C.; FRANÇA, F. P. **Inibição de lodo biológico anaeróbico por constituintes de efluentes de laboratório de controle de poluição.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro. 10: 236-242 p. 2005.
- 80 TEIXEIRA, A. R. et al. **Influence of alteration of particle size distribution on the performance of UASB reactor treating domestic wastewater.** Eng Sanit Ambient: ABES. 14: 159-166 p. 2009.
- 81 CHERNICHARO, C. A. D. L. et al. **Alternatives for the control of odorous emissions in anaerobic reactors treating domestic wastewater.** Eng Sanit Ambient: ABES. 15: 229-236 p. 2010.
- 82 GAŠPARIKOVÁ, E. et al. Evaluation of Anaerobic-Aerobic Wastewater Treatment Plant Operations. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 14, n. 1, p. 29–34, 2005.
- 83 CHAN, Y. J. et al. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 155, n. 1-2, p. 1-18, 2009.
- 84 CONN, K. E. et al. Occurrence of Pharmaceuticals and Consumer Product Chemicals in Raw Wastewater and Septic Tank Effluent from Single-Family Homes. **Environmental Engineering Science**, v. 27, n. 4, p. 347-356, 2010.
- 85 JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 6ª. Rio de Janeiro: ABES, 2011.
- 86 SOARES, M. T. S. et al. **Physical Chemical Parameters and Efficiency of the Septic Tank Biodigester on the Treatment of Sewage Produced with Fresh or Brackish Water, in the West Border of Pantanal.** Agroecol. Dourados (MS): Cadernos de Agroecologia. 11 2016.
- 87 CHERNICHARO, C. A. D. L. **Reatores Anaeróbios.** 2. 2016. ISBN 978-8542301724.
- 88 GODFREY, E. **Screening level study of pharmaceuticals in septic tanks, ground water, and surface water in Missoula, Montana** 2004. 77 (Master). B.S Union College, The University of Montana, Montana, EUA.
- 89 PHILLIPS, P. J. et al. Concentrations of hormones, pharmaceuticals and other micropollutants in groundwater affected by septic systems in New England and New York. **Sci Total Environ**, v. 512-513, p. 43-54, Apr 2015. ISSN 1879-1026. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25613769> >.
- 90 ABNT. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** (ABNT), A. B. D. N. T. Rio de Janeiro: ABNT. NBR 13969 1997.

- 91 ARRUBLA, J. P. et al. Pharmaceutical and personal care products in domestic wastewater and their removal in anaerobic treatment systems: septic tank – up flow anaerobic filter. **Ingeniería e Investigación**, v. 36, n. 1, p. 70-78, 2016.
- 92 CHONG, S. et al. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment--a state-of-the-art review. **Water Res**, v. 46, n. 11, p. 3434-70, Jul 2012. ISSN 1879-2448. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22560620> >.
- 93 DAUD, M. K. et al. Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2018, p. 13, 2018.
- 94 SEGHEZZO, L. **Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater in Subtropical Regions**. 2004. (PhD). Lab. Environmental Studies, Wageningen University, Wageningen, Netherlands.
- 95 LIER, J. B. V. et al. Chapter 4: Anaerobic Sewage Treatment using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects. In: FANG, H. H. P. (Ed.). **Environmental Anaerobic Technology: Applications and New Developments**. London: Imperial College Press, 2010. cap. 4, p.59-89.
- 96 SATO, N. et al. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. **J Environ Manage**, v. 80, n. 3, p. 198-207, Aug 2006. ISSN 0301-4797 (Print)0301-4797. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.025> >.
- 97 CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais**. Engenho Editora Técnica Ltda, 2012.
- 98 KARNCHANAWONG, S.; SAWANGPANYANGKURA, T. Pretreatment of silk-dyeing industrial wastewater by UASB reactor. **Water Sci Technol**, v. 50, n. 8, p. 185-92, 2004. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15566202> >.
- 99 HAMPANNAVAR, U. S.; SHIVAYOGIMATH, C. B. Anaerobic treatment of sugar industry wastewater by Upflow anaerobic sludge blanket reactor at ambient temperature. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 1, n. 4, p. 631-639, 2010. ISSN 0976 – 4402.
- 100 SPROTT, G. D.; B.PATEL, G. Ammonia toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 7, n. 2-3, p. 358-363, 1986. Disponível em: < <http://dx.doi.org/> >.

