

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS



CARLOS AFONSO SALLES

DESINFECÇÃO ELETROLÍTICA DE EFLUENTE SANITÁRIO
EM FLUXO CONTÍNUO

CAMPO GRANDE
2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

CARLOS AFONSO SALLES

**DESINFECÇÃO ELETROLÍTICA DE EFLUENTE
SANITÁRIO EM FLUXO CONTÍNUO**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADORA: Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro

Aprovada em 10 de dezembro de 2008.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro
Orientadora – UFMS

Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide
UFMS

Prof. Dr. Lademir Luiz Beal
Universidade de Caxias do Sul – UCS

Campo Grande, MS
2008

Ficha catalográfica preparada pela
COORDENADORIA DA BIBLIOTECA CENTRAL/UFMS

Salles, Carlos Afonso
X000a Desinfecção eletrolítica de efluente sanitário em fluxo contínuo /
Carlos Afonso Salles. – Campo Grande, 2008.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, 2008.
Orientadora: Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro

1. eletrólise. 2. esgoto. 3. inativação.

DEDICATÓRIA

*Ao meu pai Nylzo, minha mãe Otilde e meus irmãos Ana Maria e Paulo,
sem o apoio dos quais não teria chegado à esta conquista ...*

AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Maria Lúcia Ribeiro, que foi muito além de seu compromisso de Orientadora, dedicando paciência, compreensão e verdadeira amizade, em momentos pessoais difíceis, enfrentados ao longo do período de elaboração deste trabalho, que foram determinantes para que eu tivesse a força e determinação para concluí-lo.

Ao grande amigo, Professor Doutor Carlos Nobuyoshi Ide, cuja brilhante vida de dedicação acadêmica e familiar é lição para todos nós, e cuja integridade moral e postura altruísta falam por si, sensibilizando e ensinando, com seus exemplos, aqueles que tem a felicidade de conhecê-lo de forma mais próxima ... Jamais esquecerei seus ensinamentos, transmitidos durante as célebres aulas e, principalmente, durante a nossa rica convivência, ao longo destes últimos oito anos ...

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa de estudo concedida, que me deu a tranquilidade para concentrar minha atenção nas atividades acadêmicas e de pesquisa desenvolvidas ao longo destes anos.

Ao amigo Waldeir Dias Moreschi, do Departamento de Física (DFI/UFMS), pelo incondicional apoio na montagem da instrumentação de alimentação elétrica e controle operacional.

A todos os colegas, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes da UFMS, pelo apoio e amizade.

Aos colegas de curso e aos meus alunos, pela amizade e apoio moral, grandes responsáveis pela força necessária à continuação da jornada, ora superada ...

“Nada acontece por acaso” ...

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS.....	v
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO.....	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1. Desinfecção de efluentes sanitários	20
3.1.1. Cloração.....	21
3.1.2. Ozônio	25
3.1.3. Dióxido de Cloro (ClO ₂)	26
3.1.4. Ácido Peracético (APA)	27
3.1.5. Íon Ferrato (VI)	28
3.1.7. Radiação Solar.....	30
3.1.8. Processos Oxidativos Avançados (POA)	31
3.1.9. Comparativo de eficiência dos processos de desinfecção apresentados.....	32
3.2. A inibição de formação de subprodutos tóxicos	33
3.3. O emprego do processo eletrolítico no tratamento de efluentes sanitários	34
4. METODOLOGIA	38
4.1. Sistema de alimentação	38
4.2. Sistema eletrolítico.....	40
4.3. O sistema experimental	43
4.4. Procedimento de coleta	44
4.5. Métodos analíticos	45
4.6. Planejamento experimental	45
4.7. Tratamento dos resultados.....	47
4.8. Aspectos operacionais.....	48
4.8.1. Vazão.....	48
4.8.2. Densidade de corrente elétrica.....	48
4.8.3. Determinação da eficiência energética do dispositivo eletrolítico	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	51

5.1. Resultados obtidos	51
5.2. Tratamento estatístico dos dados obtidos.....	55
5.2.1. Correlação linear dos parâmetros analisados.....	55
5.2.2. Superfície de resposta dos parâmetros bacteriológicos analisados.....	60
5.2.2.1. <i>Célula eletrolítica</i>	60
5.2.2.2. <i>Tanque de contato</i>	66
5.2.2.3. <i>Sistema experimental (célula eletrolítica + tanque de contato)</i>	70
5.2.3. Superfície de resposta dos parâmetros físico-químicos analisados	74
5.2.3.1. <i>Célula eletrolítica</i>	74
5.2.3.2. <i>Tanque de contato</i>	87
5.3. Eficiência energética da célula eletrolítica.....	96
5.3.1. Equação de regressão visando eficiência energética	99
5.4. Ferramenta estatística para dimensionamento de dispositivo eletrolítico com base na eficiência de desinfecção	100
5.4.1. Equação de regressão visando eficiência de desinfecção para <i>E. coli</i>	100
5.5. Comparativo de eficiência operacional com outras técnicas de desinfecção	101
6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	104
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

APÊNDICES

APÊNDICE A – Caracterização Físico-Química e Bacteriológica do Efluente Sanitário Utilizado no Experimento	117
APÊNDICE B – Correlações Lineares Significativas entre as Variáveis de Investigação na Célula Eletrolítica, no Tanque de Contato e para o Conjunto Experimental.....	121
APÊNDICE C – Estatística do Experimento para a Célula Eletrolítica, o Tanque de Contato e o Conjunto Experimental	125
APÊNDICE D – Planilha de Cálculo elaborada no Programa Microsoft Excel® para Previsão de Eficiência Operacional em Escala Real e Dimensionamento de Reator Eletroquímico	129

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Sistema de alimentação do conjunto experimental.	39
Figura 4.2. Inversor de frequência para controle de precisão do sistema de bombeamento.	39
Figura 4.3. Câmara de reação eletroquímica do sistema eletrolítico.	40
Figura 4.4. Conjunto de alimentação elétrica da câmara de reação eletroquímica.	41
Figura 4.5. Câmara de contato/decantação do sistema eletrolítico.	42
Figura 4.6. Conjunto de alimentação elétrica da câmara de reação eletroquímica.	43
Figura 4.7. Representação esquemática do sistema experimental.	43
Figura 5.1. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais na célula eletrolítica (representação tridimensional).	61
Figura 5.2. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais na célula eletrolítica (representação no plano).	61
Figura 5.3. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> na célula eletrolítica (representação tridimensional).	63
Figura 5.4. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> na célula eletrolítica (representação no plano).	64
Figura 5.5. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no tanque de contato/decantação (representação tridimensional).	67
Figura 5.6. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no tanque de contato/decantação (representação no plano).	67
Figura 5.7. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> no tanque de contato/decantação (representação tridimensional).	68
Figura 5.8. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> no tanque de contato/decantação (representação no plano).	69
Figura 5.9. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no sistema experimental (representação tridimensional).	71
Figura 5.10. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no sistema experimental (representação no plano).	72
Figura 5.11. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> no sistema experimental (representação tridimensional).	73
Figura 5.12. Superfície de resposta da inativação de <i>Escherichia coli</i> no sistema experimental (representação no plano).	73
Figura 5.13. Superfície de resposta da variação de pH na célula eletrolítica.	75
Figura 5.14. Superfície de resposta da variação de cloreto na célula eletrolítica.	75
Figura 5.15. Superfície de resposta da variação de condutividade na célula eletrolítica.	76
Figura 5.16. Superfície de resposta da variação de demanda química de oxigênio (DQO) na célula eletrolítica.	78
Figura 5.17. Superfície de resposta da variação de nitrogênio amoniacal (NH ₃) na célula eletrolítica.	79

