

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS – PPGE3M
LABORATÓRIO DE CORROSÃO, RECUPERAÇÃO E RECICLAGEM DE
MATERIAIS (LACOR)

ELETRODIÁLISE COMO TRATAMENTO
TERCIÁRIO EM UMA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UM
CAMPUS UNIVERSITÁRIO VISANDO O
REÚSO DE ÁGUA

Louidi Lauer Albornoz

Engenheiro Químico

Porto Alegre, 2017.

Louidi Lauer Albornoz

Eletrodiálise como Tratamento Terciário em uma
Estação de Tratamento de Efluentes de um Campus
Universitário visando o Reúso de Água

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia de
Minas, Metalúrgica e de Materiais -
PPGEM, como requisito parcial para a
obtenção do título de Mestre em
Engenharia na área de Concentração:
Ciência dos Materiais

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Andréa Moura Bernardes – PPGE3M

Porto Alegre, 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Reitor: Rui Carlos Opperman

Vice-Reitor: Jane Fraga Tutikian

ESCOLA DE ENGENHARIA

Diretor: Luiz Carlos Pinto da Silva filho

Vice-Diretora: Carla Schwengber ten Caten

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E DE MATERIAIS

Coordenador: Carlos Pérez Bergmann

Coordenador substituto: Afonso Reguly

CIP - Catalogação na Publicação

Albornoz, Louidi Lauer

Eletrodiálise como tratamento terciário em uma
estação de tratamento de efluentes de um campus
universitário visando o reúso de água / Louidi
Albornoz. -- 2017.

155 f.

Orientadora: Andréa Moura Bernardes.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de
Materiais, Porto Alegre, BR-RS, 2017.

1. Efluente universitário. 2. Eletrodiálise. 3.
Reúso. I. Bernardes, Andréa Moura, orient. II.
Título.

LOUIDI LAUER ALBORNOZ

**ELETRODIÁLISE COMO TRATAMENTO TERCIÁRIO EM UMA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO VISANDO
O REÚSO DE ÁGUA**

Esta dissertação foi analisada e julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração Ciência e Tecnologia dos Materiais e aprovada em sua forma final, pela Orientadora e pela Banca Examinadora designada pelo Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Andréa Moura Bernardes

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Alexandre Giacobbo – UFRGS

Dr.^a. Jane Zoppas Ferreira – PPGE3M – UFRGS

Dr. Marco Antônio Siqueira Rodrigues – Universidade FEEVALE

Prof. Carlos Pérez Bergmann

Coordenador do PPGE3M

Dedico este trabalho aos meus pais, minha namorada Aline, irmãos, avós, familiares, agregados, colegas de trabalho e amigos que souberam compreender os momentos que não pude estar presente.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais (Christiane e Luís Anderson) por todo o amor incondicional ao longo de toda essa jornada. Amo muito vocês e contem comigo sempre.

Gostaria de agradecer aos meus pais (Christiane e Luís Anderson), padrasto (Silvio), irmãos (Lorenzo e Eduardo), avós (Silvio & Elisabeth e Tânia & Newton), e todos familiares, que devido ao tamanho de todas famílias que possuo me impedem de citar todos aqui, que me proporcionaram a oportunidade de me dedicar aos estudos de forma integral e que, sem este apoio fundamental, nada disto teria acontecido.

Gostaria de agradecer a presença, paciência e amor da minha namorada Aline em todos os momentos difíceis e complicados nesses últimos anos. Que estes anos juntos sejam apenas uma pequena fração do que iremos percorrer na nossa jornada.

Agradeço a Professora Andréa pela oportunidade de desenvolver este trabalho, pelas diversas reuniões de dúvidas e sugestões na condução desta dissertação e pelo reconhecimento em oportunidades muito interessantes e importantes para minha carreira profissional.

Agradeço a todos meus colegas de trabalho citados em ordem alfabética - Álvaro, Antônio, Cleinir, Mara, Nailaine, Tiago e Vera – pelos conselhos, ajuda e imenso aprendizado na área prática do Saneamento Ambiental do LADETEC/LABSAN/IPH. Agradeço também a todos alun(@)s da “salinha” do Professor David pela ajuda e companheirismo nesta caminhada.

Agradeço aos colegas de LACOR, principalmente a futura Dr^a. Tatiana Benvenuti, pela grande ajuda e conhecimento em todas as áreas relacionadas a eletrodiálise.

E finalmente agradeço a banca examinadora pelos comentários extremamente pertinentes que agregaram muito valor a esta dissertação.

No fim tudo dá certo, e se não deu certo é
porque ainda não chegou ao fim.

Fernando Sabino

Sumário

Lista de Figuras	x
Lista de Tabelas	xii
Lista de Abreviaturas e Siglas	xiv
Resumo	xvi
Abstract	xvii
1 Introdução	1
2 Objetivos	4
2.1 <i>Objetivo geral</i>	4
2.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
3 Revisão Bibliográfica	5
3.1 <i>Recursos hídricos no Brasil</i>	5
3.2 <i>Tratamento de água</i>	7
3.3 <i>Tratamento de efluentes sanitários</i>	8
3.3.1 Histórico do tratamento de efluentes sanitários no Brasil	8
3.3.2 Panorama atual do tratamento de efluentes sanitários no Brasil	9
3.3.3 Legislação ambiental	11
3.3.4 Etapas do tratamento de efluentes sanitários	13
3.3.5 Tratamento preliminar	15
3.3.6 Tratamento primário	15
3.3.7 Tratamento secundário	16
3.3.8 Tratamento terciário	24
3.3.9 Tratamento do lodo de excesso	25
3.4 <i>Processos de separação por membranas</i>	25
3.4.1 Processos de separação por membranas	25
3.5 <i>Eletrodiálise</i>	27
3.5.1 Célula de eletrodiálise	28
3.5.2 Eletrodos	30
3.5.3 Membranas íon-seletivas	31
3.5.4 Espaçadores	31
3.5.5 Polarização por concentração	32
3.5.6 Curva de corrente voltagem (CVC)	34
3.5.7 Dissociação da água	35
3.6 <i>Reúso do efluente sanitário tratado</i>	35
4 Parte experimental	40
4.1 <i>Estação de tratamento de efluentes</i>	40
4.2 <i>Pontos do processo avaliados no presente trabalho</i>	45
4.3 <i>Dados de vazão e meteorológicos</i>	46
4.4 <i>Análises para caracterização do efluente</i>	46
4.4.1 pH	49
4.4.2 Alcalinidade total	49
4.4.3 Turbidez	49
4.4.4 Oxigênio dissolvido	50
4.4.5 Condutividade elétrica	50
4.4.6 Cor	51
4.4.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	51

4.4.8	Demanda Química de Oxigênio	53
4.4.9	Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	54
4.4.10	Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	55
4.4.11	Sólidos Dissolvidos Totais, Fixos e Voláteis	57
4.4.12	Coliformes totais e fecais	59
4.4.13	Nitrogênio Total Kjeldahl	61
4.4.14	Amônia	62
4.4.15	Concentração iônica	63
4.4.16	Cone Imhoff e Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	64
4.4.17	Análise de carbono total, orgânico total e inorgânico total	64
4.4.18	Razão de adsorção de sódio - RAS	65
4.5	<i>Divisão dos períodos do trabalho</i>	66
4.6	<i>Eletrodiálise</i>	67
4.6.1	Planta piloto	67
4.6.2	Membranas íon-seletivas	68
4.6.3	Soluções dos compartimentos	69
4.6.4	Aplicação da eletrodiálise	69
4.6.5	Determinação da corrente limite através da CVC	70
4.6.6	Ensaio 1 – Avaliação do transporte iônico	72
4.6.7	Ensaio 2 – Avaliação do comportamento das membranas	73
5	Resultados	75
5.1	<i>Resultados de vazão e dados meteorológicos</i>	75
5.2	<i>Resultados da caracterização do efluente da ETE – Resultados de concentração</i>	77
5.2.1	Ponto de entrada da ETE – P1	77
5.2.2	Ponto do tanque de aeração – P2	80
5.2.3	Ponto do decantador secundário – P3	80
5.2.4	Ponto do tanque de desinfecção – P4	82
5.2.5	Ponto do lodo de retorno – P5	84
5.2.6	Ponto do tanque de armazenamento – P6	85
5.3	<i>Resultados da caracterização do ETE – Eficiência de Remoção</i>	87
5.3.1	Eficiência de remoção – Decantador secundário em relação à entrada	87
5.3.2	Eficiência de remoção – Tanque de desinfecção em relação a entrada	88
5.3.3	Eficiência de remoção – Tanque de armazenamento em relação a entrada	89
5.4	<i>Eletrodiálise</i>	90
5.4.1	Ensaio 1 – Avaliação do transporte iônico	91
5.4.2	Caracterização físico-química antes e após a eletrodiálise	98
5.4.3	Ensaio 2 - Avaliação do comportamento das membranas	100
5.5	<i>Reúso da água</i>	122
5.5.1	Reúso do efluente após o ensaio 1	122
5.5.2	Reúso do efluente após o ensaio 2	124
6	Considerações finais	128
7	Conclusões	130
8	Trabalhos Futuros	131
9	Referências	132

Lista de Figuras

Figura 3.1: Histórico mundial dos processos físico-químicos e biológicos dos sistemas de tratamento de efluentes.....	14
Figura 3.2: Curva típica de crescimento bacteriano mostrando os diferentes regimes em relação ao número de células por mL.....	20
Figura 3.3: Representação dos principais poluentes retidos em MF, UF, NF e OI.....	27
Figura 3.4: Representação do processo de eletrodialise.....	28
Figura 3.5: Esquema de uma célula de eletrodialise.....	29
Figura 3.6: Espaçador de fluxo tortuoso e de fluxo direto.....	32
Figura 3.7: Esquema da polarização por concentração no processo de eletrodialise.....	33
Figura 3.8: Curva de corrente voltagem.....	34
Figura 4.1: Estação de Tratamento de Efluentes - UFRGS.....	40
Figura 4.5: Fluxograma da estação de tratamento e os pontos utilizados, onde P1 corresponde ao efluente o gradeamento, P2 ao efluente que sofreu o tratamento aeróbio, P3 ao efluente do decantador secundário, P4 ao efluente após a desinfecção, P5 ao lodo de excesso e P6 o efluente após todos os tratamentos.....	45
Figura 4.6: Comportamento da curva de DBO em função do tempo, em dias, mostrando os dois estágios de oxidação da matéria orgânica.....	52
Figura 4.7: Cartela vazia e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais e fecais.....	60
Figura 4.8: Cartela com amostra e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais.....	60
Figura 4.9: Cartela vazia e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais e fecais.....	61
Figura 4.10: Esquema da planta piloto e indicação de cada compartimento e acessórios.....	68
Figura 4.11: Stack de eletrodialise utilizado no ensaio de CVC para determinar a corrente limite. Na imagem também são vistos os multímetros, para a medida do potencial de membrana, ligados aos fios de platina inseridos no stack.....	71
Figura 5.2: Curva de CVC da membrana catiônica do efluente da coleta 33 mostrando as linhas de determinação da corrente limite.....	92
Figura 5.3: Remoção percentual e desvio padrão para cada ânion para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.....	95
Figura 5.4: Remoção percentual e desvio padrão para cada cátion para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.....	97
Figura 5.5: Comportamento da condutividade elétrica dos compartimentos de diluído, concentrado e eletrodo da planta piloto durante todo o Ensaio 2.....	101
Figura 5.6: Comportamento da diferença de potencial do sistema em relação ao tempo em todo o Ensaio 2. Cada mudança brusca representa a mudança de amostra do mesmo efluente.....	102

Figura 5.7: Fotografias da mesma membrana aniônica antes da eletrodialise, na esquerda, e depois da eletrodialise, na direita, mostrando a diferença de coloração da superfície da membrana que pode ser devido a formação de biofouling.	103
Figura 5.8: Resultados de concentração média, em mg/L, e desvio padrão para cada ânion em cada eletrodialise onde observa-se que a concentração média ficou abaixo de 10 mg/L para todos ânions em todas eletrodialises.....	105
Figura 5.9: Resultados de remoção percentual, em %, e desvio padrão para cada ânion ao final de cada eletrodialise mostrando que remoção percentual foi acima de 60 para quase todos os ânion, à exceção do fluoreto..	106
Figura 5.10: Resultados de concentração média, em mg/L, para cada cátion, mostrando que a concentração média ficou abaixo de 10 mg/L para todos os cátion em todas eletrodialises.....	108
Figura 5.11: Resultados de remoção percentual, em %, e desvio padrão para cada cátion ao final de cada eletrodialise.	109
Figura 5.12: Resultados de concentração de sólidos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.	110
Figura 5.13: Resultados de concentração de sólidos dissolvidos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.	111
Figura 5.14: Resultados de concentração de sólidos suspensos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente filtrado e ao final de cada eletrodialise. Para a análise foi utilizado filtro de fibra de vidro com diâmetro de poro de 0,6 µm,	112
Figura 5.15: Resultados de concentração de cor, em mg/L de Pt.Co, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.....	113
Figura 5.16: Fotografias da amostra antes da ED, na esquerda, e pós ED, na direita evidenciando que a cor da amostra não variou de forma significativa após a eletrodialise. Amostra antes da ED na esquerda e pós ED na direita.....	114
Figura 5.17: Resultados de concentração de turbidez, em NTU, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.....	115
Figura 5.18: Resultados de concentração de amônia, em mg/L NH ₄ ⁺ - N, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.	116
Figura 5.19: Resultados de concentração de DQO, em mg/L O ₂ , e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.....	117
Figura 5.20: Resultados de concentração de DBO, em mg/L O ₂ , e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.....	118
Figura 5.21: Resultados de concentração, em colunas, de carbono total (CT), carbono inorgânico total (CI) e carbono orgânico total (COT), em mg/L, e remoção percentual, em % e em linhas, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.....	119
Figura 5.22: Resultados de pH do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.	120

Lista de Tabelas

Tabela 3.1: Demanda hídrica, em m ³ /s, brasileira no ano de 2015 mostrando todos tipos de demanda e seus valores percentuais.	6
Tabela 3.2: % de tratamento de efluentes e índice de atendimento em cada região do Brasil.	10
Tabela 3.3: Valores de concentração e eficiência de remoção para o lançamento de efluentes domésticos tratados segundo a Resolução nº 128/2006 do CONSEMA.	12
Tabela 3.4: Valores de concentração para o lançamento de efluentes domésticos tratados segundo a Resolução nº 430/2011 do CONAMA.	13
Tabela 3.5: Resumo das etapas de tratamento anaeróbio mostrando os compostos iniciais e finais e os tipos de bactérias que realizam cada etapa.	17
Tabela 3.6: Classificação e definição do reúso de efluentes para diversos tipos de usos.	38
Tabela 3.7: Principais parâmetros de controle para o reúso de efluentes tratados.	38
Tabela 4.1: Volumes dos equipamentos da ETE.	44
Tabela 4.2: Dados de vazão, potência, tipo e observações das bombas utilizadas na ETE.	44
Tabela 4.3: Análises realizadas em cada ponto avaliado da ETE.	48
Tabela 4.4: Períodos e respectivas datas utilizadas no monitoramento da ETE.	66
Tabela 5.1: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P1 (entrada) da ETE.	79
Tabela 5.2: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P2 (tanque de aeração) da ETE para cada período.	80
Tabela 5.3: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P3 (decantador secundário) da ETE.	81
Tabela 5.4: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P4 (caixa de desinfecção) da ETE.	83
Tabela 5.5: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P5 (lodo de retorno) da ETE.	84
Tabela 5.6: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P6 (tanque de armazenamento) da ETE.	86
Tabela 5.7: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P3 (decantador secundário) da ETE e respectivos desvios padrão.	88
Tabela 5.8: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P4 (tanque de desinfecção) da ETE e respectivos desvios padrão.	89
Tabela 5.9: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P6 (tanque de armazenamento) da ETE e respectivos desvios padrão.	89
Tabela 5.10: Corrente limite para cada efluente do ponto P6 coletado.	91
Tabela 5.11: Resultados de concentração média e desvio padrão para cada ânion antes e depois da eletrodialise para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.	93
Tabela 5.12: Resultados de concentração média e desvio padrão para cada cátion antes e depois da eletrodialise para o tratamento dos 4 efluentes.	96
Tabela 5.13: Concentração média inicial e final e remoção, em %, com respectivos desvio padrão do efluente antes e depois da eletrodialise.	99

Tabela 5.14: Valores de concentração média, em mg/L, e desvio padrão dos ânions do efluente que foi utilizado no Ensaio 2.	104
Tabela 5.15: Valores de concentração média, em mg/L, e desvio padrão dos cátions do efluente que foi utilizado no Ensaio 2.	107
Tabela 5.16: Avaliação do reúso para fins agrícolas, urbanos e na piscicultura do efluente P6 – Coleta 33 após o Ensaio 1.	123
Tabela 5.17: Avaliação do reúso agrícola do efluente final do Ensaio 2.	125
Tabela 5.18: Avaliação do reúso para fins urbanos do efluente final do Ensaio 2.	126
Tabela 5.19: Avaliação do reúso na piscicultura do efluente final do Ensaio 2.	127

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS

BRM - BIORREATOR COM MEMBRANA

CE – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO

CIT – CARBONO INORGÂNICO TOTAL

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE

CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE

CORSAN – COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO

COT – CARBONO ORGÂNICO TOTAL

CT – CARBONO TOTAL

DBO – DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

DQO – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

ETE – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA

IQA – ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

IVL – ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO

NTK – NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL

OD – OXIGÊNIO DISSOLVIDO

PLANASA – PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO

POA – PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

POC – PROCESSOS OXIDATIVOS CONVENCIONAIS

RAS – RELAÇÃO DE ADSORÇÃO DE SÓDIO

SDF – SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS

SDT – SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS

SDV – SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS

SSF – SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS

SST – SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

SSV – SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS

ST – SÓLIDOS TOTAIS

STF – SÓLIDOS TOTAIS FIXOS

STV – SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS

UASB - UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET

UTN – UNIDADES DE TURBIDEZ NEFELOMÉTRICA

Resumo

A demanda atual por recursos hídricos com quantidade e qualidade exige que todos os efluentes domésticos sejam tratados de maneira adequada para minimizar os impactos ambientais causados no meio ambiente. As estações de tratamento de efluentes domésticos que utilizam sistemas tradicionais de tratamento em muitos casos não conseguem atingir os valores de remoção de poluentes exigidos pelas legislações ambientais e, portanto, processos avançados de tratamento de efluentes devem ser realizados para garantir tal atendimento. No presente trabalho foi realizada a coleta e caracterização físico-química de amostras em diferentes pontos de processo na estação de tratamento de efluentes do Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. O monitoramento foi realizado durante 33 semanas e mostrou que o efluente tratado final da ETE apresentou valores elevados de poluentes como, por exemplo, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia e demanda química de oxigênio (DQO), o que impossibilita seu lançamento. O processo de eletrodialise do efluente tratado da ETE foi realizada em uma planta piloto onde foram realizados 2 diferentes tipos de ensaios de eletrodialise. No 1º ensaio o objetivo era avaliar o transporte iônico de poluentes do efluente após a eletrodialise e os resultados encontrados mostram que, o efluente tratado por eletrodialise, foram encontrados valores de concentração média abaixo de 1 mg/L para os ânions fluoreto, cloreto, nitrito e nitrato e para os cátions sódio, amônio, potássio e magnésio. Os resultados encontrados na caracterização físico-química do efluente tratado indicam que o mesmo pode ser utilizado como água de reúso na agricultura, para fins urbanos e na piscicultura se for realizada a correção do pH. O 2º ensaio tinha como objetivo avaliar o comportamento das membranas através da qualidade do efluente após sucessivas eletrodialises sem realizar a limpeza do sistema e os resultados encontrados mostram que foram obtidos valores de concentração média abaixo de 10 mg/L para todos os ânions e cátions. Os resultados encontrados pela caracterização físico-química deste efluente tratado por eletrodialise indicam que o mesmo pode ser utilizado como água de reúso na agricultura e reúso para fins urbanos se for realizada a correção do pH e a remoção da turbidez do efluente. Para o reúso na piscicultura, além da correção do pH, deve ser realizada a remoção do ânion nitrato para valores inferiores a 5 mg/L.

Palavras-chave: Efluentes; Eletrodialise; Reúso.

Abstract

The current demand for water resources with quantity and quality requires that all domestic effluents must be adequately treated to minimize the environmental impacts caused on the environment. Municipal sewage treatment plants (MSTP) using traditional process in many cases fail to achieve the pollutant removal required by environmental. Therefore, advanced wastewater treatment processes must be carried out to ensure such care. The present work carried out the sampling and characterization samples at different process points from the wastewater treatment plant (WWTP) of Campus Litoral Norte of the Universidade Federal do Rio Grande do Sul. The monitoring was performed during 33 weeks and showed that the final treated effluent of the WWTP showed high values of pollutants such as NTK, ammonia and COD, which makes it impossible to discharge in nature. The process of electro dialysis of the final effluent, after the treatment at the WWTP, was carried out in the pilot plant. Two different electro dialysis tests were carried out. On the first test, the objective was to evaluate the ionic transport of pollutants from the effluent after the electro dialysis and the results found show that the effluent treated were found values of average concentration below 1 mg / L were obtained for fluoride, chloride, nitrite and nitrate anions and for sodium, ammonium, potassium and magnesium cations. The results found by the physicochemical characterization of the effluent indicate that it can be used as reuse water in agriculture, for urban proposes and in pisciculture if the pH correction is performed. In the second test, the objective was to evaluate the behavior of the membranes through the quality of the effluent after successive electro dialysis without cleaning the system. The results obtained in the effluent after the second test showed that mean values below 10 mg/L were obtained for all anions and cations. The results obtained by the physicochemical characterization of the effluent indicates that it can be used as reuse water in agriculture and for urban proposes reuse if the correction of the pH and the removal of the turbidity of the effluent is carried out. For reuse in the pisciculture, besides the correction of the pH, the removal of the nitrate anion should be carried out to values below 5 mg/L.

Keywords: Effluents; Electro dialysis; Reuse.

1 Introdução

A demanda atual para o tratamento de efluentes não encontra incentivo apenas para o cumprimento da legislação ou devido à fiscalização através dos órgãos ambientais, mas também na conscientização da população de que o tratamento é importante para a saúde coletiva, pois além de melhorar visualmente o ambiente, reduz a incidência de doenças, principalmente nas populações mais carentes.

Apesar da grande disponibilidade hídrica do Brasil, mesmo que a mesma esteja distribuída de forma heterogênea, adições de pequenas quantidades de poluentes específicos em um corpo hídrico ou lençol freático causam uma grande contaminação, resultando em custos para o seu tratamento e um impacto ambiental negativo.

A questão do saneamento ambiental não está relacionada apenas com o tratamento de efluentes, mas com toda uma cadeia de conscientização. Pesquisas de novas tecnologias e processos são de extrema importância, contribuindo para uma melhor relação do homem com o meio ambiente. O conhecimento dos recursos hídricos disponíveis no Brasil, seus principais usos, identificação dos parâmetros de maior importância que devem ser monitorados, tanto para água quanto para efluentes, a interpretação destes parâmetros em situações específicas, o conhecimento dos processos de remoção dos poluentes em estações de tratamento e as legislações vigentes e, por fim, o destino final destes produtos tratados, são pontos que devem ser avaliados para um bom gerenciamento destes recursos. O conhecimento de como cada item mencionado interfere no outro possibilita o projeto e a construção de um desenvolvimento sustentável com a minimização dos danos ao meio ambiente. Tradicionalmente o tratamento de efluentes é realizado em 4 etapas:

- Tratamento preliminar - Visa a remoção de sólidos grosseiros, promovendo a proteção dos equipamentos utilizados no processo;
- Tratamento primário – Tem como objetivo a remoção de sólidos que sedimentam ou flutam, seja pela ação da gravidade seja pela adição de produtos químicos;

- Tratamento secundário - Consiste na etapa biológica do tratamento onde ocorre a conversão da matéria orgânica poluente e complexa em produtos mais simples, podendo essa conversão ocorrer em ambiente com a presença de oxigênio ou na ausência do oxigênio;
- Tratamento terciário - Consiste na remoção de poluentes específicos que não são removidos nas etapas anteriores ou na desinfecção do efluente, visando eliminar microrganismos patogênicos através da oxidação dos mesmos com produtos químicos ou através de processos físicos.

A eletrodialise é um processo de tratamento de efluentes que tem como objetivo a remoção de poluentes orgânicos iônicos através da aplicação de um campo elétrico entre 2 eletrodos. A eletrodialise surge como uma alternativa interessante em efluentes domésticos que já foram previamente tratados por processos de tratamentos convencionais onde a maior parte da matéria orgânica já foi convertida em matéria inorgânica que pode ser removida através da eletrodialise.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho é a caracterização física, química e biológica de efluentes tratados em uma estação de tratamento convencional de efluentes e o posterior tratamento terciário destes efluentes por eletrodialise visando o reúso de água.

A estação de tratamento de efluentes utilizada no trabalho está localizada no Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, situado no município de Tramandaí do Estado do Rio Grande do Sul.

Para alcançar o objetivo proposto foi realizado o monitoramento semanal em pontos importantes de entrada e saída das diferentes etapas do tratamento durante 33 semanas. Para a caracterização física, química e biológica foram realizadas análises de 29 parâmetros diferentes.

A aplicação da eletrodialise foi realizada em uma planta-piloto com uma vazão de 100 L/h e foram realizados 2 diferentes ensaios com 5 efluentes diferentes. Para avaliar o efluente antes e após o processo de eletrodialise foram realizadas análises de cromatografia-iônica e caracterização física, química e biológica.

Além disso, com base nas características do efluente tratado, realizou-se o estudo de alternativas de reúso do mesmo promovendo o seu reaproveitamento em

algum setor que possa gerar algum valor econômico e evitar, desta forma, a poluição de um corpo hídrico.

2 Objetivos

2.1 Objetivo geral

Caracterizar a estação de tratamento de efluentes (ETE) do Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e posteriormente realizar o processo de eletrodialise no efluente tratado da ETE visando o reúso de água.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o efluente sanitário física, química e biologicamente em diferentes pontos do tratamento da ETE e do efluente tratado pela ETE ao final da eletrodialise;
- Avaliar a remoção de íons poluentes do efluente de saída da ETE pelo processo de eletrodialise em uma planta-piloto utilizando membranas íon-seletivas;
- Avaliar a possibilidade de reúso do efluente sanitário após o processo de eletrodialise;

3 Revisão Bibliográfica

3.1 Recursos hídricos no Brasil

Os recursos hídricos no Brasil apresentam uma situação favorável, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) em ANA (2013), apesar dos recentes problemas de estresse hídrico ocorridos nos últimos anos, pois apresenta aproximadamente 12 % das reservas de água doce do planeta (MMA, 2006). A disponibilidade hídrica atualmente no Brasil, em termos de vazão, é de 102.730 m³/s, sendo que 91.300 m³/s (88,9%) desta vazão corresponde a reservas superficiais e 11.430 m³/s (11,1%) corresponde a reservas subterrâneas que estão disponíveis para captação. Porém, a distribuição destes recursos no território brasileiro possui uma distribuição espacial extremamente heterogênea, visto que aproximadamente 81% da disponibilidade está concentrada na região hidrográfica da Amazônia, que possui apenas 5% da população brasileira, enquanto as regiões das bacias próximas ao Atlântico possuem 45,5% da população e apenas 2,7% da disponibilidade hídrica (ANA, 2015). A demanda hídrica é dividida em 2 tipos, não consultiva e consultiva:

- Não-consultiva: Utilização da água para fins de lazer e/ou navegação.
- Consultiva: Utilização da água para fins de abastecimento público urbano ou rural, dessedentação animal, usos industriais e para irrigação de culturas.

Os valores estimados, em m³/s, de demanda hídrica consultiva total e seus usos, em %, no ano 2015 estão apresentados na Tabela 3.1 conforme ANA (2016).

Tabela 3.1: Demanda hídrica, em m³/s, brasileira no ano de 2015 mostrando todos tipos de demanda e seus valores percentuais.

Tipo de demanda	Demanda hídrica (m ³ /s)	Valor percentual (%)
Irrigação	1253	55
Abastecimento urbano	503	22
Indústria	346	15
Animal	135	6
Abastecimento rural	38	2
Total	2275	100

Fonte: Adaptado de ANA (2015).

A Tabela 3.1 mostra que 55% dos recursos hídricos no Brasil são utilizados na irrigação como, por exemplo, nas culturas de soja e arroz. Em termos percentuais a área irrigada em relação a área cultivada corresponde a 15,2%. No mundo esse percentual é de aproximadamente 20% (Scarpate *et al*, 2016), e, considerando-se que o Brasil possui 12% das reservas mundiais de água doce, era esperado que o valor percentual de áreas irrigadas fosse superior ao encontrado em outros países devido à grande disponibilidade. Entretanto, com o panorama futuro onde haverá escassez de água a utilização em grande escala desta reserva para esse fim ocasionará problemas socioambientais de desabastecimento de água potável, principalmente para as populações que residem em áreas vulneráveis e/ou de baixa renda (MENDONÇA, CUNHA, LUÍS, 2016).

3.2 Tratamento de água

O tratamento da água segundo a UNESCO (2015) é fundamental para a manutenção de um ambiente saudável, assim como para garantir a dignidade social, além de gerar inúmeros benefícios econômicos, sejam estes na agricultura ou no ambiente urbano.

No relatório da UNESCO (2015) é apresentada uma estimativa de retorno entre US\$ 5 a US\$ 28 para cada dólar aplicado em investimento no saneamento básico para regiões em desenvolvimento. Este valor de retorno é devido ao fato de ser mais barato realizar um investimento em saneamento básico (onde se inclui o tratamento de águas) do que realizar o tratamento de saúde da população contaminada por microrganismos patogênicos, tanto através do contato direto ou indireto com águas de abastecimento ou mesmo com a retirada local d'água dos corpos hídricos sem tratamento.

O tratamento de água tradicional é realizado em Estações de Tratamento de Águas (ETA) visando a remoção de sólidos dissolvidos e em suspensão, matéria orgânica dissolvida e em suspensão e microrganismos patogênicos, garantindo, assim, uma potabilidade mínima. No Brasil, 69,2% da água distribuída recebe tratamento tradicional, 23,2% recebe apenas uma desinfecção para a eliminação de microrganismos patogênicos e os outros 7,6% recebem tratamento de formas não tradicionais, tais como dessalinização, clarificadores de contato, filtração direta entre outros (IBGE, 2011).

O tratamento de água é extremamente afetado pelo tratamento de efluentes, pois no Brasil grande parte da água utilizada em grandes cidades é proveniente de corpos hídricos onde são lançados os seus próprios efluentes, sejam eles tratados ou não.

3.3 Tratamento de efluentes sanitários

O tratamento de efluentes compreende o tratamento de águas residuárias que em geral apresentam matéria orgânica poluente, que necessitará de tratamento por ação da natureza, químico, biológico ou ainda sistemas mais complexos com uma combinação entre os tipos de tratamento. O tratamento de efluentes é extremamente necessário, pois o mesmo está ligado diretamente à poluição ambiental de recursos hídricos que são utilizados para a captação de águas para consumo humano e de animais, degradação visual do meio ambiente, inundações devido ao assoreamento dos rios e córregos em cidades que estão próximas a estas fontes, além de inúmeras doenças causadas pela ingestão ou contato com águas contaminadas como, por exemplo, cólera, hepatite A, esquistossomose, leptospirose, diarreia entre outras (IBGE, 2011).

3.3.1 *Histórico do tratamento de efluentes sanitários no Brasil*

O histórico do tratamento de efluentes sanitários no Brasil pode ser separado em duas partes, antes da criação do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) no ano de 1969 e após a criação do PLANASA (MMA, 2006; MONTEIRO, 1993). Anteriormente ao PLANASA, os efluentes eram tratados com base em projetos isolados produzidos através do esforço de uma comunidade interessada. Este esforço isolado ocasionava diversos problemas como a inviabilidade econômica por parte de comunidades mais pobres, devido ao alto custo de implementação e pela taxa de retorno do projeto; falta de material humano qualificado, ocasionando uma pequena qualidade no tratamento e aumento do custo operacional; aporte financeiro e de material humano em nível muito inferior ao necessário para um perfeito tratamento, entre outros problemas (MONTEIRO, 1993).

Além disso a população brasileira no final da década de 60 era de aproximadamente 93 milhões de pessoas e grande parte desta população se encontrava em locais com grande disponibilidade hídrica para a depuração de matéria orgânica poluente, fazendo com que a necessidade do tratamento não fosse visível. Porém, com o avanço na área econômica ocasionado pelo “milagre

econômico” durante o período militar, grande parte da população migrou das áreas rurais para as áreas urbanas e começou a se notar a necessidade do tratamento do efluente gerado, pois o meio ambiente, que anteriormente conseguia promover a depuração destes poluentes, agora não mais conseguia, principalmente nas grandes cidades que estavam em franco crescimento populacional e no mesmo ritmo de aumento da poluição (MMA, 2006).

O PLANASA, através do decreto N° 82.587, de 1978 (BRASIL, 1978), tinha como objetivo permanente a correção dos problemas em relação ao saneamento que o país apresentava. Os objetivos específicos eram o planejamento, a programação e o controle sistematizado do equilíbrio entre a demanda e a oferta de serviços públicos de água e efluentes em núcleos urbanos, adequação dos níveis tarifários às possibilidades dos usuários, permitindo, desta forma, um maior alcance do tratamento, e o desenvolvimento institucional de companhias estaduais de saneamento básico, através de programas de treinamento e assistência técnica.

O alcance do plano segundo Monteiro (1993) para o serviço de efluentes sanitários foi o acréscimo de 6,07% ao ano, em população atendida, durante o período de 1970/1986 e um aumento da expectativa de vida da população em 7 anos, além do desenvolvimento e fortalecimento das companhias estaduais de saneamento por todo o Brasil.

3.3.2 Panorama atual do tratamento de efluentes sanitários no Brasil

Panorama atual do tratamento de efluentes sanitários no Brasil mostra que a coleta de efluentes sanitários no Brasil atinge 48,6% da população brasileira, porém mais de 100 milhões de brasileiros não possuem acesso a este serviço. Estima-se que apenas nas 100 maiores cidades do Brasil, onde as estruturas administrativas possuem uma maior capacidade de planejamento e execução de obras e serviços em saneamento, mais de 3,5 milhões de habitantes possuam rede coletora de efluentes, mas despejam seus efluentes diretamente na natureza sem realizar o tratamento adequado (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2016; BRASIL, 2014).

O índice de tratamento de efluentes médio no Brasil é de 42,67% e de 50,26% nas 100 maiores cidades, entretanto apenas 10 destas cidades possuem índice de

tratamento superior a 80%. Entre as 5 regiões do Brasil observa-se que ocorre uma grande diferença entre os valores de % de tratamento e o índice de atendimento, ou seja, a % de população atendida, conforme mostrado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: % de tratamento de efluentes e índice de atendimento em cada região do Brasil.

Região	% Tratamento	Índice de atendimento (%)
Norte	16,42	8,66
Nordeste	32,11	NI
Sudeste	47,39	77,23
Sul	41,43	41,02
Centro-Oeste	50,22	< 50

Onde: NI – Não informado.

Fonte: Adaptado de Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (2015)

O Estado do Rio Grande do Sul possui tanto o índice de coleta de efluente sanitário inferior ao nacional, aproximadamente 28,6% frente a 48,6% no Brasil, quanto a % de tratamento de efluentes, aproximadamente 15,51% frente a 42,67% no Brasil (OLIVEIRA; SCAZUFCA; PIRES, 2016).

No relatório técnico realizado por Ex Ante Consultoria Econômica (2014) encomendado pelo Instituto Trata Brasil e Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável, a falta de saneamento acarreta diversos problemas sociais e econômicos ao Brasil em diversas áreas onde podemos citar:

- Imóveis em áreas com saneamento chegam a valer quase 14% mais do que outro em área sem os serviços;
- Em 2012, cerca de 300 mil trabalhadores se afastaram do trabalho por diarreias e perderam 900 mil dias de trabalho;
- Cada afastamento leva à perda de 17 horas de trabalho, então em 2012 houve um gasto de R\$ 1,112 bilhão em horas pagas, mas não trabalhadas efetivamente;

- Com a universalização do saneamento seriam 196 mil dias a menos de afastamento por parte dos trabalhadores implicando numa redução de custo de R\$ 258 milhões por ano para as empresas;
- Trabalhadores sem acesso à coleta de efluente sanitário ganham salários, em média, 10,1% inferiores aos daqueles que moram em locais com coleta de efluente sanitário;
- A probabilidade de uma pessoa com acesso a rede de efluente sanitário faltar as suas atividades normais por diarreia é 19,2% menor que uma pessoa que não tem acesso à rede;
- Em 2013 foram notificadas mais de 340 mil internações por infecções gastrintestinais no país;
- O custo de uma internação por infecção gastrintestinal no Sistema Único de Saúde (SUS) foi de cerca de R\$ 355,71 por paciente na média nacional.
- Se 100% da população tivesse acesso à coleta de efluente sanitário haveria uma redução, em termos absolutos, de 74,6 mil internações;
- Em 2013, 2.135 morreram no hospital por causa das infecções gastrintestinais. Se todos tivessem saneamento básico haveria redução de 329 mortes (15,5%);
- A diferença de aproveitamento escolar entre crianças que têm e não têm acesso ao saneamento básico pode chegar a 18%;

3.3.3 *Legislação ambiental*

Os parâmetros de qualidade para efluentes dependem do fim para o qual este efluente será destinado e, também, deve-se considerar os resíduos sólidos gerados no seu tratamento. Se objetivo é o lançamento do efluente tratado na natureza como, por exemplo, córregos ou rios, deve-se respeitar os valores de concentração de poluentes em função da vazão de lançamento. As legislações ambientais que regem o lançamento de efluentes na natureza são a Resolução N° 357, de 2005 (CONAMA, 2005), alterada pela Resolução N° 430, de 2011 (CONAMA, 2011), no âmbito nacional, e pela Resolução N° 128, de 2006 (CONSEMA, 2006a), e a Resolução N° 129, de 2006 (CONSEMA, 2006b) no âmbito estadual. Nestas resoluções os valores de concentração dos parâmetros de interesse poluidor se

tornam cada vez menores para vazões maiores para evitar a prática de diluição dos efluentes visando o não tratamento.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução N°357 alterada pela Resolução N° 430 estabelece os padrões de lançamento de poluentes no meio ambiente, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida.

O Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) do Estado do Rio Grande do Sul através das Resoluções N° 128 e N° 129, visando a redução progressiva da carga poluidora lançada nos recursos hídricos do estado, fixa novos padrões e critérios de emissão de efluentes líquidos em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

Os valores de lançamento dos efluentes, segundo CONSEMA (2006a) e CONAMA (2011), estão apresentados nas Tabelas 3.3 e Tabela 3.4, respectivamente.

Tabela 3.3: Valores de concentração e eficiência de remoção para o lançamento de efluentes domésticos tratados segundo a Resolução nº 128/2006 do CONSEMA.

Faixa de vazão m ³ /d	DBO _{5,20} mg/L O ₂	DQO mg/L O ₂	SS mg/L	Fósforo Total		Coliformes Fecais		Fluoreto mg F/L
				mg P/L	Eficiência (%)	NMP/100 mL	Eficiência (%)	
Q < 20	180	400	180	NI	NI	NI	NI	10
20 ≤ Q < 100	150	360	160	NI	NI	NI	NI	10
100 ≤ Q < 200	120	330	140	NI	NI	NI	NI	10
200 ≤ Q < 500	100	300	100	NI	NI	1,00E+06	90	10
500 ≤ Q < 1000	80	260	80	NI	NI	1,00E+05	95	10
1000 ≤ Q < 2000	70	200	70	3	75	1,00E+05	95	10
2000 ≤ Q < 10000	60	180	60	2	75	1,00E+04	95	10
10000 ≤ Q	40	150	50	1	75	1,00E+03	99	10

NI - Não informado

Fonte: adaptado de CONSEMA (2006a).

Tabela 3.4: Valores de concentração para o lançamento de efluentes domésticos tratados segundo a Resolução nº 430/2011 do CONAMA.

Parâmetro	Unidades	Valores
pH	-	6 - 9
DBO _{5,20}	mg/L O ₂	120
Fluoreto	mg F ⁻ /L	10
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	20

Fonte: adaptado de CONAMA (2011).

Entretanto, uma análise mais crítica dos valores exigidos pelas legislações deve ser realizada, pois para parâmetros importantes como coliformes totais e fecais não são informados valores máximos de concentração para vazões muito baixas e, para o parâmetro de DBO, os valores de eficiência de remoção exigidos poderiam ser inferiores, o que resulta em descarte de um efluente com alta concentração de matéria orgânica carbonácea e patógenos.

3.3.4 Etapas do tratamento de efluentes sanitários

Os sistemas de tratamento de efluentes sanitários dependem das características do efluente a ser tratado. Os sistemas de tratamento podem ser divididos em 4 etapas: preliminar, primário, secundário e terciário. Na Figura 3.1 é apresentado um histórico dos sistemas de tratamento de efluentes, onde observa-se que no surgimento dos sistemas de tratamento o objetivo era a remoção de sólidos em suspensão e de DBO, pois além das legislações ambientais para lançamentos de efluentes no momento serem inexistentes ou pouco rígidas, para os padrões atuais, o conhecimento do funcionamento biológico era escasso. Atualmente, devido à conscientização ambiental e legislações cada vez mais rigorosas em relação à remoção não apenas de poluentes orgânicos e nutrientes, os estudos e estações de tratamento de efluentes focam na remoção de poluentes de preocupação emergente e no reúso de água. (DEZOTTI, LIPPEL e BASSIN, 2011).