- ¹⁰¹ TSUNO, H.; KAWAMURA, M. Development of an expanded-bed GAC reactor for anaerobic treatment of terephthalate-containing wastewater. **Water Res**, v. 43, n. 2, p. 417-22, Feb 2009. ISSN 0043-1354. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19027136>>.
- ¹⁰² MAREE, J. P.; STRYDOM, W. F. Biological sulphate removal from industrial effluent in an upflow packed bed reactor. **Water Research**, v. 21, n. 2, p. 141-146, 1987.
- ¹⁰³ MMA. Efeito Estufa e Aquecimento Global. 2020. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/informma/item/195-efeito-estufa-e-aquecimento-global>>.
- ¹⁰⁴ CAMPOS, C. M. M. **Reatores anaeróbios de última geração**. Lavras, MG, Brasil: UFLA, 1998. 59
- ¹⁰⁵ CHEN, Z. et al. Performance and model of a full-scale up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) to treat the pharmaceutical wastewater containing 6-APA and amoxicillin. **J Hazard Mater**, v. 185, n. 2-3, p. 905-13, Jan 2011. ISSN 1873-3336. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20970923>>.
- ¹⁰⁶ VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande (PB), Brasil: Epgraf /UFPB 1994.
- ¹⁰⁷ RAMAKRISHNAN, A.; SURAMPALLI, R. Y. Comparative performance of UASB and anaerobic hybrid reactors for the treatment of complex phenolic wastewater. **Bioresour Technol**, v. 123, p. 352-9, Nov 2012. ISSN 1873-2976. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22940341>>.
- ¹⁰⁸ TILCHE, A.; VIEIRA, S. M. M. Discussion on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors. **Water Sci Technol**, v. 24, n. 8, p. 193–206, 1991.
- ¹⁰⁹ OKTEM, Y. A. et al. Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresour Technol**, v. 99, n. 5, p. 1089-96, Mar 2008. ISSN 0960-8524. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17449241>>.
- ¹¹⁰ MAYABHATE, S. P.; GUPTA, S. K. Biological Treatment of Pharmaceutical Wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 38, p. 189-197, 1988.
- ¹¹¹ MAYABHATE, S. P.; GUPTA, S. K.; JOSHI, S. G. Biological Treatment of Pharmaceutical Wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 38, p. 189-197, 1988.
- ¹¹² PARMAR, N.; UPADHYAY, K. Treatability Study of Pharmaceutical Wastewater by Coagulation Process. **International Journal of ChemTech Research**, v. 5, n. 5, p. 2278-2283, 2013. ISSN 0974-4290.

- ¹¹³ BARESEL, C. et al. **Removal of Pharmaceutical Residues Using Ozonation as Intermediate Process Step at Linköping WWTP, Sweden**. IVL e VERKEN, T. Sweden: Swedish Environmental Research Institute. 0088 2015.
- ¹¹⁴ MARCELINO, R. B. P. **Aplicação de processos oxidativos avançados e biológicos para o tratamento de efluente da produção de antibióticos**. 2014. 148 Dissertação de Mestrado (Master). DESA, UFMG, Belo Horizonte.
- ¹¹⁵ FIOREZE, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 79-91, 2014.
- ¹¹⁶ MARTÍNEZ, M. J. R.; URIBE, I. O. Procesos químicos en el tratamiento de residuos peligrosos. In: (Ed.). **Gestión sostenible de los residuos peligrosos**. Jiménez, J. R.; Gullías, Á. I.: Síntesis, 2013. p.103-142. ISBN 978-84-995888-9-6.
- ¹¹⁷ GRACIANO, V. A. et al. Remediação de um solo contaminado com petróleo por oxidação química. **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, n. 5, p. 1656-1660, 2012. ISSN 1806-9657.
- ¹¹⁸ DENG, Y.; ZHAO, R. Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. **Curr Pollution Rep**, v. 1, p. 167-176, 2015.
- ¹¹⁹ SIRÉS, I. et al. Mineralization of clofibric acid by electrochemical advanced oxidation processes using a boron-doped diamond anode and Fe²⁺ and UVA light as catalysts. **Appl Catal B Environ** v. 72, n. 3-4, p. 373– 381, 2007.
- ¹²⁰ MIKLOS, D. B. et al. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment - A critical review. **Water Res**, v. 139, p. 118-131, 08 2018. ISSN 1879-2448. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29631187> >.
- ¹²¹ PERALTA-HERNÁNDEZ, J. M. et al. Synergism between anodic oxidation with diamond anodes and heterogeneous catalytic photolysis for the treatment of pharmaceutical pollutants. **Sustainable Environment Research**, v. 26, p. 70-75, 2016.
- ¹²² BADAWY, M. I.; WAHAAB, R. A.; EL-KALLINY, A. S. Fenton-biological treatment processes for the removal of some pharmaceuticals from industrial wastewater. **J Hazard Mater**, v. 167, n. 1-3, p. 567-74, Aug 2009. ISSN 1873-3336. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19195782> >.
- ¹²³ RADJENOVIC', J. et al. Solar photocatalytic degradation of persistent pharmaceuticals at pilot-scale: Kinetics and characterization of major intermediate products **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 89, 2009.