Figura 5.18. Superfície de resposta da variação de nitrogênio total na célula eletrolítica.	81
Figura 5.19. Superfície de resposta da variação de sólidos dissolvidos totais (SDT) na célula eletrolítica.	82
Figura 5.20. Superfície de resposta da variação de sólidos sedimentáveis na célula eletrolítica.	83
Figura 5.21. Superfície de resposta da variação de sólidos totais (ST) na célula eletrolítica.	84
Figura 5.22. Superfície de resposta da variação de sólidos suspensos totais (SST) na célula eletrolítica.	84
Figura 5.23. Superfície de resposta da variação de temperatura na célula eletrolítica.	85
Figura 5.24. Superfície de resposta da variação de turbidez na célula eletrolítica.	86
Figura 5.25. Superfície de resposta da variação de pH no tanque de contato/decantação.	87
Figura 5.26. Superfície de resposta da variação de cloreto no tanque de contato/decantação.	88
Figura 5.27. Superfície de resposta da variação de condutividade no tanque de contato/decantação.	89
Figura 5.28. Superfície de resposta da variação de demanda química de oxigênio (DQO) no tanque de contato/decantação.	89
Figura 5.29. Superfície de resposta da variação de nitrogênio amoniacal (NH_3) no tanque de contato/decantação.	90
Figura 5.30. Superfície de resposta da variação de nitrogênio total (NT) no tanque de contato/decantação.	91
Figura 5.31. Superfície de resposta da variação de sólidos dissolvidos totais (SDT) no tanque de contato/decantação.	92
Figura 5.32. Superfície de resposta da variação de sólidos sedimentáveis no tanque de contato/decantação.	93
Figura 5.33. Superfície de resposta da variação de sólidos totais (ST) no tanque de contato/decantação.	93
Figura 5.34. Superfície de resposta da variação de sólidos suspensos totais (SST) no tanque de contato/decantação.	94
Figura 5.35. Superfície de resposta da variação de temperatura no tanque de contato/decantação.	95
Figura 5.36. Superfície de resposta da variação de turbidez no tanque de contato/decantação.	96
Figura 5.37. Superfície de resposta do consumo de energia aplicada unitária (kWh/m^2) com base na área superficial dos eletrodos.	98
Figura 5.38. Superfície de resposta do consumo de energia aplicada unitária (kWh/m^3) com base no volume de efluente processado.	99
Figura D.1. Planilha de cálculo para simulação de eficiência operacional de desinfecção eletrolítica em escala real.	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Comparativo da eficiência de técnicas de desinfecção de efluentes sanitários.	33
Tabela 3.2. Eficiência de remoção em tratamento de esgoto bruto por eletrólise.	35
Tabela 4.1. Planejamento experimental adotado.	45
Tabela 4.2. Parâmetros de investigação e níveis de ensaios.	46
Tabela 4.3. Tempos de detenção hidráulica para as etapas de estudo.	46
Tabela 4.4. Densidades de corrente elétrica aplicadas durante as fases experimentais.	48
Tabela 4.5. Tensão elétrica aplicada durante as fases experimentais.	49
Tabela 5.1. Variação dos resultados analíticos na célula eletrolítica (%).	52
Tabela 5.2. Variação dos resultados analíticos no tanque de contato/decantação (%).	53
Tabela 5.3. Variação dos resultados analíticos no sistema experimental (%).	54
Tabela 5.4. Tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e corrente elétrica de alimentação da célula eletrolítica em cada fase experimental.	97
Tabela 5.5. Tensão elétrica (V) aplicada em cada fase experimental.	97
Tabela 5.6. Consumo de energia elétrica aplicada unitária (kWh/m ²) com base na área superficial dos eletrodos para cada fase experimental.	98
Tabela 5.7. Consumo de energia elétrica aplicada unitária (kWh/m ³) com base no volume de efluente processado para cada fase experimental.	98
Tabela 5.8. Custo energético unitário em dólar (US\$/m ³), com base no volume de efluente processado para cada fase experimental, tendo como referência o valor comercial final de energia elétrica (kWh) em novembro de 2008 (ANEEL, 2008).	99
Tabela 5.9. Comparativo da eficiência operacional do sistema eletrolítico experimental com outras técnicas de desinfecção de efluentes sanitários já consagradas.	102
Tabela A.1. Características do efluente sanitário secundário utilizado no experimento.	118
Tabela A.2. Características do efluente da célula eletrolítica.	119
Tabela A.3. Características do efluente do tanque de contato/decantação.	120
Tabela B.1. Correlação linear significativa na célula eletrolítica.	122
Tabela B.2. Correlação linear significativa no tanque de contato/decantação.	123
Tabela B.3. Correlação linear significativa para o conjunto o experimental (célula eletrolítica + tanque de contato/decantação).	124
Tabela C.1. Descrição estatística para a célula eletrolítica.	126
Tabela C.2. Descrição estatística para o tanque de contato.	127
Tabela C.3. Descrição estatística para o sistema experimental.	128

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AHA	ácido haloacético
APA	ácido peracético
Cl^-	íon cloreto
ClO_2^-	íon clorito
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	carbono orgânico total
CT	concentração $\times$ tempo
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DFI	Departamento de Física
DNA	ácido desoxirribonucléico
DQO	demanda química de oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
Fe	ferro
Fe^{2+}	íon ferroso
H_2O_2	peróxido de hidrogênio
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
MOGGOD	<i>mixed oxidant gases generated on-site for disinfection</i>
MIOX	<i>mixed oxidant</i>
NaOCl	hipoclorito de sódio
O^{2-}	superóxido
O_3	ozônio
$\text{OH}^\bullet$	radical hidroxila
pH	potencial hidrogeniônico
PVC	cloreto de polivinila
PET	politereftalato de etileno
POA	processo oxidativo avançado
RNA	ácido ribonucléico
SODIS	<i>solar disinfection</i>
SOPAS	<i>solar pasteurisation</i>

SDT	sólidos dissolvidos totais
SST	sólidos suspensos totais
THM	trihalometano
TiO ₂	dióxido de titânio
UFMS	Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UV	ultravioleta
UVA	ultravioleta A
UVB	ultravioleta B
UVC	ultravioleta C

RESUMO

SALLES, C.A. (2008). *Desinfecção eletrolítica de efluente sanitário em fluxo contínuo*. Campo Grande, 2008. 130 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

A rápida veiculação hídrica de organismos potencialmente patogênicos, a partir do lançamento de efluentes sanitários, constitui grave incremento de risco ambiental às populações servidas por esta água contaminada. A cloração, deste tipo de efluente, é a técnica de desinfecção mais difundida para minimizar este risco, porém esta prática gera efeitos secundários nocivos, como a formação de subprodutos comprovadamente cancerígenos e mutagênicos, podendo ser bioacumulados na cadeia trófica. O objetivo deste trabalho foi investigar o potencial de dispositivo eletrolítico na desinfecção de efluente sanitário secundário, em fluxo contínuo, em substituição à cloração, enfocando os aspectos do tratamento físico-químico terciário eletroquímico. Foi realizado planejamento experimental fatorial 3^2 , sendo as variáveis independentes o tempo de detenção hidráulica e a densidade da corrente elétrica. O sistema experimental apresenta configuração inédita, que inibiu um sério problema operacional na aplicação da eletrólise no saneamento: a formação de espuma. A eficiência de inativação de *Escherichia coli* atingiu níveis de 100 % com a aplicação de densidade de corrente elétrica de $10,4167 \text{ mA/cm}^2$ e tempo de detenção hidráulica de 13,91 min, a um consumo energético de $39,6049 \text{ kWh/m}^3$. A partir da construção de planilha de cálculo, específica, com base nas equações de regressão obtidas através deste estudo, que relacionam eficiência de desinfecção e energética, é possível prever a eficiência do dispositivo experimental, em escala real, para fins de dimensionamento, e adequá-la ao padrão desejado, seja para lançamento ou reuso do efluente final.