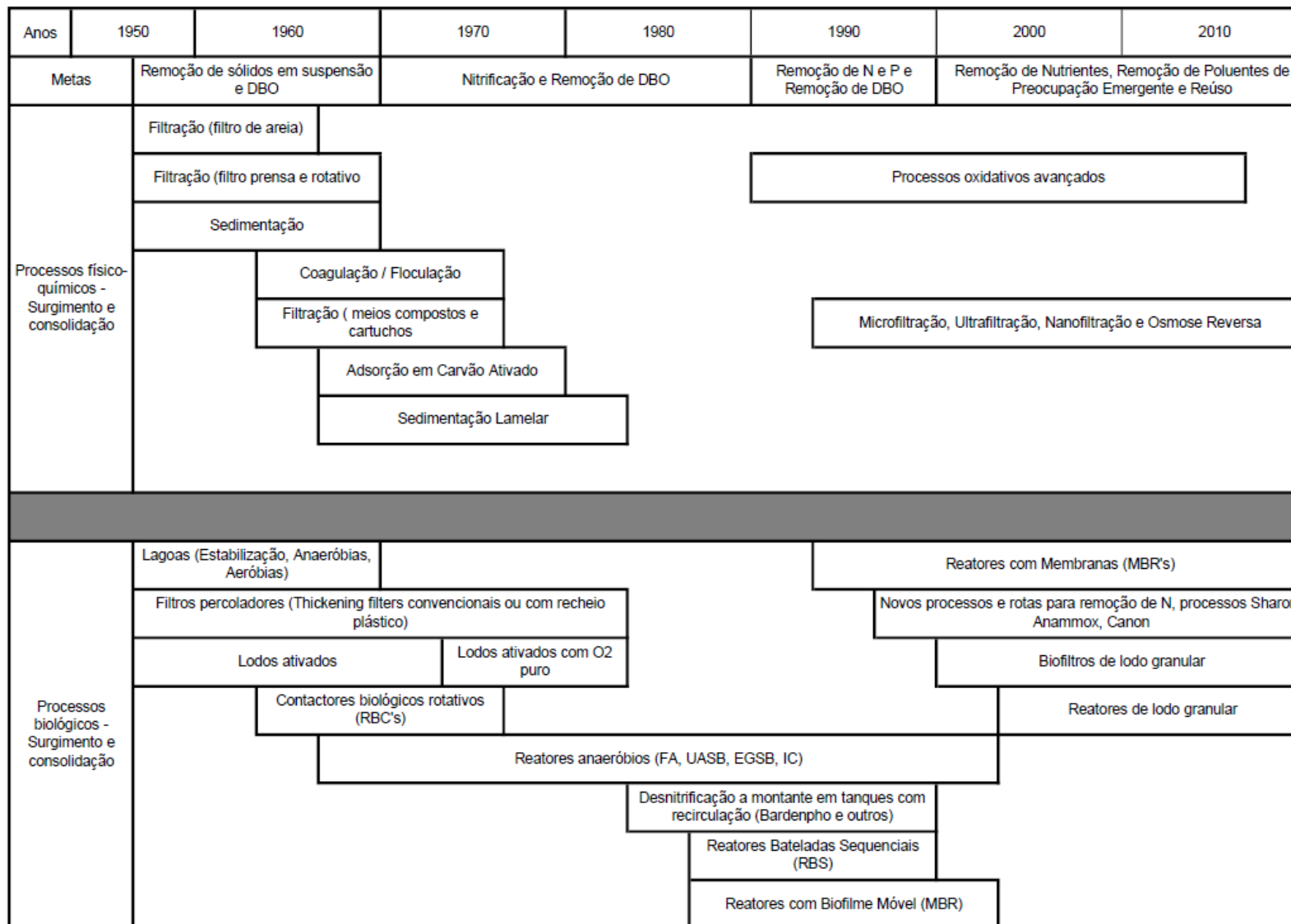


Figura 3.1: Histórico mundial dos processos físico-químicos e biológicos dos sistemas de tratamento de efluentes.

Fonte: Dezotti, Lippel e Bassin (2011).

3.3.5 *Tratamento preliminar*

O tratamento preliminar é a etapa que visa atender 3 premissas básicas: (a) remoção de sólidos grosseiros que chegam à estação de tratamento e que não podem ser tratados pela mesma, como por exemplo, pedaços de madeira, pedras, restos de alimentos, papéis entre outros, (b) aumento da eficiência das unidades de tratamento posteriores atenuando a carga orgânica e (c) proteção dos equipamentos e tubulações à jusante, evitando entupimento, desgaste, esforços excessivos das bombas (WEF, 2010). Como principais exemplos de tratamento preliminar podem ser citados o gradeamento e a caixa de areia.

As caixas de areia ou desarenadores têm como finalidade a remoção de partículas sólidas durante a sedimentação. Nesta sedimentação os principais sólidos removidos são os compostos de sílica (RICHTER, 2011). O gradeamento tem como finalidade a separação de materiais sólidos grosseiros é uma técnica utilizada devido à facilidade de instalação e limpeza. Consiste em um sistema de barras metálicas dispostas paralelas entre si podendo ser instaladas verticalmente ou inclinadas, sendo esta última instalada com inclinação entre 45° a 60° facilitando a limpeza pelos operadores (PRADO, 2006).

3.3.6 *Tratamento primário*

O tratamento primário consiste na remoção de sólidos em suspensão e ou sedimentáveis que podem ser de origem inorgânica ou orgânica, tais como gorduras ou óleos, por ação física (gravitacional, arraste ou coesão) ou por ação química através da adição de produtos químicos que facilitem a coesão das partículas (RICHTER, 2011). Os tratamentos primários mais utilizados são: decantação, sedimentação, coagulação, floculação, flotação e filtração.

A sedimentação e a decantação consistem na remoção de partículas que possuem massa específica maior que a da água através da força gravitacional. A sedimentação é utilizada para a remoção de partículas de diâmetro igual ou superior a 0,1 mm. A decantação é utilizada para separação de partículas floculentas (RICHTER, 2011).

A coagulação e a floculação consistem em processos de separação de partículas que não podem ser removidas pela ação da gravidade. A etapa de coagulação necessita da adição de produtos químicos para promover a desestabilização das forças que mantêm separadas as partículas sólidas em suspensão. Após a etapa de coagulação as partículas desestabilizadas sofrem colisões entre si e formam partículas de maior tamanho, chamados de flocos, que por possuírem uma massa maior decantam (RICHTER, 2011).

A flotação é o processo de separação baseado na retirada da fase sólida presente em solução através da adesão de microbolhas à superfície do sólido alterando sua massa específica e tornando-a menor que a do líquido, fazendo o sistema sólido-microbolhas flutuar e, desta forma, ocorre a sua separação na superfície (METCALF e EDDY, 2003).

A filtração é o processo mais utilizado para remoção de sólidos em suspensão. Consiste na passagem do líquido através de um meio poroso, sendo o filtro de areia o mais utilizado seguido pelo carvão ativado. A distribuição granular e a porosidade do meio têm grande influência na remoção dos sólidos (RICHTER, 2011).

3.3.7 *Tratamento secundário*

O tratamento secundário consiste na oxidação da matéria orgânica complexa, tais como carboidratos, óleos, graxas, lipídios e proteínas, em compostos mais simples, como CO_2 , NH_3 , H_2O , H_2S , CH_4 e etc., através da comunidade de microrganismos presentes no lodo (bactérias, fungos, algas e etc.) que a utilizam como fonte de energia para o crescimento e manutenção das suas necessidades energéticas. Esta oxidação pode ser conduzida em ambiente onde há a presença de oxigênio (processo aeróbio) ou ser conduzido em ambiente desprovido de oxigênio (processo anaeróbio) (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Processo anaeróbio

A degradação da matéria orgânica complexa por parte dos microrganismos ocorre em um ambiente sem a presença de oxigênio, de forma muito mais complexa do que se o tratamento fosse aeróbio. O resumo do processo de tratamento anaeróbio pode ser dividido em 4 etapas apresentado na Tabela 3.5, adaptada de Campos (1999).

Tabela 3.5: Resumo das etapas de tratamento anaeróbio mostrando os compostos iniciais e finais e os tipos de bactérias que realizam cada etapa.

Etapa	Compostos iniciais	Compostos finais	Tipos de bactéria
Hidrólise	Lípidios, carboidratos e proteínas	Aminoácidos, açúcares solúveis e ácidos graxos de cadeia longa	Fermentativa
Acidogênese	Aminoácidos, açúcares solúveis e ácidos graxos de cadeia longa	Ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido láctico e compostos minerais (ácido sulfídrico e amônia)	Anaeróbias obrigatórias
Acetogênese	Ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido láctico e compostos minerais (ácido sulfídrico e amônia)	Ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono	Acetogênicas
Metanogênese	Ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono	Metano, monóxido de carbono e água	Acetotróficas ou hidrogenotróficas

Fonte: adaptado de Campos (1999).

Abaixo são apresentados com mais detalhes cada etapa apresentada no resumo apresentado na Tabela 3.5 de acordo com Campos (1999).

Hidrólise: nesta etapa a matéria orgânica complexa é convertida em compostos mais simples e solúveis de menor massa molar por bactérias fermentativas. As proteínas são convertidas a aminoácidos, os carboidratos são convertidos em açúcares solúveis, principalmente mono e dissacarídeos, os lipídios são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa, entre 15 a 17 carbonos. Esta etapa, em muitos casos, é a etapa limitante de todo o tratamento anaeróbio.

Acidogênese: os compostos mais simples gerados na hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas anaeróbias obrigatórias, que apenas sobrevivem em ambientes isentos de oxigênio, e são excretados como substâncias mais simples. Os ácidos graxos de cadeia longa são convertidos em ácidos graxos voláteis de

cadeia curta, os açúcares solúveis são convertidos em álcoois e ácido láctico e compostos minerais simples.

Acetogênese: nesta fase ocorre a transformação dos produtos que serão o substrato para a formação do metano na etapa de metanogênese. Estes produtos são o ácido acético, o hidrogênio e o dióxido de carbono.

Metanogênese: ocorre a redução do ácido acético por parte das bactérias acetotróficas ou a redução do dióxido de carbono por parte das bactérias hidrogenotróficas formando metano como produto final.

O tratamento anaeróbio possui vantagens em relação ao tratamento aeróbio, pois gera um volume de lodo 30% menor do que o aeróbio, diminuindo o custo de tratamento, transporte e disposição deste lodo gerado (CAMPOS, 1999). Porém, possui a desvantagem de ser mais sensível às condições climáticas e gerar produtos com odor desagradável, o que dificulta sua implementação em zonas centrais de cidades (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

No tratamento anaeróbio pode ocorrer também a oxidação da matéria orgânica por outros oxidantes alternativos, como, por exemplo, o nitrato (NO_3^-) e o sulfato (SO_4^{2-}). Nesta forma de tratamento, temos a formação de produtos como o nitrogênio molecular no processo chamado de desnitrificação (SANT'ANNA JUNIOR, 2010) e o ácido sulfídrico, ou gás sulfídrico, um composto com odor desagradável, corrosivo e venenoso para as bactérias produtoras de metano na etapa de metanogênese (CAMPOS, 1999).

Lagoas anaeróbias e os decanto-digestores são exemplos de tratamento anaeróbio clássicos. Inúmeras pesquisas para o desenvolvimento de diferentes tecnologias foram desenvolvidas para o tratamento anaeróbio, nas quais podemos citar os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, chamados de UASB, (LI *et al.*, 2015; PAT-ESPADAS *et al.*, 2015), e os biorreatores associados a membranas, chamados MBR (RAMOS *et al.*, 2014; OZAN; ACIKGOZ, 2016) ou a combinação destes dois processos em um processo híbrido (ALVARINO *et al.*, 2016).

Processo aeróbio

No processo aeróbio para o tratamento de efluentes a comunidade microbiana utiliza a matéria orgânica como doadora de elétrons e o oxigênio gasoso como receptor de elétrons ocorrendo, assim, a oxidação da matéria orgânica inicial complexa e poluente em compostos químicos mais simples, tais como o CO_2 , H_2O e NO_3^- . Este processo é muito mais simples que o processo anaeróbio, mais rápido e com um aproveitamento energético muito maior por parte da comunidade microbiana. Porém, este maior aproveitamento tem como desvantagem uma maior geração de biomassa no sistema, necessitando etapas adicionais para tratar esta biomassa gerada (METCALF e EDDY, 2003; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

No processo aeróbio a variação da composição do efluente de entrada no sistema de tratamento, principalmente na proporção entre carboidratos, proteínas e lipídios, além de variações locais bruscas de pH e temperatura propiciam um ambiente competitivo e predatório entre as bactérias com a comunidade microbiana ocasionando um estresse nas bactérias que realizam a conversão dos poluentes. Devido a estas adversidades, as bactérias produzem camadas de polímeros ou cápsulas que facilitam a adesão em flocos formando a biomassa (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; VAN HANDEEL, MARAIS, 1999). Estes flocos possuem diferentes capacidades de adesão, podendo o sistema ser fixo ou em suspensão. Para o sistema com biomassa fixa tem-se como exemplos o leito expandido (VILLEMUR *et al.*, 2015; BROSSEAU *et al.*, 2016) e o sistema de elevação pneumática de líquidos mais conhecido como *air lift* (GUO *et al.*, 2014; (ASADI, ZINATIZADEH, VAN LOOSDRECHT, 2016) e para o sistema com biomassa em suspensão tem-se as lagoas aeradas agitadas (FUCHS CLEAN SOLUTION, 2011) e o tanque agitado com reciclo de biomassa, chamado de lodos ativados (MARTÍNEZ-ALCALÁ, GUILLÉN-NAVARRO, FERNÁNDEZ-LÓPEZ, 2017), sendo este o sistema de tratamento secundário mais comum no Brasil (OLIVEIRA, 2014).

No tratamento por lodos ativados, conforme mencionado, a biomassa permanece em suspensão através do movimento provocado pela aeração do tanque por difusores de ar localizados no fundo do tanque, ou através de aeradores mecânicos localizados na superfície. Ocorre também o reciclo da biomassa decantada no decantador secundário localizado ao lado do tanque de aeração. O

decantador promove a separação das fases líquida e sólida (METCALF e EDDY, 2003), ocasionando um aumento da concentração da biomassa e diminuindo o tempo do tratamento, pois esta biomassa não apresentará, desta forma, a fase de adaptação ao meio apresentado na curva de crescimento dos microrganismos, conforme mostrado na Figura 3.2. A parte de lodo que não é recirculada para o sistema é enviada para digestores de lodo de excesso (VAN HAANDEL, MARAIS, 1999; SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Os processos que utilizam bactérias para realizar o tratamento de efluentes operam em regime estacionário, pois conforme apresentado na Figura 3.2, é o regime que apresenta o maior número de células por mL garantindo assim uma maior eficiência de conversão da matéria orgânica. Se as bactérias do sistema de tratamento estiverem no regime de morte o mesmo deverá ser enviado para os tanques de adensamento de lodo para se realizar o seu tratamento.

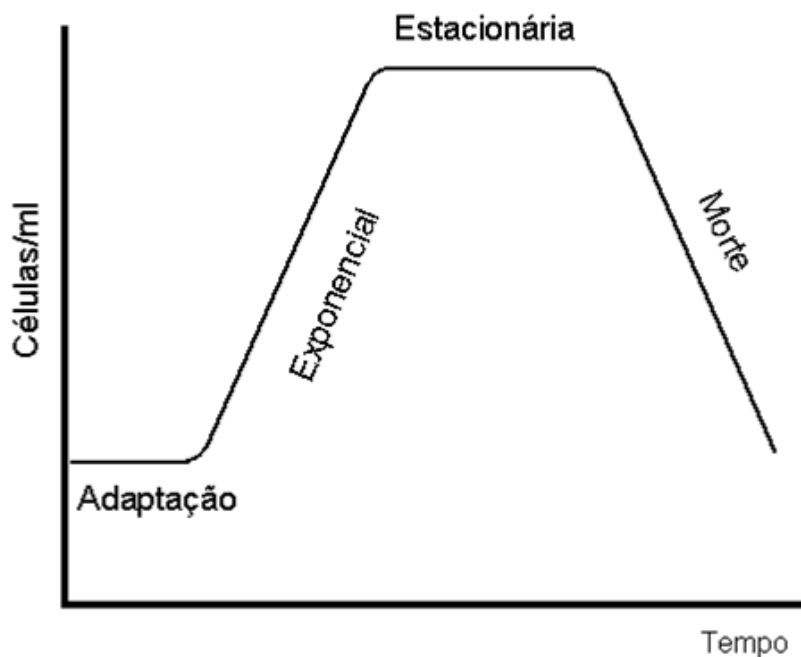


Figura 3.2: Curva típica de crescimento bacteriano mostrando os diferentes regimes em relação ao número de células por mL.

Fonte: Curva de crescimento bacteriano em sistema fechado (2017).

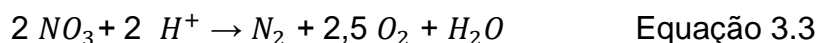
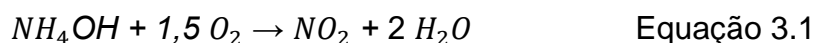
A oxidação da matéria complexa e poluente em compostos mais simples depende da transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida. O oxigênio dissolvido é necessário para a oxidação dos poluentes e, também, para a respiração endógena por parte dos microrganismos, que representa o consumo de oxigênio necessário para a oxidação das reservas energéticas dos microrganismos quando ocorre uma diminuição na concentração de nutrientes no meio (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; OLIVEIRA, 2014).

A oxidação da matéria carbonácea ocorre em uma grande faixa de temperatura (10 – 40°C), pH entre 7,5 a 8,5 e faixa de oxigênio dissolvido maior que 2,0 mg/L sendo realizada por microrganismos onde os principais grupos são: bactérias, protozoários, fungos e micro metazoários (SANT'ANNA JUNIOR, 2010; VON SPERLING, 2012, AMON; BENNER, 1996).

- **Bactérias:** Neste sistema, há a predominância de bactérias heterotróficas, que utilizam fontes de carbono orgânico como substrato e possuem alta taxa de reprodução, garantindo ao sistema robustez frente a variações de concentrações como exemplo de bactérias temos *Bacillus*, *Aerobacter*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citromonas*, *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*, *Microthrix parvicella*, *Nocardia* e *Zooglea ramigera*. As bactérias presentes no lodo ativado podem ser divididas entre filamentosas e não filamentosas.
- **Protozoários:** Os protozoários são organismos que promovem a predação de flocos pequenos que não sedimentam rapidamente assegurando um efluente clarificado. Como exemplo temos as amebas (*Sarcodina*), flagelados (*Mastigophora*) e ciliados (*Ciliophora*).
- **Fungos:** Os fungos podem dominar a comunidade e serem os maiores responsáveis pelo tratamento se condições adversas ocorrerem como, por exemplo, pH baixo e deficiência em nitrogênio. O pH ótimo para a maioria das espécies gira em torno de 5, contudo, sobrevivem em pH entre 2 e 9. Os gêneros de fungos mais observados no lodo ativado são: *Fusarium*, *Geotrichoides*, *Oospora*, *Phoma*, *Pulularia* e *Sporotrichum* e vários gêneros carnívoros, tais como *Zoophagus*, *Arthrobotrys* e outros.

- **Metazoários:** Os metazoários (rotíferos, nematóides e anelídeos) são organismos pluricelulares. Os metazoários mais frequentes nos processos de lodo ativado são os rotíferos, em particular os pertencentes aos gêneros *Philodina roseolla* e *Rotaria citrinus*, que geralmente são associados a lodos de sistemas com bom nível de depuração. Já os vermes (anelídeos, nematóides) são encontrados mais raramente, sendo representante desse filo o gênero *Rhabditis*.

A oxidação da matéria nitrogenada, um dos macronutrientes presentes em efluentes, é um processo mais lento do que a oxidação da matéria carbonácea e necessita de um tempo maior de contato entre a biomassa e o efluente, pois as bactérias nitrificantes, como as *Nitrossomonas* que convertem a amônia em nitrito, conforme Equação 3.1, e as *Nitrobacter* que convertem nitrito em nitrato, conforme Equação 3.2, e as bactérias desnitrificantes que realizam a conversão do nitrato em nitrogênio atmosférico, conforme Equação 3.3, apenas conseguem se desenvolver quando a taxa de crescimento das bactérias que realizam a oxidação da matéria carbonácea estiver em um patamar de estabilização. Quando esta fase é atingida pode ocorrer a oxidação da matéria nitrogenada, porém temperaturas acima de 10°C devem ser garantidas para o início da oxidação (BASTOS, VON SPERLING, 2009).



O fósforo, outro macronutriente presente em efluentes, provém de fosfatos, derivados de produtos de limpeza como, por exemplo, detergentes, e de fósforos ligados a aminoácidos, chamados de fósforo orgânico. O processo de remoção do fósforo é altamente complexo e pouco eficiente para processos convencionais de tratamento, principalmente para lodos ativados. No processo convencional segundo Bastos, Von Sperling (2009) tem-se que praticamente todo o fósforo orgânico é mineralizado para a forma de fosfato e este é removido no lodo de excesso que é gerado no sistema, porém apenas 2,5% do fosfato são efetivamente removidos, sendo que os outros 97,5% permanecem na fase líquida e são

despejados no meio ambiente. Uma alternativa para aumentar a concentração de fosfato no lodo de excesso é utilizar um tempo de residência de lodo médio entre 8 a 12 dias ou realizar a precipitação química através de adição de cloreto férrico (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

3.3.8 Tratamento terciário

O tratamento terciário é utilizado para a remoção de componentes específicos que não são eliminados nos tratamentos primário e secundário, como, por exemplo, os microrganismos patogênicos e os compostos orgânicos e inorgânicos que não são removidos por técnicas físico-químicas tradicionais utilizadas nos tratamentos primários (TEIXEIRA, 2002).

O tratamento terciário mais comum é a desinfecção por cloro, seja ele da forma de gás cloro, dióxido de cloro ou hipoclorito, segundo FUKUSHIMA *et al.* (2014). A desinfecção tem como objetivo a eliminação parcial ou total de um grupo de microrganismos que podem causar doenças. O processo é utilizado por ser extremamente barato, facilmente disponível e eficiente para a destruição da maioria dos microrganismos patogênicos, porém possui a desvantagem de poder formar compostos tóxicos para os seres humanos como, por exemplo, os organoclorados (RICHTER, 2011).

Os processos oxidativos convencionais (POC) são técnicas utilizadas para a mineralização de poluentes orgânicos através de processos físicos, químicos e biológicos (RODRIGUES-SILVA *et al.*, 2014). As técnicas mais utilizadas são a incineração e o tratamento biológico. A incineração é o POC mais conhecido e antigo, porém tem a desvantagem de gerar compostos altamente tóxicos, como a bifênica policlorada em dioxinas (OLIE; ADDINK; SCHOONENBOOM, 1998), em certas condições de tratamento e requerer alta carga energética. Os processos que utilizam o tratamento biológico possuem uma grande eficiência de remoção de diversos compostos orgânicos poluentes, porém apresentam as desvantagens de gerar uma grande quantidade de biomassa, serem muito sensíveis as condições ambientais e demandarem um longo tempo de tratamento (TEIXEIRA, JARDIM, 2004).

Em contraponto às desvantagens descritas para os processos oxidativos convencionais novas técnicas foram desenvolvidas para minimizar estes problemas e obter os mesmos resultados. Os processos oxidativos avançados (POA) são técnicas utilizadas para a mineralização química de poluentes orgânicos altamente estáveis em dióxido de carbono, água e íons com uma toxicidade geralmente menor e que podem ser tratados com processos tradicionais (RODRIGUES-SILVA *et al.*,

2014). Estas técnicas utilizam compostos químicos como, por exemplo, ozônio, peróxido de hidrogênio, entre outros, podendo utilizar radiação ou não para gerar compostos químicos altamente oxidantes como o radical hidroxila. Estes processos possuem a vantagem de gerar compostos com toxicidade menor em relação aos POC (TEIXEIRA JARDIM, 2004, GRADY JUNIOR et al., 2011).

Novas tecnologias e materiais para a remoção destes poluentes em efluentes sanitários estão sendo estudadas e aplicadas como o uso de fotocatalise para remoção de fosforo e coliformes fecais (BORGES; HERNÁNDEZ; ESPARZA, 2013) e a oxidação anódica em efluente oriundo de tratamento secundário obtendo resultados de concentração a níveis de traço em 29 compostos farmacêuticos e pesticidas e com baixa concentração de organoclorados (GARCIA-SEGURA et al., 2015).

3.3.9 Tratamento do lodo de excesso

O lodo gerado apresenta umidade elevada, metais tóxicos, nutrientes como nitrogênio e fósforo (OLIVEIRA *et al.* 2014; SOUZA *et al.* 2005) além de microrganismos patogênicos e poluentes emergentes. Esse lodo é gerado durante o processo e representa a parte que não foi recirculada para o sistema, devendo ser destinado para equipamentos ou locais específicos para a eliminação dos organismos patogênicos, estabilização da matéria orgânica não oxidada e secagem (METCALF e EDDY, 2003; CHAGAS, 2000).

3.4 Processos de separação por membranas

3.4.1 Processos de separação por membranas

Os processos de separação por membranas foram desenvolvidos para o tratamento de água, água de reciclo e como potencial reuso e recuperação de subprodutos. Diferentes tipos de processos de separação de membranas são

utilizados no tratamento de água, efluentes sanitários ou efluentes industriais (BERNARDES; RODRIGUES; FERREIRA, 2013).

A diferença de pressão, potencial elétrico entre outros é a força motriz no processo de separação por membranas onde a membrana atua como uma barreira semipermeável. Na Figura 3.3 estão apresentados os principais componentes retidos em cada processo apresentado abaixo. Os processos que utilizam a diferença de pressão como força motriz, conforme Bernardes; Rodrigues; Ferreira (2013), são:

- Microfiltração – É utilizada principalmente para a remoção de sólidos suspensos ou bactérias, o diâmetro de poro varia entre 0,1 a 10 μm . O mecanismo de transporte é a exclusão estereoquímica, onde moléculas com diâmetro maior que o diâmetro do poro da membrana são rejeitadas.
- Ultrafiltração – É utilizada principalmente na separação e concentração de macromoléculas, o diâmetro de poro varia entre 1 a 100 nm e massas molares entre 1000 e 50000 Da. Os mecanismos de transporte através das membranas ocorrem por exclusão molecular e difusão.
- Nanofiltração – É utilizada principalmente na separação de soluções orgânicas com baixa massa molar, entre 200 a 1000 Da, ou separação de sais polivalentes de correntes líquidas. Os mecanismos de transporte que ocorrem são a difusão e a exclusão molecular, porém interações eletrostáticas também podem ocorrer.
- Osmose inversa – É utilizada na separação de sais e pequenas moléculas orgânicas. A membrana é densa o que faz que a diferença de pressão utilizada deve ser muito maior que as utilizadas em microfiltração e nanofiltração. O mecanismo de transporte é a difusão.

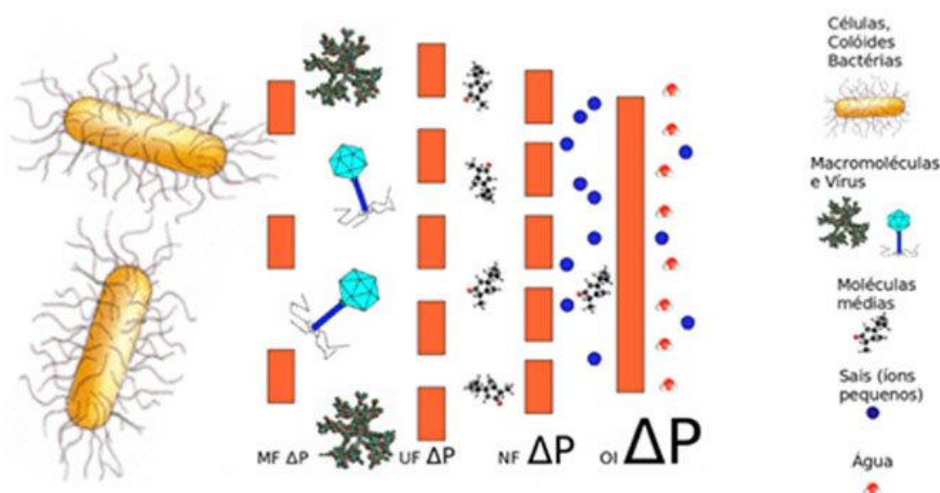


Figura 3.3: Representação dos principais poluentes retidos em MF, UF, NF e OI.

Fonte: Markos (2016)

Diferentemente dos processos descritos acima a força motriz da eletrodialise, outro processo de separação por membranas, é o campo elétrico aplicado entre dois eletrodos.

3.5 Eletrodialise

A eletrodialise é uma técnica eletroquímica que promove a remoção de íons poluentes de soluções aquosas através da aplicação de uma diferença de potencial entre dois eletrodos. Durante o processo ocorre a transferência de íons através de membranas seletivas produzindo uma solução que ao longo do processo irá se tornando cada vez mais diluída e que pode ser reutilizada em outros processos que exijam uma solução com baixa concentração de íons, e a produção de uma solução cada vez mais concentrada que pode ser enviada novamente para o processo de origem servindo como uma nova corrente concentrada de matéria-prima.

A utilização da eletrodialise está bem consolidada no tratamento de diversos tipos de água e efluente no Laboratório de Corrosão, Proteção e Reciclagem de Materiais (LACOR) como: efluentes oriundos de curtumes (STREIT, 2006); efluentes de refinarias (MACHADO, 2008); soluções contendo cromo hexavalente (KORZENOWSKI et al., 2008); efluentes oriundos de eletrodeposição de níquel (BENVENUTI, 2012); efluente de drenagem ácida de minas (BUZZI, 2012); soluções contendo íons molibdato (MARDER *et al.*, 2016). Conforme descrito acima a aplicação de um campo elétrico entre dois eletrodos é a força motriz do processo. A separação dos íons de uma solução para outra solução ocorre devido à configuração do sistema de eletrodialise onde membranas catiônicas permitem a passagem somente de cátions e membranas aniônicas permitem a passagem somente de ânions.

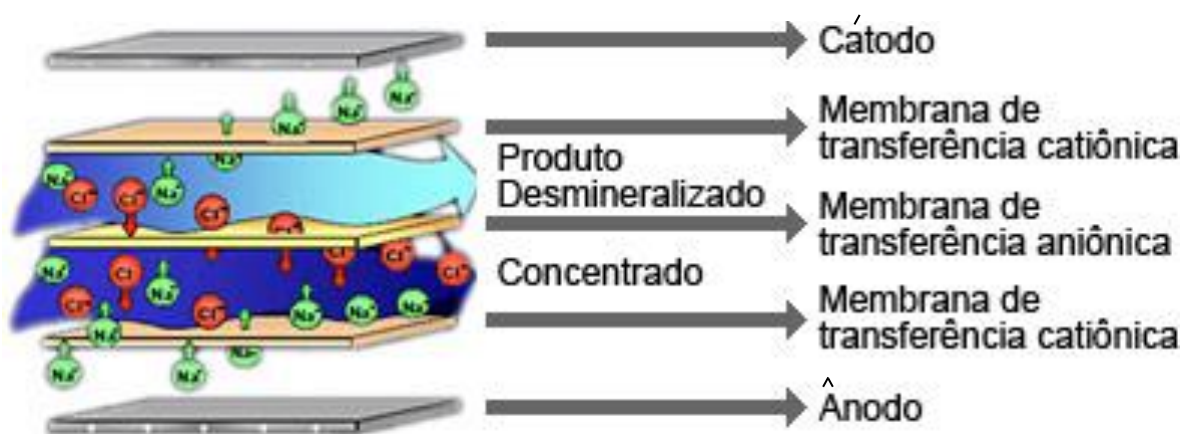


Figura 3.4: Representação do processo de eletrodialise.

Fonte: Hidrodex (2017).

3.5.1 Célula de eletrodialise

A célula de eletrodialise, chamada de *stack*, é composta por um par de eletrodos, membranas íon-seletivas e espaçadores onde cada elemento da célula tem uma função específica resumida abaixo:

- Eletrodos – São constituídos de material inerte às soluções de trabalho e que quando aplicada a diferença de potencial nos mesmos atraem os íons

da solução, os cátions se movendo em direção ao cátodo e os ânions movem-se em direção ao ânodo (VEERMAN et al, 2010);

- Membranas íon-seletivas – São constituídas de uma matriz polimérica onde são fixadas cargas como, por exemplo, através de reação de reticulação em polímeros não funcionalizados (TANAKA, 2015).
- Espaçadores – São feitos com material inerte, geralmente um polímero como, por exemplo, o PVC, e tem como função gerar um fluxo turbulento visando diminuir a polarização por concentração (STRATHMANN, 2010).

A Figura 3.5 apresenta um esquema de um *stack* de eletrodialíse, onde C representa a membrana catiônica e A representa a membrana aniônica. Diversas configurações são possíveis de serem utilizadas dependendo do propósito do tratamento.

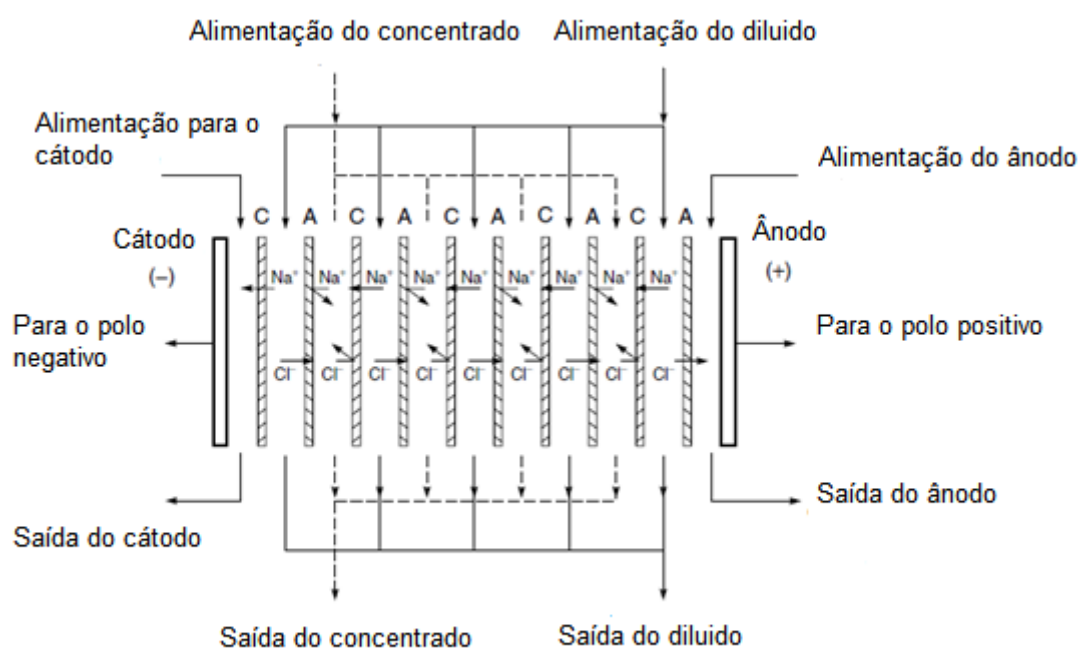


Figura 3.5: Esquema de uma célula de eletrodialíse.

Fonte: Adaptado de Baker (2004).

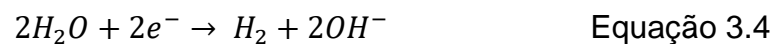
Quanto maior o número de membranas no sistema maior é a eficiência de remoção dos íons, entretanto, como cada membrana funciona como uma resistência elétrica o aumento do número de membranas acarreta um aumento da

resistência elétrica total ocasionando um aumento do gasto energético. O desenvolvimento de membranas que possuam uma baixa resistência elétrica sem perder a sua capacidade de separação de íons é fundamental para se garantir uma alta eficiência no processo aliado a um menor gasto energético (MÜLLER, 2013).

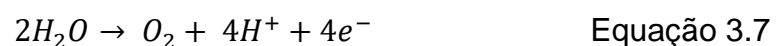
3.5.2 Eletrodos

Os eletrodos são produzidos com material inerte e devem ser física e quimicamente resistentes a variações de composição, pH e temperatura (BERNARDES, RODRIGUES, FERREIRA, 2013).

No cátodo ocorrem reações de redução, principalmente da água, gerando como produto hidrogênio (H_2) e íons hidroxila (OH^-) conforme Equação 3.4 para soluções alcalinas e Equação 3.5 para soluções ácidas. O pH da solução aumenta se não houver o seu controle, o que pode acarretar a deposição de sais de cálcio e magnésio que aumentam a resistência total do sistema, assim como geração de H_2 na superfície do cátodo.



No ânodo ocorrem reações de oxidação com a formação de oxigênio (O_2) em soluções alcalinas, conforme mostrado na Equação 3.6, ou formação de oxigênio (O_2) mais cátions H^+ em soluções ácidas, conforme mostrado na Equação 3.7.



3.5.3 Membranas íon-seletivas

As performances das membranas trocadoras de íons podem ser avaliadas através dos seguintes aspectos: custos de produção, estabilidade física ou química, resistência mecânica e fluxo e seletividade. Pesquisas na área de membranas visam o aumento da condutividade iônica sem a perda da resistência mecânica aliado a baixos custos de produção.

Membranas íon-seletivas podem ser obtidas, por exemplo, através da polimerização *in situ* e pode-se adicionar uma matriz polimérica para garantir estabilidade mecânica. A seletividade das membranas íon-seletivas está associada à restrição ou permeação dos íons e isso se deve à repulsão eletrostática que ocorre no interior das membranas.

As membranas catiônicas possuem grupos funcionais carregados negativamente com características ácidas o que garante o transporte dos cátions no interior da membrana. Os grupos funcionais mais comuns são derivados de ácidos fracos: sulfito (SO_3^{-2}), fosfato (PO_4^{-3}), HPO_4^{-2} e que permitem apenas a permeação dos cátions (contra-íons) e barram a passagem ânions (co-íons) (BENVENUTI, 2012; BERNARDES; RODRIGUES; FERREIRA, 2013, STREIT, 2006, MÜLLER, 2013).

As membranas aniônicas possuem grupos funcionais carregados positivamente com características básicas. Os grupos funcionais mais comuns são derivados de amônio quaternário como NH_4^+ , $-\text{RNH}_2^+$, $-\text{R}_2\text{NH}^+$ e R_3P^+ e que permitem apenas a permeação de ânions (contra-íons) e barram a passagem dos cátions (co-íons) (BENVENUTI, 2012; BERNARDES; RODRIGUES; FERREIRA, 2013, STREIT, 2006, MÜLLER, 2013).

3.5.4 Espaçadores

Os espaçadores têm como objetivo conduzir o fluxo das soluções dentro do módulo de eletrodialise. São produzidos com material inerte e possuem 2 diferentes tipos de configuração de fluxo: tortuoso (*tortuous-path*) e direto (*sheet-flow*), mostrado na Figura 3.6, onde na esquerda está apresentado o espaçador tortuoso

e na direita o direto. No fluxo direto a velocidade de fluxo varia entre 3 – 15 cm/s e no fluxo tortuoso o fluxo possui uma velocidade de fluxo varia entre 15 – 300 cm/s, o que permite nesta configuração uma melhor possibilidade de deposição de sólidos na superfície, porém a perda de carga no módulo é muito maior (BAKER, 2004).

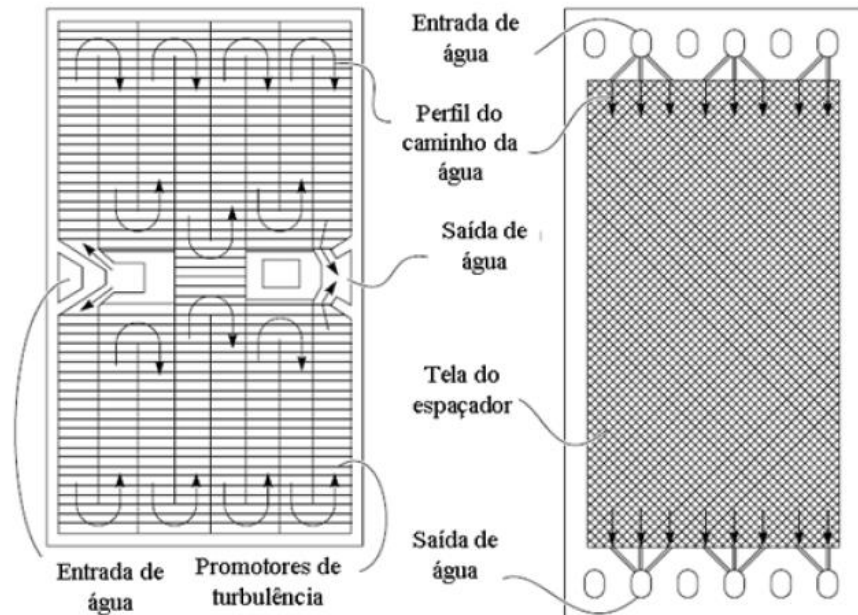


Figura 3.6: Espaçador de fluxo tortuoso e de fluxo direto.

Fonte: Adaptado de Baker (2004).