- 124 FENG, L. **Advanced oxidation processes for the removal of residual non-steroidal antiinflammatory pharmaceuticals from aqueous systems**. 2013. (234). Science et Technique de l'Environnement, Université Paris-Est., Paris, France.
- 125 PÉREZ, G. et al. Assessment of the formation of inorganic oxidation by-products during the electrocatalytic treatment of ammonium from landfill leachates. **Water Res**, v. 46, n. 8, p. 2579-90, May 2012. ISSN 1879-2448. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22386329> >.
- 126 EPA, U. Archived Drinking Water Contaminants. **Office of Water**, Water: Historical Archive of Drinking Water Contaminant Fact Sheets, 2013. Disponível em: < <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/index-3.html> >.
- 127 BABU, D. S. et al. Detoxification of water and wastewater by advanced oxidation processes. **Science of The Total Environment**, v. 696, 2019.
- 128 KLAVARIOTI, M.; MANTZAVINOS, D.; KASSINOS, D. Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. **Environ Int**, v. 35, n. 2, p. 402-17, Feb 2009. ISSN 1873-6750. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18760478> >.
- 129 WHO. **Trihalomethanes in Drinking-water**. ORGANIZATION, W. H. WHO/SDE/WSH/05.08/64: 67 p. 2005.
- 130 HOLLMAN, J. et al. Pilot-Scale Treatment of Neutral Pharmaceuticals in Municipal Wastewater Using Reverse Osmosis and Ozonation. 2020-08-18 2020. Disponível em: < <https://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001777?mi=3i1ciu> >.
- 131 STANFIELD, G.; LE CHEVALLIER, M.; SNOZZI, M. Chapter 5: Treatment efficiency. In: OECD, W. A. (Ed.). **Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods**. Padstow, Cornwall, UK: IWA, v.159-178, 2003. p.159-179. ISBN 1 84339 036 1.
- 132 MUÑOZ, A. H. **Depuración y desinfección de aguas residuales**. 5th. Madrid, España: Colección senior, 2001.
- 133 LI, G. et al. Optimization and interpretation of O3 and O3/H2O2 oxidation processes to pretreat hydrocortisone pharmaceutical wastewater. **<http://dx-doi.ez107.periodicos.capes.gov.br/10.1080/09593330.2014.971885>**, 28 Oct 2014 2014. Disponível em: < <https://www-tandfonline.ez107.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1080/09593330.2014.971885> >.