Palavras-chave: eletrólise, esgoto, inativação.

ABSTRACT

SALLES, C.A. (2008). *Electrolytic disinfection of waste water in continuous flow*. Campo Grande, 2008. 130 p. Master Dissertation –Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil (in Portuguese).

The fast running water of potentially pathogenic organisms from the release of municipal sewage is serious increase in environmental risk to the populations served by the contaminated water. The chlorination, this type of effluent, disinfection is the most widespread technique to minimize this risk, but this practice causes harmful side effects, such as the formation of mutagenic and carcinogenic byproducts known and may be bioaccumulative in the food chain. The objective of this study was to investigate the potential for electrolytic device for the disinfection of secondary effluent health in continuous flow, to replace chlorination, focusing on the aspects of physical-chemical treatment tertiary electrochemical. Factorial experimental design was performed 3^2 , being the independent variables the hydraulic detention time and the density of electric current. The experimental system shows new configuration, which inhibited a serious operational problem in the application of electrolysis in the purification: the formation of froth. The efficiency of inactivation of *Escherichia coli* levels reached 100 % with the application of electrical current density of 10.4167 mA/cm^2 and hydraulic detention time of 13.91 min, a power consumption of 39.6049 kWh/m^3 . From the construction of spreadsheet calculation, specific, based on the regression equations obtained through this study that relate energy and efficiency of disinfection, it is possible to predict the efficiency of the experimental device, scale, for sizing and fit it to the desired pattern, either for release or reuse of final effluent.

Key-words: electrolysis; sewer; inactivation.

1. INTRODUÇÃO

A rápida veiculação hídrica de agentes patogênicos permite sua difusão por extensas áreas, a partir do ponto de contaminação, o que possibilita a ocorrência de endemias e epidemias nas populações servidas por águas contaminadas, de forma direta (por contato com a água) ou indireta (através de vetores ou alimentos contaminados). Por este motivo, a manutenção da qualidade das águas naturais é uma das principais preocupações e desafios das engenharias sanitária e ambiental, garantindo a saúde pública e a integridades dos ecossistemas naturais.

Como medida de prevenção e controle da disseminação de doenças de veiculação hídrica foram desenvolvidas e adotadas técnicas de desinfecção de águas, visando os diversos usos, com excelentes resultados do ponto de vista epidemiológico, sem que houvesse preocupação aparente com a conseqüente formação de compostos secundários, subprodutos destes processos, já que o foco principal era o poder desinfetante das técnicas aplicadas.

Diversos processos de desinfecção de águas são conhecidos e aplicados, em todo o mundo, para garantir o controle sanitário local e a saúde das populações servidas por estas, considerando-se seus diversos usos (como abastecimento, irrigação, balneabilidade e lazer).

Para águas destinadas ao abastecimento público é necessário que, além da inativação local dos microrganismos, seja conferida, a esta, a característica de ser capaz de inibir qualquer atividade microbiológica até o ponto final de consumo. Dentre os processos de desinfecção aplicados, o único que tem a capacidade de oferecer esta ação prolongada, de forma efetiva, é a cloração. Em função desta característica, a legislação brasileira, através da Portaria nº 518/2004, do Ministério da Saúde (MS), que estabelece os padrões de potabilidade da água, exige que haja, nos pontos finais de consumo, uma concentração residual mínima de 0,2 mg/L de cloro ativo (BRASIL, 2005a).

A desinfecção de efluentes sanitários é exigida por lei, no Brasil, através da Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação de corpos d'água, diretrizes para seu enquadramento e os padrões de lançamentos de efluentes líquidos. A persistência da ação desinfetante é indesejada, neste caso, ao contrário das águas destinadas ao abastecimento público. No entanto, se faz necessário atingir um nível de desinfecção compatível com o enquadramento do curso d'água

receptor, de forma local, considerando-se sua capacidade de suporte, tanto para parâmetros microbiológicos, como para compostos residuais e secundários originados de processos de desinfecção (BRASIL, 2005b).

Em função da alta eficiência de desinfecção de agentes clorados, associada à facilidade de sua obtenção e aplicação, e baixo custo operacional, o processo de cloração é, também, amplamente empregado como técnica de desinfecção de efluentes sanitários domésticos e hospitalares, em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's). Esta prática gera um efeito secundário preocupante, sob o aspecto da saúde pública e ambiental: a geração e lançamento de compostos organoclorados em cursos d'água, subprodutos da cloração, comprovadamente cancerígenos, mutagênicos e que podem ser bioacumulados nas cadeias tróficas (LUCA, 2000; EPA, 2001, *apud* JORDÃO & ALEM SOBRINHO, 2003; LIN & YEH, 2005).

O estabelecimento da correlação do potencial de toxicidade de corpos d'água, a partir da geração de subprodutos tóxicos resultantes do uso de cloração, foi primeiramente detectado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* – EPA), em 1974, ao relacionar a incidência de casos de câncer à qualidade da água de abastecimento, o que foi comprovado, posteriormente, ser efeito de compostos organoclorados, principalmente trihalometanos (THM's) e ácidos haloacéticos (AHA's), encontrados em concentrações muito superiores a de outros contaminantes (EPA, 2001, *apud* JORDÃO & ALEM SOBRINHO, 2003), e, possivelmente, gerados como subproduto do controle de proliferação de algas no reservatório de adução por aplicação de agentes clorados, de ação biocida, a partir da reação destes com a matéria orgânica disponível.

Em 1975, durante monitoramento da água do Reservatório de Occoquan, fonte para abastecimento de cerca de 600.000 (seiscentos mil) habitantes, Virgínia do Norte, também nos Estados Unidos, outro caso semelhante foi identificado, quando foram identificadas elevadas concentrações de THM, principalmente clorofórmio, gerados como subproduto do tratamento com agentes clorados (HOEHN *et al.*, 1977).

Esta descoberta provocou modificação de diversos procedimentos relacionados ao tratamento de águas de abastecimento público e residuárias, tornando a legislação norte-americana rigorosa no estabelecimento de padrões de potabilidade e de lançamento para estes compostos. Esta medida foi também adotada em países da Comunidade Européia, seguidos de muitos outros países no mundo, inclusive o Brasil (JORDÃO & PESSOA, 2003).

Em função dos riscos impostos pela desinfecção por agentes clorados, diversos estudos foram realizados no sentido de determinar os riscos gerados a partir de outros processos de desinfecção, e apontar técnicas que ofereçam menores riscos ambientais com boa eficiência na inativação de organismos patogênicos (RIBEIRO & LAPOLLI, 2003).

Assim sendo, se faz necessário o desenvolvimento de novas tecnologias para a desinfecção de efluentes sanitários, igualmente eficientes e, de custos e operação, acessíveis, que possam ser aplicadas em larga escala, beneficiando todas as populações, indistintamente, garantindo as condições sanitárias exigidas para uma vida saudável.