3.5.5 Polarização por concentração

No processo de eletrodialise é recomendável utilizar a maior densidade de corrente obtendo assim um maior fluxo de íons por unidade de área de membrana. Entretanto, quando se utiliza uma elevada densidade de corrente pode ocorrer o fenômeno chamado polarização por concentração.

Em densidades de correntes abaixo da densidade de corrente limite o transporte de íons do seio da solução para a superfície da membrana e o transporte de íons no interior da membrana possuem a mesma velocidade. Quando a densidade de corrente limite é atingida, o transporte de íons no interior da membrana é superior ao transporte dos íons da solução para a superfície da membrana, resultando em gradientes de concentração em regiões adjacentes à membrana. Na Figura 3.7 está representado o esquema da polarização por concentração durante o processo de

eletrodialise onde se pode observar o aumento do potencial elétrico ao longo do sistema de eletrodialise.

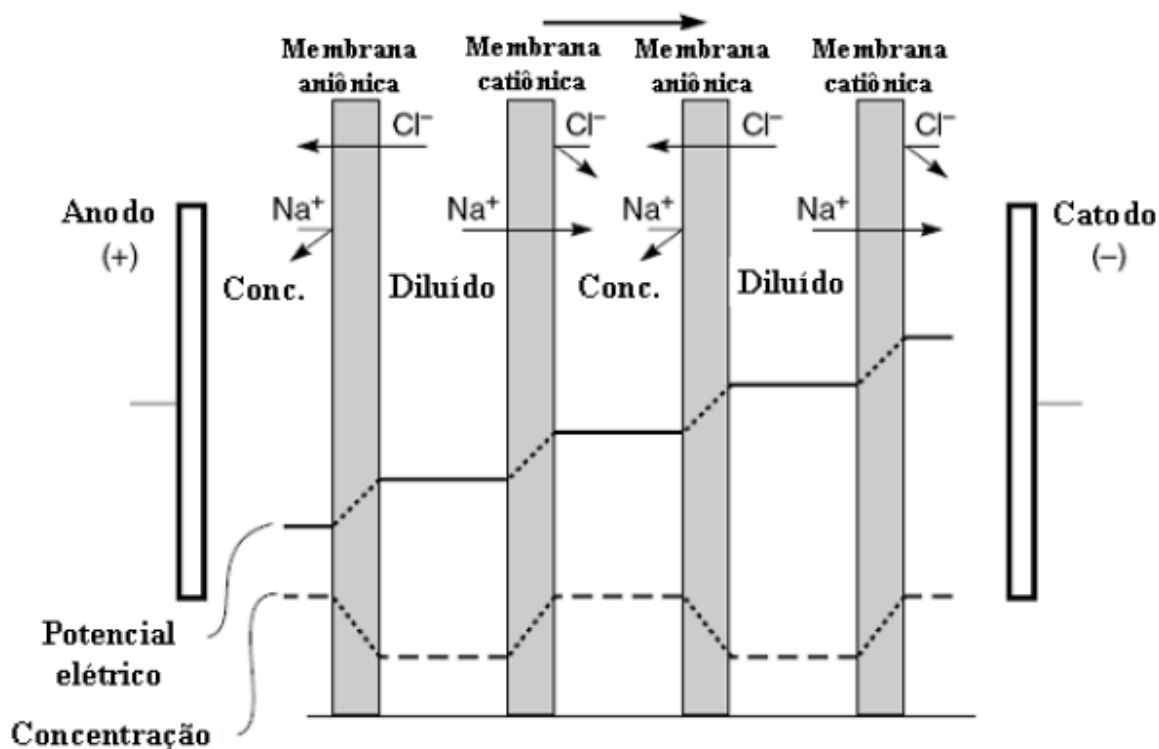


Figura 3.7: Esquema da polarização por concentração no processo de eletrodialise.

Fonte: Adaptado de Baker (2004).

A densidade de corrente limite é o valor da densidade de corrente quando a concentração na superfície da membrana do compartimento diluído tende a valores próximos de zero. Se a densidade de corrente utilizada for superior a esse valor a eficiência do processo diminui drasticamente, pois ocorre o aumento da resistência elétrica da solução diluída devido à falta de íons na solução. Para se descobrir o valor da densidade de corrente limite é necessário a construção da curva de polarização ou curva de corrente potencial (CVC).

3.5.6 Curva de corrente voltagem (CVC)

A determinação da densidade de corrente limite é realizada através da construção da curva de polarização ou curva de corrente potencial (CVC). A construção da curva é realizada através da aplicação de uma densidade de corrente conhecida, i , e a medida do potencial da membrana em que essa densidade foi aplicada, φ_m . Uma curva típica de CVC é apresentada na Figura 3.8.

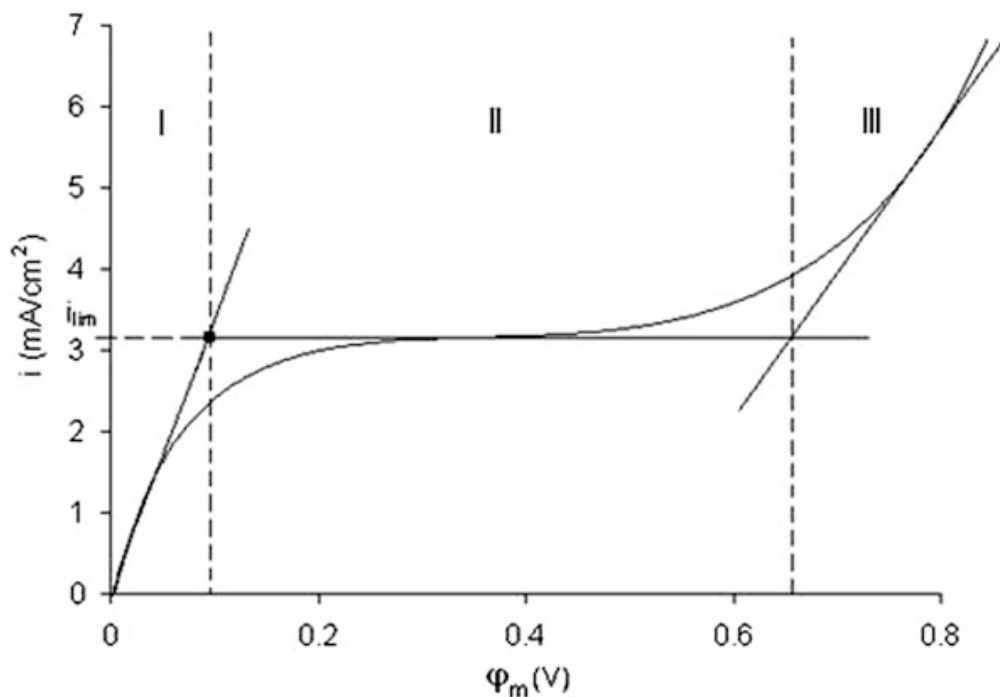


Figura 3.8: Curva de corrente voltagem.

Fonte: Bernardes, Rodrigues e Ferreira (2013)

Na Figura 3.8 estão apresentadas três regiões distintas:

- I – Região quasi-ôhmica onde a resistência do sistema é devida ao transporte dos íons no interior da membrana. A relação entre a densidade de corrente e a voltagem da membrana é linear. A densidade de corrente nesta região é menor que a densidade de corrente limite;

- II – Região do platô onde a densidade de corrente praticamente não varia em relação ao potencial da membrana. Com o aumento do potencial da membrana a polarização por concentração se acentua provocando uma diminuição da concentração na camada limite no compartimento diluído e por consequência ocasiona o aumento da resistência elétrica do sistema. A densidade de corrente no platô é chamada de densidade de corrente limite.
- III – Região onde a densidade de corrente já ultrapassou a densidade de corrente limite e os efeitos da polarização por concentração se acentua e outros fenômenos como a dissociação da água, eletro convecção, exaltação dos íons e convecção gravitacional ocorrem.

3.5.7 Dissociação da água

A dissociação da água é o fenômeno em que a molécula da água é dissociada nos íons H^+ e OH^- e ocorre quando a densidade de corrente utilizada na eletrodialise é superior a densidade de corrente limite. Esse fenômeno ocasiona variações de pH nas superfícies das membranas e pode causar problemas como o *scaling*, é o depósito de sólidos na superfície das membranas, e a degradação das mesmas se o material em que foram feitas não for resistente o suficiente.

3.6 Reúso do efluente sanitário tratado

O reúso do efluente sanitário tratado cada vez tem maior importância devido ao quadro de poluição e escassez de água, provocada por um desenvolvimento não sustentável. O reúso promove um aproveitamento destes efluentes em novas finalidades que podem gerar um retorno financeiro como o aproveitamento dos nutrientes presentes para a piscicultura (SANTOS, 2011), hidroponia (GONÇALVES, 2003, ALVES *et al.*, 2014) ou diretamente na agricultura como aporte de água e ou de nutrientes (BASTOS, VON SPERLING, 2009; ALVARENGA *et al.*, 2015). Estes efluentes originalmente seriam devolvidos para a natureza com um padrão de qualidade possivelmente inferior ao corpo hídrico receptor. O reúso dos efluentes domésticos tratados para a descarga de toaletes, irrigação de

campos de esporte, limpeza de ruas, combate a incêndios e lavagens de veículos são alternativas interessantes que não exigem um nível de tratamento de efluentes muito elevado (AISSE, BASTOS, FLORENCIO, 2006).

O Brasil ainda carece de resoluções e normas informando os limites de concentração para o aproveitamento de efluentes sanitários tratados visando o reúso. A resolução nº 54, de novembro de 2005 (CNRH, 2005), estabelece as modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e apresenta outras providências. A resolução nº 121, de dezembro de 2010 (CNRH, 2010), estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definidos na resolução nº 54. Estas resoluções definem os diferentes tipos de reúso que estão apresentados na Tabela 3.6.

A definição dos parâmetros que devem ser monitorados e suas concentrações visando o reúso de efluentes tratados podem fornecer os subsídios à regulamentação do reúso da água de efluentes sanitários tratados conforme mostrado na Tabela 3.7 (AISSE, BASTOS, FLORENCIO, 2006). Tais opções de reúso mostradas na Tabela 3.7 foram escolhidas neste trabalho, pois os 3 reúsos podem ser aplicados no Campus Litoral Norte devido a sua grande extensão territorial, interessante para o uso na piscicultura e agrícola, quanto pela sua recente construção o que é interessante do ponto de vista de engenharia já que as suas tubulações hidrossanitárias possuem projetos e execuções catalogadas facilitando assim as adequações necessárias para o uso urbano.

Os parâmetros apresentados na Tabela 3.7 consideram que, por exemplo:

- Valores de turbidez abaixo de 5 UTN são necessários, pois em valores mais altos pode ocorrer a deposição de microrganismos na superfície da matéria orgânica em suspensão;
- Valores de amônia livre na piscicultura maiores que 2,5 mg/L são extremamente tóxicos para os peixes;
- Sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica e razão de adsorção de sódio (RAS) são parâmetros que indicam a quantidade de íons dissolvidos no efluente, parâmetros que influenciam na troca osmótica e no valor de oxigênio dissolvido e afetam diretamente o reúso do efluente;

- Valores elevados de DBO podem causar odor desagradável e diminuição do oxigênio dissolvido em corpos hídricos;

Tabela 3.6: Classificação e definição do reúso de efluentes para diversos tipos de USOS.

Para fins urbanos	Utilização da água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio
Para fins agrícolas e florestais	Aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas
Para fins ambientais	Utilização da água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente
Para fins industriais	Utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais
Para fins na aquicultura	Utilização da água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos
Irrigação irrestrita	Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas, inclusive hidroponia
Irrigação restrita	Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores, inclusive a hidroponia
Uso irrestrito	Uso em campos de esporte, parques, jardins, usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas
Uso restrito	Uso em parques, canteiros de rodovias, usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeiras em estradas vicinais, usos na construção
Uso predial	Descargas de toaletes, para efluentes com concentrações de DBO e nitrato inferiores a 30 e 50 mg/L respectivamente, para evitar geração de odores no sistema de armazenamento

Fonte: adaptado de CNRH (2005) e AISSE, BASTOS, FLORENCIO (2006).

Tabela 3.7: Principais parâmetros de controle para o reúso de efluentes tratados.

Parâmetro	Unidade	Uso agrícola		Uso para fins urbanos			Uso piscicultura	
		Irrestrito	Restrito	Irrestrito	Restrito	Predial	Afluente	No tanque
Turbidez	UTN	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	ND	ND
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	< 5	< 5	ND	ND	ND	ND	ND
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ - N/L	30	30	< 20	< 20	< 20	< 5	< 5
Amônia	mg NH ₄ ⁺ - N/L	ND	ND	ND	ND	ND	≤ 2,5	≤ 2,5
pH	Faixa	6,5-9,0	6,5-9,0	6-8	6-8	6-8	6,5-9,5	6,5-9,5
SDT	mg/L	< 450	450< SDT<2000	<200	<200	<200	ND	ND
OD	mg O ₂ /L	> 2,0	> 2,0	ND	ND	ND	> 3,0	> 3,0
CE	mS/cm	< 0,7	0,7< CE < 3,0	ND	ND	ND	ND	ND
DBO	mg O ₂ /L	< 10	< 30	< 10	< 30	< 30	200 - 300	200
RAS	-	< 3	< 3	ND	ND	ND	ND	ND
Fluoreto	mg F ⁻ /L	<1	<1	ND	ND	ND	ND	ND

Onde: ND – Não disponível.

Fonte: adaptado de AISSE, BASTOS, FLORENCIO (2006), MACHADO (2006) MARA (2012) e ABNT (1997).

O reúso de água obtida de efluentes domésticos possui vários trabalhos publicados. Burn et al. (2015) realizaram uma revisão de três tipos de processos aplicados a efluentes com intuito de reúso na agricultura: Osmose inversa, nanofiltração e eletrodialise. Os resultados mostram que os processos de osmose inversa e a eletrodialise produzem água de reúso com qualidade, porém com um custo muito elevado, o que acarreta um aumento no valor do produto final (BURN et al., 2015). Li et al. (2016) no estudo da nanofiltração como tratamento terciário de um efluente doméstico municipal mostraram que a água permeada possui qualidade para reúso segundo as legislações de reúso de Pequim. Zhang et al. (2014) no estudo da osmose direta em efluentes domésticos municipais tratados, mostraram que o aumento da concentração de DQO na solução retida foi maior que 300%, apesar do declínio da vazão de permeado. Ebbers, Ottosen e Jensen (2015) no estudo da aplicação da eletrodialise visando a remoção de metais tóxicos e recuperação de fósforo de lodos de diferentes etapas do processo de tratamento mostraram que baixos valores de pH e utilização de lodos anaeróbios digeridos permitem uma melhor remoção dos metais tóxicos juntamente com uma maior recuperação de fósforo.

A utilização do processo de eletrodialise na recuperação de compostos que possam ser reutilizados no próprio processo possui diversos trabalhos publicados. Benvenuti et al. (2014) em estudos na recuperação de níquel e água através da eletrodialise mostraram que a solução tratada possuía uma baixa condutividade e qualidade para ser utilizada como água de lavagem do processo, enquanto a solução concentrada possuía qualidade para ser utilizada novamente no processo. Buzzi et al. (2013) no estudo da recuperação de água do efluente de drenagem ácida de minas obtiveram uma remoção de contaminantes superior a 97%. Martí-Calatayud et al. (2014) comprovaram que se pode recuperar ácido sulfúrico e ferro através do processo de eletrodialise. Rodrigues et al. (2008) mostraram que é possível a recuperação e o reúso da água de um efluente derivado do processo de curtume.

Considerando os resultados obtidos por estes autores, neste trabalho será avaliado a recuperação de água por eletrodialise visando o reúso a partir de um efluente doméstico tratado por processos convencionais.

4 Parte experimental

4.1 Estação de tratamento de efluentes

A estação de tratamento de efluentes (ETE) está localizada na cidade de Tramandaí, com coordenadas 29°58'25.3"S 50°13'38.5"W, no Estado do Rio Grande do Sul no sul do Brasil, mostrado na Figura 4.1. A ETE foi projetada pela empresa FIBRATEC™ Engenharia com base nas normativas ambientais estabelecidas pela Resolução N° 430, de 2011 (CONAMA, 2011), que estabelece os padrões de lançamento de efluentes tratados na natureza, nas normas ABNT NBR 12209, para elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de efluentes sanitários (ABNT, 2011), e na norma ABNT NBR 13969, para o projeto de tanques sépticos de desinfecção do efluente final (ABNT, 1997).



Figura 4.1: Estação de Tratamento de Efluentes - UFRGS.

Uma fotografia da estação de tratamento é apresentada na Figura 4.2, onde podem ser visualizados a estação compacta onde, bem à frente, se encontra o tanque de desinfecção; atrás do tanque de desinfecção, observa-se o reator de aeração e o decantador secundário; mais ao fundo, observa-se o tanque de adensamento de lodo.



Figura 4.2: Fotografia da ETE do Campus Litoral Norte da UFRGS mostrando algumas etapas do tratamento.

Para evitar o desgaste dos componentes do sistema por abrasão de eventuais materiais grosseiros, que são carregados com o efluente bruto, como, por exemplo, pedaços de galhos de árvores, pedras e sacolas plásticas, é utilizado o tratamento preliminar por gradeamento (PRADO, 2006). A caixa de gradeamento, mostrada na Figura 4.3, possui o cesto feito de aço inoxidável, com dois diferentes espaçamentos, o primeiro possui um espaçamento entre grades maior para reter os sólidos maiores e o segundo possui um espaçamento menor para retenção de sólidos de tamanho menor.

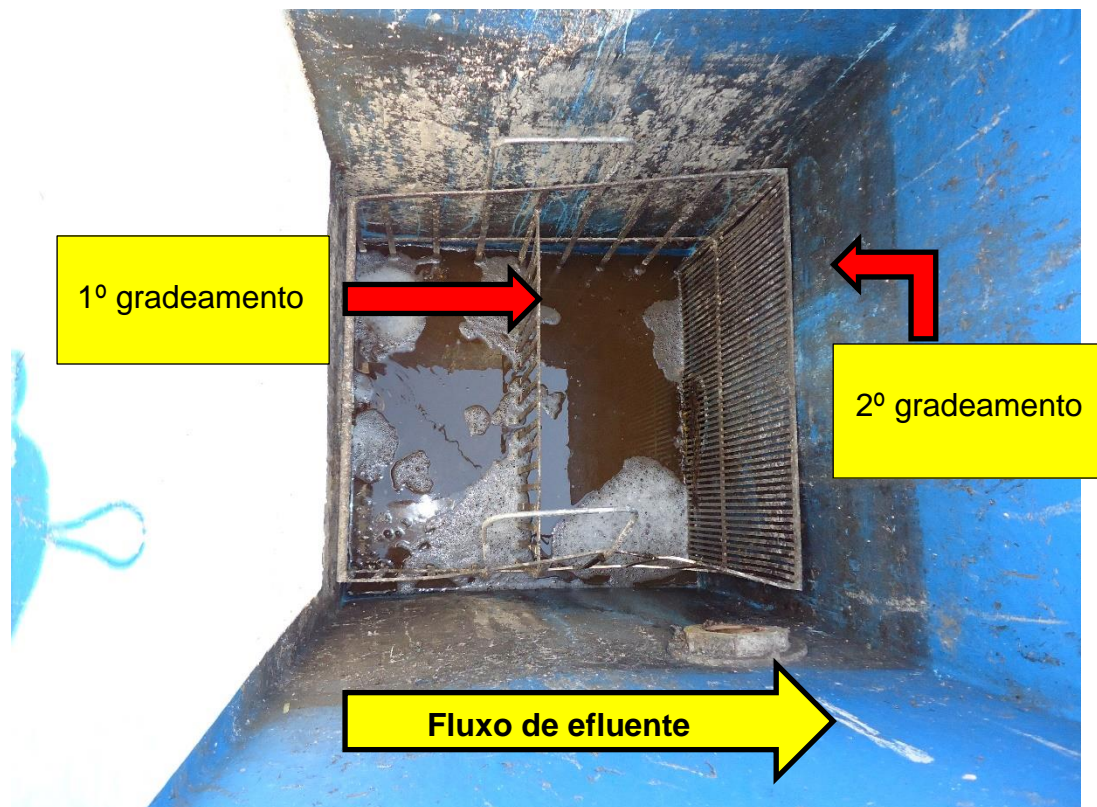


Figura 4.3: Sistema de gradeamento da ETE Litoral Norte, mostrando os dois diferentes tipos de espaçamento entre as grades.

O efluente, após a passagem pelo gradeamento, é encaminhado à estação de recalque do efluente, que tem como função a elevação do efluente bruto de uma cota inferior para uma cota superior, onde se encontra a entrada no sistema de tratamento. A elevação do efluente é promovida por duas bombas de recalque, sendo sua atuação alternada para evitar o aquecimento das mesmas. Para o acionamento das bombas são utilizadas boias elétricas fabricadas em polipropileno.

O sistema de tratamento secundário utilizado na ETE é caracterizado como um sistema de tratamento contínuo através do tratamento biológico por lodo ativado com aeração prolongada, para a conversão da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada às suas formas oxidadas, dióxido de carbono (CO_2) e nitrato (NO_3^-), respectivamente. Além disso, apresenta a fase anaeróbia, sem a presença de oxigênio, para a realização da conversão do nitrato a nitrogênio gasoso (N_2). O processo de aeração é promovido por um aerador de 3,73 kW localizado na parte inferior do tanque de aeração.

Para a separação do efluente tratado é utilizado um decantador secundário, tipo Dortmund, muito utilizado em estações compactas por possuir declividade de aproximadamente 60° , impossibilitando sua utilização em estações de grande porte devido à exigência de grande profundidade (CHERNICHARO *et al.*, 2001). O lodo separado pode retornar ao sistema através de uma bomba de recirculação pela válvula lateral inferior do tanque de aeração ou ser enviado ao tanque de adensamento de lodo. Esse tanque de adensamento tem como função o aumento da concentração do lodo, através da separação das fases líquida e sólida; a partir da separação, o clarificado é retirado e o lodo é devolvido ao sistema por ação da gravidade.

O efluente tratado é retirado do sistema através da válvula na parte superior da lateral do decantador secundário por ação da gravidade, sendo então enviado ao tanque de desinfecção que, por contato do efluente com o hipoclorito de sódio 10 % (m/m), ocorre a eliminação dos microrganismos patogênicos, que não foram removidos no processo de aeração. O tanque de desinfecção possui chicanas em seu interior com o intuito de aumentar o tempo de contato do efluente com o hipoclorito de sódio, conforme mostrado na Figura 4.4. O gotejamento da solução de hipoclorito ocorre por pulsos promovidos por uma bomba dosadora. A concentração de cloro na caixa de desinfecção deve ficar entre 6 a 8 mg/L.



Figura 4.4: Sistema de desinfecção da ETE Litoral Norte, mostrando as chicanas para aumentar o tempo de residência do efluente.

Após a desinfecção, o efluente é enviado ao reservatório de efluente tratado para ser devolvido ao meio ambiente, através de uma tubulação presente após a etapa de desinfecção, caso possua as especificações adequadas para tal, ou então enviado à ETE da Companhia Rio-grandense de Saneamento (CORSAN).

Para o projeto da estação foi utilizado o número de 700 pessoas como a população máxima a ser atendida no tratamento de efluentes. Os volumes dos equipamentos utilizados em cada etapa de tratamento na ETE são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Volumes dos equipamentos da ETE.

Equipamento	Volume (m ³)
Estação elevatória de efluente bruto	2
Reator aeróbio	45
Caixa de desinfecção	1
Adensador de lodo de excesso	5
Reservatório de efluente tratado	20

Os dados de vazão, potência e tipo das bombas utilizadas na estação e algumas observações sobre as bombas são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Dados de vazão, potência, tipo e observações das bombas utilizadas na ETE.

Bomba	Vazão (m ³ /h)	Potência (W)	Tipo	Observação
Recalque do efluente bruto	11,1	367,75	Centrífuga submersa	Recalque de 7m
Recirculação do lodo	24,4	367,75	Centrífuga submersa	Mesmo nível de altura da estação
Dosadora	0,005	30	Peristáltica	0,83 mL/pulso

4.2 Pontos do processo avaliados no presente trabalho

O fluxograma simplificado da ETE do Campus Litoral Norte da UFRGS com a indicação de todos os pontos avaliados neste trabalho está apresentado na Figura 4.5. O ponto P1 corresponde ao efluente após a passagem pelo gradeamento, o ponto P2 corresponde ao efluente que sofreu o tratamento aeróbico, o ponto P3 corresponde ao ponto de coleta do efluente tratado e clarificado do decantador secundário, o ponto P4 corresponde ao ponto de coleta do efluente tratado após a etapa de desinfecção por contato com o hipoclorito de sódio, o ponto P5 corresponde ao lodo de excesso que irá ser recirculado ao sistema ou será enviado ao adensador de lodo. O ponto P6 corresponde ao ponto de coleta do efluente tratado que será destinado ao meio ambiente, caso possua as concentrações indicadas na legislação, ou destinado a uma ETE. Vale ressaltar que o ponto P6 foi incluído após a constatação de problemas no ponto P4, com objetivo de identificar possíveis causas de contaminação.

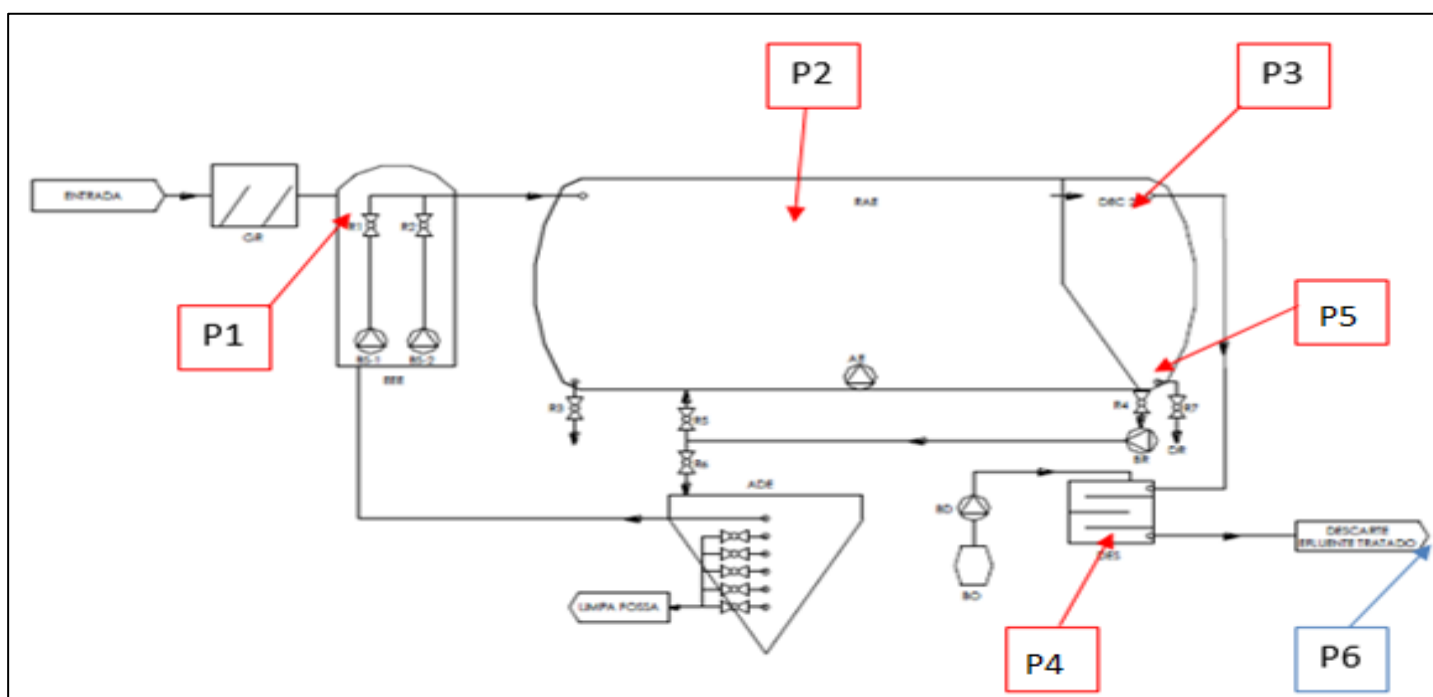


Figura 4.5: Fluxograma da estação de tratamento e os pontos utilizados, onde P1 corresponde ao efluente o gradeamento, P2 ao efluente que sofreu o tratamento aeróbico, P3 ao efluente do decantador secundário, P4 ao efluente após a desinfecção, P5 ao lodo de excesso e P6 o efluente após todos os tratamentos.

4.3 Dados de vazão e meteorológicos

A medida de vazão da ETE foi realizada através dos dados obtidos através do sistema de controle da ETE. Os dados de acionamento das bombas foram tratados no software Excel versão 2013. Após o tratamento foi gerado o gráfico de vazão, em m³/dia vs. dia do período de 04/03/2015 até o dia 31/03/2016 que foi o período de monitoramento da ETE.

Os dados meteorológicos foram obtidos pelo site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação RS_A834_TRAMANDAÍ solicitados à Seção de Armazenamento de Dados Meteorológicos (SADMET) e posteriormente tratados no software Excel versão 2013.

4.4 Análises para caracterização do efluente

Para caracterizar cada ponto da ETE foram realizadas ao total 33 coletas de amostras em cada ponto. As análises foram realizadas no Laboratório de Desenvolvimento de tecnologias (LADETEC) do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) localizado no Campus do Vale em Porto Alegre.

As análises utilizadas neste trabalho foram: oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), cor, turbidez, sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos dissolvidos fixos (SDF), sólidos dissolvidos voláteis (SDV) alcalinidade total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), fluoreto (F⁻), cloreto (Cl⁻), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fosfato (PO₄⁻³), sulfato (SO₄⁻²), índice volumétrico de lodo (IVL), coliformes totais, coliformes fecais e fósforo total. As análises foram realizadas segundo metodologias do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA/AWA/WEF, 2012) ou referência indicada pelo equipamento utilizado na análise. Para realizar a caracterização física, química e biológica foram

coletados 2 litros de efluente de cada ponto e acondicionados em caixas térmicas refrigeradas e enviadas ao laboratório, onde eram realizadas as análises o mais rápido possível para garantir a confiabilidade dos resultados.

As análises realizadas para cada ponto, abreviação e método estão mostradas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Análises realizadas em cada ponto avaliado da ETE.

Parâmetro/Análise	Abreviação	Método/Modelo	Ponto de coleta					
			P1	P2	P3	P4	P5	P6
Oxigênio Dissolvido	OD	10360 LDO Hach®	X	X	X	X	X	X
Potencial Hidrogeniônico	pH	Químis Q400A	X	X	X	X	X	X
Condutividade elétrica	CE	8160 Hach®	X	X	X	X	X	X
Cor	Cor	DM-COR Digimed®	X	X	X	X		X
Turbidez	Turbidez	SM 2130	X	X	X	X		X
Sólidos Totais	ST	SM 2540B	X	X	X	X	X	X
Sólidos Totais Fixos	SSF	SM 2540E	X	X	X	X	X	X
Sólidos Totais Voláteis	SSV	SM 2540E	X	X	X	X	X	X
Sólidos Suspensos Totais	SST	SM 2540D	X	X	X	X		X
Sólidos Suspensos Fixos	SSF	SM 2540E	X	X	X	X		X
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV	SM 2540E	X	X	X	X		X
Sólidos Dissolvidos Totais	SDT	SM 2540C						X
Sólidos Dissolvidos Fixos	SDF	SM 2540E						X
Sólidos Dissolvidos Voláteis	SDV	SM 2540E						X
Alcalinidade Total	Alcalinidade	SM 2320	X		X	X		X
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO _{5,20}	OXITOP®	X		X			
Demanda Química de Oxigênio	DQO	SM 5220C	X		X	X		X
Nitrogênio Total Kjeldahl	NTK	4500-N _{org} C	X		X	X		X
Amônia	NH ₃	4500-NH ₃ C	X		X	X		X
Fluoreto	F ⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Cloreto	Cl ⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Nitrito	NO ₂ ⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Nitrato	NO ₃ ⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Fosfato	PO ₄ ³⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Sulfato	SO ₄ ²⁻	Metrohm™ 882	X		X	X		X
Índice volumétrico de lodo	IVL	SM 2540F		X				
Coliformes totais	CoT	Colilert®	X			X		
Coliformes fecais	CoF	Colilert®	X			X		
Fósforo total	PT	SM 4500-P D	X		X	X		X

Onde: SM - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd Edition

4.4.1 pH

O pH é o valor da concentração do íon hidrogênio conforme Equação 4.1.

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad \text{Equação 4.1}$$

O conhecimento do valor do pH é importante para a escolha dos materiais utilizados no projeto da ETE para evitar corrosão dos equipamentos e das tubulações e para manutenção correta dos tratamentos químico e biológico do efluente. A medida de pH foi realizada no pHmetro Químis Q400A calibrado com soluções padrão de valor de pH de 4, 7 e 10 da marca Dinâmica™.

4.4.2 Alcalinidade total

A alcalinidade total indica a capacidade que o efluente apresenta para neutralizar ácidos através da neutralização dos cátions H^+ pela soma de todas as bases dissolvidas, principalmente as bases hidroxila (OH^-), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-). Efluentes possuem alta alcalinidade proveniente da água utilizada, águas de superfície, subterrâneas e materiais adicionados durante o uso da água.

A medida de alcalinidade foi feita seguindo o método 2320 do Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 2012) que consiste na titulação da amostra até o valor de pH 4,5, que representa o ponto de neutralização total de todas as bases presentes na amostra. A unidade utilizada para expressar alcalinidade é o mg/L de carbonato de cálcio (mg/L $CaCO_3$).

4.4.3 Turbidez

A turbidez representa a quantidade de matéria suspensa ou coloidal que causa interferência na passagem da luz sobre a amostra. Esta matéria suspensa pode ser de origem inorgânica, areia, argila ou silte, ou orgânica, algas, bactérias, fungos e outros microrganismos em geral. Efluentes com elevada coloração e turbidez

quando despejados na natureza dificultam a penetração da luz no corpo receptor inibindo a produção de oxigênio por parte das algas causando uma diminuição no oxigênio dissolvido promovendo, desta forma, a mortandade da fauna e da flora aquática (SANT'ANNA JUNIOR,2010).

A medida de turbidez foi feita seguindo o método 2130 do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012) no turbidímetro Hach™ modelo 2100N calibrado com padrões de turbidez de 0,2; 2; 20; 200 e >4000 unidades de turbidez nefelométrica (UTN).

4.4.4 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido em um efluente é o parâmetro mais importante quando o processo aeróbio for escolhido, devido ao seu consumo por parte dos microrganismos que o utilizam para a oxidação da matéria orgânica poluente. A concentração de oxigênio na água pura a 20°C é de aproximadamente 9 mg/L O₂ variando consideravelmente para um valor menor com o aumento da temperatura (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). A sua concentração é muito menor em águas contaminadas com sais minerais devido ao aumento da pressão osmótica da solução dificultando assim o equilíbrio líquido-gás do oxigênio com a água.

A medida de oxigênio foi realizada com sonda multiparâmetro Hach™ HQ40d utilizando o método 10360 LDO Hach™, que utiliza a medida da resistência da amostra a luminescência fornecida pela sonda. A unidade de medida de concentração de OD é mg/L de O₂.

4.4.5 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica representa a capacidade de condução de uma corrente elétrica por parte do efluente através de minerais inorgânicos dissolvidos em solução. Segundo Metcalf e Eddy (2003) o valor da condutividade elétrica é dos parâmetros mais importantes usados para o reúso de efluentes, principalmente na utilização na irrigação.

A medida da condutividade elétrica foi realizada na sonda multiparâmetro Hach™ HQ40d utilizando o método 8160 Hach™, que realiza a medida de condutividade através da diminuição da diferença de voltagem aplicada entre os eletrodos devido à resistência causada pela solução. A unidade de medida de condutividade elétrica é mS/cm.

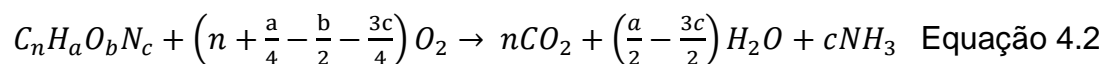
4.4.6 Cor

A cor de uma amostra de água ou efluente está associada à diminuição da passagem de um feixe de luz pela mesma. Este decréscimo é proveniente de sólidos dissolvidos orgânicos, devido principalmente às substâncias húmicas e fúlvicas resultantes da decomposição natural de compostos orgânicos, e inorgânicos, tais como óxidos de manganês e de ferro entre outros (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

A determinação da cor foi realizada no colorímetro Digimed DM-COR que realiza a medida da coloração da amostra em 450 nm e posteriormente compara o valor obtido com uma curva de calibração previamente inserida no equipamento utilizando como soluções padrão de Platina Cobalto sendo expressa na unidade de mg/L de Pt-Co (Platina-cobalto).

4.4.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um parâmetro muito utilizado para a medida de oxigênio utilizado pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, ou seja, indica o quanto da matéria orgânica presente em efluente pode ser oxidada simplesmente por ação dos microrganismos; é calculada conforme Equação 4.2. Este parâmetro pode ser utilizado também para o projeto de estações de tratamento biológico, medida da eficiência do tratamento e qualidade do efluente a ser despejado no corpo hídrico (METCALF e EDDY, 2003). No entanto, apresenta a desvantagem de ser uma análise com um tempo longo de duração, impedindo o acompanhamento em tempo real do processo de tratamento.



A medida de DBO foi realizada segundo o método do OXITOP™ utilizando o conjunto marca WTW™ modelo IS12. Esta técnica consiste na medida de diferença de pressão provocada pela absorção do CO₂ formado no consumo do O₂ disponível, na garrafa do conjunto vedado, pela matéria orgânica da amostra, pelo hidróxido de sódio adicionado no início da análise. Esta análise é chamada de DBO₅²⁰, pois a análise é realizada com temperatura controlada de 20°C e em um espaço de tempo de 5 dias, sendo então, lido o valor de DBO informado pelo equipamento. A unidade de medida de DBO é mg/L O₂ e representa apenas o consumo de oxigênio para oxidação da matéria orgânica carbonácea, pois o início da oxidação da matéria nitrogenada ocorre a partir do 10º dia (METCALF e EDDY, 2003). A Figura 4.6 apresenta um diagrama da demanda de oxigênio em função do tempo para a DBO proveniente de apenas compostos carbonáceos, primeiro estágio, e para compostos provenientes carbonáceos e nitrogenados, segundo estágio.

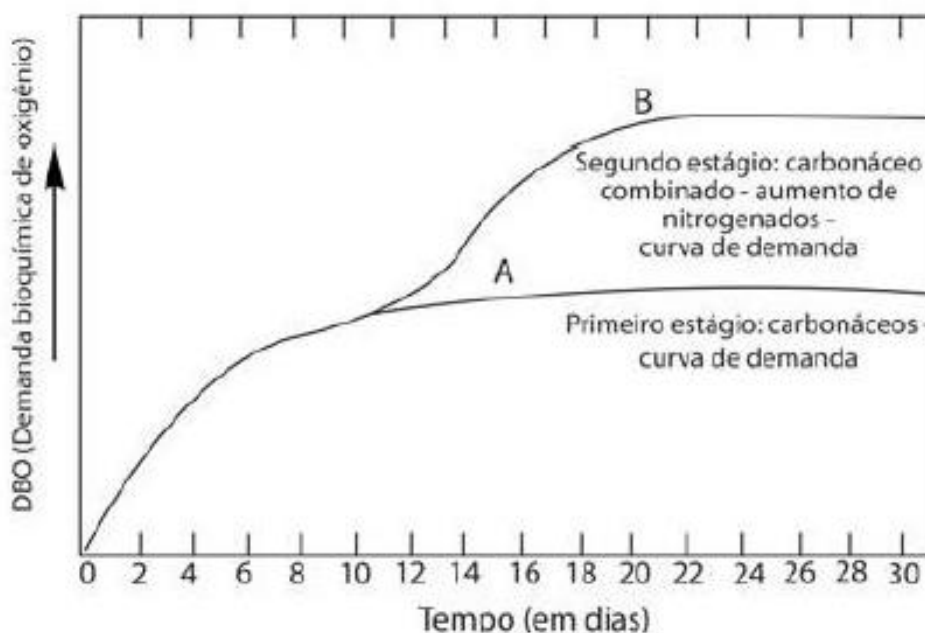
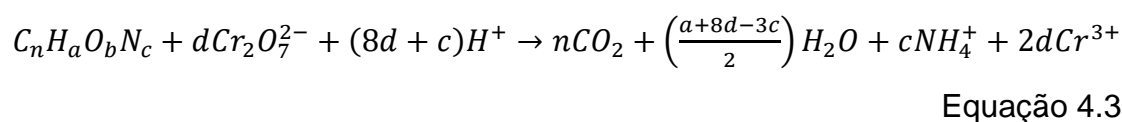


Figura 4.6: Comportamento da curva de DBO em função do tempo, em dias, mostrando os dois estágios de oxidação da matéria orgânica.

Fonte: Adaptado de Campos (2012).