- 134 HOLLENDER, J. et al. Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. **Environ Sci Technol**, v. 43, n. 20, p. 7862-9, Oct 2009. ISSN 0013-936X. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19921906> >.
- 135 CHOI, M. et al. Removal of pharmaceutical residue in municipal wastewater by DAF (dissolved air flotation)–MBR (membrane bioreactor) and ozone oxidation **Water Science & Technology**, v. 66, p. 2546-2555, 2012.
- 136 FISCHBACHER, A. et al. The •OH Radical Yield in the H₂O₂ + O₃ (Peroxone) Reaction. August 21, 2013 2013. Disponível em: < <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es402305r> >.
- 137 QIN, W. et al. Treatment of berberine hydrochloride pharmaceutical wastewater by O₃/UV/H₂O₂ advanced oxidation process. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 9, p. 4939-4946, 2015-02-21 2015. ISSN 1866-6299. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-015-4192-2> >.
- 138 AKMEHMET BALCIOĞLU, I.; OTKER, M. Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O₃ and O₃/H₂O₂ processes. **Chemosphere**, v. 50, n. 1, p. 85-95, Jan 2003. ISSN 0045-6535. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12656233> >.
- 139 ZIREHPOUR, A.; RAHIMPOUR, A. Chapter 4: Membranes for Wastewater Treatment. In: NAZARENKO, P. M. V. A. O. (Ed.). **Nanostructured Polymer Membranes: Applications**: Scrivener Publishing LLC., v.2, 2016. cap. 4, p.159-207. ISBN 9781118831786.
- 140 BARESEL, C.; HARDING, M.; JUNESTEDT, C. **Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H₂O₂**. Nouryon and Foundation and Swedish Environmental Research Institute. Stockholm, Sweden, p.28. 2019
- 141 IORHEMEN, O. T.; HAMZA, R. A.; TAY, J. H. Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling. **Membranes (Basel)**, v. 6, n. 2, Jun 2016. ISSN 2077-0375. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27314394> >.
- 142 CHIAMA, C.-K.; SARBATLYA, R. Purification of Aquacultural Water: Conventional and New Membranebased Techniques. **Separation & Purification Reviews**, v. 40, p. 126–160, 2011.
- 143 FIKAR, M. **Modelling, Control, and Optimisation of Membrane Processes**. 15th International Carpathian Control Conference (ICCC). Velke Karlovice, Czech Republic: IEEE 2014.

- 144 Y, Y. et al. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. **The Science of the total environment**, v. 596-597, 10/15/2017 2017. ISSN 1879-1026. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28437649> >.
- 145 SHAHTALEBI, A.; SARRAFZADEH, M. H.; MONTAZER RAHMATI, M. M. Application of Nanofiltration Membrane in the Separation of Amoxicillin from Pharmaceutical Wastewater. **Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng**, v. 8, n. 2, p. 109-116, 2011.
- 146 MOAREFIAN, A.; GOLESTANI, H. A.; BAHMANPOUR, H. Removal of amoxicillin from wastewater by self-made Polyethersulfone membrane using nanofiltration. **J Environ Health Sci Eng**, v. 12, n. 1, p. 127, 2014. ISSN 2052-336X. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25379184> >.
- 147 WAHLBERG, C.; BJÖRLENIUS, B.; PAXÉUS, N. **Pharmaceutical residues in Stockholm's aquatic environment - Existence, prevention and wastewater treatment**. AB, S. V. Stockholm: (English version): 142 p. 2010.
- 148 RAVIKUMAR, Y. et al. Processing of pharmaceutical effluent condensate by nanofiltration and reverse osmosis membrane techniques. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, n. 1, p. 50-56, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2013.09.021> >.
- 149 AZIZ, M.; OJUMU, T. Exclusion of Estrogenic and Androgenic Steroid Hormones from Municipal Membrane Bioreactor Wastewater Using UF/NF/RO Membranes for Water Reuse Application. **Membranes (Basel)**, v. 10, n. 3, Feb 2020. ISSN 2077-0375. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/32120927> >.
- 150 KIMURA, K.; HARA, H.; WATANABE, Y. Elimination of selected acidic pharmaceuticals from municipal wastewater by an activated sludge system and membrane bioreactors. **Environ Sci Technol**, v. 41, n. 10, p. 3708-14, May 2007. ISSN 0013-936X. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17547201> >.
- 151 (EC), P. E. E. D. C. **No 1907/2006**: European Union law 2006.
- 152 OECD. **Test No. 301: Ready Biodegradability**. OECD, O. F. E. C.-O. A. D. GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS, Section 3: Environmental fate and behaviour: 62 p. 1992.
- 153 BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 23. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017. ISBN 9780875532875.