Jordão & Alem Sobrinho (2003), que compõe a publicação do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB 3) “*Desinfecção de Efluentes Sanitários*”, coordenada por Gonçalves (2003), ressaltam a real preocupação com a formação e lançamento de compostos organoclorados, gerados a partir do uso da cloração como técnica de desinfecção de efluentes sanitários, evidenciando a necessidade de adoção de tecnologia alternativa, que substitua, com vantagens, esta técnica largamente difundida, mas já condenada por agências ambientais de alguns Estados brasileiros, e proibida em países da Europa e Estados Unidos.

Esta expectativa constitui um dos principais objetivos deste projeto de pesquisa, evidenciando o sistema eletrolítico como tecnologia efetiva e viável, técnica e economicamente, para a desinfecção de efluentes sanitários, com significativas vantagens sobre a cloração, em relação à geração de subprodutos tóxicos, em perfeita sintonia com as mais recentes exigências ambientais.

2. OBJETIVO

Objetivo geral:

Investigar, experimentalmente, o potencial de dispositivo eletrolítico na desinfecção de efluente sanitário secundário, em fluxo contínuo, em substituição à cloração e comparativamente a outros processos já consagrados.

Objetivos específicos:

1. Testar a configuração estrutural do conjunto eletrolítico experimental, diferenciada e inédita, avaliando aspectos operacionais;
2. Avaliar o potencial de dispositivo eletrolítico no tratamento terciário de efluentes sanitários;
3. Avaliar a viabilidade técnica e econômica do conjunto experimental, como um todo, e de cada dispositivo que o compõe (célula eletrolítica e tanque de contato/decantação), isoladamente;
4. Determinar equação de regressão que permita o dimensionamento de dispositivo com base na eficiência de desinfecção desejada, na vazão operacional e no consumo energético, para efluentes sanitários provenientes de tratamento anaeróbio.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A desinfecção de efluentes sanitários, por meio de técnicas de inativação de microrganismos, constitui uma exigência prevista na Legislação Brasileira e Internacional, em virtude do risco de contaminação biológica associada ao seu lançamento em corpos d'água, na maioria dos casos, podendo atingir populações a jusante, constituindo uma importante medida para a manutenção da qualidade ambiental deste corpo receptor, visando a saúde pública e proteção de comunidades aquáticas.

Na sequência serão abordadas as principais técnicas de desinfecção disponíveis, de eficiência comprovada e passíveis de utilização no tratamento de efluentes sanitários, aspectos relacionados com suas aplicações e pesquisas que investigaram o uso de processos eletrolíticos em substituição às técnicas convencionais neste tipo de tratamento.

3.1. Desinfecção de efluentes sanitários

Os principais mecanismos de inativação de microrganismos presentes em águas são por separação física (natural ou artificial), ação oxidativa (através de agentes químicos ou físicos) ou por alteração do material genético celular (por ação de radiação altamente energética). Os mecanismos de ação oxidativa provocam a morte dos microrganismos por destruição da parede celular, impedimento de realização de funções vitais (anabólicas e catabólicas), enquanto que os mecanismos de alteração do material genético celular impedem que estes se reproduzam e gerem novas colônias.

Entre os processos de desinfecção aplicados no tratamento de efluentes sanitários, podem ser destacados a cloração (principalmente por cloro gasoso, hipocloritos e cloraminas), o ozônio (O_3), o ácido peracético (APA), a radiação ultravioleta (UV), radiações ionizantes (como a gama) e sistemas naturais (disposição em solo, banhados naturais ou artificiais, e lagoas de maturação) (GONÇALVES, 2003).

Uma abordagem atualizada sobre as principais técnicas de desinfecção e desinfetantes alternativos aplicáveis ao tratamento de água e efluentes sanitários é apresentada por Daniel *et al.* (2001) e Gonçalves (2003), respectivamente.

Os processos de desinfecção são efetivos apenas em efluentes de alta qualidade, pois estes sofrem influência de substâncias presentes no esgoto, acarretando em demanda excessiva de produtos químicos, tempo e energia. Desta forma, o sistema de desinfecção, além de ser um dispositivo de proteção à saúde pública, funciona como um indicador de qualidade da eficiência de todo o processo de tratamento (WHITE, 1999, *apud* LAPOLLI *et al.*, 2003).

As técnicas tradicionais de desinfecção natural (como lagoas de estabilização) são apresentadas, por Cardoso *et al.* (2003), como ineficientes para a remoção de protozoários, com destaque para *Cryptosporidium* e *Giardia*, e, conseqüentemente, para a proteção ambiental contra estes patógenos.

A seguir, será feita uma abordagem sobre as técnicas de desinfecção aplicadas a efluentes sanitários, enfocando os aspectos relacionados à eficiência de desinfecção e à toxicidade dos subprodutos gerados em cada processo, com identificação do grau de risco que estes podem oferecer à saúde humana e aos ecossistemas naturais.

3.1.1. Cloração

Os processos de desinfecção por cloração são os mais utilizados em todo o mundo, tendo em vista o extenso domínio desta tecnologia e a viabilidade econômica/operacional de sua aplicação (AISSE *et al.*, 2003).

Sua ação desinfetante se processa por oxidação química sobre o microrganismo patogênico, ou indicador, induzindo eventos associados à atividade da membrana celular e modificação de ácidos nucleicos, causando mutações (WEF, 1996, *apud* AISSE *et al.*, 2003).

A eficiência da desinfecção por cloração está diretamente relacionada à concentração do agente desinfetante, ao tempo de contato com o efluente a ser tratado e à mistura no ponto de aplicação. Parte do cloro aplicado é consumida por vários constituintes da água residuária e por decomposição, exigindo uma demanda superior a estritamente necessária para a desinfecção (AISSE *et al.*, 2003).

Todos os desinfetantes químicos produzem subprodutos, direta ou indiretamente, e alguns podem gerar riscos à saúde humana e ambientais (AISSE *et al.*, 2003).

A dosagem de agente desinfetante a serem aplicada, no processo de desinfecção por cloração, deve ser a suficiente para que se atinja, com segurança, o padrão microbiológico estabelecido para lançamento, evitando-se residuais de cloro ativo e a geração de subprodutos no processo, minimizando-se, desta forma, os riscos ambientais decorrentes da aplicação desta técnica (CHLORINE INSTITUTE, 1997, *apud* AISSE *et al.*, 2003).

Os subprodutos resultantes da aplicação de agentes desinfetantes químicos clorados podem ser divididos em três categorias: os gerados a partir da combinação destes com nitrogênio amoniacal (amônia), os gerados a partir da combinação destes com compostos orgânicos, principalmente dissolvidos, e os subprodutos de reações secundárias (DANIEL *et al.*, 2001; AISSE *et al.*, 2003).

Segundo Daniel *et al.* (2001) e Aisse *et al.* (2003), no primeiro caso, combinação de agentes clorados com nitrogênio amoniacal, podem ser listados como subprodutos as cloraminas e, eventualmente, gás nitrogênio (inerte). No segundo caso, combinação de agentes clorados com matéria orgânica, denominados genericamente de organoclorados, estão os trihalometanos (THM), os ácidos haloacéticos (AHA), fenóis clorados e outros aromáticos clorados. E no terceiro caso, subprodutos de reações secundárias de agentes clorados, estão os íons clorito e clorato.