4.4.8 Demanda Química de Oxigênio

A demanda química de oxigênio representa a quantidade equivalente de oxigênio utilizada para oxidar totalmente a matéria orgânica, biodegradável e não-biodegradável; carbonácea e nitrogenada, contida no efluente, e pode ser calculada através da equação 4.3 (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). A vantagem deste método em relação ao de determinação de DBO é a rapidez da obtenção do resultado, aproximadamente 3 horas, enquanto que no mínimo 5 dias para obtenção do resultado de DBO, porém possui a desvantagem de não indicar se a matéria orgânica é ou não biodegradável. A Equação 4.4 informa o número de mols de dicromato para posterior conversão em mols de O₂.



onde:

$$d = \left(\frac{2n}{3} + \frac{a}{6} - \frac{b}{3} - \frac{c}{2}\right)$$

Equação 4.4

Para a conversão de mols de dicromato (Cr₂O₇²⁻) em mols de O₂ basta proceder a conversão apresentada pela Equação 4.5.

$$d \text{ mols } Cr_2O_7^{2-} * \frac{6eq.Cr_2O_7^{2-}}{mol Cr_2O_7^{2-}} * \frac{1eq O_2}{eq.Cr_2O_7^{2-}} * \frac{1 mol O_2}{4 eq O_2} * \frac{32000 mg O_2}{mol O_2}$$

Equação 4.5

A análise de DQO foi realizada seguindo o método 5220C do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012). O método se baseia na oxidação de toda matéria orgânica presente na amostra por uma quantidade conhecida e em excesso pelo dicromato de potássio em meio fortemente ácido obtido com a adição do reagente que contém ácido sulfúrico com sulfato de prata atuando como catalisador. Esta oxidação ocorre em refluxo da amostra na temperatura de 150°C e durante 2 horas em um digestor específico para DQO, Velp™ modelo DK6. Após o término da oxidação titula-se o dicromato em excesso com o reagente sulfato ferroso amoniacal podendo assim ser determinada a quantidade de dicromato consumido durante a oxidação.

4.4.9 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Os sólidos totais representam a quantidade de matéria suspensa e dissolvida em uma amostra de água ou efluente. Esses sólidos podem ser de origem orgânica ou inorgânica e podem causar impactos ambientais sérios como, por exemplo, assoreamento do leito e margens de rios ou lagos e diminuição da intensidade da luz que penetra no corpo hídrico, causando diminuição da fotossíntese pelas algas (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

A análise de sólidos totais foi realizada seguindo o método 2540B do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012). Este método consiste na evaporação a 103-105°C de um volume conhecido de amostra. Esta evaporação ocorre em duas etapas: primeiramente ocorre a evaporação da maior parte da água da amostra em banho maria, De Leo modelo BM8DOCA, até a secura da amostra presente em uma cápsula de porcelana previamente pesada para obter o seu valor de tara. Após esta evaporação as cápsulas de porcelana são colocadas na estufa, Brasimet™ modelo Professional 50, durante 1 hora a temperatura entre 103-105°C para a retirada de eventual umidade ainda presente na cápsula. Após este período na estufa as cápsulas são armazenadas em um dessecador com sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente. Quando as cápsulas atingem a temperatura ambiente são pesadas novamente em um balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos presentes. O cálculo é realizado segundo a Equação 4.6.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos totais} = \frac{A-B}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.6}$$

onde:

A = massa da cápsula mais amostra evaporada, em mg;

B = massa da cápsula, em mg.

A análise de sólidos totais fixos e voláteis foi realizada segundo a metodologia 2540E do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012) que consiste na ignição da cápsula de porcelana, proveniente da análise de sólidos totais, em uma mufla, Químis™ modelo Q.318.24, durante aproximadamente 15 a 20 min a temperatura de 550°C. Após a ignição a cápsula de porcelana é colocada em um dessecador

com sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente até as cápsulas atingirem a temperatura ambiente para então serem pesadas novamente na balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos totais voláteis presentes. O cálculo é realizado segundo a Equação 4.7 para a determinação da quantidade de sólidos totais voláteis e segundo a Equação 4.8 para a determinação dos sólidos totais fixos.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos totais voláteis} = \frac{A-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.7}$$

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos totais fixos} = \frac{B-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.8}$$

onde:

A = massa da cápsula mais amostra evaporada antes da ignição, em mg;

B = massa da cápsula mais amostra evaporada depois da ignição, em mg;

C = massa da cápsula, em mg.

A análise dos sólidos totais fixos informa o quanto dos sólidos totais presente na amostra de efluente são provenientes de compostos inorgânicos, pois todos os compostos orgânicos são oxidados a CO₂ e H₂O durante a ignição.

4.4.10 Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis

Os sólidos suspensos representam os sólidos presentes na amostra que são retidos em um filtro de fibra de vidro ao se filtrar um volume conhecido de amostra, aplicando vácuo no sistema. O aumento da massa do filtro após a filtração representa o total de sólidos suspensos na amostra.

A análise de sólidos suspensos foi realizada seguindo o método 2540D do Standard Methods for (APHA/AWA/WEF, 2012). Este método realiza a filtração a vácuo, bomba Fabbe Primar modelo 341, de um volume conhecido de amostra em um filtro de fibra de vidro, Macherey-Nagel™ modelo GF-3 com diâmetro de 47mm

com tamanho de poro de 0,6µm. Após a filtração os filtros contendo a matéria suspensa retida são inseridos na estufa, Brasimet™ modelo Professional 50, durante 1 hora a temperatura entre 103-105°C para a evaporação da umidade dos filtros. Após este período na estufa os filtros são armazenados em um dessecador contendo sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente, até os filtros atingirem a temperatura ambiente para então serem pesados novamente na balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos suspensos totais segundo a Equação 4.9.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos suspensos totais} = \frac{A-B}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.9}$$

onde:

A = massa do filtro + amostra evaporada, em mg;

B = massa do filtro, em mg.

A análise de sólidos suspensos fixos e voláteis foi realizada segundo a metodologia 2540E do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012) que consiste na ignição do material orgânico presente no filtro de fibra de vidro, proveniente da análise de sólidos suspensos totais, em uma mufla, Químis™ modelo Q.318.24, durante aproximadamente 15 a 20 min a temperatura de 550°C. Após a ignição o filtro é colocado em um dessecador contendo sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente, até os filtros atingirem a temperatura ambiente para então serem pesados novamente na balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos suspensos voláteis presentes segundo a Equação 4.10 e para determinar a quantidade de sólidos totais fixos presentes segundo a Equação 4.11.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos suspensos voláteis} = \frac{A-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.10}$$

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos suspensos fixos} = \frac{B-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.11}$$

onde:

A = massa da cápsula mais amostra evaporada antes da ignição, em mg;

B = massa da cápsula mais amostra evaporada depois da ignição, em mg;

C = massa da cápsula, em mg.

A análise dos sólidos suspensos fixos informa o quanto dos sólidos suspensos totais presente na amostra de efluente é proveniente de compostos inorgânicos, pois todos os compostos orgânicos são oxidados a CO₂ e H₂O durante a ignição.

4.4.11 Sólidos Dissolvidos Totais, Fixos e Voláteis

Os sólidos dissolvidos representam os sólidos presentes na amostra que não são retidos em um filtro de fibra de vidro ao se filtrar um volume conhecido de amostra, aplicando vácuo no sistema e que após evaporação permanecem em um recipiente previamente pesado. A análise de sólidos dissolvidos representa a quantidade de substâncias orgânicas e principalmente inorgânicas presentes na amostra. As substâncias dissolvidas envolvem os íons carbonato, bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio, sódio e íons orgânicos, como ácidos orgânicos dissolvidos (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

A análise de sólidos dissolvidos totais foi realizada seguindo o método 2540C do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012). Este método consiste na evaporação a 103-105°C de um volume conhecido de amostra que foi previamente filtrado em um filtro com um filtro de fibra de vidro, Macherey-Nagel™ modelo GF-3 com diâmetro de 47mm com tamanho de poro de 0,6µm. Esta evaporação ocorre em duas etapas: primeiramente ocorre a evaporação da maior parte da água da amostra em banho maria, De Leo modelo BM8DOCA, até a secura da amostra presente em uma cápsula de porcelana previamente pesada para obter o seu valor de tara. Após esta evaporação as cápsulas de porcelana são colocadas na estufa, Brasimet™ modelo Professional 50, durante 1 hora a temperatura entre 103-105°C para a retirada de eventual umidade ainda presente na cápsula. Após este período na estufa as cápsulas são armazenadas em um dessecador com sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente, quando as cápsulas atingem a temperatura ambiente são pesadas novamente em um

balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos presentes. O cálculo é realizado segundo a Equação 4.12.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos dissolvidos totais} = \frac{A-B}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.12}$$

onde:

A = massa da cápsula mais amostra evaporada, em mg;

B = massa da cápsula, em mg.

A análise de sólidos dissolvidos fixos e voláteis foi realizada segundo a metodologia 2540E do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012) que consiste na ignição da cápsula de porcelana, proveniente da análise de sólidos dissolvidos totais, em uma mufla, Químis™ modelo Q.318.24, durante aproximadamente 15 a 20 min a temperatura de 550°C. Após a ignição a cápsula de porcelana é colocada em um dessecador com sílica gel, onde é aplicado vácuo para retirada de qualquer umidade presente no ambiente até as cápsulas atingirem a temperatura ambiente para então serem pesadas novamente na balança analítica, Bel Engineering™ modelo Mark 250A, para determinar a quantidade de sólidos dissolvidos voláteis presentes. O cálculo é realizado segundo a Equação 4.13 para a determinação da quantidade de sólidos dissolvidos voláteis e segundo a Equação 4.14 para a determinação dos sólidos totais fixos.

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos dissolvidos voláteis} = \frac{A-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.13}$$

$$\frac{mg}{L} \text{ Sólidos dissolvidos fixos} = \frac{B-C}{\text{Volume da amostra, L}} \quad \text{Equação 4.14}$$

onde:

A = massa da cápsula mais amostra evaporada antes da ignição, em mg;

B = massa da cápsula mais amostra evaporada depois da ignição, em mg;

C = massa da cápsula, em mg.

O valor de sólidos dissolvidos fixos representa quantidade de material inorgânico presente na amostra, proveniente principalmente de sais inorgânicos. Os valores de sólidos dissolvidos voláteis representam a parte orgânica da amostra, proveniente principalmente de ácidos orgânicos voláteis.

4.4.12 Coliformes totais e fecais

Os coliformes totais e fecais, no caso deste trabalho a *Escherichia coli*, são bactérias gram-negativas e não são patogênicas ao homem, pois habitam em grande quantidade o intestino humano. Essa bactéria é utilizada como um indicador da presença de microrganismos patogênicos que são transmissores de doenças aos humanos, pois estão presentes em ambientes onde se encontram estes microrganismos (OLIVEIRA, RESENDE, CARDOSO, 2015).

A análise de coliformes totais e fecais foi realizada segundo a metodologia do kit teste marca Colilert™ modelo IDEXX, as cartelas do teste e o meio de cultura estão mostradas na Figura 4.5. Esse método utiliza um substrato definido com dois nutrientes indicador, ONPG® que é utilizado na determinação de coliformes totais, pois quando há o consumo deste nutriente pelos coliformes totais ocorre a coloração da amostra para a cor amarela, mostrado na Figura 4.6, e o nutriente indicador MUG® que é utilizado para determinação dos coliformes fecais, pois quando ocorre o consumo deste nutriente pelos coliformes fecais ocorre a coloração da amostra na luz ultravioleta, como mostrado na Figura 4.7. A unidade utilizada foi a de NMP/100 mL que indica o número mais provável de microrganismos por 100 mL de amostra utilizada.



Figura 4.7: Cartela vazia e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais e fecais.

Fonte: Idexx Laboratories (2017).



Figura 4.8: Cartela com amostra e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais.

Fonte: Idexx Laboratories (2017).

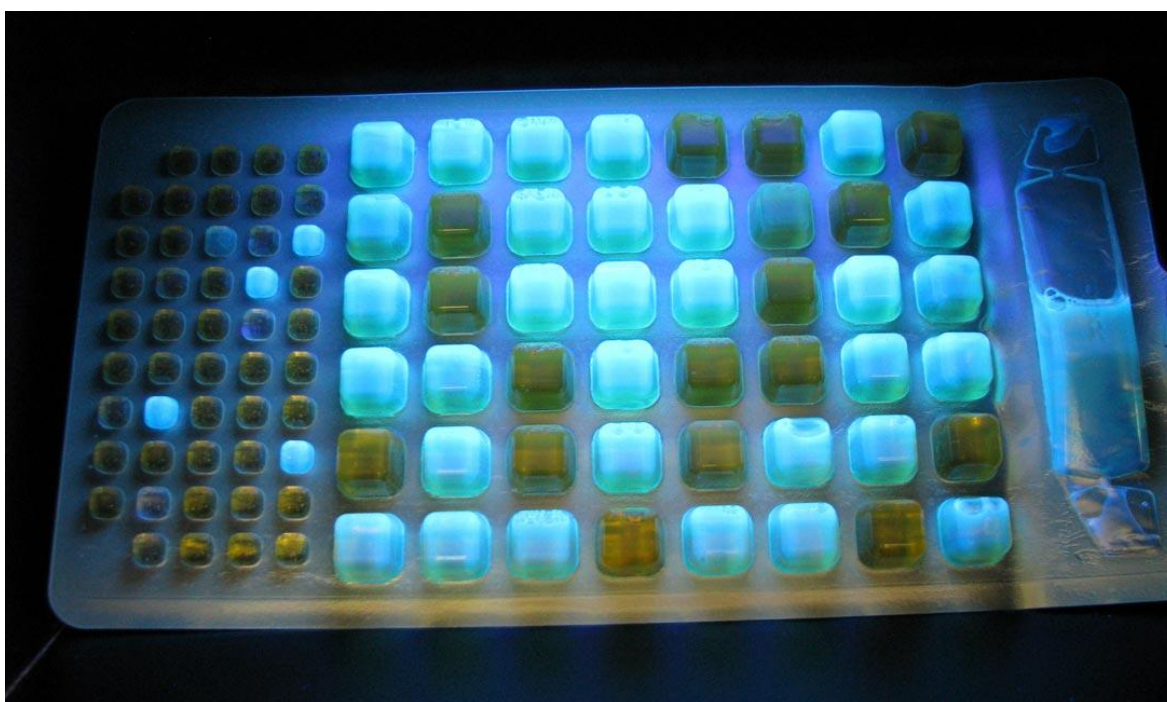


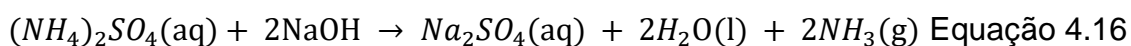
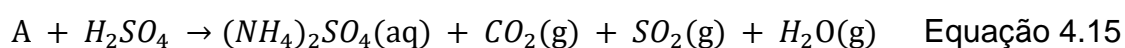
Figura 4.9: Cartela vazia e meio de cultura da marca Colilert™ para análise de coliformes totais e fecais.

Fonte: Idexx Laboratories (2017).

4.4.13 Nitrogênio Total Kjeldahl

O nitrogênio total Kjeldahl é o método utilizado para determinar a concentração de nitrogênio na forma de nitrogênio orgânico, proveniente de proteínas e aminoácidos, e de amônia. Esse método não representa o total de nitrogênio presente na amostra, pois não apresenta a contribuição de formas de nitrogênio inorgânicas como por exemplo nitrito e nitrato, porém, em efluentes, a maior contribuição de carga nitrogenada é proveniente de nitrogênio amoniacal e orgânico logo é um bom indicador da quantidade de nitrogênio (METCALF e EDDY, 2003). Altas concentrações de nitrogênio nas formas orgânica e amoniacal se descartadas no corpo hídrico diretamente podem causar o fenômeno de eutrofização, em que ocorre a alta procriação de algas devido à grande disponibilidade de nutrientes na água. Após esse consumo ocorre a morte das mesmas havendo então consumo de oxigênio dissolvido na água ocasionando assim a morte da fauna aquática.

A análise de nitrogênio total Kjeldahl foi realizada conforme o método 4500-N_{org} C do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012). Esse método se baseia na transformação de todo o nitrogênio orgânico e amoniacal (NH₃) para a forma do cátion amônio (NH₄⁺) através da digestão, no digestor Solab™ modelo SL145/6, da amostra em meio ácido em temperatura entre 375 - 385°C conforme Equação 4.15. Após a digestão a amostra é neutralizada procedendo a transformação do nitrogênio da forma de NH₄⁺ para a forma NH₃ conforme Equação 4.16 que então é destilada, Foss™ modelo Kjelttech 2100, sendo recolhido em uma solução de ácido fraco com concentração conhecida, onde ocorre a reação de transformação da NH₃ para NH₄⁺ conforme Equação 4.17. Essa solução então é titulada com um ácido forte com concentração conhecida conforme Equação 4.18 onde pelo volume utilizado de ácido na titulação é calculado o valor de nitrogênio total Kjeldahl pela Equação 4.19.



$$\frac{mg}{L} NTK = \frac{(B-C)*280}{mL amostra} \quad \text{Equação 4.19}$$

onde:

A = Amostra

B = volume de ácido utilizado para titular a amostra, em mL;

C = volume de ácido utilizado para titular o branco, em mL.

4.4.14 Amônia

A amônia presente em efluentes é proveniente da hidrólise da ureia proveniente de sanitários. Essa amônia, se diretamente lançada em um corpo hídrico, é altamente tóxica para os peixes além de causar a eutrofização (BASTOS, VON SPERLING, 2009).

A análise de amônia foi realizada seguindo o método 4500-NH₃ C do Standard Methods (APHA/AWA/WEF, 2012). Esse método se baseia na fixação do íon

amônio na forma de amônia através do aumento do valor de pH seguida da destilação da amostra, Foss™ modelo Kjeltex 2100, sendo recolhido em uma solução de ácido fraco com concentração conhecida onde ocorre a reação de transformação da NH_3 pra NH_4^+ conforme Equação 4.17. Essa solução então é titulada com um ácido forte com concentração conhecida conforme Equação 4.18 onde pelo volume utilizado de ácido na titulação é calculado o valor de amônia pela Equação 4.19.

4.4.15 Concentração iônica

Na análise de cromatográfica iônica são analisados os ânions fluoreto, cloreto, nitrito, nitrato, sulfato e fosfato e os cátions lítio, sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio. Os íons nitrito e nitrato são as formas inorgânicas presentes em efluentes sendo proveniente da conversão da amônia através de bactérias do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* em ambiente com presença de oxigênio (BASTOS, VON SPERLING, 2009). Concentrações de fluoreto superiores a 1,0 mg/L em águas de abastecimento podem ocasionar doenças dentárias como, por exemplo, a fluorose dentária (DRISCOLL *et al.*, 1986). A presença de sulfato em concentrações elevadas em efluentes a serem tratados podem ocasionar a produção de gás sulfídrico, se o tratamento for realizado em condições anaeróbias, que possui um odor desagradável e provoca a corrosão das tubulações utilizadas nos sistemas de tratamento (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).

Para a análise dos ânions foi utilizado o cromatógrafo iônico da marca Metrohm™ modelo 882 Compact IC plus® com coluna analítica para análise de ânions Metrosep A supp5®. Foi utilizado como fase móvel uma solução de carbonato de sódio 3,2 mmol/L e bicarbonato de sódio 1,0 mmol/L com modo de eluição isocrática e com vazão de 1,0 mL/min. Para a análise dos cátions foi utilizado o cromatógrafo iônico da marca Dionex modelo ICS 3000. As amostras foram previamente filtradas em um filtro de acetato de celulose marca Whatman™ de diâmetro de poro de 0,45 μm .

4.4.16 Cone Imhoff e Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O índice volumétrico de lodo é uma análise que representa o volume em mL de 1 g de sólidos sedimentáveis durante o teste de cone Imhoff e nos informa o quão denso é o lodo presente no tanque de aeração (METCALF e EDDY, 2003). Um valor alto de IVL representa um lodo com dificuldade de sedimentação devido à baixa densidade e sendo então retirado no efluente sobrenadante do decantador secundário e não pelo lodo sedimentado no mesmo. Esse lodo presente no sobrenadante contamina o efluente aumentando sua turbidez, DQO, DBO e sólidos suspensos dificultando os tratamentos posteriores.

O teste do cone Imhoff é realizado seguindo o método 2540 F do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA/AWA/WEF, 2012). Esse método realiza a inserção da amostra do aerador em um cone graduado onde é deixado em uma superfície horizontal e é deixado em repouso durante um tempo determinado e após este tempo é realizada a leitura do volume de sólidos sedimentáveis. Com este valor obtido no cone e com o valor de sólidos suspensos totais da amostra do aerador da ETE obtemos o valor de IVL conforme a Equação 4.20.

$$IVL \text{ em } \frac{mL}{g} = \frac{\text{Volume lido no cone, em mL/L} \cdot 1000}{SSTa, \text{ em mg/L}} \quad \text{Equação 4.20}$$

onde:

SSTa = valor de sólidos suspensos totais na amostra do aerador, em mg/L.

4.4.17 Análise de carbono total, orgânico total e inorgânico total

A análise de carbono total representa a soma das formas orgânicas e inorgânicas de carbono. O carbono orgânico representa a forma de carbono derivada de compostos orgânicos como, por exemplo, proteínas, carboidratos, lipídeos, ácidos orgânicos e etc. O carbono inorgânico é proveniente de compostos inorgânicos como, por exemplo, carbonatos e bicarbonatos.

As análises de carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico total (CIT) foram realizadas no equipamento Shimadzu TOC-L. Segundo

Shimadzu Corporation (2003) a análise de carbono total é realizada da seguinte forma: primeiramente ocorre a oxidação de todas as formas de carbono, através da combustão catalítica (680°C), a forma de dióxido de carbono que posteriormente é enviado ao detector por infravermelho não dispersivo (NDIR) para realizar a sua quantificação. Tal valor corresponde ao valor de TC. A análise de carbono inorgânico é realizada através da conversão do carbonato e bicarbonato em dióxido de carbono pela acidificação da amostra com ácido clorídrico. Após a acidificação e conversão a amostra é enviada ao detector por infravermelho não dispersivo (NDIR) para realizar a sua quantificação. O valor de concentração de carbono orgânico total é obtido através da Equação 4.21.

$$COT \left(\frac{mL}{g} \right) = CT \left(\frac{mL}{g} \right) - CIT \left(\frac{mL}{g} \right) \quad \text{Equação 4.21}$$

4.4.18 Razão de adsorção de sódio - RAS

A razão de adsorção de sódio descreve a relação entre o cátion sódio em relação aos cátions cálcio e magnésio. Um valor de RAS muito alto indica que a utilização da água na agricultura pode acarretar problemas no solo como a redução da permeabilidade e conseqüentemente a restrição da entrada de água. O cálculo do RAS é realizado através da Equação 4.22.

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{0,5 * ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}} \quad \text{Equação 4.22}$$

Onde as concentrações utilizadas estão expressas em miliequivalentes por litro.

4.5 Divisão dos períodos do trabalho

A divisão dos períodos de avaliação da ETE, conforme Tabela 4.4, foi baseada em etapas particulares da implementação do processo em questão. No período 1 foram realizadas as coletas e análises das amostras referentes à fase inicial de operação. A partir da data de início do período 2 foi incluído, no monitoramento, a caracterização do ponto P6 (tanque de armazenamento). O início do período 3 corresponde à data do retorno da operação da ETE após problemas técnicos numa das bombas de recalque. O início do período 5 corresponde a data de retorno do monitoramento da ETE após um período onde houve a impossibilidade de coleta por parte dos operadores.

Tabela 4.4: Períodos e respectivas datas utilizadas no monitoramento da ETE.

Período 1		Período 2		Período 3		Período 4		Período 5	
Coleta	Data	Coleta	Data	Coleta	Data	Coleta	Data	Coleta	Data
1	04/03/2015	9	06/05/2015	16	07/07/2015	23	03/11/2015	29	16/02/2016
2	19/03/2015	10	19/05/2015	17	08/09/2015	24	10/11/2015	30	23/02/2016
3	24/03/2015	11	26/05/2015	18	15/09/2015	25	17/11/2015	31	01/03/2016
4	31/03/2015	12	02/06/2015	19	22/09/2015	26	24/11/2015	32	09/03/2016
5	07/04/2015	13	09/06/2015	20	06/10/2015	27	01/12/2015	33	16/03/2016
6	14/04/2015	14	16/06/2015	21	13/10/2015	28	08/12/2015		
7	22/04/2015	15	30/06/2015	22	27/10/2015				
8	29/04/2015								

Além das 33 coletas apresentadas na Tabela 4.4, a coleta 34 foi realizada no dia 02 de agosto de 2016 para a realização do Ensaio 2, conforme explicado no item 4.6.7. Nesta data foram coletados 60 litros do efluente do ponto P6 (tanque de armazenamento).

4.6 Eletrodialise

4.6.1 Planta piloto

A eletrodialise foi realizada na planta piloto Tecnoimpianti TI-1624 conforme esquema apresentado na Figura 4.8. O *stack* (numeração 6) utilizado possuía 5 pares de membranas íon-seletivas, IONAC® MC-3470 (membrana catiônica) e IONAC® MA-3475 (membrana aniônica) fabricadas pela empresa Sybron. Cada membrana possuía 16 x 24 cm e uma área efetiva de 172 cm². Entre cada membrana foi utilizado um espaçador de PVC com espessura de 0,75 mm, para diminuir a camada limite entre a superfície da membrana e a solução. Os eletrodos são feitos de titânio recoberto de platina (numeração 3). O *stack* foi compactado tipo filtro prensa.

As soluções são circuladas através de bombas centrífugas (IXAKI MD-30) (numeração 5) e mantidas em um fluxo de 100 L/h, através do medidor de vazão (GEMU 855) (numeração 4).

A fonte Supplier FCC 150-15 (numeração 7) com tensão ajustável de 0 – 150V fornece a corrente contínua necessária para o transporte dos íons através das membranas.

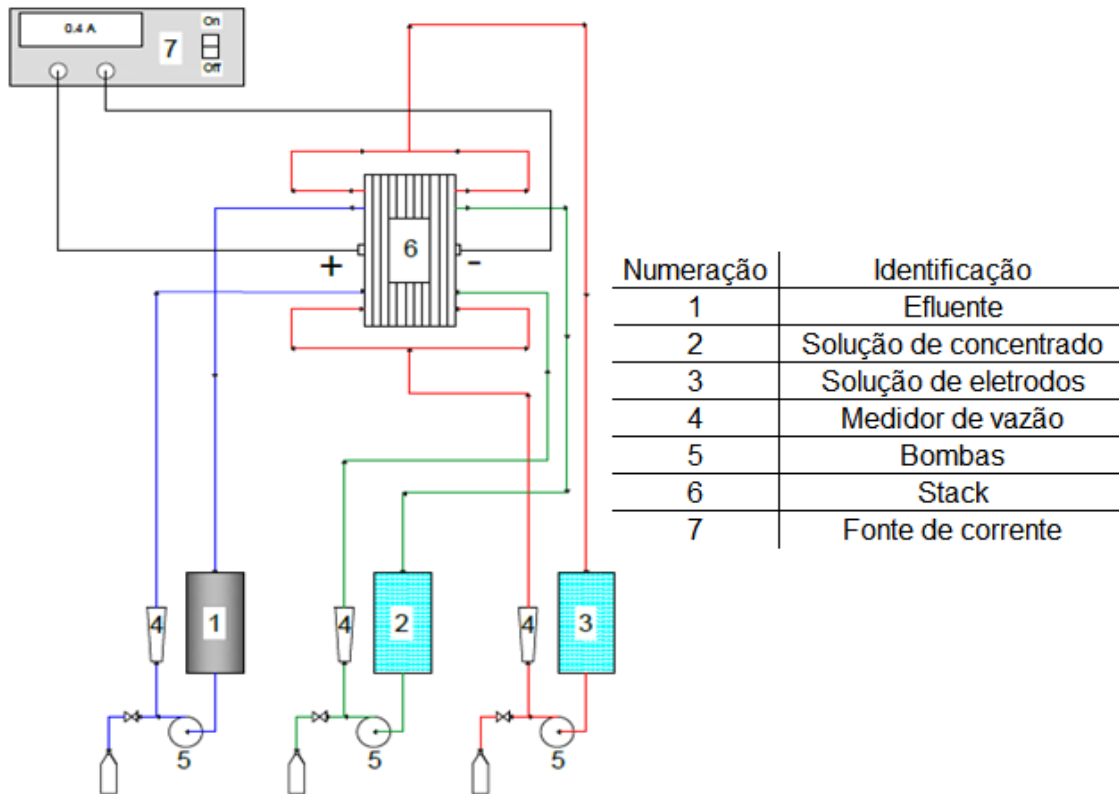


Figura 4.10: Esquema da planta piloto e indicação de cada compartimento e acessórios.

4.6.2 Membranas íon-seletivas

As membranas íon-seletivas utilizadas no processo de eletrodialise foram: IONAC® MC-3470 (membrana catiônica) e IONAC ®MA-3475 (membrana aniônica). As características das membranas estão apresentadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5: Características das membranas IONAC MC-3470 e IONAC MA-3475

Parâmetro / Informação	Unidade	Membrana	
		MC-3470	MA-3475
Característica iônica	-	Catiônica	Aniônica
Grupo funcional	-	Ácidos sulfônicos	Amônio quaternário
Resistência Elétrica 0,1N NaCl 1,0N NaCl	Ohm.cm ⁻²	15	24
		15	24
		6	8
Permissividade (0,5N NaCl/1,0N NaCl)	%	96	75
Espessura	mm	0,4	0,4
Capacidade de Troca Iônica (base seca)	meq / g	1,25	1
Permeabilidade de água (em 0,35 kg/cm ⁻²)	mL.h ⁻¹ .dm ⁻²	<3,2	<3,2
Resistência à Ruptura	Kg.cm ⁻²	≥ 14	≥ 14

Fonte: BENVENUTI (2012), RESINDION (2008).

4.6.3 Soluções dos compartimentos

No compartimento do efluente usou-se o efluente do ponto P6 (Tanque de armazenamento) para ser tratado por eletrodialise. No compartimento de solução concentrada foi utilizado solução de sulfato de sódio P.A. (Synth®) com concentração 0,5 g/L, obtendo uma condutividade elétrica de aproximadamente 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se assemelha à condutividade elétrica média do efluente final da ETE, neste trabalho chamado de solução A. No compartimento da solução de eletrodo utilizou-se solução de sulfato de sódio P.A. (Synth®) com concentração de 1,5 g/L, obtendo uma condutividade elétrica de aproximadamente 2300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, neste trabalho chamado de solução B. Todos os compartimentos das soluções eram preenchidos com 2,5 L de solução ou efluente.

4.6.4 Aplicação da eletrodialise

Para avaliar a possibilidade da aplicação da eletrodialise no tratamento do efluente final da ETE monitorada no trabalho foram realizados 2 ensaios. O primeiro ensaio consiste em avaliar o transporte iônico através das membranas tendo como

objetivo a máxima de remoção de poluentes de 4 efluentes do ponto P6 de diferentes coletas (coletas 24, 28, 31 e 33 mostradas na Tabela 4.4). O segundo ensaio consiste em avaliar o comportamento das membranas através da remoção de poluentes do mesmo efluente sem realizar a limpeza das membranas, onde foi utilizado o efluente do ponto P6 da coleta 34. Para avaliar a remoção foram realizadas análises de cromatografia iônica e caracterização físico-química. Durante o ensaio foram monitorados o pH e a condutividade do efluente antes do experimento, depois de 10, 20 e 30 minutos ou final do ensaio. Foi realizada uma filtração de todo efluente utilizado na avaliação da eletrodialise com filtro qualitativo com 3 µm de tamanho de poro, para a remoção dos sólidos que poderiam causar impedimento físico nas membranas afetando assim o resultado de remoção de poluentes por eletrodialise e evitar também problemas nas bombas centrifugas utilizadas no sistema.

4.6.5 Determinação da corrente limite através da CVC

Antes de realizar os ensaios descritos nos itens 4.6.6 e 4.6.7 foi realizada a determinação da corrente limite através da construção da curva de corrente voltagem (CVC). A metodologia da construção da CVC consiste em:

1. Na montagem do *stack* deve-se realizar a inserção de um par de eletrodos de platina na membrana aniônica central e um par de eletrodos de platina na membrana catiônica central, como visto na Figura 4.11. Deve-se garantir que o eletrodo esteja em contato com as soluções utilizadas para se obter o valor de potencial de cada membrana correto;
2. Adicionar 2,5 L de efluente no compartimento diluído, 2,5 L da solução A descrita no item 4.6.3 no compartimento concentrado e 2,5 L da solução B descrita no item 4.6.3 no compartimento de eletrodo;
3. Deixar a solução circular no sistema durante 20 minutos com o sistema de bombas da planta-piloto ligado e posteriormente desligar o sistema e deixar em repouso durante no mínimo 12 horas para ambientar as membranas com as soluções e o efluente;

4. Após 12 horas ligar o sistema de bombas novamente e deixar o mesmo ligado durante 20 minutos sem ligar a fonte de corrente;
5. Após este período deve-se ligar a fonte de corrente e ajustar na mesma a corrente de 100 mA e manter tal corrente durante 2 minutos. Ao final deste período deve ser realizada a anotação dos valores de potencial das membranas e do sistema da forma mais rápida possível e então zerar o valor de corrente na fonte de corrente e manter durante 3 minutos;
6. Após os 3 minutos deve-se reajustar a corrente com um incremento de corrente sobre o valor anterior e realizar novamente o procedimento 5 descrito acima até que seja alcançado o valor de potencial do sistema de 120 V, que é o valor máximo de potencial que a fonte de corrente utilizada neste trabalho pode operar;
7. De posse dos valores obtidos, deve-se plotar os resultados de potencial de membrana, aniônica e catiônica, vs. corrente e realizar a intersecção das retas de prolongamento das regiões I e II, conforme mostrado na Figura 3.8, onde tal valor de corrente representa o valor da corrente limite. A corrente a ser utilizada no ensaio deve ser 80% do menor valor de corrente limite.

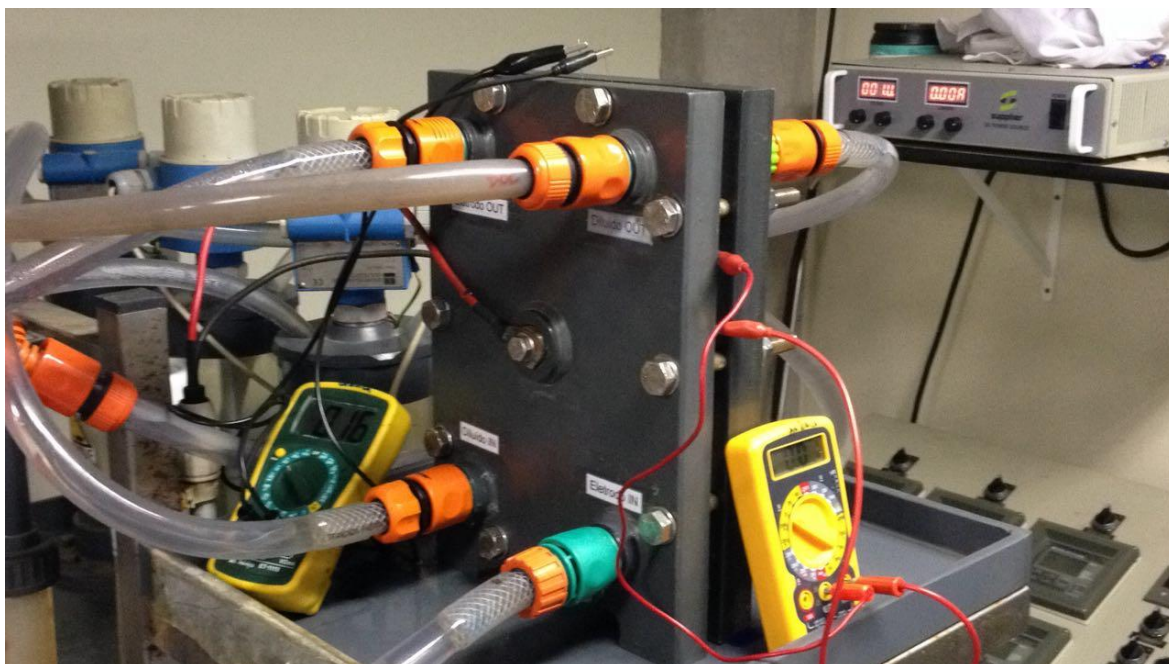


Figura 4.11: *Stack* de eletrodiálise utilizado no ensaio de CVC para determinar a corrente limite. Na imagem também são vistos os multímetros, para a medida do potencial de membrana, ligados aos fios de platina inseridos no *stack*.

4.6.6 Ensaio 1 – Avaliação do transporte iônico

O Ensaio 1 tem como objetivo avaliar o transporte iônico através da máxima remoção de cada íon e, por consequência, a menor concentração que pode ser alcançada através da eletrodialise do efluente, além da realização da caracterização físico-química do efluente P6 da coleta 33 para avaliar a sua qualidade após a eletrodialise.

Foram realizados 3 ensaios de eletrodialise para cada efluente das 4 coletas do ponto P6 utilizada neste ensaio. No total foram utilizados 17,5 L de cada efluente: 7,5 L nos ensaios de eletrodialise, 7,5 L nos ensaios de CVC e 2,5 L de efluente para realizar a caracterização físico-química antes da eletrodialise. O procedimento utilizado no ensaio 1, após a realização da CVC, consiste em:

1. Adicionar 2,5 L de efluente no compartimento diluído, 2,5 L da solução A descrita no item 4.6.3 no compartimento concentrado e 2,5 L da solução B descrita no item 4.6.3 no compartimento de eletrodo;
2. Deixar a solução circular no sistema durante 20 minutos com o sistema de bombas da planta-piloto ligado e posteriormente desligar o sistema e deixar ambientando durante no mínimo 12 horas para ambientar as membranas com as soluções e o efluente;
3. Após 12 horas ligar o sistema de bombas novamente e deixar ligado durante 20 minutos e após este período coletar a alíquota inicial, ou seja, a alíquota sem realizar a eletrodialise;
4. Ajustar a corrente encontrada no ensaio de CVC, descrito no item 4.6.5, na fonte de corrente e começar a contar o tempo de ensaio;
5. Realizar a eletrodialise até atingir um valor de voltagem na fonte de tensão de 120 V; coletar alíquotas a cada 10 minutos para monitorar o pH e a condutividade elétrica e guardar para realização da cromatografia iônica;
6. Retirar as soluções de todos os compartimentos, armazenando uma amostra de no mínimo 2 L para realizar a caracterização;

7. Realizar a limpeza manual das membranas. Tal limpeza deve ser feita com o desmonte do *stack* e lavagem das membranas em água corrente;
8. Deve-se então montar novamente o *stack* e colocá-lo na planta-piloto e adicionar água deionizada nos 3 compartimentos e ligar o sistema de bombas durante 20 minutos. Após este período retira-se a água dos compartimentos e preenche-se conforme item 1 acima;

4.6.7 Ensaio 2 – Avaliação do comportamento das membranas

Para avaliar o processo de eletrodialise na planta-piloto, o ensaio 2 consiste na aplicação da eletrodialise nove vezes seguidas sem realizar a limpeza das membranas, diferentemente do ensaio 1 em que ao final de cada ensaio era realizada a limpeza das mesmas. O objetivo deste ensaio era avaliar o comportamento do sistema de membranas ao final de cada ensaio de eletrodialise através da quantificação da concentração final de diversos poluentes na solução diluída ao final de cada eletrodialise e se ocorria um aumento na concentração dos mesmos na solução de diluído ao longo do ensaio, pois como não haveria a limpeza das membranas entre cada processo poderia ocorrer um aumento da concentração de poluentes.

Foram realizados 9 ensaios de eletrodialises do efluente P6 da coleta 34 totalizando 22,5 L de efluente. Ao final de cada ensaio eram retirados o efluente, que era coletado para realizar as análises de caracterização, a solução de concentrado e a solução de eletrodos dos respectivos compartimentos e preenchido novamente com o efluente, P6 da coleta 34, e as soluções de concentrado, solução A, e solução de eletrodo, solução B, descritos no item 4.6.3. O ensaio foi realizado em duplicata. No total foram utilizados 55 L de efluentes nesse ensaio: 45 L nos ensaios de eletrodialise, 7,5 L nos ensaios de CVC e 2,5 L de efluente para realizar a caracterização físico-química antes da eletrodialise. O procedimento utilizado no ensaio 2, após a realização da CVC, consiste em:

1. Adicionar 2,5 L de efluente no compartimento diluído, 2,5 L da solução A descrita no item 4.6.3 no compartimento concentrado e 2,5 L da solução B descrita no item 4.6.3 no compartimento de eletrodo;

2. Deixar a solução circular no sistema durante 20 minutos com o sistema de bombas da planta-piloto ligado e posteriormente desligar o sistema e deixar ambientando durante no mínimo 12 horas para ambientar as membranas com as soluções e o efluente;
3. Após 12 horas ligar o sistema de bombas novamente e deixar ligado durante 20 minutos após este período coletar a alíquota inicial, ou seja, a alíquota sem realizar a eletrodialise;
4. Ajustar a corrente encontrada no ensaio de CVC, descrito no item 4.6.5, na fonte de corrente e começar a contar o tempo de ensaio;
5. Realizar a eletrodialise até a condutividade elétrica do compartimento diluído atingir o valor próximo de $100 \mu\text{S}/\text{cm}$, que é o valor aproximado da água de abastecimento; coletar alíquotas a cada 10 minutos para monitorar o pH e a condutividade elétrica e guardar para realização da cromatografia iônica;
6. Retirar as soluções de todos os compartimentos, armazenando uma amostra de no mínimo 2 L para realizar a caracterização, e preencher novamente conforme item 1 acima.