- 154 MINISTÉRIO DA SAÚDE, M. **Lista Nacional de Medicamentos: Classificação farmacoterapêutica de medicamentos - Denominações Comuns das Substâncias Ativas de Medicamentos**. DIREÇÃO GERAL DE FARMÁCIA, C. N. D. M. Cabo Verde: 46 p. 2009.
- 155 HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK, H. D(+)-Glucose. 2021. Disponível em: < <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/489> >.
- 156 TEIXIDO, E. et al. Assessment of Developmental Delay in the Zebrafish Embryo Teratogenicity Assay. **Toxicol. In Vitro**, v. 27, p. 469-478, 2013.
- 157 ECHA. **Registration Dossier: PBT assessment - Paracetamol** 2021.
- 158 P, K. et al. Effect of chronic exposure to acetaminophen and lincomycin on Japanese medaka (*Oryzias latipes*) and freshwater cladocerans *Daphnia magna* and *Moina macrocopa*, and potential mechanisms of endocrine disruption. **Chemosphere**, v. 89, n. 1, 2012 Sep 2012. ISSN 1879-1298. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22560975> >.
- 159 JH, P. et al. Subchronic effects of dipyrone on the fish species *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 3, 2011 Mar 2011. ISSN 1090-2414. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21040974> >.
- 160 VCCLAB, V. C. C. L. **Metamizole sodium** 2005.
- 161 ECHA. **Summary of Classification and Labelling - Sodium [(2,3-dihydro-1,5-dimethyl-3-oxo-2-phenyl-1H-pyrazol-4-yl)methylamino]methanesulphonate** 2021.
- 162 SIDS, O. **SIDS Initial Assessment Report for 13th SIAM: Benzoates** 2001.
- 163 ECHA. **Registration Dossier: PBT assessment - Benzyl benzoate** 2021.
- 164 _____. **Registration Dossier: Environmental fate & pathways - Trisodium citrate** 2021.
- 165 ANDERSON, B. G. The toxicity thresholds of various sodium salts determined by the use of *Daphnia magna*. **Sewage works journal**, v. 18, 1946 Jan 1946. ISSN 0096-9362. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21011596> >.
- 166 GONÇALVES, E. S.; RODRIGUES, S. V.; SILVA-FILHO, E. V. D. The use of caffeine as a chemical marker of domestic wastewater contamination in surface waters: seasonal and spatial variations in Teresópolis, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, p. 192-202, 2017. ISSN 1980-993X. Disponível em: < <http://www.scielo.br/j/ambiagua/a/n648mpRhv8MJvkvkcnfLS8v/?lang=en&format=pdf> >.

- 167 HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK, H. Caffeine. 2021. Disponível em: < <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/36> >.
- 168 AFFYMETRIX. **SAFETY DATA SHEET: Caffeine, Anhydrous**. 2016
- 169 BLUM, K. et al. Removal of 30 active pharmaceutical ingredients in surface water under long-term artificial UV irradiation. **Chemosphere**, v. 176, p. 175-182, 2017 Jun 2017. ISSN 1879-1298. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28260657> >.
- 170 SANGSTER. **ChemID+: O rphenadrine**. US National Library of Medicine, National Institutes of Health. 2017
- 171 KAZA, M.; NAŁĘCZ-JAWECKI, G.; SAWICKI, J. THE TOXICITY OF SELECTED PHARMACEUTICALS TO THE AQUATIC PLANT Lemna minor. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 16, n. 5, p. 524-531, 2007.
- 172 ECHA. **Guidance on the Biocidal Products Regulation**. AGENCY, E. C. Helsinki, Finland. Volume III Human Health - Assessment & Evaluation (Parts B+C): 427 p. 2017.
- 173 KP, H. et al. Environmental hazard assessment of pharmaceuticals. **Regulatory toxicology and pharmacology : RTP**, v. 25, n. 3, 1997 Jun 1997. ISSN 0273-2300. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9237324> >.
- 174 ECHA. **Teste de biodegradabilidade aeróbia - Zahn-Wellens OECD 302 B: Metamizol-Na**. IUCLID, Sistema Europeu de Informação de Substâncias Químicas. 2009
- 175 JERKER FICK, R. H. L. **Results from the Swedish National Screening Programme 2010**. Umeå University Lennart Kaj, Eva Brorström-Lundén, IVL. Stockholm, p.56. 2011
- 176 HAO, X.-D. et al. Microbiological Endogenous Processes in Biological Wastewater Treatment Systems. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380802278901>, 2 Mar 2010 2010. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380802278901> >.
- 177 MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. **Bioengineering (Basel)**, v. 7, n. 2, May 2020. ISSN 2306-5354. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/32397582> >.
- 178 CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial**. 2008. 789 (PhD). Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.