As cloraminas estão entre os primeiros subprodutos a se formarem na cloração de efluentes sanitários, que apresentam elevadas concentrações de amônia. Estas também possuem efeito desinfetante, porém de menor efetividade, mas com a vantagem de não gerarem compostos organoclorados (principalmente THM's e AHA's), no entanto, também são potencialmente tóxicas (DANIEL *et al.*, 2001; METCALF & EDDY, 1991; LUCA *et al.*, 2003; AISSE *et al.*, 2003).

Os compostos organoclorados (THM's, AHA's, fenóis clorados e outros aromáticos clorados) são potencialmente cancerígenos, mutagênicos e podem ser bioacumulados nas cadeias tróficas (LUCA, 2000). Segundo Aisse *et al.* (2003), na ordem de reação, estes subprodutos da cloração de efluentes sanitários estão entre os últimos a serem formados, em função da maior velocidade de formação das cloraminas na presença de amônia, sempre presente neste tipo efluente, porém, após o consumo da amônia, há predominância na formação destes compostos, o que é preocupante.

Os principais representantes entre os organoclorados são o clorofórmio (triclorometano, um trihalometano – THM) e o ácido cloroacético (um ácido haloacético – AHA) (JORDÃO & ALEM SOBRINHO, 2003).

Dentre os fatores que interferem na produção de THM's e AHA's estão o pH, a temperatura e as concentrações de desinfetante, de brometo, de nitrato, de nitrogênio amoniacal e de carbono orgânico (AISSE *et al.*, 2003).

Íons clorito e clorato também estão entre os principais subprodutos da aplicação de agentes clorados no tratamento de águas e sua geração também deve ter controle rigoroso, pois ambos possuem ação inibidora da tireóide e possibilidade de causar efeitos hematológicos e mutagênicos (DI BERNARDO, 1993; MACÊDO, 2001, *apud* AISSE *et al.*, 2003).

Uma forma de se eliminar íons clorito e clorato do efluente sanitário é adicionando íon ferroso (Fe^{2+}), pois este tem se mostrado eficiente na redução do íon clorito (ClO_2^-) a cloreto (Cl^-) (HENDERSON *et al.*, 2001), e, conseqüentemente, o mesmo efeito é válido para clorato, pois, sobre este, o efeito é potencializado no sentido de formação de íon clorito.

Apesar da legislação brasileira definir os compostos THM como parâmetro de qualidade de água para fins de potabilidade (Portaria MS 518/2004), sendo o padrão estabelecido em 0,1 mg/L, não é possível afirmar, com segurança, que esta concentração seja inofensiva para ingestão, tendo em vista que não há estudos conclusivos, até o momento, em relação à concentração aceitável e aos efeitos ocasionados aos seres humanos. Já para lançamento em corpo receptor, a legislação vigente (Resolução CONAMA 357/2005) não estabelece limite para THM, de forma genérica, mas especificamente para o clorofórmio, trihalometano clorado, sendo este de 1,0 mg/L, ou seja, dez vezes superior ao limite permitido para consumo.

Um aspecto interessante, que deve ser observado, é que para o composto organoclorado diclorometano, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece como padrão de qualidade de corpos de água doce, para as classes 1 e 2, a concentração de 0,02 mg/L. Para o mesmo parâmetro, a Portaria MS 518/2004 estabelece como padrão de potabilidade 20 µg/L (0,02 mg/L), ou seja, a mesma concentração do padrão de qualidade estabelecido para águas doces de classes 1 ou 2, através da Resolução CONAMA 357/2005, o que é no mínimo preocupante, pois, a princípio, indica que o padrão de qualidade para os corpos de água doce

classes 1 e 2 é muito rigoroso, ou o padrão de potabilidade é muito brando, não refletindo a preocupação exigida para a questão (SALLES *et al.*, 2006).

O lançamento indiscriminado de efluentes sanitários desinfectados por processos de cloração pode ocasionar um sério problema de saúde pública, em função da geração de compostos organoclorados no efluente final, durante o processo de desinfecção, e no corpo receptor, se houver residual de cloro ativo no efluente tratado, ao reagir com a matéria orgânica presente no corpo de água doce. Considerando que este composto é persistente, e que estes lançamentos poderão atingir, em algum momento, mananciais, de onde serão captadas águas para abastecimento público, estes poderão atingir a população diretamente, merecendo atenção especial (PALHANO, 2002).

Segundo Aisse *et al.* (2003), uma forma de minimizar o problema da geração de THM's, em sistemas que utilizam a cloração, direta ou indireta, como técnica de desinfecção, é através da incorporação de técnicas de descloração dos efluentes desinfectados, após decorrido o tempo de contato necessário à eficiência de inativação desejada, eliminando-se residuais de cloro livre ou combinado, presentes neste, antes de seu lançamento em corpo receptor.

As técnicas de descloração disponíveis podem utilizar mecanismos químicos ou físicos, todas com ótimos resultados.

Os processos químicos de descloração caracterizam-se pela ação de compostos químicos, de forma direta ou indireta, sobre os compostos clorados. A forma direta ocorre pela aplicação de reagentes químicos oxidantes ao efluente desinfectado, como dióxido de enxofre, sulfito de sódio, sulfato de sódio, metabissulfito de sódio, tiosulfato de sódio, sulfitos amoniacais e peróxido de hidrogênio. Já a forma indireta consiste na aplicação de compostos reduzidos, como sulfetos, íon ferroso, íon manganoso, nitritos, entre outros, que sofrem oxidação por agentes clorados do efluente (AISSE *et al.*, 2003). A aplicação destes compostos químicos exige a observância dos riscos envolvidos, do ponto de vista da segurança do trabalho e atendimento aos padrões ambientais.

Os processos físicos caracterizam-se pela remoção de compostos clorados por ação física, seja por adsorção, através do uso de carvão ativado, ou por decomposição destes compostos por ação direta da radiação UV, natural ou artificial (AISSE *et al.*, 2003). A grande

vantagem destes processos em relação aos químicos está fundamentada na simplicidade prática e redução dos riscos envolvidos, de manipulação e ambientais.

Luca (1984) já destacava, naquela época, as aplicações do carvão ativado no tratamento de águas residuárias.

Schifino & Luca (2003) desenvolveram pesquisa que promoveu a descloração de efluente sanitário desinfetado com hipoclorito de sódio, por meio de aplicação de metabissulfito de sódio, que resultou em eliminação de residual de cloro ativo e combinado à razão de 1:1, em tempos inferiores a 30 minutos, sem prejuízo da desinfecção imediata, removendo completamente a toxicidade do efluente por agentes de desinfecção.

A Resolução CONAMA 357/2005 não estabelece padrão ambiental de lançamento para cloro residual, livre ou combinado, porém se faz necessário o atendimento dos requisitos da classe de enquadramento do corpo receptor, que estabelece limites para os parâmetros de interesses, considerando-se, entre eles, cloro residual total (parâmetro inorgânico), além de uma série de compostos orgânicos clorados, que podem ser gerados durante o processo de desinfecção por cloração, como compostos secundários, e devem ser considerados.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece padrão ambiental de lançamento, para cloro livre ou combinado, de 0,020 mg/L, para proteção da vida aquática (BRASIL, 2005b).