5 Resultados

5.1 Resultados de vazão e dados meteorológicos

Durante o monitoramento da estação de tratamento de efluentes foi realizado o cálculo da vazão da mesma diariamente através dos dados obtido no sistema automação. O valor médio de vazão da ETE foi de 26,8 m³/d com um desvio padrão de 56,3 m³/d. Este valor de desvio padrão elevado pode ser explicado se for observada a Figura 5.1 onde estão apresentados os dados de vazão diária, em linha azul, em relação a precipitação, em linhas laranjas, o que indica que pode haver uma relação direta entre essas duas variáveis em que quando ocorre a precipitação a vazão da ETE aumenta. Tal fato não é benéfico para o sistema de tratamento da ETE, pois a água da chuva é deficiente em matéria orgânica e nutrientes para o desenvolvimento e manutenção dos microrganismos que promovem o tratamento biológico o que pode explicar em parte os resultados insatisfatórios de remoção de poluentes apresentados nas Tabelas 5.7, 5.8 e 5.9.

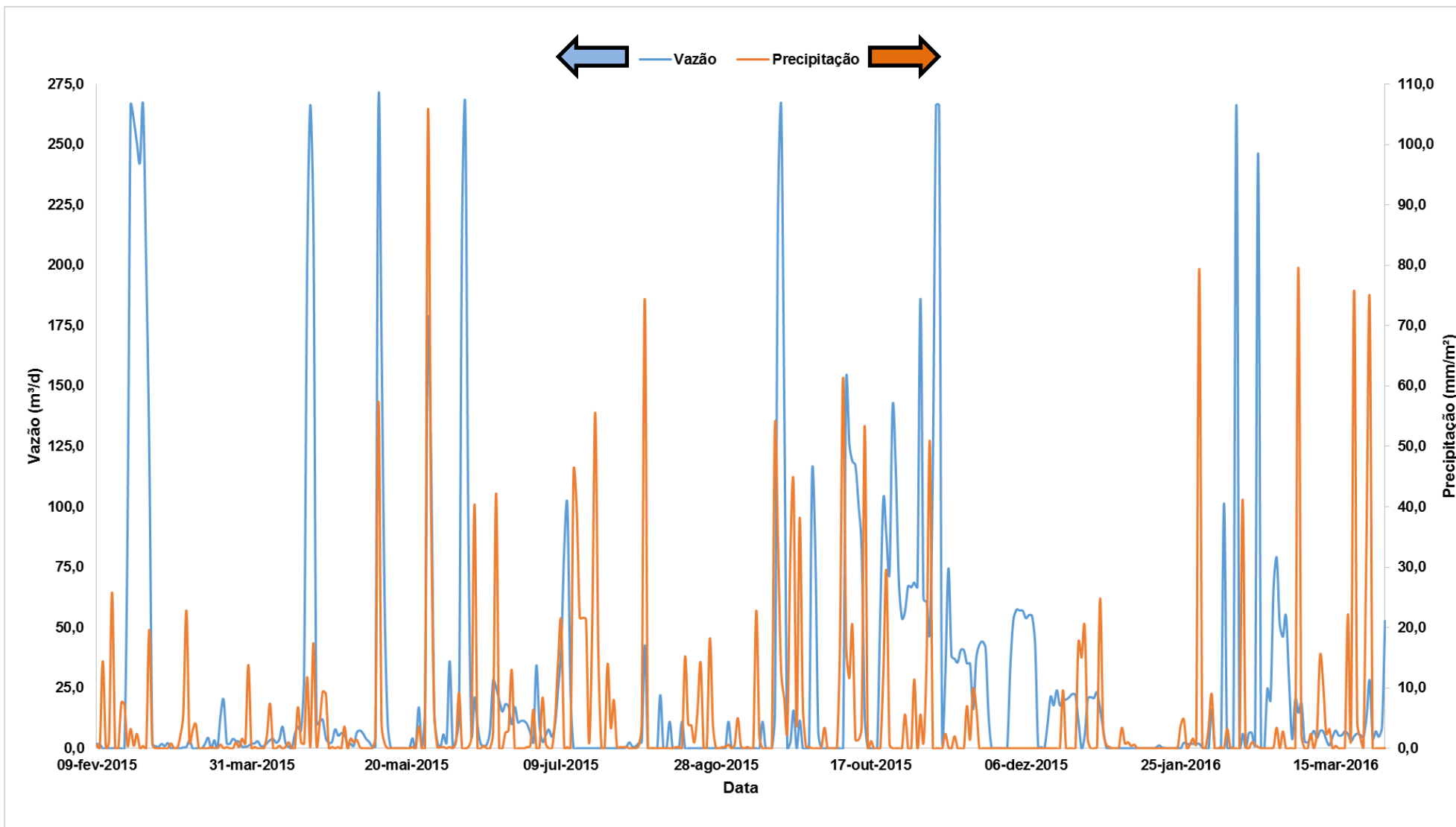


Figura 5.1: Resultados de vazão, em m³/dia, e de precipitação, em mm/m², ao longo do período de monitoramento.

5.2 Resultados da caracterização do efluente da ETE – Resultados de concentração

Os valores de concentração encontrados nos pontos analisados no processo serão apresentados no item 5.2. Os valores de eficiência de remoção serão apresentados no item 5.3.

5.2.1 Ponto de entrada da ETE – P1

Na Tabela 5.1 estão apresentados os resultados médios de concentração e desvio padrão para o efluente P1 (entrada) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Observa-se na Tabela 5.1 a grande variação da concentração média e do desvio padrão da entrada de poluentes na ETE, por exemplo, para o 3º período DQO com média de 897,5 mg/L e desvio padrão de 691,6 mg/L e NTK com média de 348,1 mg/L e desvio padrão de 300,5 mg/L. Tais variações se devem a influência da precipitação pluviométrica, mostrada na Figura 5.1, e impactam negativamente na eficiência de tratamento da ETE, pois os microrganismos do sistema biológico devem constantemente se adaptar frente a essas adversidades, fato que não ocorre instantaneamente, ocasionando uma grande dificuldade da ETE atingir os padrões necessários de descarte. Observa-se na operação da ETE que em dias de precipitação pluviométrica ocorre um arraste de sólidos que não são retidos no gradeamento, pois são menores que os espaçamentos das grades, para dentro das tubulações de entrada, fato que pode ser observado também na grande variação de concentração dos parâmetros ST e SST, influenciando negativamente todas as etapas posteriores do tratamento.

Os valores de concentração de DQO, NTK e amônia superiores encontrados no Período 3 em relação aos outros períodos se deve ao fato de que ao final do Período 2 e início do Período 3 a bomba de recalque estragou o que ocasionou o impedimento de tratamento pela ETE. O Período 4 apresentou valores de concentração inferiores para parâmetros importantes como, por exemplo, DQO, NTK e amônia, em relação aos outros períodos. Tal fato pode ser relacionado com a grande precipitação

pluviométrica que ocorreu nesse período conforme visto na Figura 5.1 ocorrendo assim uma diluição dos poluentes.

Tabela 5.1: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P1 (entrada) da ETE.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	8,18 ± 0,30	7,58 ± 1,92	7,56 ± 0,68	7,63 ± 0,23	8,38 ± 1,34
Cor	mg/L Pt.Co	383 ± 42	355 ± 27	253 ± 120	213 ± 55	395 ± 103
Turbidez	UTN	165 ± 95	161 ± 97	137 ± 161	33 ± 37	401 ± 361
Condutividade elétrica	µS/cm	1116 ± 409	1214 ± 284	851 ± 377	755 ± 115	862 ± 395
OD	mg/L O ₂	3,57 ± 1,62	2,63 ± 2,01	4,49 ± 1,02	3,05 ± 1,51	1,72 ± 1,06
DBO	mg/L O ₂	255 ± 103	346 ± 39	144 ± 127	190 ± 133	400 ± 193
DQO	mg/L O ₂	611,8 ± 295,2	671,3 ± 318,8	897,5 ± 691,6	168,8 ± 108,3	757,1 ± 335,4
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	340,3 ± 109,7	524,0 ± 290,2	1295,1 ± 120,6	513,7 ± 229,8	281,5 ± 140,5
ST	mg/L	720 ± 221	1738 ± 1785	1020 ± 594	508 ± 160	1118 ± 545
STV	mg/L	388 ± 169	462 ± 386	715 ± 500	168 ± 161	613 ± 418
STF	mg/L	332 ± 112	1275 ± 1885	305 ± 140	339 ± 36	506 ± 232
SST	mg/L	229 ± 118	487 ± 577	209 ± 277	107 ± 123	524 ± 438
SSV	mg/L	100 ± 110	283 ± 419	164 ± 239	58 ± 82	343 ± 302
SSF	mg/L	129 ± 97	204 ± 173	44 ± 41	49 ± 51	181 ± 217
Coliformes totais	NMP/100mL	2,99E+07 ± 1,63E+07	2,83E+07 ± 2,79E+07	2,42E+07 ± 1,75E+07	9,38E+06 ± 1,32E+07	9,76E+07 ± 7,51E+07
Coliformes fecais	NMP/100mL	8,25E+06 ± 6,17E+06	6,86E+06 ± 8,06E+06	7,96E+06 ± 7,94E+06	1,88E+06 ± 1,47E+07	5,18E+07 ± 9,51E+07
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	120,8 ± 48,5	173,5 ± 80,6	348,1 ± 300,5	70,3 ± 15,4	90,9 ± 40,7
Amônia	mg/L NH ₄ ⁺ - N	97,6 ± 37,7	92,2 ± 35,4	195,4 ± 165,4	49,9 ± 7,7	62,0 ± 39,5
Fluoreto	mg/L F ⁻	1,124 ± 0,479	0,508 ± 0,194	0,410 ± 0,225	0,464 ± 0,071	0,782 ± 0,481
Cloreto	mg/L Cl ⁻	135,748 ± 71,156	70,089 ± 33,711	64,100 ± 38,964	67,068 ± 20,425	56,090 ± 32,445
Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻	0,544 ± 1,282	4,177 ± 7,217	4,474 ± 3,856	5,326 ± 5,574	0,141 ± 0,268
Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻	0,036 ± 0,020	0,707 ± 0,822	3,741 ± 6,399	3,085 ± 3,931	4,815 ± 9,259
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻³	4,448 ± 2,884	6,306 ± 5,075	3,832 ± 2,004	5,067 ± 0,903	3,558 ± 1,810
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻²	38,576 ± 29,928	19,953 ± 10,190	16,293 ± 4,839	16,239 ± 4,845	17,740 ± 6,968
Fósforo total	mg/L PO ₄ ⁻³ - P	NR	NR	NR	33,0315 ± 2,1876	7,5070 ± 7,3865

Onde: NR – Não realizado

5.2.2 Ponto do tanque de aeração – P2

Na Tabela 5.2 estão apresentados os resultados de concentração médios e desvio padrão para a P2 (tanque de aeração) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Tabela 5.2: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P2 (tanque de aeração) da ETE para cada período.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	6,49 ± 0,84	6,70 ± 0,52	6,42 ± 0,88	6,91 ± 1,01	6,07 ± 1,21
Cor	mg/L Pt.Co	309 ± 60	280 ± 90	156 ± 41	187 ± 30	199 ± 39
Turbidez	UTN	151 ± 62	125 ± 66	23 ± 9	19 ± 8	59 ± 12
Condutividade elétrica	µS/cm	936 ± 104	721 ± 194	600 ± 158	730 ± 151	670 ± 171
OD	mg/L O ₂	6,64 ± 2,67	6,33 ± 1,89	7,39 ± 0,92	6,46 ± 1,48	6,11 ± 1,10
IVL	mL/g	13,8 ± 9,0	11,8 ± 10,3	2,9 ± 4,7	0,9 ± 0,3	0,5 ± 0,1
ST	mg/L	638 ± 129	776 ± 488	1649 ± 2152	2622 ± 4445	546 ± 71
STV	mg/L	430 ± 84	256 ± 41	1411 ± 2204	2259 ± 4457	239 ± 40
STF	mg/L	207 ± 111	520 ± 456	238 ± 167	349 ± 168	306 ± 63
SST	mg/L	241 ± 63	190 ± 130	51 ± 23	60 ± 17	105 ± 27
SSV	mg/L	97 ± 36	47 ± 56	35 ± 27	36 ± 13	82 ± 28
SSF	mg/L	145 ± 52	143 ± 102	16 ± 6	24 ± 25	23 ± 14

Os valores de oxigênio dissolvido (OD), em todos períodos, estão acima de 2,0 mg/L valor ideal para garantir o suprimento de oxigênio para os microrganismos heterotróficos converterem a matéria orgânica mais complexa em produtos mais simples e que são menos nocivos ao meio ambiente, mostrando que a aeração fornecida pelos aeradores submersos ocorre de forma satisfatória. Os valores de IVL (índice volumétrico de lodo), em todos os períodos, apresentam concentrações menores que 50 mL/g o que indica um lodo ativado de boa sedimentabilidade, conforme Von Sperling (2012).

5.2.3 Ponto do decantador secundário – P3

Na Tabela 5.3 estão apresentados os resultados de concentração médios e desvio padrão para o P3 (decantador secundário) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Tabela 5.3: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P3 (decantador secundário) da ETE.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	6,50 ± 0,78	5,87 ± 1,46	6,35 ± 0,89	6,97 ± 1,03	5,88 ± 1,17
Cor	mg/L Pt.Co	235 ± 29	201 ± 80	145 ± 38	182 ± 30	176 ± 36
Turbidez	UTN	44 ± 14	52 ± 28	21 ± 6	17 ± 7	47 ± 13
Condutividade elétrica	µS/cm	927 ± 89	695 ± 204	600 ± 159	731 ± 154	674 ± 174
OD	mg/L O ₂	6,32 ± 1,88	6,08 ± 0,77	7,17 ± 1,30	5,75 ± 1,90	6,25 ± 0,89
DBO	mg/L O ₂	53 ± 41	19 ± 7	19 ± 7	22 ± 7	29 ± 16
DQO	mg/L O ₂	509,4 ± 0,0	255,4 ± 261,0	391,1 ± 638,0	122,0 ± 73,2	124,3 ± 54,5
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	NR	NR	22,0 ± 0,0	167,9 ± 68,5	21,2 ± 20,6
ST	mg/L	559 ± 132	658 ± 484	490 ± 208	415 ± 136	519 ± 72
STV	mg/L	365 ± 94	417 ± 496	278 ± 148	157 ± 103	222 ± 40
STF	mg/L	194 ± 73	241 ± 89	212 ± 109	258 ± 79	297 ± 55
SST	mg/L	82 ± 18	94 ± 47	49 ± 30	48 ± 20	74 ± 17
SSV	mg/L	28 ± 18	55 ± 53	35 ± 29	32 ± 20	63 ± 19
SSF	mg/L	54 ± 20	39 ± 30	14 ± 6	16 ± 7	11 ± 5
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	33,2 ± 0,0	23,5 ± 12,6	65,9 ± 31,6	45,4 ± 13,9	22,1 ± 5,1
Amônia	mg/L NH ₄ ⁺ - N	26,4 ± 0,0	16,9 ± 9,1	51,6 ± 26,0	35,5 ± 10,5	22,4 ± 8,3
Fluoreto	mg/L F ⁻	NR	0,248 ± 0,0	0,357 ± 0,145	0,339 ± 0,050	0,386 ± 0,084
Cloreto	mg/L Cl ⁻	NR	29,662 ± 0,0	50,505 ± 22,315	75,504 ± 17,620	62,656 ± 22,685
Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻	NR	15,120 ± 0,0	8,981 ± 6,028	13,632 ± 9,248	4,446 ± 5,221
Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻	NR	0,062 ± 0,0	7,789 ± 8,443	8,469 ± 4,437	26,989 ± 8,571
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻³	NR	1,773 ± 0,0	3,660 ± 1,401	4,964 ± 1,194	3,764 ± 0,791
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻²	NR	14,551 ± 0,0	14,730 ± 3,885	18,331 ± 3,039	18,432 ± 3,071
Fósforo total	mg/L PO ₄ ⁻³ - P	NR	NR	NR	28,7857 ± 5,0848	2,6956 ± 1,3488

Onde: NR – Não realizado.

Na Tabela 5.3 vemos que as concentrações dos parâmetros poluentes, por exemplo, DBO, DQO, NTK e amônia são inferiores e os valores de nitrito e nitrato, são superiores aos mostrados na Tabela 5.1 (ponto da entrada ETE), indicando que a etapa de aeração converteu a matéria orgânica nitrogenada como, por exemplo, NTK e amônia em parcelas inorgânicas. Vemos também que os valores de turbidez, ST e SST são menores que os valores encontrados na entrada da ETE, indicando que a separação do lodo ativado do efluente clarificado é eficiente, pois esses indicadores apresentariam um valor superior se a separação não estivesse adequada.

5.2.4 Ponto do tanque de desinfecção – P4

Na Tabela 5.4 estão apresentados os resultados de concentração médios e desvio padrão para a P4 (caixa de desinfecção) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Observa-se que os valores de coliformes totais e fecais nas análises são inferiores aos mostrados na Tabela 5.1, ponto de entrada, indicando que a etapa de desinfecção por hipoclorito 10% m/m ocorre, com diminuição média de 1 unidade, porém com uma redução da concentração inferior a esperada, que seria de aproximadamente 3 unidades, ou, 99,9%. Em relação aos outros parâmetros os resultados de concentração estão próximos aos encontrados na Tabela 5.3 (decantador secundário).

Tabela 5.4: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P4 (caixa de desinfecção) da ETE.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	6,56 ± 0,76	6,60 ± 0,47	6,65 ± 0,72	6,98 ± 0,97	6,15 ± 0,97
Cor	mg/L Pt.Co	294 ± 67	230 ± 97	159 ± 51	185 ± 25	179 ± 42
Turbidez	UTN	91 ± 65	99 ± 91	34 ± 20	25 ± 21	50 ± 17
Condutividade elétrica	µS/cm	927 ± 87	693 ± 204	598 ± 156	733 ± 156	797 ± 353
OD	mg/L O ₂	6,66 ± 1,78	7,08 ± 0,79	6,28 ± 2,16	5,53 ± 1,84	5,97 ± 2,46
DQO	mg/L O ₂	305,0 ± 259,6	389,1 ± 261,9	323,3 ± 273,3	94,9 ± 93,8	111,7 ± 57,9
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	99,9 ± 125,6	35,5 ± 12,5	154,7 ± 63,4	160,4 ± 76,9	47,8 ± 40,4
ST	mg/L	485 ± 131	1212 ± 927	679 ± 257	669 ± 311	588 ± 213
STV	mg/L	297 ± 90	662 ± 792	474 ± 246	344 ± 382	230 ± 73
STF	mg/L	189 ± 89	550 ± 423	200 ± 67	325 ± 100	358 ± 143
SST	mg/L	138 ± 60	183 ± 169	97 ± 123	53 ± 27	100 ± 33
SSV	mg/L	56 ± 33	57 ± 34	74 ± 95	43 ± 27	87 ± 35
SSF	mg/L	82 ± 48	126 ± 145	23 ± 31	10 ± 5	13 ± 6
Coliformes totais	NMP/100mL	1,02E+06 ± 5,71E+05	2,39E+06 ± 1,78E+06	4,71E+06 ± 7,99E+06	4,50E+06 ± 8,82E+06	2,15E+06 ± 3,98E+06
Coliformes fecais	NMP/100mL	3,87E+05 ± 3,77E+05	1,42E+05 ± 1,80E+05	2,18E+05 ± 9,73E+04	8,40E+05 ± 1,33E+06	3,43E+04 ± 3,44E+04
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	46,4 ± 19,6	31,6 ± 19,9	72,8 ± 35,9	43,6 ± 9,1	22,0 ± 5,7
Amônia	mg/L NH ₄ ⁺ - N	40,4 ± 19,5	17,3 ± 9,7	55,2 ± 24,4	31,7 ± 9,6	21,4 ± 6,8
Fluoreto	mg/L F ⁻	0,548 ± 0,131	0,430 ± 0,108	0,398 ± 0,133	0,420 ± 0,067	0,384 ± 0,077
Cloreto	mg/L Cl ⁻	122,944 ± 23,219	67,415 ± 27,550	53,064 ± 21,141	75,921 ± 18,123	81,974 ± 42,644
Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻	37,990 ± 24,575	25,989 ± 14,435	9,199 ± 5,394	13,457 ± 9,314	3,588 ± 4,485
Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻	1,512 ± 1,646	6,296 ± 9,524	9,319 ± 8,670	8,382 ± 4,340	27,742 ± 7,394
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻³	4,687 ± 3,158	3,842 ± 2,087	3,591 ± 1,224	5,213 ± 1,323	4,079 ± 0,738
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻²	33,014 ± 9,214	21,314 ± 6,808	15,518 ± 3,808	18,952 ± 3,263	20,333 ± 4,440
Fósforo total	mg/L PO ₄ ⁻³ - P	NR	NR	NR	29,8513 ± 3,8765	9,8974 ± 9,5444

Onde: NR – Não realizado

5.2.5 Ponto do lodo de retorno – P5

Na Tabela 5.5 são apresentados os resultados de concentração médios e desvio padrão para o P5 (lodo de retorno) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Tabela 5.5: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P5 (lodo de retorno) da ETE.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	6,66 ± 0,24	6,82 ± 0,54	6,66 ± 0,21	7,10 ± 0,16	7,02 ± 0,85
Condutividade elétrica	µS/cm	2182 ± 285	1703 ± 208	1577 ± 289	1581 ± 167	820 ± 165
OD	mg/L O ₂	0,37 ± 0,79	0,12 ± 0,07	0,41 ± 0,65	0,09 ± 0,07	1,81 ± 2,11
ST	mg/L	48661 ± 18901	38869 ± 7256	50598 ± 17608	28586 ± 8374	16887 ± 15265
STV	mg/L	24535 ± 9910	15361 ± 2929	27242 ± 15882	16472 ± 4731	9236 ± 7397
STF	mg/L	24125 ± 9501	23509 ± 5814	20867 ± 12040	12114 ± 3707	7651 ± 7947

Pela Tabela 5.5 observamos que os valores de concentração de ST encontrados são elevados, o que indica, conforme Anglian Water (1991), que ocorre uma concentração de matéria orgânica no lodo de retorno, como óleos, graxas e microrganismos, e de nutrientes inorgânicos, como fosfato, nitrato e nitrito. O valor da condutividade elétrica duplica em relação ao P1 (entrada) devido a mineralização da matéria orgânica em material inorgânico e que é concentrado no lodo de retorno. Os valores de oxigênio dissolvido encontrados estão abaixo de 2,0 mg/L, pois o lodo apresenta uma grande concentração de matéria orgânica e microrganismos, conforme mencionado acima, o que promove um rápido consumo do oxigênio disponível.

5.2.6 Ponto do tanque de armazenamento – P6

Na Tabela 5.6 são apresentados os resultados de concentração médios e desvio padrão para a P6 (Tanque de armazenamento) da ETE, para os períodos do monitoramento.

Tabela 5.6: Valores de concentração média e desvio padrão do ponto P6 (tanque de armazenamento) da ETE.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
pH	-	NR	6,59 ± 0,48	6,89 ± 0,57	7,31 ± 0,93	6,58 ± 0,82
Cor	mg/L Pt.Co	NR	245 ± 95	145 ± 44	182 ± 62	160 ± 39
Turbidez	UTN	NR	165 ± 112	17 ± 6	21 ± 21	55 ± 28
Condutividade elétrica	µS/cm	NR	691 ± 206	587 ± 151	744 ± 142	767 ± 338
OD	mg/L O ₂	NR	6,23 ± 1,68	6,53 ± 2,01	6,51 ± 0,93	6,99 ± 0,92
DQO	mg/L O ₂	NR	460,7 ± 305,4	183,5 ± 112,2	132,9 ± 87,0	147,7 ± 32,1
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	NR	34,4 ± 14,2	163,6 ± 133,2	163,8 ± 73,0	25,8 ± 15,8
ST	mg/L	NR	814 ± 415	3286 ± 5641	458 ± 72	555 ± 145
STV	mg/L	NR	515 ± 467	244 ± 98	177 ± 96	199 ± 26
STF	mg/L	NR	299 ± 166	3041 ± 5663	281 ± 98	356 ± 151
SST	mg/L	NR	204 ± 132	52 ± 21	57 ± 41	113 ± 56
SSV	mg/L	NR	69 ± 31	14 ± 14	17 ± 9	36 ± 33
SSF	mg/L	NR	135 ± 130	38 ± 15	40 ± 37	77 ± 39
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	NR	34,4 ± 20,7	65,1 ± 28,0	47,8 ± 9,6	21,7 ± 6,5
Amônia	mg/L NH ₄ ⁺ - N	NR	17,2 ± 9,7	52,5 ± 23,5	32,0 ± 8,9	18,2 ± 6,2
Fluoreto	mg/L F ⁻	NR	0,450 ± 0,129	0,371 ± 0,136	0,401 ± 0,101	0,397 ± 0,083
Cloreto	mg/L Cl ⁻	NR	63,871 ± 30,975	57,420 ± 26,893	74,637 ± 19,721	83,048 ± 51,066
Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻	NR	29,647 ± 11,939	11,167 ± 7,996	10,062 ± 9,348	1,699 ± 1,446
Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻	NR	1,338 ± 1,054	9,309 ± 8,695	6,794 ± 4,999	24,710 ± 7,441
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻³	NR	3,633 ± 1,827	3,559 ± 1,233	5,220 ± 1,590	4,005 ± 0,713
Sulfato	mg/L SO ₄ ⁻²	NR	22,458 ± 8,943	15,357 ± 3,895	17,537 ± 3,922	20,262 ± 5,908
Fósforo total	mg/L PO ₄ ⁻³ - P	NR	NR	NR	34,0530 ± 9,5401	2,7242 ± 1,2389

Onde: NR – Não realizado

Os valores encontrados no parâmetro de DQO, que é um indicador da concentração da matéria orgânica carbonácea, indicam que ocorre remoção da mesma ao final do tratamento pela ETE, pois os valores são inferiores aos encontrados na Tabela 5.1 (entrada da ETE). Porém, observando os valores de NTK e NH_3 , indicadores da matéria orgânica nitrogenada, os mesmos encontram-se acima dos valores permitidos para lançamento de efluente doméstico tratado na natureza, conforme as legislações ambientais vigentes apresentadas nas Tabelas 3.3 e 3.4, o que impossibilita o seu lançamento na natureza.

No intuito de oferecer um destino mais nobre a esse efluente doméstico tratado, o processo de eletrodialise apresenta-se como um processo interessante, pois pode possibilitar o reúso do mesmo. Tal possibilidade se deve ao fato de que parâmetros que impossibilitam o lançamento do efluente doméstico tratado como, por exemplo, NTK, amônia, além de diversos íons poluentes, são removidos durante o ensaio de eletrodialise, obtendo-se uma água com qualidade para reúso.

5.3 Resultados da caracterização do ETE – Eficiência de Remoção

Os resultados de eficiência de remoção no monitoramento estão apresentados em tabelas, informando o valor médio de eficiência de remoção, em %, com os respectivos desvios padrão.

5.3.1 Eficiência de remoção – Decantador secundário em relação à entrada

Na Tabela 5.7 são apresentados os valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P3 (decantador secundário), visando avaliar a qualidade do efluente após o tratamento aeróbio, realizado no ponto P2 (aerador).

Tabela 5.7: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P3 (decantador secundário) da ETE e respectivos desvios padrão.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
DBO	mg/L O ₂	72 ± 24	94 ± 2	77 ± 14	78 ± 16	87 ± 15
DQO	mg/L O ₂	91,5 ± 22,4	67,1 ± 19,1	57,7 ± 31,2	6,9 ± 51,3	76,8 ± 19,3
SST	mg/L	53 ± 27	57 ± 24	31 ± 49	22 ± 35	73 ± 18
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	95,6 ± 11,7	83,7 ± 9,7	62,6 ± 28,7	34,4 ± 20,3	71,6 ± 11,0
NH ₃	mg/L NH ₄ ⁺ - N	95,5 ± 11,9	81,5 ± 7,2	56,1 ± 28,7	29,8 ± 16,0	42,9 ± 40,1

Nota-se que conforme mostrado na Tabela 5.7, concentrações encontradas no P3 (decantador secundário), ocorre com eficiência a remoção de poluentes orgânicos, por exemplo, DBO, DQO e NTK e NH₃. O período 4 apresentou valores de eficiência de remoção inferiores aos outros períodos, principalmente para o parâmetro DQO, devido à grande precipitação pluviométrica ocorrida no período, mostrado na Figura 5.1 e mencionado no item 5.2.1. Além de promover a diluição dos poluentes a precipitação pluviométrica ocasiona problemas de eficiência de tratamento conforme mencionado no item 5.1.

5.3.2 Eficiência de remoção – Tanque de desinfecção em relação a entrada

Na Tabela 5.8 estão apresentados os valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P4 (tanque de desinfecção), visando avaliar a qualidade do efluente após a separação do lodo ativado do efluente tratado no ponto P3 (decantador secundário) e posterior adição de hipoclorito de sódio no ponto P4 (tanque de desinfecção).

Tabela 5.8: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P4 (tanque de desinfecção) da ETE e respectivos desvios padrão.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
DQO	mg/L O ₂	49,4 ± 31,1	63,7 ± 29,2	63,7 ± 29,2	47,6 ± 21,9	84,9 ± 4,3
CF	NMP/100mL	96 ± 3	91 ± 7	91 ± 7	68 ± 25	97 ± 4
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	55,3 ± 20,4	65,6 ± 28,6	65,6 ± 28,6	36,3 ± 13,7	72,3 ± 10,0
NH3	mg/L NH ₄ ⁺ - N	51,6 ± 24,7	61,0 ± 30,6	61,0 ± 30,6	36,7 ± 16,4	46,2 ± 37,2

Em relação aos valores de coliformes fecais, observa-se que a eficiência de remoção foi superior a 90% em 4 dos 5 períodos. No período 4 a remoção de coliformes fecais e totais não atingiu valores superiores a 90%, pois ocorreram problemas no fornecimento de hipoclorito de sódio, utilizado nesta etapa. Para os parâmetros DQO, NTK e amônia os valores de eficiência de remoção foram inferiores devido a influência da precipitação pluviométrica, mostrado no item 5.1, ocasionando problemas de tratamento, conforme mencionado no item 5.1.

5.3.3 Eficiência de remoção – Tanque de armazenamento em relação a entrada

Na Tabela 5.9 são apresentados os valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P6 (tanque de armazenamento), visando avaliar a qualidade do efluente no mesmo.

Tabela 5.9: Valores de eficiência de remoção, em %, entre os pontos P1 (entrada) e P6 (tanque de armazenamento) da ETE e respectivos desvios padrão.

Análise	Unidade	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5
DQO	mg/L O ₂	NR	47,8 ± 27,0	68,5 ± 35,4	14,4 ± 38,6	71,4 ± 21,2
SST	mg/L	NR	3 ± 92	-27 ± 153	-46 ± 172	50 ± 45
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	NR	79,7 ± 13,6	66,1 ± 29,5	30,1 ± 14,3	71,3 ± 14,5
NH3	mg/L NH ₄ ⁺ - N	NR	85,6 ± 9,3	62,8 ± 29,8	35,8 ± 15,2	54,3 ± 30,9

Onde: NR – Não realizado.

Constata-se que a remoção de matéria orgânica ocorre, porém, os valores de SST, em determinados períodos, apresentaram resultados de eficiência de remoção negativos o que indica que efluente tratado está sendo encaminhado ao tanque de armazenamento ainda contém sólidos, como pode ser observado na tabela 5.6. A explicação para tal acontecimento pode ser devido as coletas da amostra no tanque de armazenamento foram realizadas na parte inferior do mesmo, pois a válvula de coleta se encontra neste local. Logo o mesmo está atuando como um sedimentador e, ao longo do tempo, ocorre a deposição dos sólidos no fundo do tanque. Isso faz com que as amostras coletadas ao final do tratamento apresentem valores de SST maiores do que as amostras coletadas na entrada da ETE. Para se evitar isso deve-se realizar a coleta em diferentes pontos do tanque de armazenamento e promover a sua mistura garantindo assim uma amostra mais representativa do tanque de armazenamento.

5.4 Eletrodiálise

Para avaliar a aplicação da eletrodiálise no tratamento do efluente final da ETE monitorada no trabalho foram realizados 2 ensaios diferentes. O primeiro ensaio consiste em avaliar o máximo transporte iônico através das membranas através da eletrodiálise de 4 coletas diferentes, coletas 24, 28, 31 e 33. O segundo ensaio consiste em avaliar o comportamento da membrana frente a remoção de poluentes de um mesmo efluente sem realizar a limpeza das membranas, efluente P6 da coleta 34. Para avaliar a remoção foram realizadas análises de cromatografia iônica e caracterização físico-química. Durante o ensaio foram monitorados o pH e a condutividade elétrica do efluente, da solução de concentrado e da solução de eletrodos antes do experimento, depois de 10, 20 e 30 minutos ou final do ensaio.

5.4.1 Ensaio 1 – Avaliação do transporte iônico

Primeiramente foi determinado a corrente limite através da construção da curva corrente potencial utilizando o mesmo sistema de eletrodialise que foi utilizado na eletrodialise, ou seja, utilizando a mesma fonte de corrente, planta piloto, *stack*, membranas e sistema de bombas. Uma curva obtida durante o trabalho é apresentada na Figura 5.2 onde é apresentada a CVC da membrana catiônica do efluente da coleta 33 e as linhas utilizadas para definir a corrente limite do ensaio com esse efluente. Para a obtenção dos valores de corrente limite cada CVC foi realizada em triplicata para cada efluente. Os valores das correntes limite encontradas e utilizadas no trabalho estão apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10: Corrente limite para cada efluente do ponto P6 coletado.

Coleta	Corrente limite (mA)
24	360
28	310
31	220
33	290

Os valores de correntes limite foram bem diferentes para cada coleta, resultado esperado devido à grande diferença entre as coletas, conforme resultados da Tabela 5.6 onde está apresentada a caracterização do efluente do tanque de armazenamento da ETE. Isso mostra que, apesar da condutividade elétrica não variar muito em valores numéricos, a concentração dos diversos íons presente no efluente e demais componentes, físicos, químicos e biológicos interferem nos fenômenos de transporte que ocorrem nas membranas influenciando o resultado final da corrente limite.

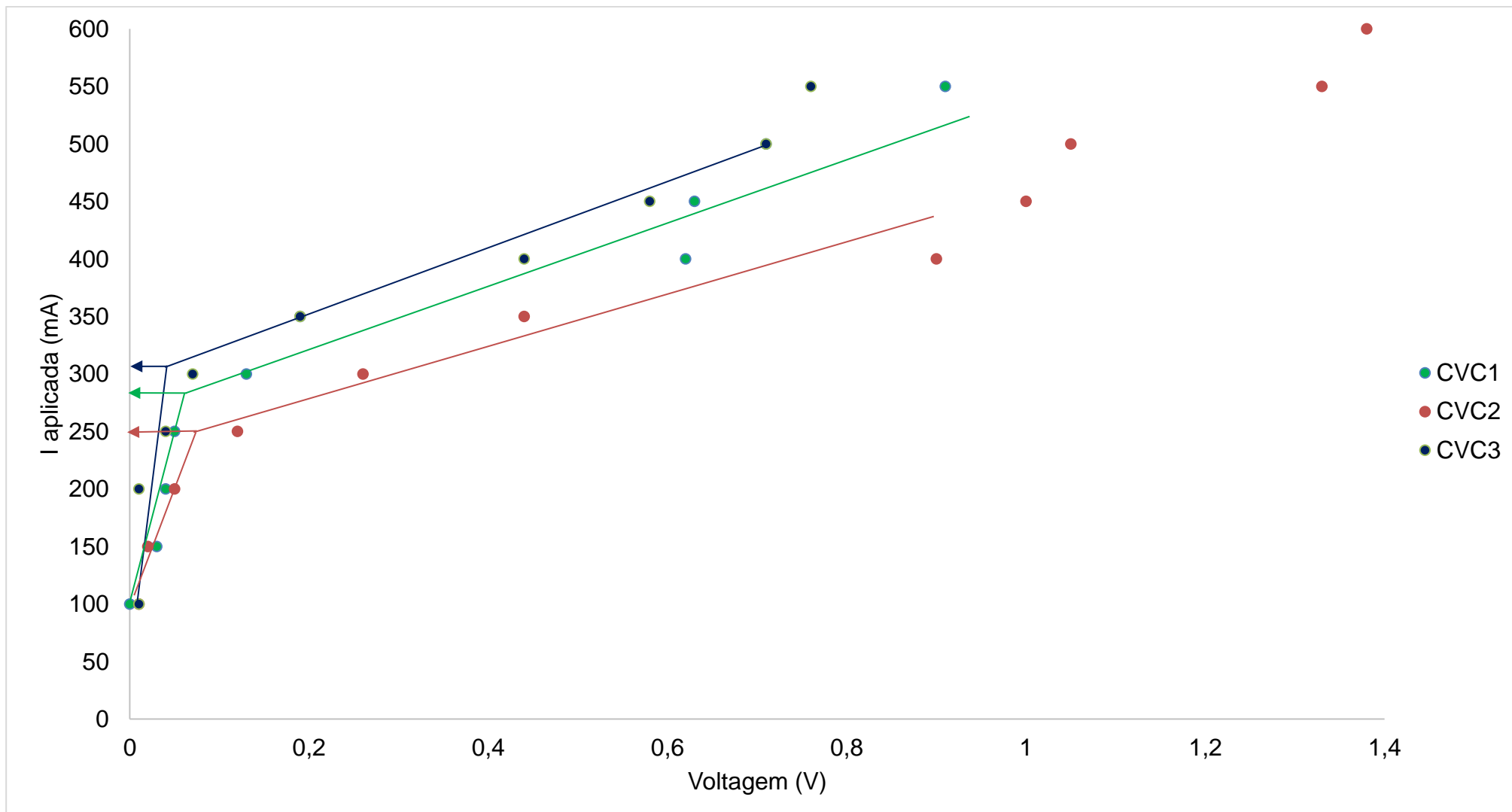


Figura 5.2: Curva de CVC da membrana catiônica do efluente da coleta 33 mostrando as linhas de determinação da corrente limite.

A corrente utilizada no ensaio foi de 80% do valor da corrente limite apresentadas na Tabela 5.10. O experimento foi realizado até a fonte de tensão atingir uma voltagem de 120V, onde além de ser o valor máximo de voltagem permitido pela fonte de corrente era também observada uma queda na corrente apesar do aumento da voltagem, condição esta atingida quando a condutividade elétrica do efluente a ser tratado é baixa permitindo que efeitos como a dissociação da água ocorra para manter a corrente do sistema e afetando assim o transporte de íons poluentes através da membrana.

Na Tabela 5.11 estão mostrados os resultados de concentração do efluente P6 em cada coleta, chamado inicial, e a concentração do efluente P6 após a eletrodialise, chamado final, e o desvio padrão dos ânions analisados no trabalho para as 4 coletas.

Tabela 5.11: Resultados de concentração média e desvio padrão para cada ânion antes e depois da eletrodialise para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.

Coleta	Concentração (mg/L)	Ânion					
		Fluoreto	Cloreto	Nitrito	Nitrato	Fosfato	Sulfato
24	Inicial	0,57 ± 0,16	38,41 ± 1,97	8,84 ± 2,82	56,24 ± 2,21	10,36 ± 0,61	29,30 ± 2,63
	Final	0,02 ± 0,00	0,14 ± 0,10	0,05 ± 0,00	0,25 ± 0,15	0,97 ± 0,16	0,71 ± 0,13
28	Inicial	0,53 ± 0,03	62,04 ± 0,07	1,75 ± 0,71	77,82 ± 4,91	18,90 ± 0,83	89,98 ± 43,23
	Final	0,07 ± 0,01	0,92 ± 0,50	0,05 ± 0,00	0,55 ± 0,10	3,20 ± 0,22	2,57 ± 1,30
31	Inicial	1,69 ± 0,16	41,25 ± 1,86	0,69 ± 0,50	73,43 ± 4,41	18,59 ± 1,43	30,23 ± 5,43
	Final	0,07 ± 0,01	0,27 ± 0,12	0,05 ± 0,00	0,13 ± 0,05	0,90 ± 0,54	0,80 ± 0,31
33	Inicial	0,39 ± 0,02	137,44 ± 52,33	3,96 ± 0,26	131,80 ± 1,95	16,65 ± 0,26	45,64 ± 12,39
	Final	0,03 ± 0,01	0,68 ± 0,26	0,05 ± 0,00	0,42 ± 0,13	1,91 ± 0,96	2,60 ± 1,54

Concentrações inferiores a 4 mg/L foram encontradas após a eletrodialise para compostos que, em elevadas concentrações, ocasionam a eutrofização de corpos hídricos receptores como, por exemplo, fosfato, nitrito e nitrato (MISHIMA *et al.*, 2016), sendo que para esse último ânion é importante que o mesmo apresente uma concentração extremamente baixa, pois em elevadas concentrações em águas pode

ocasionar a doença chamada Meta-hemoglobinemia, principalmente em crianças (FAN; STEINBERG, 1996). Os valores de concentrações finais dos ânions fosfato e sulfato apresentaram valores mais elevados, principalmente para os efluentes das coletas 28 e 33. A explicação para este acontecimento deve-se ao fato de que membranas íon seletivas possuem diferentes forças de afinidade para diferentes íons (BERNARDES; RODRIGUES; FERREIRA, 2013). Quanto maior é o tamanho do íon menor a sua mobilidade no interior da membrana e quanto maior a carga iônica maior é a afinidade do íon com a membrana e, portanto, como os ânions fosfato e sulfato possuem tanto um tamanho iônico quanto uma carga iônica maior, frente aos outros ânions do estudo, os mesmos têm uma afinidade maior e mobilidade menor no interior da membrana e então sua remoção do efluente para o compartimento de concentrado é menor, apesar do fato de suas concentrações iniciais serem mais baixas em relação à concentração inicial de cloreto e o mesmo apresentar concentrações finais inferiores ao fosfato e sulfato (BRUGGEN et al, 2004).