- 179 NAZARI, L. et al. Recent advances in energy recovery from wastewater sludge. **Direct Thermochemical Liquefaction for Energy Applications**, p. 67-100, 2018.
- 180 STATE, W. **Anaerobic Treatment of Liquid Waste**. RESOURCES, D. O. N. Madison, US: Wisconsin Department of Natural Resources: Bureau of Science Services, Operator Certification Program. A5: 34 p. 2018.
- 181 LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic wastewater treatment. In: LOOSDRECHT, M. H. M. C. M. V.; EKAMA, G. A., *et al* (Ed.). **Principles Modelling and Design**. Londonm UK: IWA Publising, 2018. cap. 16, p.42. ISBN 9781843391883.
- 182 CHURCHILL, P.; ELMER, D. **Hydrogen sulfide odor control in wastewater collection systems**. NEWEA ANNUAL CONFERENCE: NEWEA JOURNAL. 33 1999.
- 183 RIAHI, S.; ROWLEY, C. N. Why can hydrogen sulfide permeate cell membranes? **J Am Chem Soc**, v. 136, n. 43, p. 15111-3, Oct 2014. ISSN 1520-5126. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25323018> >.
- 184 LEW, B. et al. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresour Technol**, v. 102, n. 7, p. 4921-4, Apr 2011. ISSN 1873-2976. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21316951> >.
- 185 SINGH, K. S.; VIRARAGHAVAN, T. Municipal wastewater treatment by UASB process: start-up at 20 degrees C and operation at low temperatures. **Environmental technology**, v. 25, n. 6, 2004 Jun 2004. ISSN 0959-3330. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15369282> >.
- 186 FOESS, G. W.; ERICSON, W. A. Toxic control: The trend of the future. **Water Wastes Eng.**, v. 17, n. 2, p. 21-24, 1980.
- 187 WHO, W. H. O. **Pharmaceuticals in Drinking-water**. Public Health and Environment Water, Sanitation, Hygiene and Health. Geneva, Switzerland: World Health Organization: 49 p. 2011.
- 188 RADJENOVIĆ, J. et al. Solar photocatalytic degradation of persistent pharmaceuticals at pilot-scale: Kinetics and characterization of major intermediate products. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 89, 2009.
- 189 LUBELLO, C. et al. Ultrafiltration as tertiary treatment for industrial reuse. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 3, p. 161-168, 2003. Disponível em: < <https://iwaponline.com/ws/article-abstract/3/4/161/25809/Ultrafiltration-as-tertiary-treatment-for?redirectedFrom=fulltext> >.

- ¹⁹⁰ KWARCIAK-KOZŁOWSKA, A.; BIEN, J. **Treatment of dairy wastewater in UASB-UF system.** E10th Conference on Interdisciplinary Problems in Environmental Protection. UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, I. O. E. E. Czestochowa, Poland: EDP Sciences. 44 2018.
- ¹⁹¹ DOLAR, D. et al. Combined Methods of Highly Polluted Pharmaceutical Wastewater Treatment – a Case Study of High Recovery. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 22, n. 6, p. 1677–1683, 2013.
- ¹⁹² AMARAL, M. C. S. et al. Pilot aerobic membrane bioreactor and nanofiltration for municipal landfill leachate treatment. <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2016.1159874>, 6 Apr 2016. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10934529.2016.1159874> >.
- ¹⁹³ ABNT. **NBR 12.209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários.** (ABNT), A. B. D. N. T. Rio de Janeiro: ABNT. NBR 12.209:2011: 53 p. 2011.
- ¹⁹⁴ EMOP/RJ. **Boletins e Catálogos de Referência.** Rio de Janeiro (RJ): Empresa de Obras Públicas 2020.
- ¹⁹⁵ FERNANDES, E. P. **ANÁLISE COMPARATIVA DE UM NOVO CONCEITO PARA UNIDADES DE DESAGUAMENTO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO DE OLÍMPIA-SP.** . 2014. 124 Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- ¹⁹⁶ ECOSAN. **AERADOR SUPERFICIAL DE ALTA ROTAÇÃO – PROPULSAIR ARP.** **Waste Water Technologies**, 2020. Disponível em: < <https://ecosan.com/solucoes/equipamentos/aeracao/aerador-superficial-de-alta-rotacao/> >.
- ¹⁹⁷ COMERCIAL, M. Bomba Autoescorvante Thebe Aex-1 1,5 Cv Monofásico 127v/220v. 2020. Disponível em: < <https://www.meritocomercial.com.br/bomba-autoescorvante-thebe-aex-1-15-cv-monofasico-127v220v-20370051029-p1023440?v=1023439> >.
- ¹⁹⁸ SALEHI, E. et al. Applicability of ceramic membrane filters in pretreatment of coke-contaminated petrochemical wastewater: Economic feasibility study. **Ceramics International**, v. 40, n. 3, p. 4805-4810, 2014.
- ¹⁹⁹ CEMIG. Valores de tarifas e serviços. 2020. Disponível em: < <https://novoportal.cemig.com.br/atendimento/valores-de-tarifas-e-servicos> >.
- ²⁰⁰ PELETEIRO, C. S.; ALMEIDA, M. L. R. **Dimensionamento, análise e comparação da viabilidade econômica de uma Estação de Tratamento de Esgotos utilizando os**