3.1.2. Ozônio

O ozônio é um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários e outros parasitas, além de oxidar a matéria orgânica. É muito utilizado na Europa e Estados Unidos, sendo apontado por Daniel *et al.* (2001) como o agente desinfetante que apresenta a melhor relação custo/benefício no tratamento de águas. Já para a desinfecção de efluentes sanitários, Gerh *et al.* (2003) sinalizaram para a inviabilidade econômica de sua aplicação, em função da demanda excessiva, porém destaca sua eficiência, principalmente na inativação de vírus.

A desinfecção de efluentes sanitários com ozônio vem despertando interesse, devido à preocupação com a formação de compostos organoclorados, toxicidade dos efluentes e o custo adicional da descloração (DANIEL *et al.*, 2001; NUVOLARI *et al.*, 2003, *apud* LAPOLLI *et al.*, 2003).

Gerh *et al.* (2003) apontaram para a inviabilidade econômica de sua aplicação, em função da demanda excessiva, porém destacaram sua eficiência na desinfecção de efluentes sanitários, apresentando resultado semelhante para inativação de bactérias e protozoários, e excepcional na inativação de vírus. Esta característica também foi relatada por Assirati *et al.* (2005), que evidenciaram a eficiência do ozônio como agente desinfetante de águas residuárias, apresentando como técnica alternativa à cloração, com a vantagem de não gerar subprodutos organoclorados.

Segundo Lapolli *et al.* (2003), a desinfecção com ozônio destaca-se pelos seguintes aspectos:

- rapidez da ação de desinfecção;
- elevada eficiência na inativação de microrganismos;
- baixa toxicidade encontrada nos efluentes ozonizados.

O poder desinfetante do ozônio é cerca de dez vezes superior ao do cloro, para todos os tipos de microrganismos (LAPOLLI *et al.*, 2003).

Sob o aspecto da saúde pública, a toxicidade pelo uso do ozônio na desinfecção de efluentes sanitários está quase exclusivamente relacionada com a aspiração direta, extremamente perigosa, do que pela presença de residual no efluente, já que este é eliminado após poucos minutos. Uma eventual toxicidade a organismos aquáticos pode ser associada aos subprodutos da desinfecção, fortemente influenciada pela composição do efluente, e não ao ozônio, propriamente. Uma das possibilidades está relacionada à formação de micronúcleos, que se caracteriza por processos mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos, ocasionados por agentes genotóxicos, que danificam o DNA (KURELEC, 1993, *apud* LAPOLLI *et al.*, 2003).

3.1.3. Dióxido de Cloro (ClO_2)

A superior eficiência do dióxido de cloro (ClO_2) frente ao cloro livre e cloraminas foi demonstrada por Gagnon *et al.* (2004), que evidenciaram sua viabilidade econômica para desinfecção de água em sistemas de distribuição, informações confirmadas por Lapolli *et al.* (2005), que também destacaram a viabilidade de aplicação deste eficiente agente desinfetante para efluentes sanitários.

Daniel *et al.* (2001) listam vantagens e desvantagens no uso do dióxido de cloro na desinfecção de águas e ressaltam sua inviabilidade na aplicação a pequenas comunidades em função do alto custo e dificuldade operacional.

A formação de THM a partir da cloração de efluentes sanitários foi destacada por Chow & Roberts (1981), independente da concentração de nitrogênio amoniacal presente neste, o mesmo não acontecendo quando o agente desinfetante aplicado era o dióxido de cloro, que se mostrou eficiente na desinfecção dos efluentes sanitários sem que houvesse a formação de THM, como subprodutos. A causa deste fato é que a cloração com uso de dióxido de cloro não promove a formação de cloraminas, por não reagir com a amônia, além de eliminar os precursores dos THM's, reduzindo ainda mais esta possibilidade (EXPANSUL, 2008).

3.1.4. Ácido Peracético (APA)

A eficiência da desinfecção com ácido peracético (APA), tanto para água como para efluentes sanitários, mesmo na presença de elevada concentração de matéria orgânica, foi destacada por Souza & Daniel (2005), comparativamente ao hipoclorito de sódio, principal agente de cloração empregado na desinfecção de efluentes sanitários. Foram apontadas como vantagens de sua aplicação como agente de desinfecção de efluentes sanitários, a facilidade de implementação do tratamento, o largo espectro de atividade, a não necessidade de descloração, a baixa dependência do pH, o curto tempo de contato exigido e a ausência de residual, na forma de subprodutos tóxicos e/ou mutagênicos.

Esta última informação contraria o destaque feito por Daniel *et al.* (2001) e Luca & Monteggia (2003), que alertam para o fato de que ensaios de toxicidade realizados com efluentes desinfetados com APA apresentaram elevada toxidez para organismos aquáticos, mas que também afirmam que não há registros de que este composto seja cancerígeno ou apresente toxicidade na reprodução ou no desenvolvimento humanos.

Gerh *et al.* (2003) apontaram para a inviabilidade econômica de sua aplicação, em função da demanda excessiva, cerca de três vezes a considerada aceitável (2,0 mg/L), porém destacaram sua eficiência na inativação de vírus e bactérias, sendo pouco efetivo na inativação de protozoários, assim como a cloração. Deve-se atentar para o fato do efluente sanitário ser proveniente de tratamento por lodo ativado, mesmo tendo os autores constatado

que as curvas de inativação para esses microrganismos não foram significativamente afetadas pela presença de sólidos, confirmando a observação de Souza & Daniel (2005).

Diante destas colocações, torna-se evidente a necessidade de investigação aprofundada a respeito do tema, antes de se recomendar esta técnica como segura.

Caretti & Lubello (2003) apresentaram a fotólise do ácido peracético (APA) por aplicação da radiação ultravioleta (UV), a partir de lâmpadas de baixa pressão, como técnica que potencializa a ação deste agente desinfetante no tratamento de efluentes sanitários secundários, pela geração de radicais livres, revelando uma eficiência excepcional de desinfecção, muito superior a aplicação isolada destes agentes de desinfecção (APA e UV), ou com a aplicação da radiação UV seguida da aplicação do APA.

Lubello *et al.* (2000), *apud* Caretti & Lubello (2003), incluem a combinação do ácido peracético seguido da aplicação da radiação ultravioleta (APA/UV) como um processo oxidativo avançado (POA), por fotólise homogênea do APA, apresentando efeito superior ao consagrado POA que associa o peróxido de hidrogênio com a radiação UV (H_2O_2/UV).

3.1.5. Íon Ferrato (VI)

Ide (1994) foi pioneiro na síntese eletrolítica do íon ferrato (VI) para uso como poderoso oxidante no saneamento ambiental, a baixo custo. O processo consistia em produzir, *in loco*, o íon ferrato (VI) de sódio a partir da eletrólise, em meio alcalino, com uso de eletrodos de ferro gusa, para estabilização química de lodos de tratamento de esgotos sanitários e de curtume.

Daniel *et al.* (2001), Luca *et al.* (2002), Luca & Luca (2003) e Luca & Monteggia (2003) destacaram a eficiência do íon ferrato (VI) como agente de desinfecção, a partir do mesmo processo de produção eletrolítica *in loco*.

Outra vantagem no uso do íon ferrato (VI) como agente desinfetante de efluentes sanitários foi destacada por Cardoso & Luca (2004). Para efluentes municipais que apresentavam toxicidade aguda em peixes, mesmo após tratamento convencional por lodo ativado, constataram redução deste efeito somente nos casos em que houve o emprego deste íon ou nos experimentos com diluição, sendo esta última prática proibida pela Resolução CONAMA 357/2005.