Na Figura 5.3 são apresentados os valores de remoção percentual dos ânions analisados posteriormente a eletrodialise em relação aos mesmos anteriormente a eletrodialise para cada efluente P6 da ETE. As barras no topo das colunas representam o desvio-padrão.

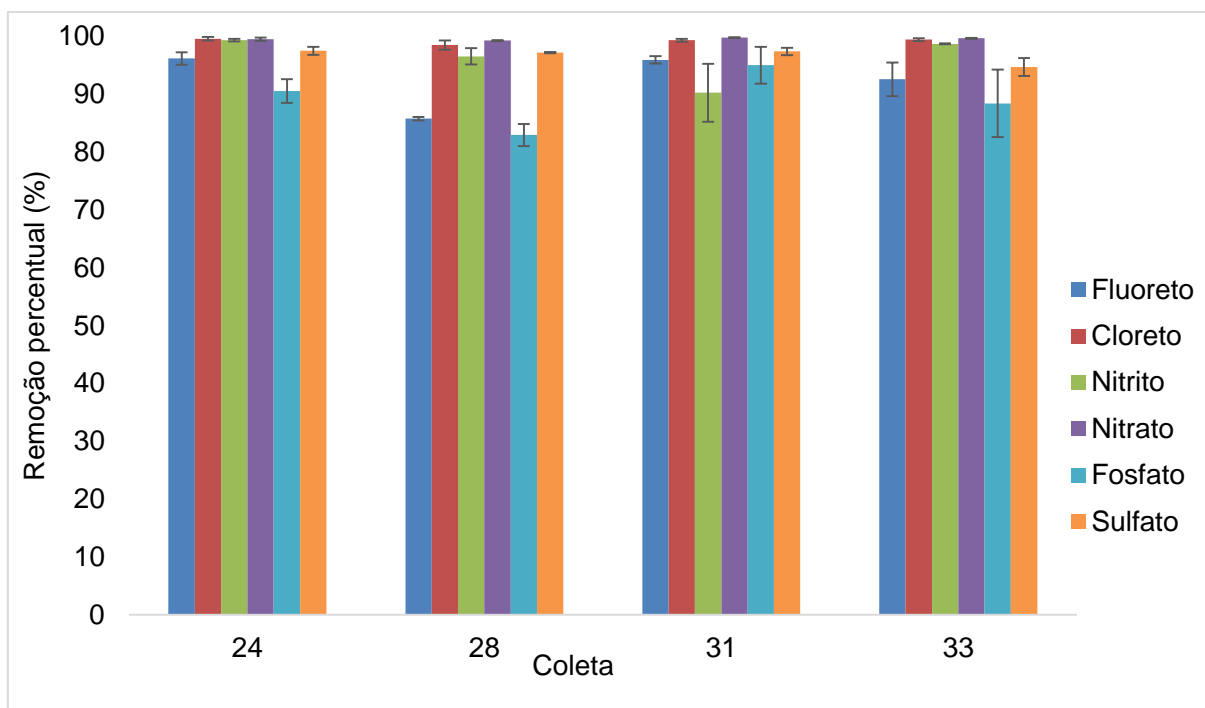


Figura 5.3: Remoção percentual e desvio padrão para cada ânion para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.

Os resultados encontrados para os ânions fluoreto, cloreto, nitrito, nitrato e sulfato apresentaram eficiência de remoção superiores a 90% em todas as análises dos efluentes após a eletrodialise para todos os diferentes efluentes. O ânion fosfato atingiu valores de remoção superiores a 80%, mas inferior aos outros ânions, e com o maior valor de desvio padrão, encontrado no tratamento do efluente P6 da coleta 33. Isso deve-se ao fato de que o fosfato possui uma alta afinidade com a membrana, conforme Bruggen et al (2004). Para o ânion sulfato o mesmo resultado era esperado, mas o mesmo apresenta uma concentração inicial superior a concentração inicial do fosfato em todos os efluentes o que, no resultado final, influencia o valor de remoção percentual para cima, apesar da concentração final de sulfato ser próxima a do fosfato. O desvio padrão para o ânion nitrito no tratamento do efluente P6 da coleta 31 foi grande, pois sua concentração varia dependendo da quantidade de oxigênio dissolvido do efluente. Se o mesmo se torna anaeróbio, como acontece no armazenamento do efluente durante os testes, tende a ocorrer a redução do nitrato a nitrito e do nitrito a N_2 , ocasionando mudanças nos valores de concentração ao longo

dos testes para esses ânions. Tal fato não ocorre durante a ED, porém pode ocorrer durante o período de armazenamento do efluente que será utilizado no ensaio.

Na Tabela 5.12 estão mostrados os resultados de concentração do efluente P6 em cada coleta, chamado inicial, e a concentração do efluente P6 após a eletrodialise, chamado final, e o desvio padrão dos cátions analisados no trabalho para as 4 coletas.

Tabela 5.12: Resultados de concentração média e desvio padrão para cada cátion antes e depois da eletrodialise para o tratamento dos 4 efluentes.

Coleta	Concentração (mg/L)	Cátions				
		Sódio	Amônio	Potássio	Magnésio	Cálcio
24	Inicial	64,19 ± 6,59	44,44 ± 4,29	14,32 ± 2,07	1,31 ± 0,29	16,08 ± 4,86
	Final	1,12 ± 0,83	0,06 ± 0,00	0,04 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,98 ± 0,02
28	Inicial	144,19 ± 71,12	4,51 ± 3,44	16,27 ± 0,10	1,95 ± 0,88	7,72 ± 3,53
	Final	1,93 ± 1,54	0,17 ± 0,09	0,35 ± 0,07	0,19 ± 0,17	0,99 ± 0,21
31	Inicial	46,95 ± 5,90	12,58 ± 0,54	12,55 ± 0,73	0,55 ± 0,71	6,66 ± 1,20
	Final	0,17 ± 0,05	0,06 ± 0,00	0,33 ± 0,05	0,13 ± 0,15	0,90 ± 0,58
33	Inicial	96,26 ± 4,59	33,71 ± 0,27	68,08 ± 52,34	5,69 ± 0,13	21,62 ± 0,43
	Final	0,29 ± 0,06	0,62 ± 0,09	0,42 ± 0,25	0,31 ± 0,19	1,05 ± 0,11

Concentrações abaixo de 2 mg/L foram encontradas para os cátions. Para o cátion cálcio podemos atribuir a sua concentração maior no efluente final, pois como possui uma elevada afinidade com a membrana catiônica devido a sua carga elétrica e, portanto, uma velocidade de remoção menor do que encontrada para os outros cátions, mesmo sendo sua concentração inicial inferior aos outros cátions como, por exemplo, o sódio, amônio e potássio (BRUGGEN et al, 2004).

Na Figura 5.4 são apresentados os valores de remoção percentual dos cátions analisados posteriormente à eletrodialise em relação aos mesmos anteriormente à eletrodialise para cada efluente P6 da ETE. As barras no topo das colunas representam o desvio-padrão.

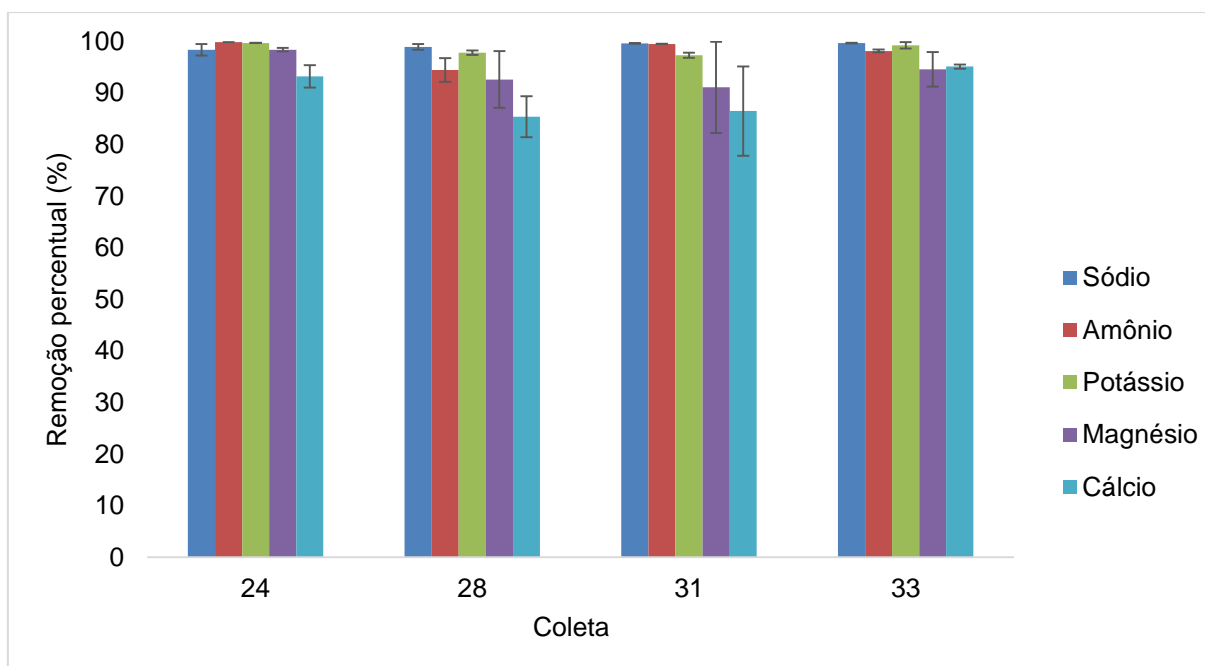


Figura 5.4: Remoção percentual e desvio padrão para cada cátion para o tratamento do efluente P6 das 4 coletas.

A redução do valor de remoção percentual ocorre com os aumentos da carga elétrica, devido a maior afinidade dos mesmos com a membrana, e tamanho do cátion, onde cátions de maior raio iônico possuem uma mobilidade menor no interior da membrana (BRUGGEN et al, 2004). Apesar da queda em relação aos valores de remoção percentual os resultados encontrados foram acima de 85% para todos os cátions. Os valores de desvio padrão elevados encontrados principalmente para os cátions magnésio e cálcio se devem ao fato de que os valores de concentrações iniciais, principalmente no efluente P6 da coleta 31, e finais são muito próximas e, portanto, qualquer variação no valor final de concentração têm um efeito acentuado no valor final de remoção para cada ensaio.

5.4.2 *Caracterização físico-química antes e após a eletrodialise*

Para avaliar a remoção de poluentes do efluente final da ETE foi realizada a caracterização físico-química anterior e posteriormente ao processo de eletrodialise conforme os métodos utilizados na caracterização do efluente P6 da ETE. O efluente utilizado para esse experimento foi o efluente P6 da coleta 33 mostrado nas Tabelas 5.11 e 5.12, chamado de inicial. Na Tabela 5.13 estão apresentados os resultados de concentração média inicial, chamado de inicial, e após a eletrodialise, chamado de final, do efluente e os respectivos desvios padrão. Foram realizadas 3 eletrodialises de cada efluente e cada análise foi realizada em triplicata para cada eletrodialise.

Tabela 5.13: Concentração média inicial e final e remoção, em %, com respectivos desvio padrão do efluente antes e depois da eletrodialise.

Análise	Unidade	Concentração (mg/L)		Remoção (%)
		Inicial	Final	
pH	-	6,73 ± 0,12	5,42 ± 0,09	-
Cor	mg/L Pt.Co	84,8 ± 3,1	21,2 ± 4,6	75,0 ± 5,4
Turbidez	UTN	8,37 ± 0,09	4,13 ± 0,27	50,7 ± 3,2
CE	µS/cm	806,3 ± 23	8,0 ± 2,4	99,0 ± 0,3
DQO	mg/L O ₂	46,8 ± 2,7	32,0 ± 7,0	31,6 ± 15,0
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	37,8 ± 1,8	9,1 ± 0,5	76,0 ± 1,2
ST	mg/L	538 ± 13	113 ± 20	78,9 ± 3,7
STV	mg/L	396 ± 19	62 ± 24	84,3 ± 6,1
STF	mg/L	142 ± 10	51 ± 4	63,8 ± 2,9
SDT	mg/L	530 ± 16	108 ± 20	79,6 ± 3,7
SDF	mg/L	140 ± 15	50 ± 3	64,0 ± 2,4
SDV	mg/L	390 ± 9	58 ± 23	85,2 ± 5,9
NTK	mg/L NH ₄ ⁺ - N	27,1 ± 2,0	1,0 ± 0,0	96,3 ± 0,0
NH ₃	mg/L NH ₄ ⁺ - N	22,3 ± 1,5	1,0 ± 0,0	95,5 ± 0,0
F ⁻	mg/L F ⁻	0,5 ± 0,02	0,02 ± 0,01	96,72 ± 1,91
Cl ⁻	mg/L Cl ⁻	139,86 ± 2,31	0,33 ± 0,14	99,76 ± 0,08
NO ₂ ⁻	mg/L NO ₂ ⁻	1,19 ± 0,01	0,01 ± 0,00	99,16 ± 0,00
NO ₃ ⁻	mg/L NO ₃ ⁻	23,19 ± 0,54	0,04 ± 0,02	99,84 ± 0,08
PO ₄ ²⁻	mg/L PO ₄ ³⁻	2,64 ± 0,06	0,18 ± 0,12	93,16 ± 3,69
SO ₄ ²⁻	mg/L SO ₄ ²⁻	17,99 ± 1,35	0,21 ± 0,11	98,81 ± 0,51
PT	mg/L PO ₄ ³⁻ - P	3,90 ± 1,00	0,50 ± 0,00	87,18 ± 0,00

Os resultados apresentados na Tabela 5.13 demonstram que o processo de eletrodialise para a remoção de poluentes ocorre de forma bem acentuada para os compostos que apresentam características iônicas como, por exemplo, sólidos dissolvidos e amônia como era o esperado. O pH da solução diminui após a eletrodialise, porém não de forma que possa afetar as membranas e o posterior reúso do efluente. Os valores de NTK e amônia também diminuíram, pois, como visto na Tabela 5.13, aproximadamente 80% do valor de NTK é composto por amônia, e como em valores abaixo de pH = 6,0 a amônia se apresenta na forma do íon amônio (NH₄⁺)

(METCALF; EDDY, 2003) e o mesmo possui carga elétrica e é conduzido através da membrana catiônica da solução diluída para a solução concentrada.

Observa-se que a remoção percentual de compostos que possuem carga iônica como, por exemplo, fluoreto, cloreto, nitrito, nitrato, sulfato, amônia, NTK e fósforo total foram superiores a 95%. Outro parâmetro que apresentou resultado satisfatório foi a condutividade elétrica com valor de remoção percentual de 99%. Os valores de DQO e turbidez não apresentaram um bom resultado de remoção, apenas 31,6% e 50,7% respectivamente, mostrando que para efluentes com alta carga orgânica que não apresenta em sua composição compostos iônicos, o tratamento do efluente através do processo de eletrodialise não é indicado.

Como será visto no item 5.5.1 o efluente após este ensaio pode ser reutilizado no uso em agricultura, urbano e piscicultura se houver a correção do pH para valores acima de 6,0.

5.4.3 Ensaio 2 - Avaliação do comportamento das membranas

O efluente utilizado nesse ensaio foi o efluente do ponto P6 da coleta 34 e filtrado conforme item 5.4. Primeiramente foram realizados ensaios de CVC para determinar a corrente limite através da construção da curva corrente potencial. A corrente utilizada no ensaio foi de 80% do valor da corrente limite para evitar o acontecimento da polarização por concentração. Para a obtenção dos valores de corrente limite a CVC foi realizada em triplicata. O valor de corrente utilizada neste ensaio foi de **230 mA**.

Na Figura 5.5 está apresentado o comportamento da condutividade elétrica em relação ao tempo. Cada mudança brusca nos valores de condutividade elétrica corresponde a troca de amostra e solução de concentrado e solução de eletrodo. Cabe salientar que este ensaio foi todo realizado com o efluente da coleta 34, conforme mencionado no item 4.5.

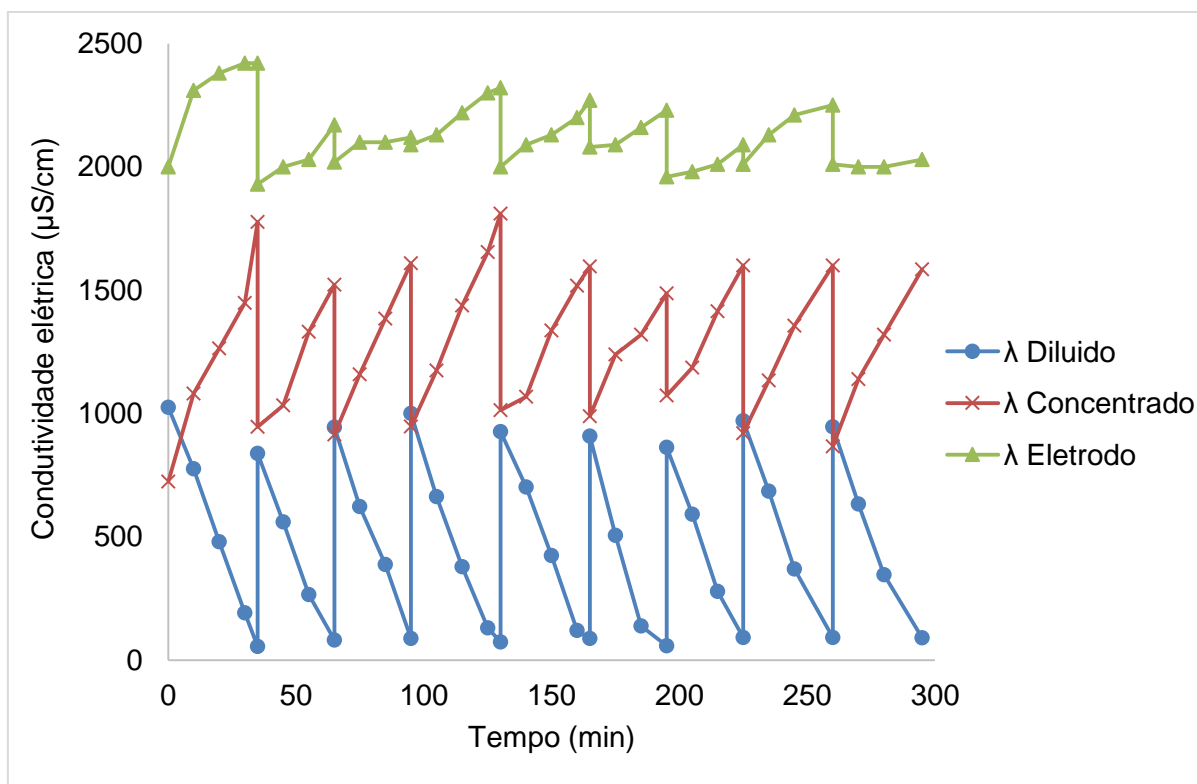


Figura 5.5: Comportamento da condutividade elétrica dos compartimentos de diluído, concentrado e eletrodo da planta piloto durante todo o Ensaio 2.

De acordo com Figura 5.5 observa-se que não ocorre grande variação do comportamento da condutividade elétrica ao longo do ensaio nos compartimentos diluído, concentrado e de eletrodos. Tal comportamento informa que não houve perda de eficiência do sistema de eletrodialise, pois não ocorreu um aumento acentuado da concentração final do compartimento de diluído o que poderia indicar que ocorreu deposição de matéria orgânica na superfície da membrana o que impediria fisicamente o transporte através das membranas.

Na Figura 5.6 está apresentada o comportamento da diferença de potencial da fonte de tensão em relação ao tempo. Cada mudança brusca nos valores de diferença de potencial corresponde à troca de efluente e solução.

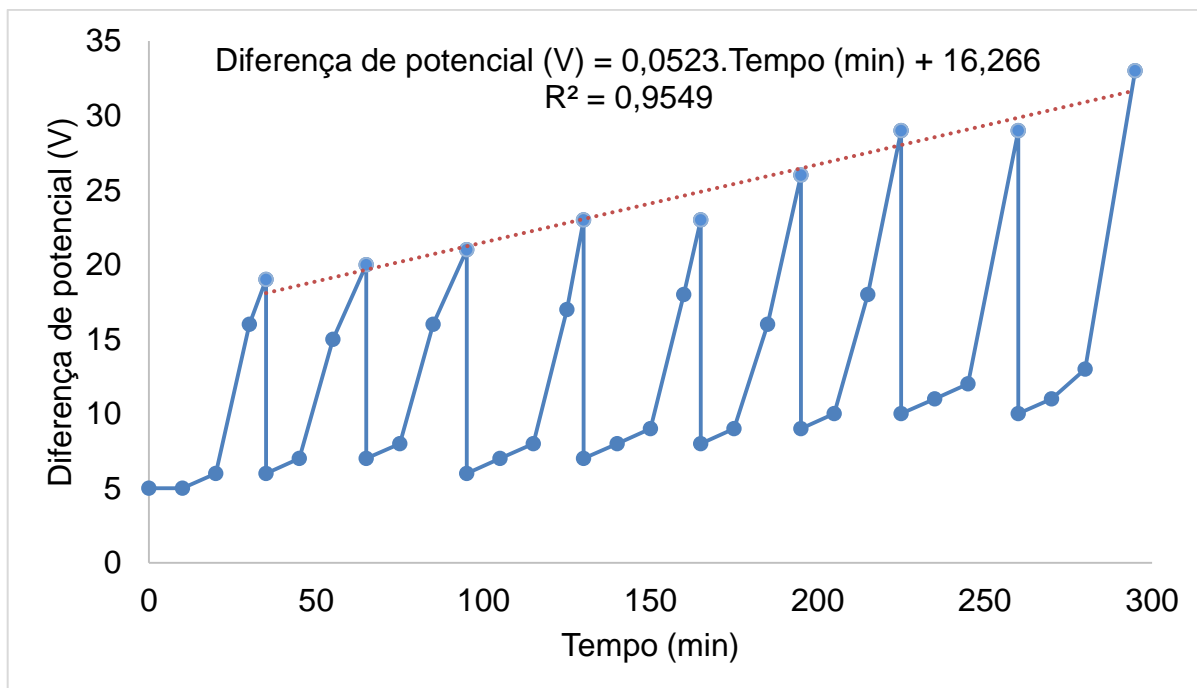


Figura 5.6: Comportamento da diferença de potencial do sistema em relação ao tempo em todo o Ensaio 2. Cada mudança brusca representa a mudança de amostra do mesmo efluente.

Observa-se que a diferença de potencial aumenta ao longo do ensaio. Esse acréscimo de potencial pode ser atribuído ao possível aumento da resistência elétrica na superfície da membrana devido à deposição de matéria orgânica, *biofouling*, principalmente na superfície da membrana aniônica (HADDAD *et al*, 2017), conforme pode ser visto pela mudança de coloração da membrana apresentada na Figura 5.7, onde é apresentada uma fotografia da membrana aniônica antes da eletrodialise, na esquerda, e depois da eletrodialise, na direita, evidenciando a mudança de coloração.

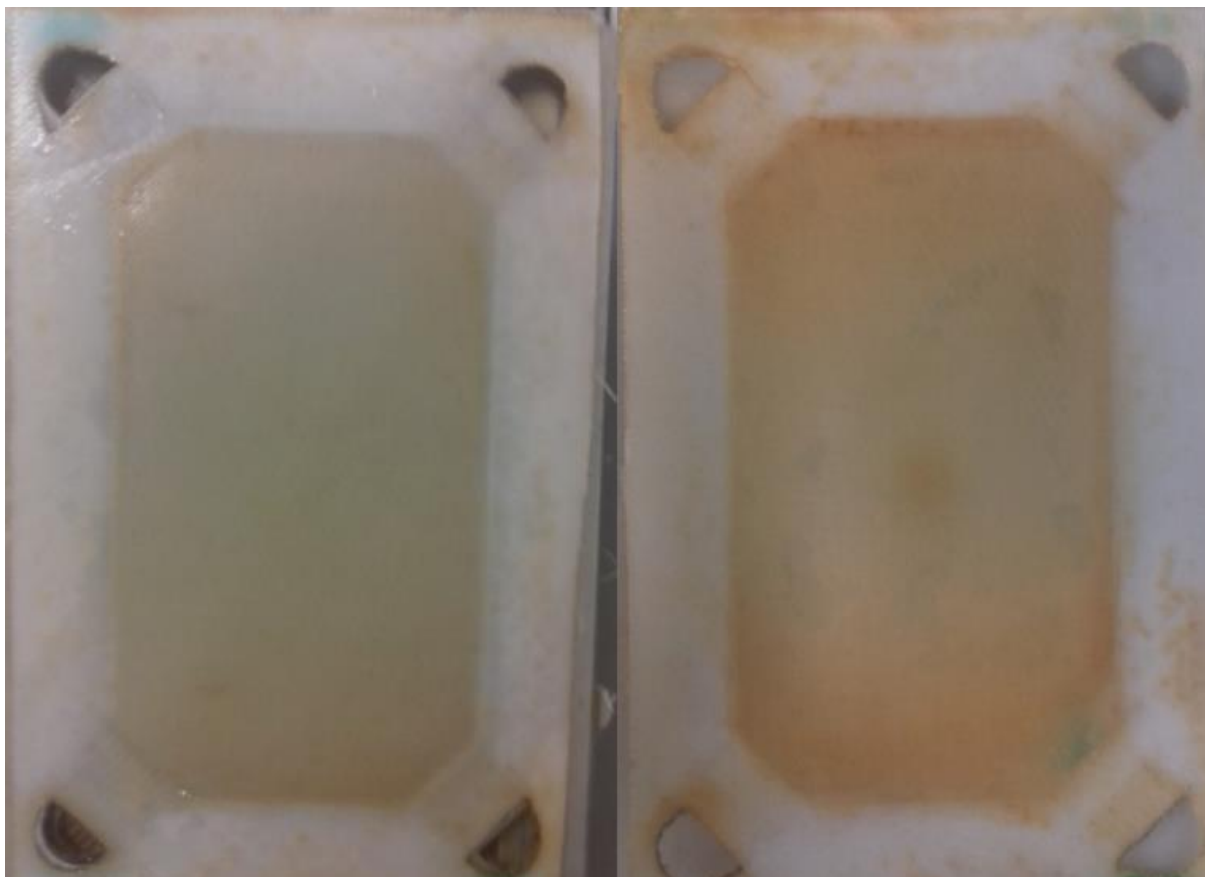


Figura 5.7: Fotografias da mesma membrana aniônica antes da eletrodiálise, na esquerda, e depois da eletrodiálise, na direita, mostrando a diferença de coloração da superfície da membrana que pode ser devido a formação de *biofouling*.

Na Figura 5.5 nota-se que, com os valores finais da diferença de potencial ao final de cada eletrodiálise, pode-se unir os mesmos e gerar uma reta em que como variável dependente é o tempo em minutos e como variável independente temos a diferença de potencial. Essa reta nos proporciona estimar o tempo em que a diferença de potencial chegará no valor de 120 V, que é o valor máximo que a fonte de tensão utilizada no trabalho pode atingir.

Considerando-se que é utilizado 2,5 L de efluente em cada eletrodiálise e que cada eletrodiálise é realizada em aproximadamente 35 minutos pode-se estimar que 141,7 L de efluente poderiam ser tratados até atingir o valor máximo de diferença de potencial em aproximadamente 33 horas. Para facilitar a rotina de limpeza da planta piloto se a mesma operasse nas condições descrita no Ensaio 2 deveria ser realizada a limpeza das membranas uma vez ao dia.

Na Tabela 5.14 estão apresentados os valores de concentração média e respectivos desvios padrão para cada ânion antes da eletrodialise.

Tabela 5.14: Valores de concentração média, em mg/L, e desvio padrão dos ânions do efluente que foi utilizado no Ensaio 2.

Fluoreto	Cloreto	Nitrito	Nitrato	Fosfato	Sulfato
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,90 ± 0,033	114,72 ± 0,001	21,66 ± 0,014	171,89 ± 0,03	33,49 ± 0,012	36,07 ± 0,016

A Tabela 5.14 mostra que a concentração dos ânions cloreto e nitrato são superiores aos dos outros ânions analisados. O cloreto é proveniente da característica da água de abastecimento do Campus Litoral Norte, pois a mesma é obtida, e posteriormente sofre o tratamento de água conforme as legislações ambientais vigentes, de lagoas costeiras a aproximadamente 10 km de distância do Oceano Atlântico. Além disso, é importante salientar que há a adição de hipoclorito de sódio no ponto P4 (caixa de desinfecção). A presença elevada do ânion nitrato pode ser atribuída à conversão da matéria orgânica nitrogenada, onde o nitrogênio se encontra na forma orgânica e é convertido em nitrato por oxidação por parte dos microrganismos, ou pela sua presença como conservante de alimentos industrializados que são carregados para o interior do sistema de tratamento na lavagem dos pratos do restaurante universitário.

Na Figura 5.8 estão apresentados os valores de concentração média de cada ânion ao final de cada eletrodialise.

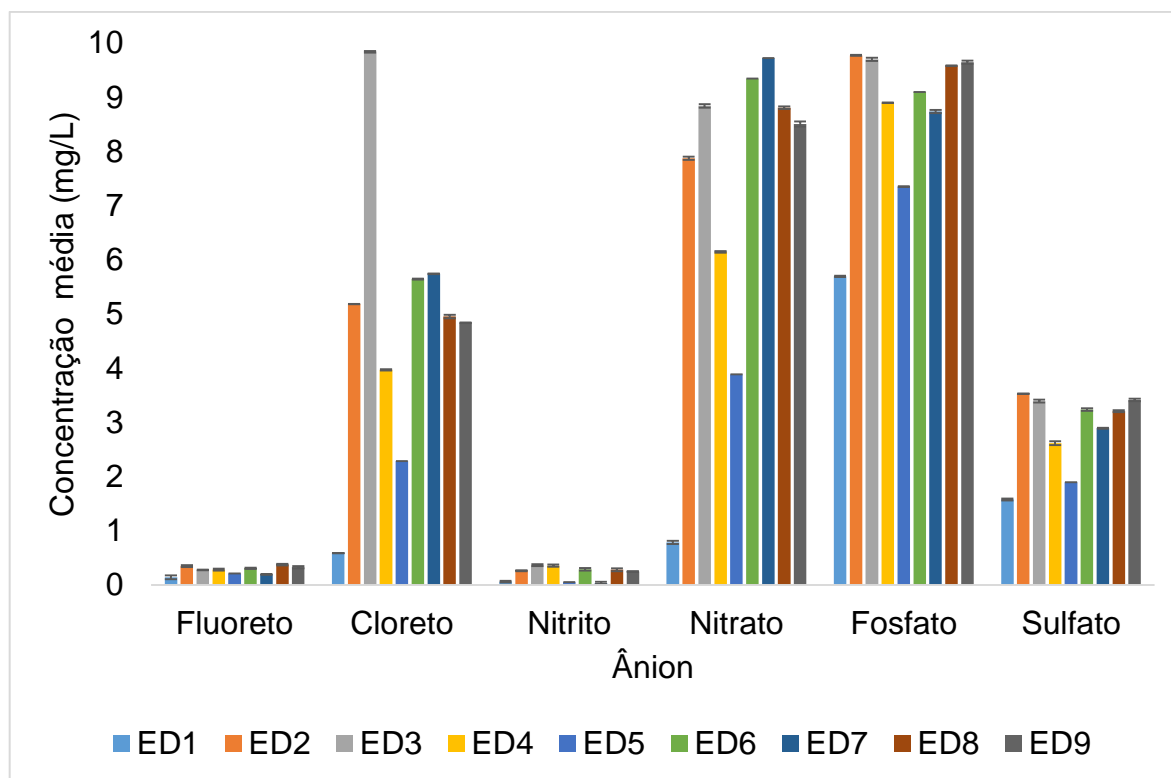


Figura 5.8: Resultados de concentração média, em mg/L, e desvio padrão para cada ânion em cada eletrodialise onde observa-se que a concentração média ficou abaixo de 10 mg/L para todos ânions em todas eletrodialises.

A concentração média, em mg/L, dos ânions fluoreto e nitrito em todas as eletrodialises foram inferiores a 0,5 mg/L, conforme Figura 5.8, mostrando que apesar do aumento da resistência elétrica do sistema, como mostrado na Figura 5.6 onde se observa o aumento da diferença de potencial, o que pode indicar um início de *biofouling* na superfície da membrana, a remoção de tais ânions não foi afetada. O fato de o valor da concentração média final do ânion cloreto ser inferior aos valores de concentração média final dos ânions fosfato e sulfato comprova que o tamanho da carga iônica do íon sofre uma grande influência na sua remoção por membranas íon-seletivas (BRUGGEN et al, 2004), pois a concentração média inicial do ânion cloreto era muito superior aos ânions sulfato e fosfato.

Na Figura 5.9 estão apresentados os valores de remoção percentual de cada ânion ao final de cada eletrodialise.

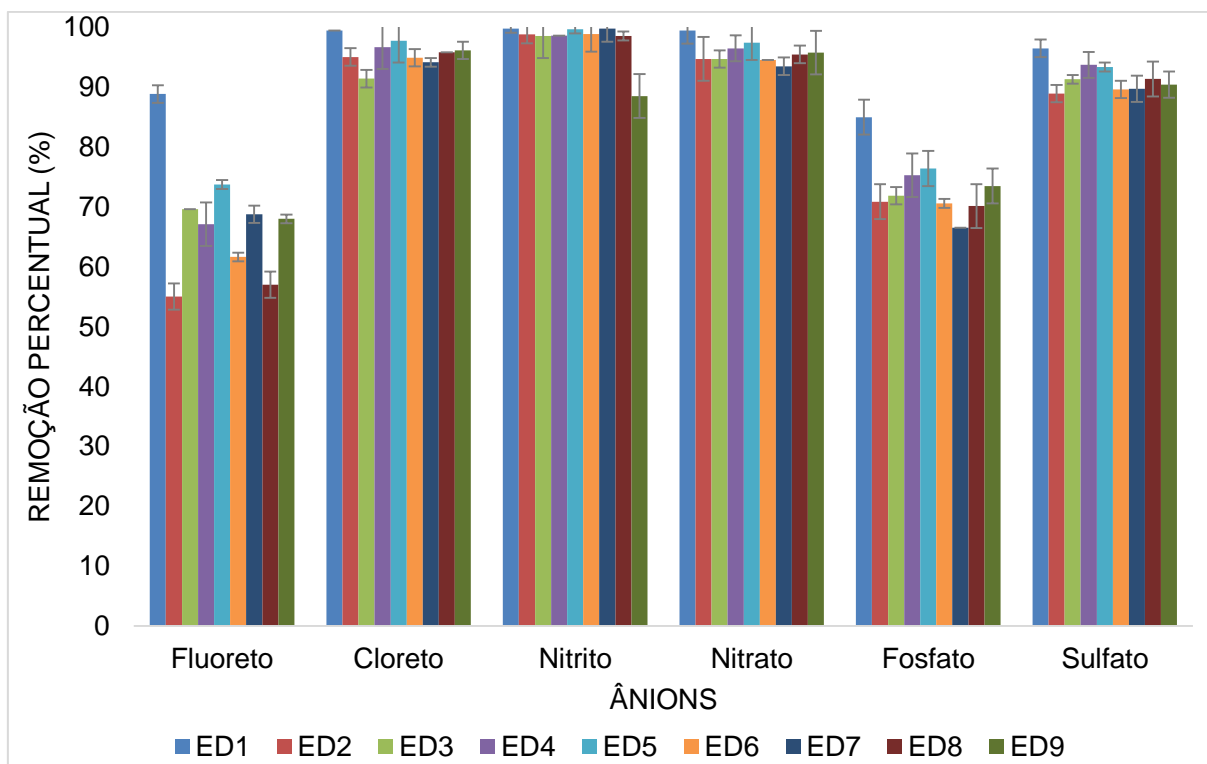


Figura 5.9: Resultados de remoção percentual, em %, e desvio padrão para cada ânion ao final de cada eletrodialise mostrando que remoção percentual foi acima de 60 para quase todos os ânion, à exceção do fluoreto.

A remoção percentual dos ânions não foi afetada de maneira comprometedoras ao longo do ensaio, conforme mostrado na Figura 5.9. Os valores de remoção percentual do ânion fluoreto possuírem valores inferiores a 70% pode ser explicado devido a sua baixa concentração inicial, inferior a 1 mg/L. Como mostrado na Figura 5.8 em que a concentração média final do ânion fosfato apresentou valores superiores aos do ânion sulfato o valor de remoção percentual do mesmo ficou próximo a 70%, valor muito inferior aos ânions cloreto, nitrito, nitrato e sulfato que atingiram valores superiores a 90%. Tal comportamento deve ser melhor estudado em trabalho posterior.

Na Tabela 5.15 estão apresentados os valores de concentração média e respectivos desvios padrão para cada cátion do efluente que foi utilizado no Ensaio 2.

Tabela 5.15: Valores de concentração média, em mg/L, e desvio padrão dos cátions do efluente que foi utilizado no Ensaio 2.

Sódio	Amônio	Potássio	Magnésio	Cálcio
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
108,06 ± 0,01	37,04 ± 0,02	31,59 ± 0,01	5,61 ± 0,02	20,16 ± 0,01

A concentração do cátion sódio é muito superior aos dos outros cátions. O sódio é proveniente da característica da água de abastecimento do Campus Litoral Norte, pois a mesma é obtida, e posteriormente sofre o tratamento de água conforme as legislações ambientais vigentes, de lagoas costeiras a aproximadamente 10 km de distância do Oceano Atlântico. O cátion amônio apresenta uma concentração média superior a 20 mg/L, que é o valor de concentração máxima para o lançamento de efluentes tratados na natureza, indicando que o tratamento visando a sua remoção deve ser realizado.

Na Figura 5.10 estão apresentados os valores de concentração média e desvio padrão de cada cátion ao final de cada eletrodialise.

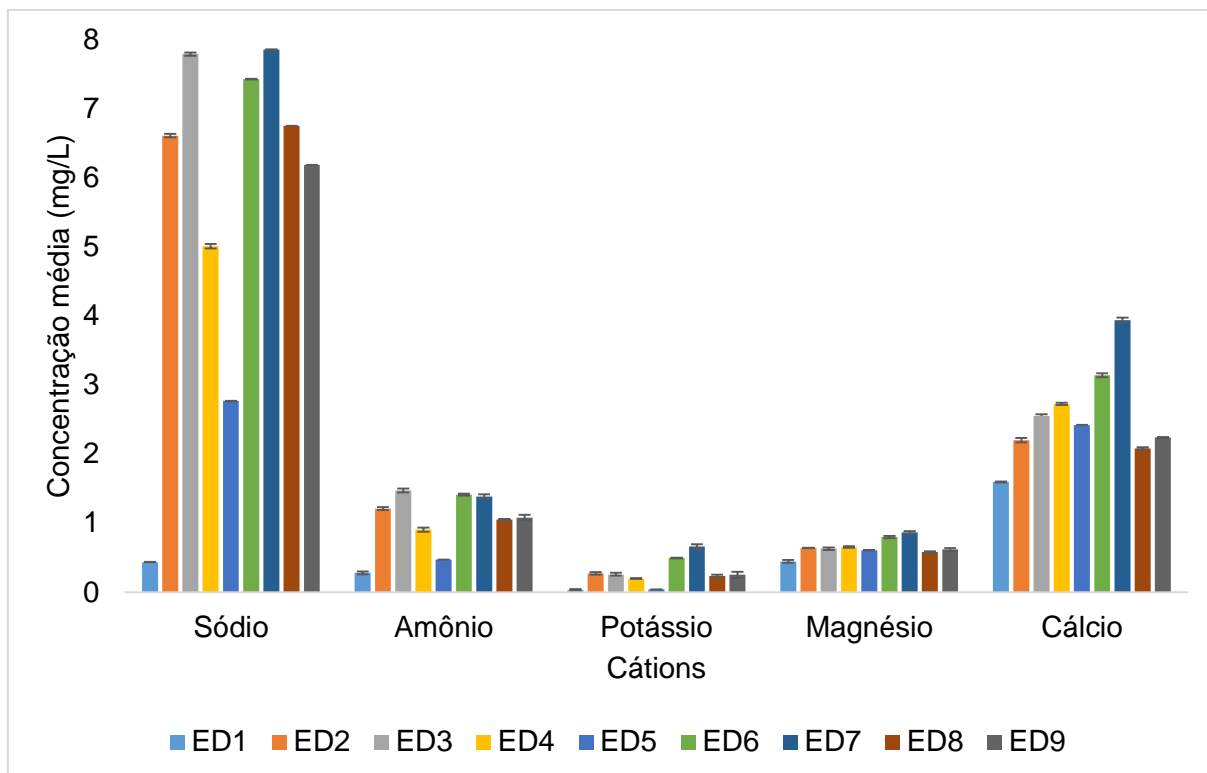


Figura 5.10: Resultados de concentração média, em mg/L, para cada cátion, mostrando que a concentração média ficou abaixo de 10 mg/L para todos os cátion em todas eletrodialises.