processos de lodos ativados convencional e aeração prolongada. 2014. 112 Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- 201 BRASIL, B. C. D. Interest rate policy decisions: Selic rate. 2021. Disponível em: < <https://www.bcb.gov.br/en/monetarypolicy/interestrates> >. Acesso em: 11/2020.
- 202 AQUA, P. Membrane Elements - Pure Aqua, Inc., 2020. Disponível em: < <https://pureaqua.com/reverse-osmosis-membrane/> >.
- 203 SETHI, S. **Transient permeate flux analysis, cost estimation, and design optimization in crossflow membrane filtration.** 1997. Text
- 204 SETHI, S.; WIESNER, M. R. Cost Modeling and Estimation of Crossflow Membrane Filtration Processes. **Environmental Engineering Science**, v. 17, 2009-01-29 2009. Disponível em: < <https://www.liebertpub.com/doi/abs/10.1089/ees.2000.17.61> >.
- 205 SANTOS, A. V. **Environmental and human health risk assessment of pharmaceuticals in surface and drinking water treated by conventional and membrane separation processes.** 2018. 128 (Master). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, MG.
- 206 UK, R. 107330030XAA | Xylem Lowara, 230 V 8 bar Direct Coupling Water Pump, 150L/min | RS Components. 2020. Disponível em: < <https://uk.rs-online.com/web/p/water-pumps/7632516/> >.
- 207 STORE, C. W. Contact tanks Clean Water Store. 2020. Disponível em: < <https://www.cleanwaterstore.com/contact-tanks.html> >.
- 208 KRAWCZYK, H.; JÖNSSON, A.-S. The influence of feed flow channel diameter on frictional pressure drop, membrane performance and process cost in full-scale tubular ceramic membranes. **Chemical Engineering Research & Design**, v. 92, n. 1, p. 174-180, 2014. ISSN 0263-8762. Disponível em: < [https://portal.research.lu.se/portal/en/publications/the-influence-of-feed-flow-channel-diameter-on-frictional-pressure-drop-membrane-performance-and-process-cost-in-fullscale-tubular-ceramic-membranes\(26906374-c4e1-468e-8bd7-fa1ec9cafb6c\).html](https://portal.research.lu.se/portal/en/publications/the-influence-of-feed-flow-channel-diameter-on-frictional-pressure-drop-membrane-performance-and-process-cost-in-fullscale-tubular-ceramic-membranes(26906374-c4e1-468e-8bd7-fa1ec9cafb6c).html) >.
- 209 MIERZWA, J. C. et al. Drinking water treatment by ultrafiltration: comparative evaluation through direct capital and operational costs with conventional and conventional with activated carbon systems. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 13, n. 1, p. 78-87, 03/2008 2008. ISSN 1413-4152.
- 210 COMPANY, D. C. **Ultrafiltration Modules: Model SFP-2880 and SFD-2880** 2021.