Em relação ao uso do íon ferrato (VI) como desinfetante de efluentes sanitários, o cuidado exigido é a conformidade com o padrão de lançamento para o parâmetro *ferro dissolvido*, de 15 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.

Quanto à aplicação da radiação ultravioleta (UV) na desinfecção de efluentes sanitários, podem ser ressaltados os seguintes aspectos, citados por Gonçalves *et al.* (2003b)

1. A desinfecção por radiação UV baseia-se em alterações por fotólise do material genético (DNA e RNA) dos microrganismos presentes no efluente a ser tratado.
2. Esta ação é sensivelmente prejudicada pela turbidez, caracterizada pela concentração de sólidos em suspensão (SST) no efluente, pois estes impedem a ação direta da radiação sobre o microrganismo, ocasionando o “sombreamento” deste.
3. O UV não gera efeitos residuais, ou subprodutos, prejudiciais a humanos ou à vida aquática, em contrapartida, pode permitir a reativação, por fotorreativação ou por reativação no escuro.

Apesar do processo de desinfecção por radiação UV atuar fisicamente, pode haver ação química oxidante indireta, ocasionada por reações fotoquímicas sobre a matéria orgânica presente no efluente, gerando a formação de superóxidos ($O_2^{\cdot-}$), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), e radicais hidroxila ($OH^{\cdot}$), que podem promover a inativação de microrganismos por mecanismos da oxidação celular (OATES *et al.*, 2003).

Comparada com a desinfecção de efluente sanitário por ozônio (O_3) ou por ácido peracético (APA), Gehr *et al.* (2003) identificaram a desinfecção com radiação UV, para este mesmo efluente, como sendo menos efetiva, apesar de se mostrar economicamente viável, em condições operacionais adequadas, sendo muito influenciada pela concentração da demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SST) e ferro (Fe), o que pode inviabilizar tecnicamente sua aplicação.

Daniel *et al.* (2001) fizeram uma abordagem completa sobre o uso da radiação UV na desinfecção de águas, listando vantagens e desvantagem em relação ao seu uso.

Souza Aguiar *et al.* (2002) demonstraram a eficiência de desinfecção por radiação ultravioleta em água com cor e turbidez moderadas.

Silva *et al.* (2007) demonstraram a eficiência da desinfecção de efluente sanitário com radiação UV, atingindo níveis de inativação de 10^5 para *E. coli*, ressaltando que pequenas variações de vazão de processamento não interferem na eficiência do sistema de desinfecção.

3.1.7. Radiação Solar

A desinfecção em função da radiação solar (*solar disinfection – SODIS*) está diretamente relacionada à incidência da radiação ultravioleta (UV). Os componentes do espectro solar responsáveis pela inativação dos microrganismos são o UVB (290 a 320 nm), o UVA (320 a 400 nm) e a faixa de luz visível entre o azul e o verde (400 a 550 nm), sendo todos estes componentes responsáveis pela desinfecção, porém a maior eficiência é atribuída ao UVB (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1999; DANIEL *et al.*, 2001).

O aumento da temperatura do efluente, ocasionada pela absorção de radiação infravermelha da insolação, auxilia na inativação de microrganismos por impedimento das funções protéicas, causando sua morte, mas em níveis muito inferiores à inativação por radiação UV, para a mesma condição de exposição à luz solar (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003). O gradiente de temperatura, conferido ao sistema de desinfecção por radiação solar, depende de aspectos construtivos do dispositivo, fixando-se as condições de exposição à radiação natural.

De forma associada, o ângulo de incidência dos raios solares, em função da posição geográfica (latitude), da hora do dia e do mês do ano, influenciam diretamente o tempo de exposição à luz solar, fator determinante na eficiência de desinfecção (OATES *et al.*, 2003).

Quanto à toxicidade do efluente desinfetado por radiação solar, o incremento deste efeito a partir deste processo de desinfecção é, praticamente, o mesmo apontado para a desinfecção por radiação UV a partir de fonte artificial (lâmpadas), ou seja, praticamente nulo, tanto para ambientes aquáticos quanto para a saúde humana (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003).

Paterniani & Moreira da Silva (2005) apresentaram dispositivo simples e eficiente de desinfecção por radiação solar (*SODIS*), que em função da associação de técnica de absorção e concentração de raios solares é capaz de atingir a pasteurização da água processada (*solar pasteurisation – SOPAS*), aplicável, principalmente, em pequenas comunidades.

A radiação solar, como fonte natural de radiação UV, pode integrar processo oxidativo avançado (POA) na desinfecção de efluentes sanitários, como demonstram Ferreira & Daniel (2004), que associaram a radiação solar ao dióxido de titânio (TiO_2) imobilizado sobre placa de vidro, constituindo aplicação de fotocatalise heterogênea.

3.1.8. Processos Oxidativos Avançados (POA)

Processos oxidativos avançados (POA) são mecanismos de oxidação por meio de radicais livres, principalmente o radical hidroxila ($\text{OH}^\bullet$), gerados a partir de reações químicas ou fotocatalíticas, promovidas por agentes físicos e/ou químicos associados, geralmente visando a degradação de compostos recalcitrantes ou o aumento da eficiência de degradação de compostos biodegradáveis, mas que em função de sua ação extremamente oxidante, constituem poderoso agente de desinfecção. Os principais agentes dos POA são o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), o dióxido de titânio (TiO_2), o reagente Fenton (Fe^{2+}), o oxigênio (O_2), o ozônio (O_3), a radiação ultravioleta (UV-A, UV-B e UV-C), o ultra-som (US) e o feixe de elétrons (DANIEL *et al.*, 2001; LUCA & MONTEGGIA, 2003).

O ácido peracético (APA), apesar de não ser incluído entre os agentes de processos oxidativos avançados (POA) nas publicações anteriormente citadas, foi incluído entre estes por Caretti & Lubello (2003), tendo aplicação muito eficiente associada com a radiação ultravioleta (UV) (APA/UV), evidenciando princípio de fotólise homogênea na geração de radical hidroxila ($\text{OH}^\bullet$), e ação efetiva na desinfecção de efluentes sanitários, superior ao POA que associa o peróxido de hidrogênio com a radiação UV ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$). Este efeito foi confirmado por Roubaud *et al.* (1997) e Bianchini *et al.* (2002), ambos citados por Caretti & Lubello (2003), através de espectroscopia.

Arslan *et al.* (2000) e Pacheco & Peralta-Zamora (2004) destacaram aplicações visando a degradação de efluentes de processo químico ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UVC}$ e foto-Fenton; TiO_2/UVA) e biológico ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), respectivamente, e Ribeiro & Bidoia (2003) mencionaram sua eficiência na desinfecção de águas, através da fotocatalise heterogênea ($\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$).

A grande preocupação no emprego de POA na desinfecção de efluentes sanitários é a geração de íon bromato, classificado como carcinogênico (LUCA & MONTEGGIA, 2003).