Os valores de concentração média não sofreram variações significativas ao longo do ensaio. Os cátions sódio e cálcio apresentaram variações na concentração ao longo do ensaio, porém os resultados obtidos foram inferiores a 10 mg/L para o cátion sódio e de 4 mg/L para o cátion cálcio. Valores de concentração baixos, principalmente de sódio, magnésio e cálcio, são importantes devido a salinidade e a RAS serem parâmetros muito importantes quando o reuso agrícola do efluente é considerado (AL-HAMAIIEDEH, BINO, 2010; BUNANI *et al*, 2015).

Na Figura 5.11 estão apresentados os valores de remoção percentual de cada cátion ao final de cada eletrodialise.

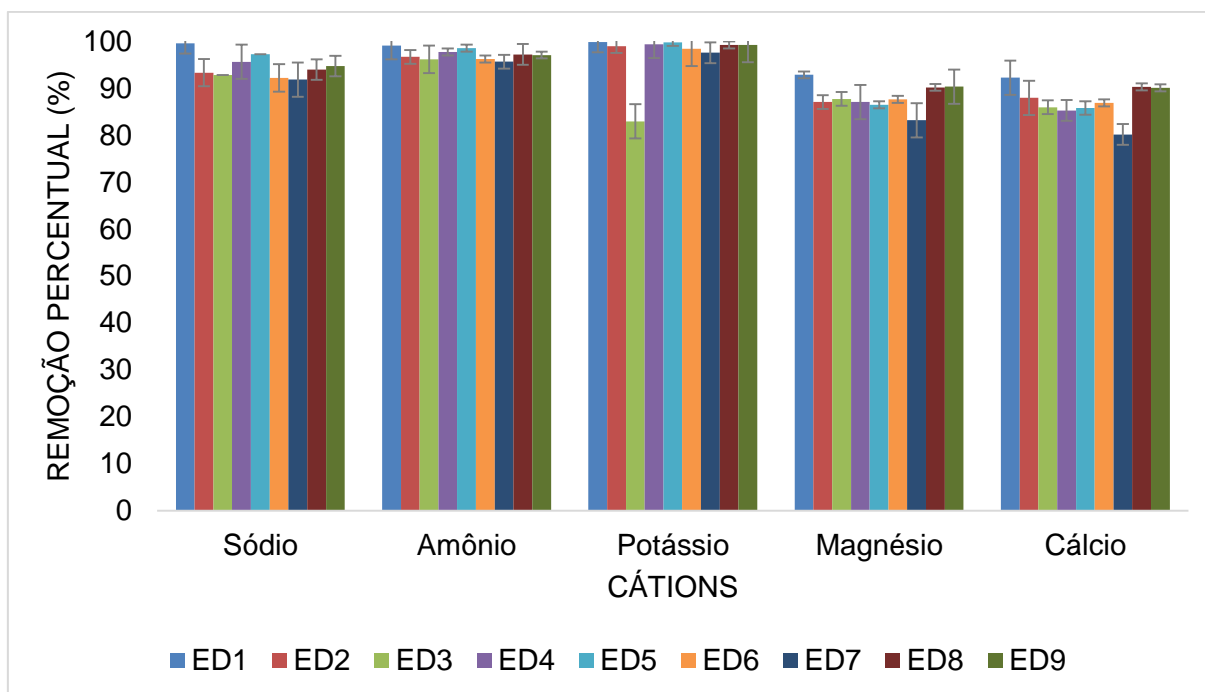


Figura 5.11: Resultados de remoção percentual, em %, e desvio padrão para cada cátion ao final de cada eletrodialise.

A Figura 5.11 mostra que, como apresentado na Figura 5.10, não houve grande variação na remoção percentual dos cátions ao longo do ensaio mostrando que ocorre uma reprodutividade dos resultados durante o ensaio. Valores de eficiência de remoção média acima de 80% foram encontrados para todos os cátions e próximos a 90% para os cátions sódio, amônio e magnésio.

Na Figura 5.12 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L, dos parâmetros sólidos totais, fixos e voláteis e em linhas os valores de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodialise.

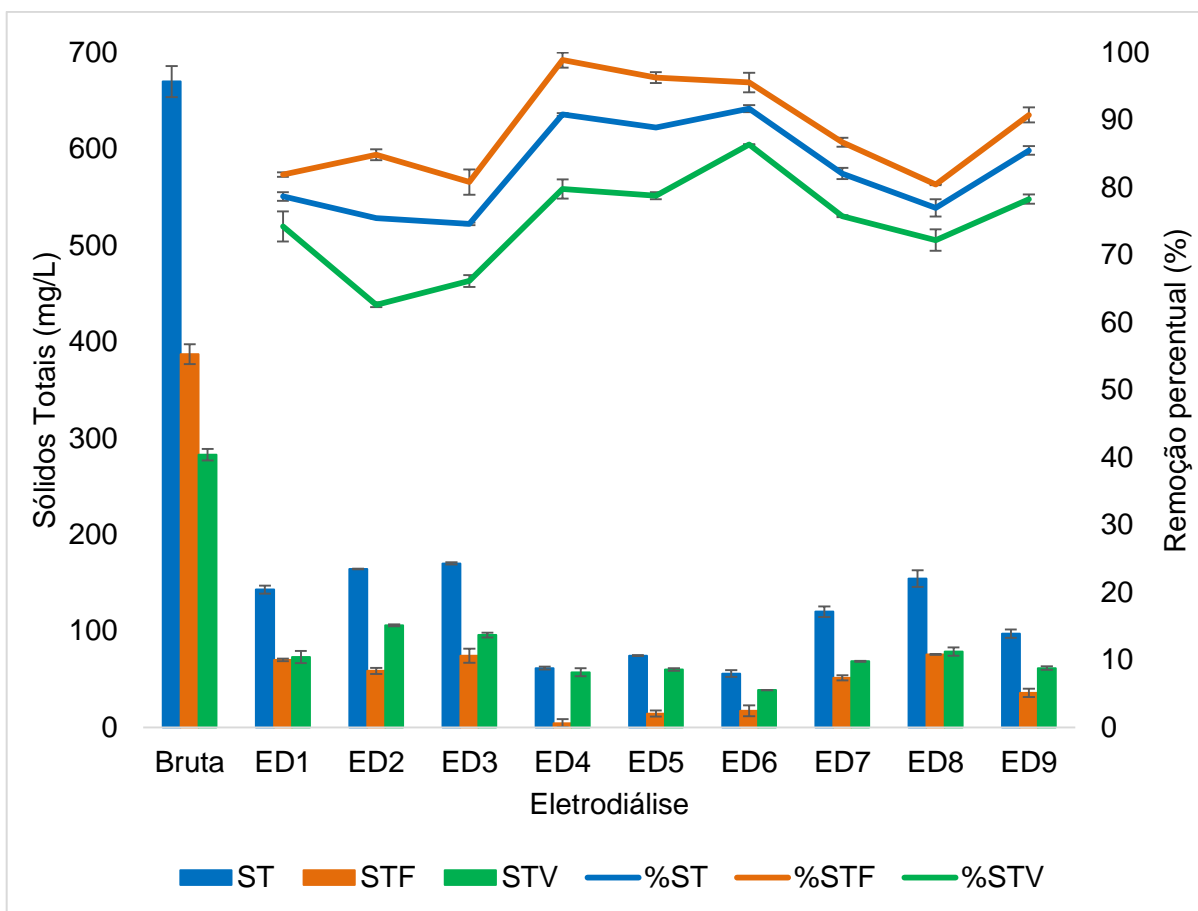


Figura 5.12: Resultados de concentração de sólidos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.

Os valores de concentração média de sólidos totais, fixos e voláteis sofreram pequena variação ao longo do ensaio, como pode ser visto nos resultados das EDs 6, 7 e 8, onde ocorreu um aumento nos seus valores com posterior decréscimo, porém ainda que tenha havido essa variação frente aos valores iniciais de concentração essa variação não interfere na qualidade do efluente gerado. Em relação aos valores de remoção percentual observa-se que os valores foram superiores a 70% em quase todas as eletrodialises, exclui-se deste valor as eletrodialises 2 e 3 onde as remoções percentuais foram de 63% e 66%. A diminuição na concentração média e o valor elevado de remoção percentual desses parâmetros se deve ao fato de que praticamente todo o valor do sólido total é devido a parcela de sólidos dissolvidos totais e que o mesmo é removido por eletrodialise por possuir características iônicas, como pode ser visto nas Figuras 5.12 e 5.13 onde, os valores totais é praticamente

igual ao de sólidos dissolvidos totais. A remoção percentual dos sólidos totais fixos é superior aos dos sólidos totais voláteis devido a característica inorgânica do primeiro, sendo possível então o seu transporte através das membranas, e a característica orgânica do segundo, o que dificulta o seu transporte através das membranas. Tal fato ocorre nas Figuras 5.12 e 5.13.

Na Figura 5.13 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L, dos parâmetros sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis e em linhas os valores de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodialise.

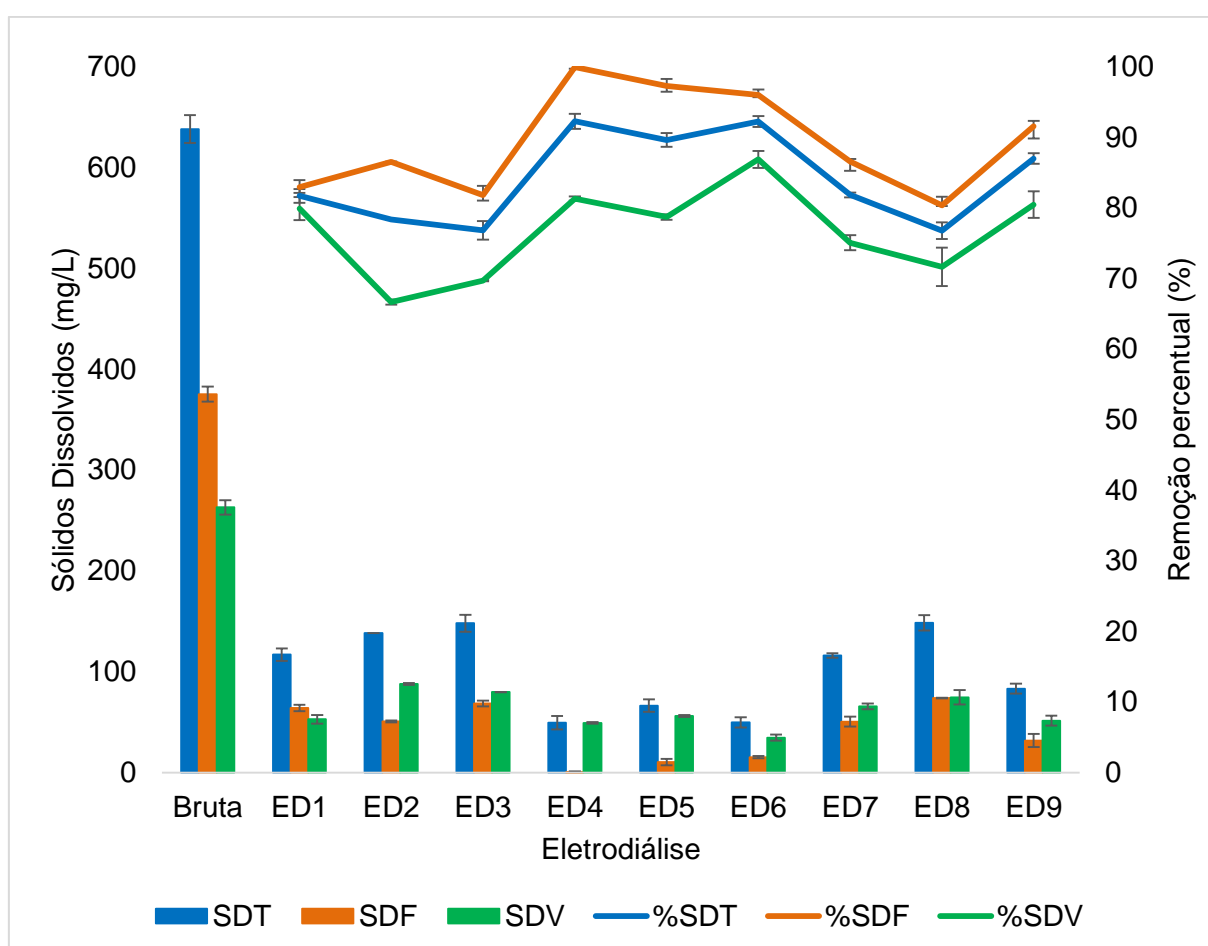


Figura 5.13: Resultados de concentração de sólidos dissolvidos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.

A concentração de sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis sofreram uma redução considerável durante o processo de eletrodialise com remoções percentuais acima de 70% em todos os ensaios, com exceção do valor de sólidos dissolvidos voláteis da 2ª eletrodialise, onde o valor alcançado foi de 67%. Tais valores elevados podem ser explicados devido ao fato de os sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis representarem principalmente sais inorgânicos, que possuem carga e são transportados através das membranas íon-seletivas, e matéria orgânica, que possui compostos facilmente ionizáveis como, por exemplo, ácidos graxos voláteis, que também podem ser transportados através das membranas (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003; JONES *et al.*, 2015).

Na Figura 5.14 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L, dos parâmetros sólidos suspensos totais, fixos e voláteis e em linhas os valores de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodialise.

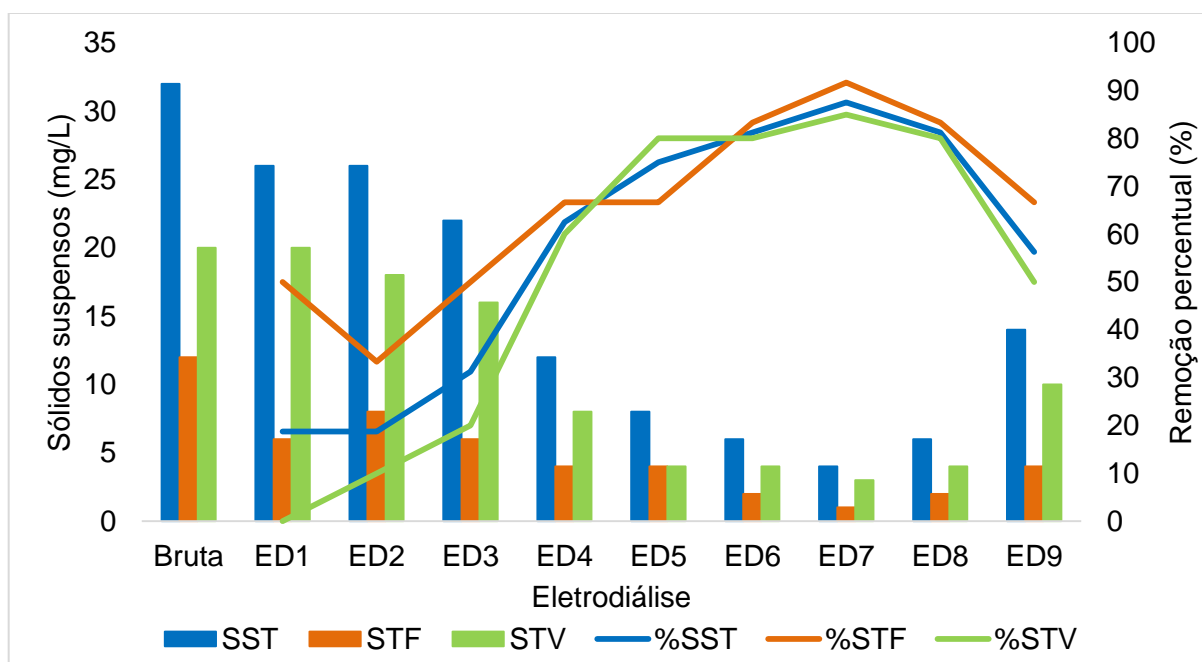


Figura 5.14: Resultados de concentração de sólidos suspensos totais, fixo e voláteis, em mg/L, e remoção percentual, em %, do efluente filtrado e ao final de cada eletrodialise. Para a análise foi utilizado filtro de fibra de vidro com diâmetro de poro de 0,6 µm,

Os valores de concentração de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis são muito inferiores aos encontrados para os sólidos totais e dissolvidos. Observa-se que a remoção de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis sofre uma variação considerável nos valores de remoção percentual ao longo do processo de eletrodialise ocorrendo um pico na 7^o eletrodialise, com valores entre 85% - 92%, e depois decaindo a valores entre 67% - 50%. Pode-se presumir que, ao longo do processo, junto com o transporte de compostos através das membranas, há deposição de material na superfície da membrana, *biofouling*, e em determinado ponto, essa camada não permite a chegada dos íons na superfície da membrana para serem transportados através da mesma, ocorrendo assim a queda observada nos valores de remoção percentual e aumento na concentração. Entretanto, tal afirmação deve ser comprovada com um maior tempo de ensaio.

Na Figura 5.15 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L Pt.Co, da cor do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodialise.

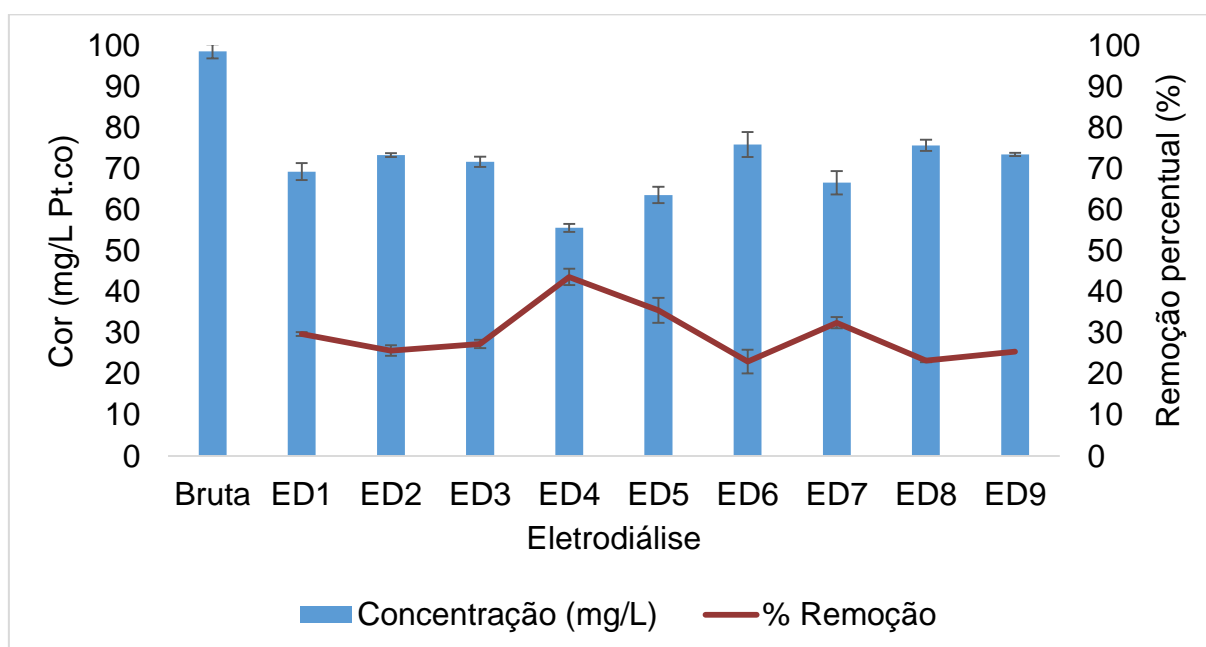


Figura 5.15: Resultados de concentração de cor, em mg/L de Pt.Co, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.

Os resultados de concentração de cor não sofreram diminuição considerável o que se pode concluir que a coloração do efluente se deve a componentes que não possuam carga elétrica como, por exemplo, substâncias húmicas (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Os valores de remoção percentual foram inferiores a 40% em todas eletrodiálises, com exceção da eletrodiálise 4 que o valor atingido foi de 43,6% onde na mesma eletrodiálise a remoção de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais atingiram os seus maiores valores de remoção percentual o que pode-se inferir que praticamente toda parte inorgânica dissolvida da amostra foi removida e, portanto, que toda a coloração é devida ao material orgânico dissolvido e que permanece após a eletrodiálise.

Na Figura 5.16 estão apresentadas fotografias da amostra antes do tratamento por eletrodiálise, na esquerda, e da amostra após a eletrodiálise, na direita. Nota-se que não ocorre uma remoção acentuada de cor da amostra.

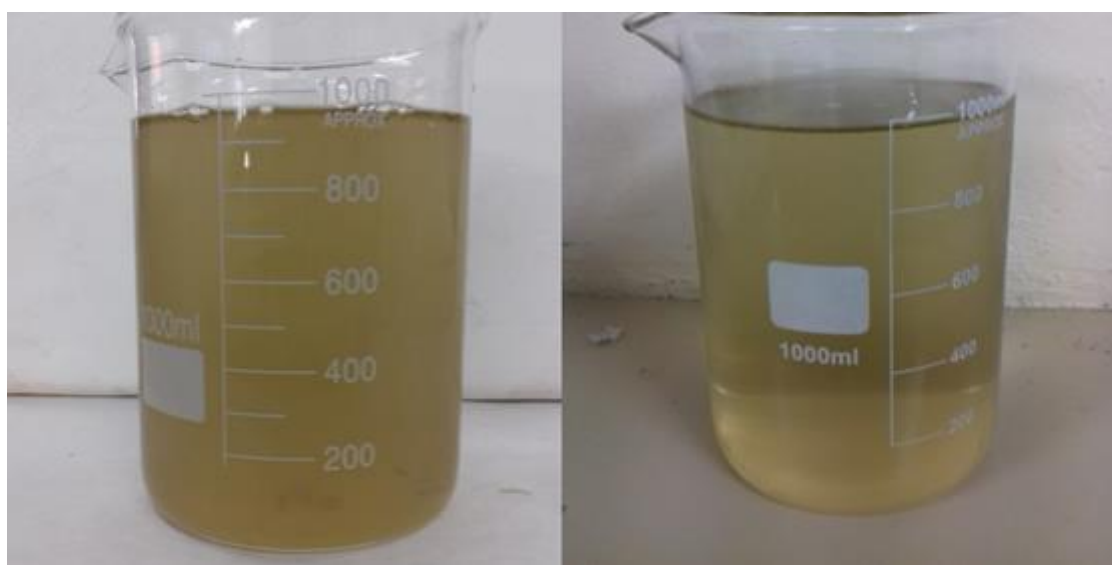


Figura 5.16: Fotografias da amostra antes da ED, na esquerda, e pós ED, na direita evidenciando que a cor da amostra não variou de forma significativa após a eletrodiálise. Amostra antes da ED na esquerda e pós ED na direita.

Na Figura 5.17 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em UTN, da turbidez do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodiálise.

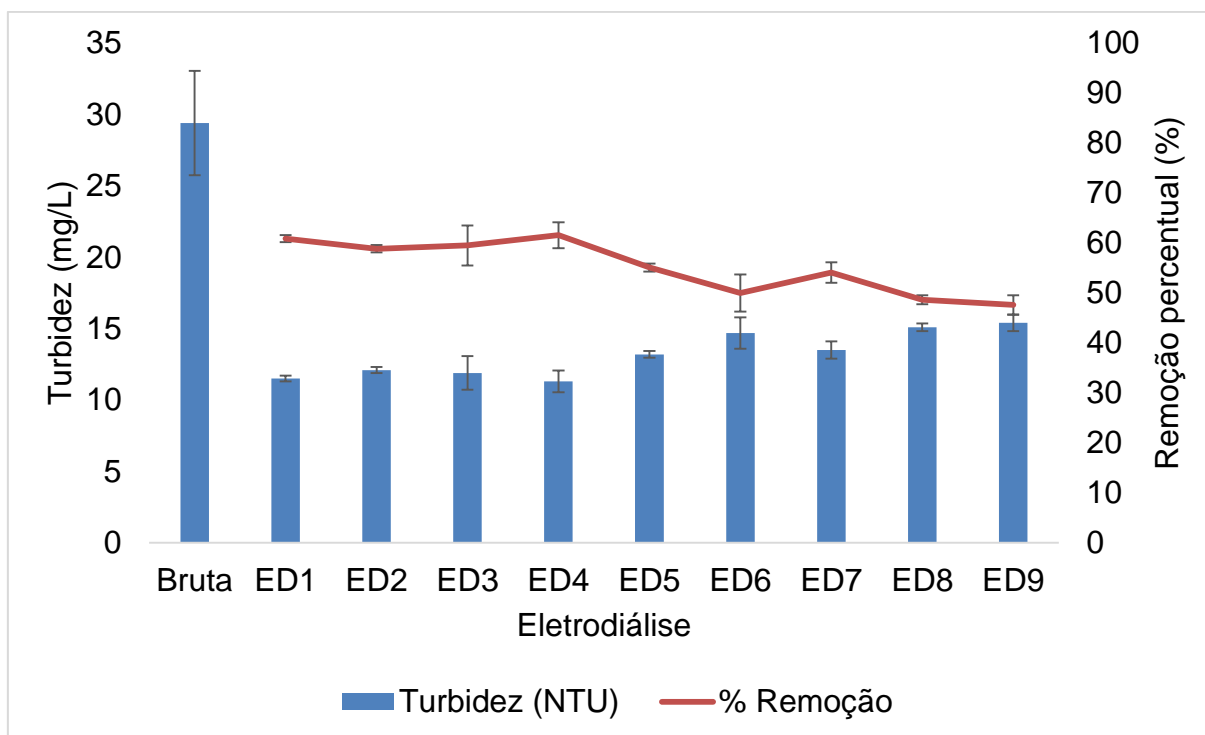


Figura 5.17: Resultados de concentração de turbidez, em NTU, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodiálise.

Os resultados de concentração de turbidez, assim como os resultados de SST, mostrados na Figura 5.14, e de cor, mostrados na Figura 5.15, não sofreram diminuição considerável o que se pode concluir que a turbidez do efluente se deve a componentes que não possuam carga elétrica como, por exemplo, matéria orgânica na forma de húmus, que são coloides que em pH ácido não liberam o seu hidrogênio e, portanto, não são removidos por eletrodiálise e também não são removidos na pré-filtração devido ao seu tamanho ser inferior ao tamanho do poro do filtro qualitativo (3 μm) (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Os valores de remoção percentual se situaram entre 50% e 60% em todas eletrodiálises e atingindo o maior valor na eletrodiálise 4 e que conforme explicado acima pode-se atribuir esse valor como a máxima remoção de poluentes inorgânicos que pode ser alcançada.

Na Figura 5.18 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, da amônia do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, ao final de cada eletrodiálise.

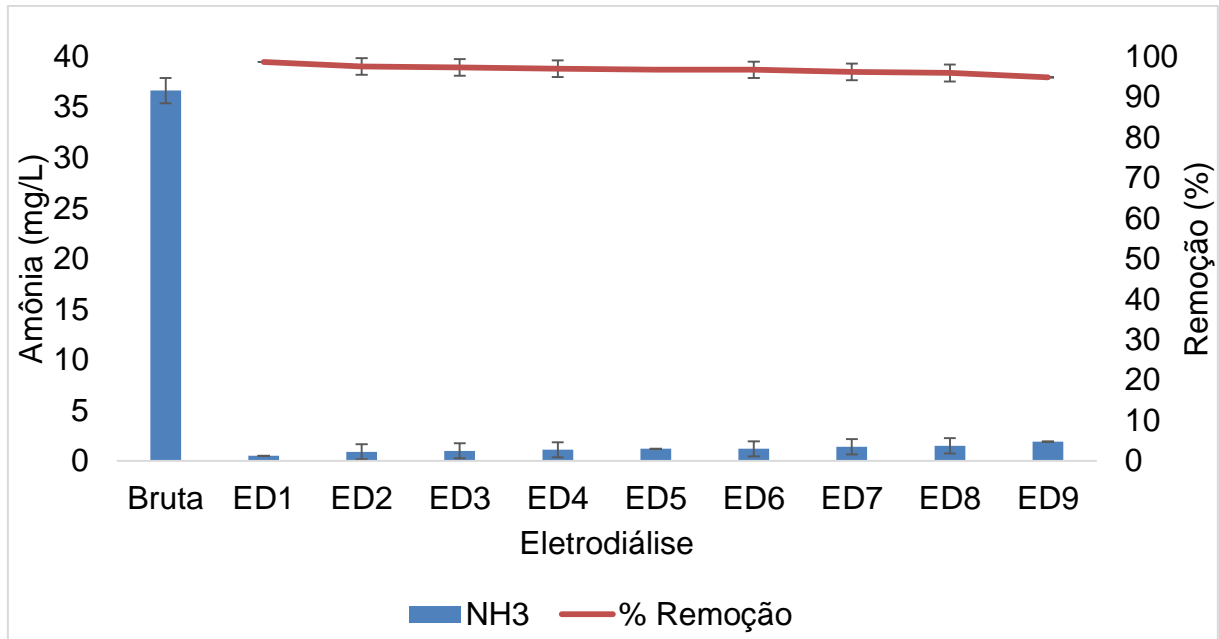


Figura 5.18: Resultados de concentração de amônia, em mg/L $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.

Observa-se que ocorreu a diminuição da concentração de amônia ao longo de todas as eletrodialises e o resultado final permite tanto o lançamento do efluente na natureza quanto o reúso em diversos tipos. A remoção percentual foi acima de 94% em todo o processo, pois a amônia em pH abaixo de 9,5 se encontra na forma do cátion amônio (NH_4^+) e por possuir carga elétrica e pode ser transportado através da membrana íon-seletiva (METCALF e EDDY, 2003).

Na Figura 5.19 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L O_2 , de DQO do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, do bruto e ao final de cada eletrodialise.

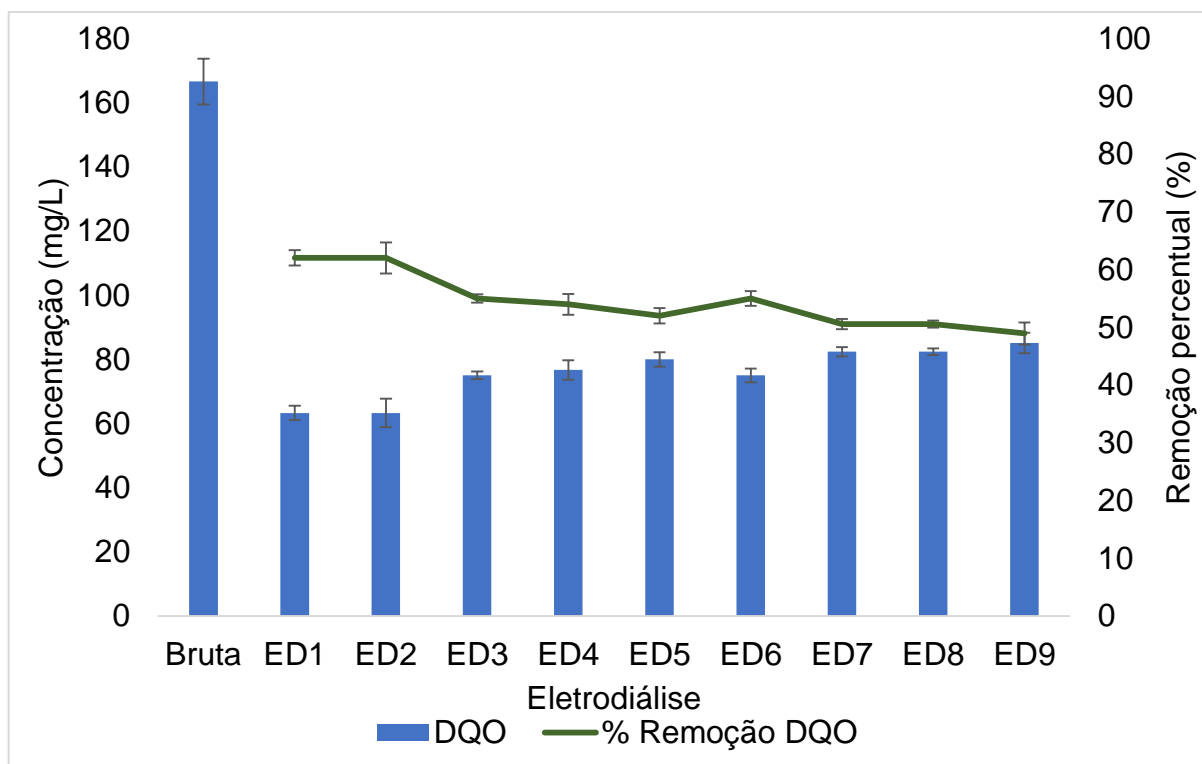


Figura 5.19: Resultados de concentração de DQO, em mg/L O₂, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodiálise.

A Figura 5.19 indica que a eletrodiálise não é efetiva na diminuição de DQO ao longo das eletrodiálises, pois a concentração permanece entre valores entre 60 e 80 mg O₂/L e com remoção percentual entre 62% na 1^o eletrodiálise e 48,9% na 9^o eletrodiálise. Tal fato deve ao fato de a DQO representar a matéria orgânica presente no efluente e a mesma não é transportada através das membranas íon seletivas, conforme mostrado na Figura 5.15 (cor) e Figura 5.17 (turbidez).

Na Figura 5.19 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L O₂, de DBO do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, do bruto e ao final de cada eletrodiálise.

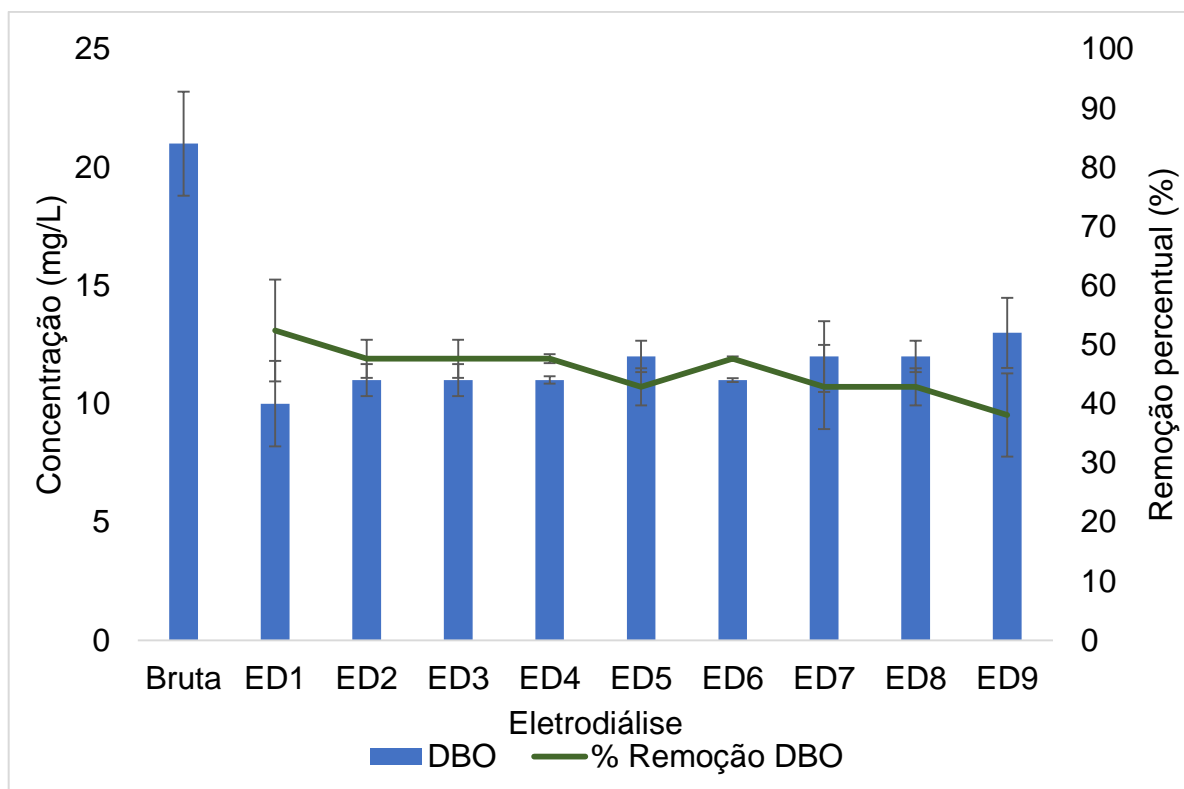


Figura 5.20: Resultados de concentração de DBO, em mg/L O₂, e remoção percentual, em %, do efluente bruto e ao final de cada eletrodialise.

A eletrodialise também não é efetiva na diminuição da DBO ao longo das eletrodialises, pois a concentração permanece entre valores entre 10 e 13 mg/L O₂ e com remoção percentual entre 52,4% na 1ª eletrodialise e 38,1% na 9ª eletrodialise. Os resultados de remoção percentual, tanto para DBO quanto para DQO, ser menor que, por exemplo, o resultado acima de 90% encontrado na análise de amônia não surpreende, pois a DBO e a DQO representam a quantidade de O₂ necessária para degradar a matéria orgânica presente na amostra e como a mesma não é transportada através das membranas íon-seletivas como visto também pelos resultados de cor, mostrado na Figura 5.15, turbidez, mostrado na Figura 5.17, e agora DQO e DBO mostram tal afirmação está correta, conforme apresentado na Figura 5.19 e Figura 5.20.

Na Figura 5.21 estão apresentados em barras os valores de concentração média, em mg/L, de carbono total (CT), carbono inorgânico total (CIT) e carbono orgânico

total (COT) do efluente e em linha o valor de remoção percentual, em %, do bruto e ao final de cada eletrodiálise.

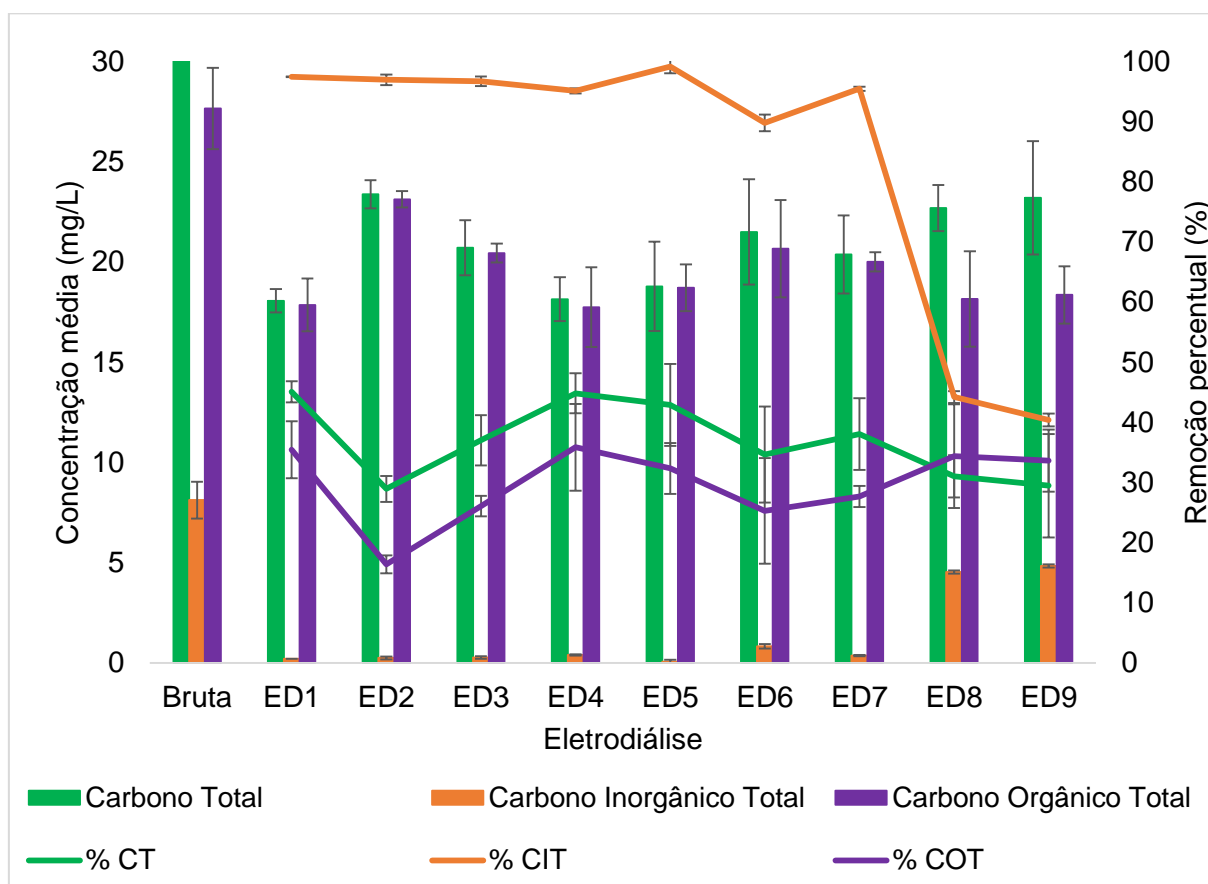


Figura 5.21: Resultados de concentração, em colunas, de carbono total (CT), carbono inorgânico total (CI) e carbono orgânico total (COT), em mg/L, e remoção percentual, em % e em linhas, do efluente bruto e ao final de cada eletrodiálise.

Os resultados de concentração e remoção percentual de carbono total e orgânico apresentam comportamentos semelhantes, pois quase a totalidade do valor de carbono total é devida a carbono orgânico e conforme mostrado acima a eletrodiálise não possui capacidade de remoção superior a 50%. O carbono inorgânico representa a fração de carbono ligada a sais de carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) e dióxido de carbono (CO_2) dissolvido em água (BENEDETTI, 2012), e que, portanto, é removido do efluente pelo processo de eletrodiálise e obteve uma remoção percentual acima de 90% até a 7ª eletrodiálise onde na 8ª e 9ª eletrodiálise ocorreu uma queda acentuada atingindo valores próximos a 40%. Tal redução pode ser

atribuída ao princípio de formação de biofouling, principalmente na membrana aniônica (HADDAD *et al*, 2017; LINDSTRAND; JÖNSSON; SUNDSTRÖM, 2000).