- 211 _____, **Nanofiltration Elements for Commercial Systems : NF90-2540 FILMTEC** 2021.
- 212 KAUSAR, A. Novel Nanofiltration Membranes of Poly(4-Chlorostyrene)-grafted-1-(4-thiocarbamoylaminophenyl-sulfonylphenyl)thiourea and Gold/Polystyrene Composite Nanoparticle. **American Journal of Polymer Science & Engineering**, v. 2, n. 1, p. 17, 2015-01-26 2015. ISSN 2572-5734. Disponível em: < <https://ivyunion.org/index.php/ajpse/article/view/201400573> >.
- 213 COMPANY, D. C. **FilmTec™ Fiberglassed Elements for Light Industrial Systems: BW30-4040 / BW30-2540** 2021.
- 214 ABNT. **NBR 12.216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. (ABNT), A. B. D. N. T. Rio de Janeiro: ABNT. NBR 12.216: 18 p. 1992.
- 215 VIANNA, M. **Hidráulica para engenheiros sanitaristas e ambientais**. 1º ed. Belo Horizonte: FUMEC, 2010. 545 Disponível em: < [https://www.scielo.br/j/esa/a/ZGTXxZwjZ9wJZtKyXjh8B/?format=pdf\(=pt](https://www.scielo.br/j/esa/a/ZGTXxZwjZ9wJZtKyXjh8B/?format=pdf(=pt) >.
- 216 A, E. et al. Dataset on the cost estimation for spent filter backwash water (SFBW) treatment. **Elsevier**, v. 15, 10/24/2017 2017. ISSN 2352-3409. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29188223> >.
- 217 ALMOMANI, F. A. et al. Removal of emerging pharmaceuticals from wastewater by ozone-based advanced oxidation processes. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 4, p. 982-995, 2016. Disponível em: < <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.12306> >.
- 218 OZONE, A. **Ozone Library: Sizing of Ozone Equipment**. INC., A. O. 2021.
- 219 FILHO, D. O. et al. Dimensionamento de motores para o bombeamento. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v. 30, p. 1012-1022, 2010. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/eagri/a/GJzJdz6JzXRj5GPGB8xNzwz/?lang=pt&format=pdf> >.
- 220 SALINAS, J. S. et al. Recycling of end-of-life reverse osmosis membranes: Comparative LCA and cost-effectiveness analysis at pilot scale. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 150, 2019. ISSN 0921-3449.

Capítulo 8: Anexos

Anexo 1. Portfólio de produção industrial

Classificação farmacoterapêutica	Insumo
Analgésicos e Antipiréticos	Dipirona sódica
	Cafeína
	Citrato de Orfenadrina
	Cloridrato de Fenilefrina
	Maleato de Clorferinamina
	Paracetamol
Antiácidos e antiulcerosos	Carbonato de Cálcio
	Hidróxido de Alumínio
	Hidróxido de Magnésio
Antianêmicos	Sulfato Ferroso
Antibióticos	Azitromicina
	Norfloxacino
	Celulose Microcristalina
	Estearato de Magnésio
	Dióxido de Silício
	Croscarmellose Sódica
	Álcool Polivinílico
	Talco
	Macrogol
	Dióxido de Titânio
Antidiarréicos	Cloridrato de Loperamida
Antiflatulentos	Simeticona
Antifúngico	Nitrato de Miconazol
Antiparasitários	Benzoato de Benzila
Antipsicóticos	Cloridrato de Fluoxetina
Antitussivos e expectorantes	Bromexina
Antivíricos	Ácido Lático
	Ácido Salicílico
Broncodiladores e antiasmáticos	Sulfato de Salbutamol
Emolientes e protetores	Óleo Mineral
	Acetato de Hidrocortizona
	Cloridrato de Lidocaina
	Subgalato de Bismuto
	Óxido de Zinco
Fitoterápicos	Isoflavona
	Carvão Ativo
	Aloe Socotrina
	Extrato de <i>Aesculus hippocastanum L.</i>
	Extrato de <i>Arnica montana</i>

(continua)

(conclusão)

Classificação farmacoterapêutica	Insumo
Fitoterápicos	Extrato de Alcachofra
	Boldina
	Extrato de <i>Mikania glomerata</i> S.
	Ácido Valerenico
	Extrato de Ginseng
Laxantes	Glicerol
Repositores hidroeletrólitos	Glicose Anidra
	Citrato de Sódio
	Cloreto de Sódio
	Cloreto de Potássio
Vasoconstritor	Cloridrato de Nafazolina
Vitaminas, sais minerais e suplementos nutricionais	Cloreto de Benzalconio
	Cloridrato de Ciproheptadina
	Ácido Ascórbico
	Cloridrato de Piridoxina
	Cloridrato de Tiamina
	Nicotinamida
	Riboflavina 5-Fosfato
	Sulfato Ferroso
	Carbonato de Cálcio
	Colecalciferol