Na Figura 5.22 estão apresentados em barras os valores de pH do efluente do bruto e ao final de cada eletrodiálise.

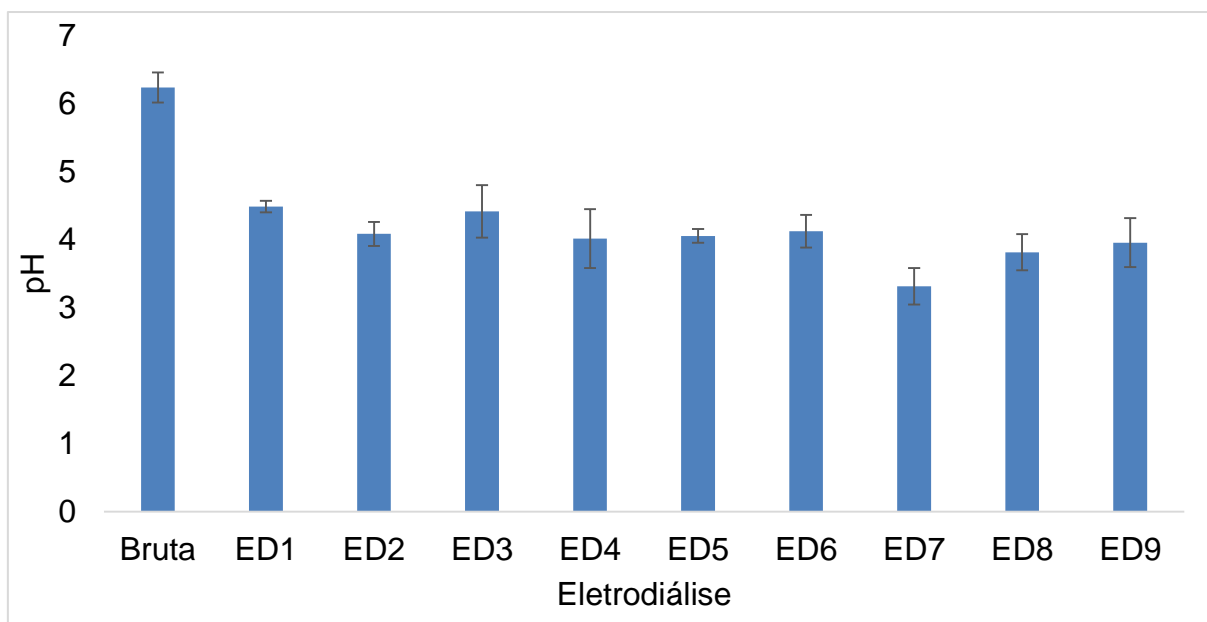


Figura 5.22: Resultados de pH do efluente bruto e ao final de cada eletrodiálise.

Os resultados de pH se situaram entre 4,48, na 1ª eletrodiálise, e 3,31, na 7ª eletrodiálise, o que pode ser explicado devido à redução de compostos que possuem características básicas como, por exemplo, amônia, conforme visto na Figura 5.16, carbonato e bicarbonatos, conforme visto na Figura 5.19, diminuindo assim o valor do pH da solução. Tais valores indicam que para ser lançado na natureza ou ser utilizado no reúso o efluente deve passar por uma correção do pH com a adição de compostos químicos como, por exemplo, hidróxido de potássio ou de sódio até atingir valores de pH entre 6 e 9.

Cabe salientar ao final destes resultados do Ensaio 2 que foram apenas realizadas 9 eletrodiálises seguidas devido a limitação da quantidade de efluente coletado. Foram coletados 55 litros de efluente, conforme mencionado no item 4.6.7. Se fosse

coletado um volume maior de efluente tal ensaio poderia ser continuado, pois a qualidade do efluente se manteve ao longo do Ensaio 2.

5.5 Reúso da água

5.5.1 Reúso do efluente após o ensaio 1

Considerando-se que no Brasil não existe uma legislação específica para o reúso de água, a possibilidade e a finalidade do reúso do efluente tratado foi avaliada através dos padrões recomendados na Tabela 3.7, onde são apresentados 3 usos diferentes do efluente: uso agrícola, para fins urbanos e na piscicultura. Os porquês de tais usos foram explicados no item 3.6.

O efluente P6 da coleta 33 após o ensaio 1 pode ser reutilizado nos 3 diferentes usos se houver a correção do pH através da adição de uma base forte como, por exemplo, hidróxido de potássio ou potássio. Na Tabela 5.16 estão apresentados os valores de concentração e os valores recomendados para fins de comparação.

Tabela 5.16: Avaliação do reúso para fins agrícolas, urbanos e na piscicultura do efluente P6 – Coleta 33 após o Ensaio 1.

Parâmetro	Unidade	Uso agrícola		Uso para fins urbanos			Uso piscicultura		Efluente P6 Coleta 33
		Irrestrito	Restrito	Irrestrito	Restrito	Predial	Afluente	No tanque	
Turbidez	UTN	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	ND	ND	4,13
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	< 5	< 5	ND	ND	ND	ND	ND	1
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ - N/L	< 30	< 30	< 20	< 20	< 20	< 5	< 5	0,04
Amônia	mg NH ₄ ⁺ - N/L	ND	ND	ND	ND	ND	≤ 2,5	≤ 2,5	1
pH	Faixa	6,5-9,0	6,5-9,0	6,0-8,0	6,0-8,0	6,0-8,0	6,5-9,5	6,5-9,5	5,42
SDT	mg/L	< 450	450< SDT<2000	<200	<200	<200	ND	ND	108
OD	mg O ₂ /L	> 2,0	> 2,0	ND	ND	ND	> 3,0	> 3,0	> 5,0
CE	mS/cm	< 0,7	0,7< CE < 3,0	ND	ND	ND	ND	ND	0,08
DBO	mg O ₂ /L	< 10	< 30	< 10	< 30	< 30	200 - 300	200	NR
RAS	-	< 9	< 9	ND	ND	ND	ND	ND	0,06
Fluoreto	mg F ⁻ /L	<1	<1	ND	ND	ND	ND	ND	0,02

NR – Não realizado.

ND – Não disponível.

5.5.2 Reúso do efluente após o ensaio 2

O efluente P6 da coleta 34 após o Ensaio 2 poderia ser reutilizado no reúso agrícola ou para fins urbanos com uso restrito se houver a correção do pH, através do uso de uma base como, por exemplo, hidróxido de potássio, e a remoção da turbidez, através de uma filtração, conforme mostrado nas Tabela 5.17 e 5.18.

Para o reúso agrícola ou para fins urbanos com uso irrestrito deve-se também remover a DBO do efluente, o que provavelmente seria atingido na filtração da amostra, com um filtro com tamanho de poro menor que 1 μm para remoção de compostos coloidais conforme mencionado na discussão abaixo da Figura 5.17, com o objetivo da remoção de turbidez, pois o sólido em suspensão possui também características orgânicas e essa característica interfere de forma positiva no valor de DBO.

Observando a Tabela 5.19 observa-se que o efluente P6 da coleta 34 após o Ensaio 2 poderia ser reutilizado para o reúso na piscicultura se houver a correção do pH e a remoção de nitrato, que poderia ser alcançada se a eletrodialise fosse conduzida até atingir um valor de menor de condutividade elétrica, conforme mostrado no Ensaio 1 na Tabela 5.11 onde concentrações médias abaixo de 1 mg/L foram encontradas.

Tabela 5.17: Avaliação do reúso agrícola do efluente final do Ensaio 2.

Parâmetro	Unidade	Uso agrícola		Amostra / Eletrodialise									
		Irrestrito	Restrito	Bruta	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Turbidez	UTN	≤ 5	≤ 5	29,4	11,5	12,1	11,9	11,3	13,2	14,7	13,5	15,1	15,4
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	< 5	< 5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ - N/L	< 30	< 30	171,89	0,79	7,87	8,84	6,15	3,89	9,34	9,72	8,81	8,51
Amônia	mg NH ₄ ⁺ - N/L	ND	ND	36,6	0,5	0,9	1	1,1	1,2	1,2	1,4	1,5	1,9
pH	Faixa	6,5-9,0	6,5-9,0	6,23	4,48	4,08	4,41	4,01	4,05	4,12	3,31	3,81	3,95
SDT	mg/L	< 450	450< SDT<2000	638	117	138	148	49	66	52	118	148	83
OD	mg O ₂ /L	> 2,0	> 2,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0
CE	mS/cm	< 0,7	0,7< CE < 3,0	0,9364	0,057	0,08	0,09	0,08	0,09	0,06	0,09	0,09	0,09
DBO	mg O ₂ /L	< 10	< 30	21	10	11	11	11	12	11	12	12	13
RAS	-	< 9	< 9	5,57	0,08	1,02	1,14	0,72	0,42	0,98	0,94	1,08	0,95
Fluoreto	mg F ⁻ /L	<1	<1	0,9	0,14	0,35	0,28	0,28	0,21	0,31	0,19	0,38	0,33

NR – Não realizado.

ND – Não disponível.

Tabela 5.18: Avaliação do reúso para fins urbanos do efluente final do Ensaio 2.

Parâmetro	Unidade	Uso agrícola		Amostra / Eletrodiálise									
		Irrestrito	Restrito	Bruta	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Turbidez	UTN	≤ 5	≤ 5	29,4	11,5	12,1	11,9	11,3	13,2	14,7	13,5	15,1	15,4
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	< 5	< 5	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ - N/L	< 30	< 30	171,89	0,79	7,87	8,84	6,15	3,89	9,34	9,72	8,81	8,51
Amônia	mg NH ₄ ⁺ - N/L	ND	ND	36,6	0,5	0,9	1	1,1	1,2	1,2	1,4	1,5	1,9
pH	Faixa	6,5-9,0	6,5-9,0	6,23	4,48	4,08	4,41	4,01	4,05	4,12	3,31	3,81	3,95
SDT	mg/L	< 450	450< SDT<2000	638	117	138	148	49	66	52	118	148	83
OD	mg O ₂ /L	> 2,0	> 2,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0
CE	mS/cm	< 0,7	0,7< CE < 3,0	0,9364	0,057	0,08	0,09	0,08	0,09	0,06	0,09	0,09	0,09
DBO	mg O ₂ /L	< 10	< 30	21	10	11	11	11	12	11	12	12	13
RAS	-	< 9	< 9	5,57	0,08	1,02	1,14	0,72	0,42	0,98	0,94	1,08	0,95
Fluoreto	mg F ⁻ /L	<1	<1	0,9	0,14	0,35	0,28	0,28	0,21	0,31	0,19	0,38	0,33

NR – Não realizado.

ND – Não disponível.

Tabela 5.19: Avaliação do reúso na piscicultura do efluente final do Ensaio 2.

Parâmetro	Unidade	Uso piscicultura		Amostra / Eletrodiálise									
		Afluente	No tanque	Bruta	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Turbidez	UTN	ND	ND	29,4	11,5	12,1	11,9	11,3	13,2	14,7	13,5	15,1	15,4
NTK	mg NH ₄ ⁺ - N/L	ND	ND	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Nitrato	mg NO ₃ ⁻ - N/L	< 5	< 5	171,89	0,79	7,87	8,84	6,15	3,89	9,34	9,72	8,81	8,51
Amônia	mg NH ₄ ⁺ - N/L	≤ 2,5	≤ 2,5	36,6	0,5	0,9	1	1,1	1,2	1,2	1,4	1,5	1,9
pH	Faixa	6,5-9,5	6,5-9,5	6,23	4,48	4,08	4,41	4,01	4,05	4,12	3,31	3,81	3,95
SDT	mg/L	ND	ND	638	117	138	148	49	66	52	118	148	83
OD	mg O ₂ /L	> 3,0	> 3,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0
CE	mS/cm	ND	ND	0,9364	0,057	0,08	0,09	0,08	0,09	0,06	0,09	0,09	0,09
DBO	mg O ₂ /L	200 - 300	200	21	10	11	11	11	12	11	12	12	13
RAS	-	ND	ND	5,57	0,08	1,02	1,14	0,72	0,42	0,98	0,94	1,08	0,95
Fluoreto	mg F ⁻ /L	ND	ND	0,9	0,14	0,35	0,28	0,28	0,21	0,31	0,19	0,38	0,33

NR – Não realizado.

ND – Não disponível.

6 Considerações finais

A caracterização do efluente de diferentes pontos de tratamento da ETE Litoral Norte mostrou que o mesmo apresenta remoção satisfatória de diversos parâmetros em relação às legislações ambientais vigentes. Entretanto, parâmetros NTK e amônia, os resultados encontrados para o efluente P6 (tanque de armazenamento) mostram que as concentrações estavam acima dos valores exigidos pelas legislações ambientais o que impediria o seu lançamento na natureza.

O objetivo de avaliar o processo de eletrodialise do efluente do ponto P6 na planta-piloto Tecnoimpianti TI-1624 foi realizado de maneira satisfatória. A remoção de íons atingida no Ensaio 1 foi superior a 90% para diversos cátions e ânions e concentrações abaixo de 4 mg/L e 2 mg/L para ânions e cátions, respectivamente, foram encontradas. A caracterização física e química do efluente da coleta 33 utilizada no Ensaio 1 mostra que os parâmetros NTK e amônia apresentaram valores de concentração média inferiores a 1 mg/L o que possibilitaria o lançamento do efluente na natureza após correção do pH. O Ensaio 1 tinha como objetivo realizar a máxima remoção de poluentes do efluente e tal ensaio mostrou que isso é possível, porém deve-se ter um controle no gasto energético para não tornar o processo inviável economicamente.

O Ensaio 2 mostrou que, apesar do aumento da diferença de potencial do sistema ao longo do ensaio, indicando um início de *fouling* nas membranas, a qualidade do efluente após o processo de eletrodialise é muito superior ao efluente antes da eletrodialise e se manteve ao longo do ensaio. Resultados de cromatografia iônica mostram que a maior concentração média encontrada foi de 9,84 mg/L para o ânion cloreto, que possuía uma concentração inicial de 114,72 mg/L, e de 7,85 mg/L para o cátion sódio, que possuía uma concentração inicial de 108,06 mg/L. Os valores de remoção percentual foram acima de 80% para todos cátions, acima de 90% para os cátions sódio, amônio e magnésio. Os valores de remoção percentual próximos a 70% encontrados para o fosfato frente aos 90% alcançados pelos ânions cloreto, nitrito, nitrato e sulfato deve ser estudado com mais detalhes em trabalhos posteriores. A caracterização física e química dos efluentes ao final do processo de eletrodialise

mostrou que a qualidade do efluente se manteve ao longo do mesmo sem haver queda substancial nos valores encontrados.

O estudo do reúso do efluente após o processo de eletrodialise mostra que o efluente P6 da coleta 33 após o Ensaio 1 pode ser reutilizado nos 3 diferentes usos se houver a correção do pH. Para o reúso do efluente após o Ensaio 2 visando o reúso agrícola ou para fins urbanos poderia ser realizado se houver a correção do pH e a remoção da turbidez, se a alternativa de reúso escolhida fosse o uso restrito e para o reúso irrestrito deve-se também remover a DBO do efluente. Para o reúso na piscicultura do efluente do Ensaio 2 pode ser realizado se houver a correção do pH e a remoção de nitrato.

7 Conclusões

- I. A remoção de íons atingida na avaliação do transporte iônico dos poluentes através das membranas de eletrodialise foi superior a 90% para diversos ânions e cátions e concentrações abaixo de 4 mg/L e 2 mg/L para ânions e cátions, respectivamente, foram encontradas;
- II. A caracterização física e química do efluente tratado por eletrodialise, da avaliação citada no item I, mostra que os parâmetros nitrogenados apresentaram valores de concentração que possibilitaria o lançamento do efluente na natureza após correção do pH. Entretanto, realizando-se a correção do pH, o reúso do efluente é indicado para os 3 diferentes usos, garantindo assim um melhor destino ao efluente tratado por eletrodialise;
- III. A avaliação do comportamento das membranas mostrou que, apesar do aumento da diferença de potencial do sistema ao longo do ensaio, indicando um início de *fouling* nas membranas, a qualidade do efluente após o processo de eletrodialise é muito superior ao efluente antes da eletrodialise e se manteve ao longo do ensaio;
- IV. A caracterização física e química dos efluentes ao final do processo de eletrodialise, da avaliação citada no item III, mostrou que a qualidade do efluente se manteve ao longo do mesmo sem haver queda substancial nos valores encontrados.
- V. Os valores de remoção percentual, na avaliação citada no item III, foram acima de 80% para todos cátions, acima de 90% para os cátions sódio, amônio e magnésio. Valores de remoção percentual próximos a 70% foram encontrados para o fosfato e acima de 90% para os ânions cloreto, nitrito, nitrato e sulfato;
- VI. Para o reúso do efluente, obtido da avaliação citada no item III, o reúso agrícola ou para fins urbanos pode ser realizado se houver apenas a correção do pH e a remoção da turbidez para o reúso com uso restrito. Com a remoção também de DBO o reúso irrestrito é possível. O reúso na piscicultura do efluente pode ser realizado se houver apenas a correção do pH e a remoção de nitrato.

8 Trabalhos Futuros

Realizar ensaios de toxicidade dos efluentes obtidos após o Ensaio 2, pois apesar do efluente apresentar valores de concentração abaixo do exigido pelas legislações ambientais a sua toxicidade deve ser avaliada para garantir que não haja um impacto ambiental na alternativa de reúso escolhida.

Realizar um novo ensaio na planta-piloto onde ao final de cada eletrodialise seja realizada apenas a troca da amostra apenas no compartimento diluído, mantendo-se a solução de concentrado e de eletrodos, avaliando-se a qualidade do efluente através de caracterização física, química e toxicológica.

A caracterização física e química de todas amostras antes e após a eletrodialise deve ser realizada e não apenas de uma amostra inicial como foi realizado neste trabalho, pois a concentração do efluente doméstico ao longo do tempo varia por possuir microrganismos que convertem a matéria orgânica em inorgânica o que pode influenciar os valores de concentração e remoção percentual (GLASS, SILVERSTEIN, 1998).

9 Referências

ABNT. **NBR 12209:2011**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. 2 ed. Rio de Janeiro: Abnt, 2011.

ABNT. **NBR 13969:1997**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 2 ed. Rio de Janeiro: Abnt, 1997.

ABNT. **Tanques sépticos** – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, RJ. set. 1997, 60 p.

AISSE, M. M., BASTOS, R. K. X., FLORENCIO, L. **Rede cooperativa de pesquisas**: Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006, 427 p.

ALVARENGA, P. MOURINHA, C. FARTO, M. PALMA, P. SENGO, J. MORAIS, M. C. CUNHA-QUEDA, C. Sewage sludge, compost and others representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits *versus* limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44-52, fev. 2015. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027>

ALVARINO, T. SUAREZ, S. GARRIDO, M. LEMA, J. M. OMIL, F. A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants. **Chemosphere**, [s.l.], v. 144, p.452-458, fev. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.016>.

AL-HAMAIEDEH, H.; BINO, M. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. **Desalination**, [s.l.], v. 256, n. 1-3, p.115-119, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.02.004>.

ALVES, S. M. C. REBOUÇAS, J. R. NETO, M. F. SOUZA, L. D. Fertirrigação de girassol ornamental com esgoto doméstico tratado em sistema de hidroponia. **Brazilian Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu, v. 19, n. 4, p. 714-726, dez. 2014, 13 p. DOI: 10.15809/irriga.2014v19n4p714

AMON, R.M.W.; BENNER, R. Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. **Limnology And Oceanography**, [s.l.], v. 41, n. 1, p.41-51, jan. 1996. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1996.41.1.0041>.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: 2013. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: Informe 2014. Brasília: ANA, 2015. 107 p.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: Informe 2015. Brasília: ANA, 2016. 88 p.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2016**. Brasília: ANA, 2017. 97 p.

ANGLIAN WATER. **Manual of good practice for utilisation of sewage sludge in agriculture**. Cambridgeshire, p.53, 1991.

APHA/AWA/WEF. **Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater**. 22nd Edition. Washington, 2012.

ASADI, A., ZINATIZADEH, A.A, VAN LOOSDRECHT, M. A novel continuous feed and intermittent discharge airlift bioreactor (CFIDAB) for enhanced simultaneous removal of carbon and nutrients from soft drink industrial wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 292, p.13-27, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.110>.

BAKER, R.W. **MEMBRANE TECHNOLOGY AND APPLICATIONS**. 2. ed. [ni]: Wiley, 2004. 545 p.

BASTOS, F. S.; VON SPERLING, M. V. **Rede Cooperativa de Pesquisas: Esgotos: Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Fortaleza: ABES, 2009. 430 p.

BENEDETTI, S. **AVALIAÇÃO DO TEOR DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL NA QUALIDADE DA ÁGUA: APLICAÇÃO NA RADIOFARMÁCIA**. 2012. 107 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2012.

BENVENUTI, T. KRAPP, R.S. RODRIGUES, M.A.S. BERNARDES, A.M. ZOPPAS-FERREIRA, J. Recovery of nickel and water from nickel electroplating wastewater by electrodialysis. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 129, p.106-112, maio 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2014.04.002>.

BENVENUTI, T. **AVALIAÇÃO DA ELETRODIALISE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE PROCESSOS DE ELETRODEPOSIÇÃO DE NÍQUEL**. 2012. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação Em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

BERNARDES, A.M.; RODRIGUES, M.A.S.; FERREIRA, J.Z. **Electrodialysis and Water Reuse: Novel Approaches**. [si]: Springer, 2013. 144 p.

BORGES, M. E.; HERNÁNDEZ, T.; ESPARZA, P. Photocatalysis as a potential tertiary treatment of urban wastewater: new photocatalytic materials. **Clean Technologies and Environmental Policy**, [s.l.], v. 16, n. 2, p.431-436, 30 maio 2013. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-013-0637-z>.

BRASIL. Decreto nº 82.587, de 6 de novembro de 1978. **Decreto no 82.587, de 6 de novembro de 1978**. Brasília, 07 nov. 1978. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D82587.htm>. Acesso em: 28 maio 2015.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. Ministério das Cidades. **SNIS – ÁGUA E ESGOTOS**. Brasília, 2014. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 26 jan. 2017.

BROSSEAU, C. ÉMILE, B. LABELLE, M. LAFLAMME, E. DOLD, P. L. COMEAU, Y. Compact secondary treatment train combining a lab-scale moving bed biofilm reactor and enhanced flotation processes. **Water Research**, [s.l.], v. 106, p.571-582, dez. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.019>.

BRUGGEN, B. V. D, KONINCKX, A. VANDECASTEELE, A. Separation of monovalent and divalent ions from aqueous solution by electro dialysis and nanofiltration. **Water Research**, v. 38, n. 5, p.1347-1353, mar. 2004. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.008>

BUNANI, S. YÖRÜKOĞLU, E, YÜKSEL, U, KABAY, N, YÜKSEL, M, SERT, G. Application of reverse osmosis for reuse of secondary treated urban wastewater in agricultural irrigation. **Desalination**, [s.l.], v. 364, p.68-74, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.07.030>.

BURN, S; HOANG, M; ZARZO, D; OLEWNIK, F; CAMPOS, E; BOLTO, B; BARRON, O; Desalination techniques — A review of the opportunities for desalination in agriculture. **Desalination**, [s.l.], v. 364, p.2-16, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2015.01.041>.

BUZZI, D.C. VIEGAS, L.S. RODRIGUES, M.A.S. BERNARDES, A.M. TENÓRIO, J.A.S. Water recovery from acid mine drainage by electro dialysis. **Minerals Engineering**, [s.l.], v. 40, p.82-89, jan. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2012.08.005>.

BUZZI, D.C. **Aplicação da eletrodialise no tratamento da drenagem ácida de minas visando a recuperação de ácido sulfúrico**. 2012. 137 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

CAMPOS, F. Uso da respirometria na obtenção de parâmetros cinéticos e monitoramento de ETE's. 2012. Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/noticialnt.asp?id=3687>. Acesso em: 15/06/2015

CAMPOS, J.R. **Rede Cooperativa de Pesquisas: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 443 p.

CHAGAS, W.F. **ESTUDO DE PATÓGENOS E METAIS EM LODO DIGERIDO BRUTO E HIGIENIZADO PARA FINS AGRÍCOLAS, DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ILHA DO GOVERNADOR E DA PENHA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**. 2002. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ciências em Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz / Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2002.

CHERNICHARO, C. A. L; HAANDEL, A.C.V; FORESTI, E; CYBIS, L.F. **Rede cooperativa de pesquisas: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CNRH, Resolução nº121, de 16 de dezembro de 2010. **Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005.** Brasília, DF. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14.>. Acesso em 10 junho 2015.

CNRH, Resolução nº54, de novembro de 2005. **Estabelece critérios gerais para reúso de água potável.** Brasília, DF, 09 nov 2005. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/resolucoes/cnrh/54_2005_criterios_gerais_uso_agua.pdf>. Acesso em 10 junho 2015.

CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília, 18 jan. 2005. p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 28 maio 2015.

CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Brasília, 16 mai. 2011. p. 89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 28 maio 2015.

CONSEMA. Resolução nº 128, de 24 de novembro de 2006. **Dispõe Sobre A Fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos Para Fontes de Emissão Que Lancem Seus Efluentes em águas Superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, 07 dez. 2006. Disponível em: <https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo_IV_61957_3.pdf>. Acesso em: 29 maio 2015.

CONSEMA. Resolução nº 129, de 24 de novembro de 2006. **Dispõe Sobre A Definição de Critérios e Padrões de Emissão Para Toxicidade de Efluentes Líquidos Lançados em águas Superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, RS, 7 dez. 2006. Disponível em: <[http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao_CONSEMA_nº 129_2006 - Dispoe sobre a definição crit e padroes emissao toxic efluent liqu lançados nas aguas superf RS.pdf](http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao_CONSEMA_n%o_129_2006_-_Dispoe_sobre_a_definicao_crit_e_padroes_emissao_toxic_efluent_liqu_lançados_nas_aguas_superf_RS.pdf)>. Acesso em: 29 maio 2015.

CURVA DE CRESCIMENTO BACTERIANO EM SISTEMA FECHADO. Disponível em: <https://web.fe.up.pt/~ega12035/index_files/Page299.htm>. Acesso em: 30 jan. 2017.

DEZOTTI, M; LIPPEL, G; BASSIN, J.P. **Processos Biológicos Avançados para Tratamento de Efluentes e Técnicas de Biologia Molecular para o Estudo da Diversidade Microbiana.** Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DRISCOLL, W.S, HOROWITZ, H.S, MEYERS, R.J, HEIFETZ, S.B, KINGMAN, A, ZIMMERMAN, E.R. Prevalence of dental caries and dental fluorosis in areas with

negligible, optimal, and above-optimal fluoride concentrations in drinking water. **The Journal of the American Dental Association**, [s.l.], v. 113, n. 1, p.29-33, jul. 1986. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.14219/jada.archive.1986.0141>.

EBBERS, B; OTTOSEN, L.M.; JENSEN, P.E. Electrodialytic treatment of municipal wastewater and sludge for the removal of heavy metals and recovery of phosphorus. **Electrochimica Acta**, [s.l.], v. 181, p.90-99, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2015.04.097>.

EX ANTE CONSULTORIA ECONÔMICA. Instituto Trata Brasil e Conselho Empresarial Brasileiro Para O Desenvolvimento Sustentável. **Benefícios econômicos da expansão do saneamento: Qualidade de vida Produtividade e educação Valorização ambiental**. [ni]: [ni], 2014. 72 p.

FAN, A.M.; STEINBERG, V.E. Health Implications of Nitrate and Nitrite in Drinking Water: An Update on Methemoglobinemia Occurrence and Reproductive and Developmental Toxicity. **Regulatory Toxicology And Pharmacology**, [s.l.], v. 23, n. 1, p.35-43, fev. 1996. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1006/rtp.1996.0006>.

FIBRATEC. **MANUAL DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DO ESGOTO SANITÁRIO**: Obra: UFRGS – Campus Litoral Norte. [ni]: [ni], 2014.

FUCHS CLEAN SOLUTIONS (Germany) (Org.). **Aerated lagoons for the treatment of municipal wastewater**. Mayen: Fuchs Clean Solutions, 2011. Disponível em: <http://www.fuchs-germany.com/fileadmin/download_pdf/downloadcenter_abwasser_en/solutions/Aerated_Lagoons_leaflet_english.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2017.

FUKUSHIMA, T. HARA-YAMAMURA, H. URAI, M. KASUGA, I. KURISU, F. MIYOSHI, T. KIMURA, K. WATANABE, Y. OKABE, S. Toxicity assessment of chlorinated wastewater effluents by using transcriptome-based bioassays and Fourier transform mass spectrometry (FT-MS) analysis. **Water Research**, Oxford, v. 52, n. 4, p.73-82, 1 abr. 2014. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.006.

GARCIA-SEGURA, S. KELLER, J. BRILLAS, E. RADJENOVIC, J. Removal of organic contaminants from secondary effluent by anodic oxidation with a boron-doped diamond anode as tertiary treatment. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 283, p.551-557, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.003>.

GLASS, C, SILVERSTEIN, J. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation. **Water Research**, [s.l.], v. 32, n. 3, p.831-839, mar. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(97\)00260-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(97)00260-1).

GONÇALVES, R. F. **Rede cooperativa de pesquisas: Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia**. Vitória: ABES, 2003. 435 p.

LESLIE GRADY JR, C.P; DAIGGER, G.T; LOVE, N.G; FILIPE, C.D.M. **Biological Wastewater Treatment, Third Edition**. 3. ed. Usa: Crc Press Book, 2011. 1200 p.

GUO, C., CHEN, Y., CHEN, J., WANG, X., ZHANG, G., WANG, J., CUI, W., ZHANG, Z. Combined hydrolysis acidification and bio-contact oxidation system with air-lift tubes and activated carbon bioreactor for oilfield wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.169, n.1, p.630-636, jul. 2014. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.07.018

HADDAD, M. MIKHAYLIN, S. BAZINET, L. SAVADOGO, O. PARIS, J. Electrochemical acidification of Kraft black liquor by electrodialysis with bipolar membrane: Ion exchange membrane fouling identification and mechanisms. **Journal of Colloid and Interface Science**, [s.l.], v. 488, p.39-47, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2016.10.015>.

HIDRODEX. **Desmineralizadores**: Reuso de Efluentes – Eletrodialise Reversa. Disponível em: <<http://www.hidrodex.com.br/desmineralizadores/>>. Acesso em: 06 fev. 2017.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. p. 268. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm. Acesso em: 26/05/2015

IDEXX LABORATORIES. **Colilert**. Disponível em: <<https://www.idexx.com/water/products/colilert.html>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL (Brasil). **Situação Saneamento no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil#RS>>. Acesso em: 26 jan. 2017.

JONES, R. J. MASSANET-NICOLAU, J. GUWY, A. PREMIER, G. C. DINSDALE, R. M. REILLY, M. Removal and recovery of inhibitory volatile fatty acids from mixed acid fermentations by conventional electrodialysis. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 189, p.279-284, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.001>.

KORZENOWSKI, C., BRESCIANI, L.C., RODRIGUES, M.A.S., BERNARDES, A. M.; FERREIRA, J.Z. Purification of spent chromium bath by membrane electrolysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, p. 960-967, 2008. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.110>.

LI, W. C. WANG, C. Y. TIAN, Z. ZHANG, HONG. GAO, Y. X. ZHANG, Y. YANG, M. LI, Y. Y. NISHIMURA, O. Anaerobic treatment of p-acetamidobenzene sulfonyl chloride (p-ASC)-containing wastewater in the presence or absence of ethanol in a UASB reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Oxford, v. 85, n. 1, p.81-88, mar. 2015. DOI : 10.1016/j.ibiod.2014.09.002

LI, K. WANG, J. LIU, J. WEI, Y. CHEN, M. Advanced treatment of municipal wastewater by nanofiltration: Operational optimization and membrane fouling analysis. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 43, p.106-117, maio 2016. Elsevier BV. <http://doi.org/10.1016/j.jes.2015.09.007>

LINDSTRAND, V; JÖNSSON, A; SUNDSTRÖM, G. Organic fouling of electro dialysis membranes with and without applied voltage. **Desalination**, [s.l.], v. 130, n. 1, p.73-84, set. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0011-9164\(00\)00075-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0011-9164(00)00075-8).

MACHADO, B. C. **Avaliação da qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização em série da estação de tratamento de esgoto de Samambaia – DF para o cultivo de Tilápia (*Oreochromis nicoticus*)**. 2006. 143 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

MACHADO, M.B. **AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE ELETRODIÁLISE REVERSA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REFINARIA DE PETRÓLEO**. 2008. 198 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

MARA, Duncan. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. London: Earthscan, 2012. 310 p.

MARKOS. **ÁGUA - UM OLHAR INTEGRADO**: 11. Efluentes - Como Tratar? Disponível em: <http://www.c2o.pro.br/vis_int_agua/ar01s11.html>. Acesso em: 06 fev. 2017.

MARDER, L. BITTENCOURT, S. D. FERREIRA, J. Z. BERNARDES, A. M. Treatment of molybdate solutions by electro dialysis: The effect of pH and current density on ions transport behavior. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 167, p.32-36, jul. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.04.047>.

MARGUTI, A.L., FERREIRA FILHO, S.S., PIVELI, R.P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 13, p.395-404, dez. 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v13n4/a08v13n4.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000400008>.

MARTÍ-CALATAYUD, M. C. BUZZI, D. C. GARCIA-GABALDON, M. ORTEGA, E. BERNARDES, A. M. TENÓRIO, J. A. PEREZ-HERRANZ, V. Sulfuric acid recovery from acid mine drainage by means of electro dialysis. **Desalination**, [s.l.], v. 343, p.120-127, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2013.11.031>.

MARTÍNEZ-ALCALÁ, I., GUILLÉN-NAVARRO, J. M., FERNÁNDEZ-LÓPEZ, C. Pharmaceutical biological degradation, sorption and mass balance determination in a conventional activated-sludge wastewater treatment plant from Murcia, Spain. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 316, p.332-340, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.01.048>.

MENDONÇA, F., CUNHA, F.C.A, LUIZ, G.C., PROBLEMÁTICA SOCIOAMBIENTAL URBANA. **Revista da Anpege**, [s.l.], v. 12, n. 18, p.325-346, 2016. ANPEGE - Revista. <http://dx.doi.org/10.5418/ra2016.1218.0017>.

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

MISHIMA, I. YOSHIKAWA, N. YOSHIDA, Y. AMANO, K. Development of an Integrated Environmental Impact Assessment Model for Assessing Nitrogen Emissions from Wastewater Treatment Plants. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 14, n. 1, p.6-14, 2016. <http://doi.org/10.2965/jwet.15-052>

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). **Caderno setorial de recursos hídricos: saneamento**. Brasília: MMA, 2006. 68 p.

MONTEIRO, J. R. R. **Plano Nacional de Saneamento: Análise de desempenho**. n.i: n.i, 1993. 11 p. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/fulltext/planasa/planasa.pdf>>. Acesso em: 27 maio 2015.

MÜLLER, F. **MEMBRANAS POLIMÉRICAS ÍON SELETIVAS ANIÔNICAS E CATIONICAS PARA USO EM ELETRODIÁLISE**. 2013. 130 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

OLIE, K; ADDINK, R; SCHOONENBOOM, M. Metals as Catalysts during the Formation and Decomposition of Chlorinated Dioxins and Furans in Incineration Processes. **Journal of the Air & Waste Management Association**, [s.l.], v. 48, n. 2, p.101-105, fev. 1998. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.1998.10463656>.

OLIVEIRA, L. B. ACCIOLY, A. M. A. NASCIMENTO, C. W. A. SANTOS, C. L. R. FLORES, R. A. BARBOSA, F. S. Estado nutricional e teores de metais pesados em plantas de alface adubadas com compostos orgânicos. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n.3, mai. 2014.

OLIVEIRA, N. M.; REZENDE, M. P. G.; CARDOSO, I. L. Determination of total and thermotolerant coliforms present in the hands of anglers. **Revista Eletrônica de Biologia (REB)**. ISSN 1983-7682, v. 8, n. 1, p. 138-145, 2015.

OLIVEIRA, P. H. S. **Influência da intensidade de aeração na formação do floco de lodo ativado e na eficiência de remoção de matéria orgânica**. 2014. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

OLIVEIRA, G; SCAZUFCA, P; PIRES, R.C. **Ranking do Saneamento**. São Paulo: GO Associados, 2016. 110 p. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2016/relatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 26 jan. 2017.

OZAN, K; ACIKGOZ, C. Treatment of domestic wastewater by membrane bioreactors system (MBR). **Journal of Engineering Research and Applied Science**, Nottingham, v. 5, n. 2, p.494-498, dez. 2016.

PAT-ESPADAS, A. M. RAZO-FLORES, E. RANGEL-MENDEZ, J. R. ASCACLO-VALDES, J. A. AGUILAR, C. CERVANTES, F. J. Immobilization of biogenic Pd(0) in anaerobic granular sludge for the biotransformation of recalcitrant halogenated pollutants in UASB reactors. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [s.l.], v. 100, n. 3, p.1427-1436, 19 out. 2015. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-015-7055-6>.

PRADO, G. S. (2006). **Concepção e estudo de uma unidade compacta para o tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial**. 240p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

RAMOS, C. ZECCHINO, F. EZQUERRA, D. DIEZ, V. Chemical cleaning of membranes from an anaerobic membrane bioreactor treating food industry wastewater. **Journal of Membrane Science**, Amsterdam, v. 458, n.1, p.179- 188, mai. 2014. <http://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.01.067>

RESINDION S.R.L. “Resindion resins for Water Treatments: IONAC- Ion Exchange Membranes”. Binasce, Italy, 2008.

RICHTER, C.A. **Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento**. São Paulo. Blucher. 2011.

RODRIGUES, M.A.S. AMADO, F. D. R. XAVIER, J. L. N. STREIT, K. F. BERNARDES, A. M. FERREIRA, J. Z. Application of photoelectrochemical–electrodialysis treatment for the recovery and reuse of water from tannery effluents. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 16, n. 5, p.605-611, mar. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.02.002>.

RODRIGUES-SILVA, C. MANIERO, M. G. PERES, M. S. GUIMARÃES, J. R. Occurrence and degradation of quinolones by advanced oxidation processes. **Química Nova**, Campinas, v. 37, n. 5, p.868-885, 20 fev. 2014. GN1 Genesis Network. DOI: 10.5935/0100-4042.20140139.

SANT’ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SANTOS, E. S. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso do esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, ABES, v.16, n.1, mar. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000100008>

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. McGraw-Hill, 2003.

SCARPARE, F.V., HERNANDES, T.A.D., RUIZ-CORRÊA, S.T., KOLLN, O.T., GAVA, G.J.C., SANTOS, L.N.S., VICTORIA, R.L. Sugarcane water footprint under different management practices in Brazil: Tietê/Jacaré watershed assessment. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 112, p.4576-4584, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.107>.

SHIMADZU CORPORATION (Japan). **TOC-VCPH/CPN & TOC-Control V Software**: User Manual. Kyoto: Shimadzu Corporation, 2003.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2015**. 20. ed. Brasília: Brasil, 2015.

SOUZA, Z. M. BEUTLER, A. N. MELO, V. P. MELO, W. J. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em Latossolos adubados por cinco anos com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.117-123, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000100013>

STREIT, K.F. **ESTUDO DA APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CURTUME**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

STRATHMANN, H. Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. **Desalination**, [s.l.], v. 264, n. 3, p.268-288, dez. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.069>.

TANAKA, Y. **Ion Exchange Membranes: Fundamentals and Applications**. 2. ed. Ibaraki: Elsevier, 2015. 499 p.

TEIXEIRA, C. P. A. B. (2002). **Estudo comparativo de tipos diferentes de processos oxidativos avançados**. 191p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. F. **Processos oxidativos avançados: Conceitos teóricos**. Campinas: Unicamp, 2004. 83 p.

UNESCO, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos: ÁGUA PARA UM MUNDO SUSTENTÁVEL SUMÁRIO EXECUTIVO**. WWAP: UNESCO, 2015. p. 8. Disponível em: <http://www.unesco.org/water/wwap>. Acesso em: 26/05/2015

VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Epgraf, 142 p. 1999.

VILLEMUR, R. JUTEAU, P. BOUGIE, V. MÉNERD, J. DÉZIEL, E. Development of four-stage moving bed biofilm reactor train with a pre-denitrification configuration for the removal of thiocyanate and cyanate. **Bioresource Technology**, v. 181, n.1, p.254-262, abr. 2015. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.01.051

VEERMAN, J. SAAKES, M. METZ, S. J. HARMSSEN, G. J. Reverse electrodialysis: evaluation of suitable electrode systems. **Journal of Applied Electrochemistry**, [s.l.], v. 40, n. 8, p.1461-1474, 29 abr. 2010. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10800-010-0124-8>.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados**. UFMG, v.4, 3ed, p. 428, 2012.

ZHANG, X. NING, Z. WANG, D. K. COSTA, J. C. D. Processing municipal wastewaters by forward osmosis using CTA membrane. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 468, p.269-275, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2014.06.016>.

WEF, Water environment federation. **Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: WEF Manual of Practice No. 8** . 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2010.