Segundo Luca & Monteggia (2003), há dois obstáculos no uso dos POA no tratamento de efluentes: o custo e a presença de sólidos em suspensão, orgânicos e inorgânicos, em concentrações superiores a 20 mg/L. Portanto, baseado nesta informação, a aplicação dos POA na desinfecção de efluentes sanitários estaria totalmente descartada, por apresentar, seguramente, uma concentração muito superior de sólidos em suspensão. Porém esta condição é contestada por Ferreira & Daniel (2004), que destacaram, em seu trabalho, a eficiência da fotocalálise heterogênea na desinfecção de efluentes sanitários de reatores anaeróbios, com concentração média de sólidos em suspensão de 79 mg/L, com uso de dióxido de titânio (TiO_2), imobilizado em placa de vidro, e radiação solar, que apresenta, em seu espectro, cerca de 3 %, apenas, de radiação UV na faixa de comprimento de onda necessária para ativar o TiO_2 (menor que 387 nm), o que induz a pensar que com o uso de lâmpadas UV de baixa pressão de mercúrio, com emissão de radiação predominantemente na faixa de 254 nm, provocaria um efeito fotoativador muito mais efetivo sobre este catalisador, aumentando, significativamente, a eficiência da desinfecção nas condições pesquisadas.

Para fins de desinfecção, os POA são tecnologias que permanecem restritas à pesquisa científica.

Luca & Monteggia (2003) citam, de forma sucinta, outras eficientes técnicas para a desinfecção de efluentes sanitários, físicas e químicas, porém, que encontram restrições práticas.

3.1.9. Comparativo de eficiência dos processos de desinfecção apresentados

A escolha do processo de desinfecção, a ser adotado para um sistema de tratamento, deve considerar aspectos técnicos e operacionais, visando a garantia da eficiência operacional com custos de instalação e operação compatíveis com sua aplicação.

Na Tabela 3.1 é apresentado comparativo da eficiência das técnicas de desinfecção de efluentes sanitários, anteriormente citadas.

Tabela 3.1. Comparativo da eficiência de técnicas de desinfecção de efluentes sanitários.

TÉCNICA	Dosagem	Tempo Contato (exposição)	Remoção <i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Potência elétrica instalada
Cloração ^{*1}	3,0 mg/L	20 min	3 log	----
ClO ₂ ^{*2}	2,0 mg/L	20 min	4 log	----
Ozônio ^{*3}	121 mg/L	20 min	7 log	330 W
APA ^{*4}	5,0 mg/L	15 min	> 6 log	----
Íon Ferrato (VI) ^{*5}	15 mg/L	30 min	> 5 log	180 W/cm ²
UV ^{*6}	61 mJ/cm ²	60 s (máx)	6 log	210 W
Radiação Solar ^{*7} (SODIS)	exposição natural	6 horas	> 5 log	----
POA (APA/UV) ^{*4}	2 mg/L APA + 192 mJ/cm ² UV	20 min APA + 12 s UV	> 6 log	210 W

Adaptado de Silva *et al.* (2007)^{*6}, Lapolli *et al.* (2005)^{*2}, Paterniani & Silva (2005)^{*7}, Souza & Daniel (2005)^{*1}, Caretti & Lubello (2003)^{*4}, Luca & Monteggia (2003)^{*5}, Oates *et al.* (2003)^{*7}, Dias (2001) ^{*3; *6}.

3.2. A inibição de formação de subprodutos tóxicos

Diante da crescente preocupação em relação à formação de subprodutos com potencial de riscos à saúde pública e ambientais (toxicidade ou mutagenicidade), testes toxicológicos vem sendo desenvolvidos para avaliar a capacidade de inibição deste efeito por novas tecnologias de desinfecção (RIBEIRO & LAPOLLI, 2003).

Ainda segundo Aisse *et al.* (2003), teste de toxicidade aquática é um procedimento no qual as respostas de organismos aquáticos são usadas para detectar, ou medir, a presença ou efeito de uma ou mais substâncias, resíduos ou fatores ambientais, isolados ou combinados.

No Brasil, estudos sobre a redução de toxicidade em ETE's (domésticos e industriais) estão sendo iniciados e poucas informações estão disponíveis. Faltam dados, especificamente, sobre os efeitos potenciais ecotoxicológicos que a carga poluente remanescente pode conferir ao corpo receptor (AISSE *et al.*, 2003).

Modelos estatísticos para prevenção e controle de formação de THM, em águas de abastecimento público que usam a cloração como técnica de desinfecção, foram apresentados por diversos autores, como Clark (1998), Clark & Sivaganesan (1998) e Lin & Yeh (2005), evidenciando como principais parâmetros de controle a concentração de carbono orgânico

total (COT), o pH, a temperatura e a concentração de cloro ativo inicial. Seria interessante a validação de técnica de controle semelhante aplicada à desinfecção de efluentes sanitários.

Kerwick *et al.* (2005) destacaram metodologia que visa avaliar a eficiência das técnicas de desinfecção, e que adota como parâmetros de investigação: a eficiência de inativação, formação de subprodutos da desinfecção, toxicidade, qualidade estética da água, custo de tratamento, dimensão física e concentração residual.

3.3. O emprego do processo eletrolítico no tratamento de efluentes sanitários

Kerwick *et al.* (2005) apontaram a desinfecção eletrolítica, direta e indireta, como tendo o maior potencial para substituir a cloração, com base na metodologia de avaliação da eficiência das técnicas de desinfecção, citada anteriormente.

Gonçalves (2003) não cita o processo eletrolítico como uma das alternativas para desinfecção de efluentes sanitários, a não ser pela geração *in loco* de agentes oxidantes, como o hipoclorito de sódio, hidrogênio e ozônio, a partir da salmoura (processo *MOGGOD – Mixed Oxidant Gases Generated On-site for Disinfection*, ou, simplesmente, *MIOX – Mixed Oxidant*), genericamente denominada eletrocloração, tema de diversas publicações técnicas. No entanto, muitos trabalhos, que abordam este aspecto de forma indireta, foram publicados, avaliando a eficiência do processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários brutos, em estações experimentais. Estes trabalhos são citados e discutidos por Wiendl (1998).

Os processos eletrolíticos já vinham sendo estudados e utilizados no tratamento de esgoto no final do século XIX, na Inglaterra, e no início do século XX, nos Estados Unidos, com resultados considerados satisfatórios e compatíveis com os padrões vigentes. Porém, com o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento e sob o pretexto de que o tratamento por processos eletrolíticos apresentava uma elevada demanda energética (da ordem de 100 kWh/m³ de esgoto tratado), mesmo sem avaliação dos resultados e índices operacionais do passado, estes foram abandonados na década de 1920 (WIENDL, 1998). Entretanto, os estudos apresentados por Wiendl (1998), através dos quais são retomadas as investigações sobre a eficiência dos processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários, revelaram uma realidade contraditória à do período em que o uso desta tecnologia de tratamento foi abandonada, o que também foi evidenciado por Sinoti (2004).

Wiendl (1998) apresentou valores de eficiência energética comparativa entre os processos eletrolíticos experimentais (diretamente relacionados com as condições hidráulicas e elétricas dos sistemas) e processos biológicos de tratamento (lodos ativados e valos de oxidação), e o resultado foi surpreendente, como segue:

- **Tratamento de esgoto por processos eletrolíticos**

(vazão de 2,5 L/s e densidade de corrente de 10 A/m²)

- eficiência energética: 0,150 kWh/m³ de esgoto tratado.

- **Tratamento de esgoto por lodos ativados**

- eficiência energética: 0,400 kWh/m³ de esgoto tratado.

- **Tratamento de esgoto por valos de oxidação**

- eficiência energética: 1,000 kWh/m³ de esgoto tratado.

Wiendl (1998) relata uma eficiência de desinfecção do esgoto tratado somente por processo eletrolítico (em valores médios de coliformes totais/100 ml) da ordem de 97,9882%, se elevando para 99,6450%, com o uso de filtros de areia em fluxo ascendente (60 cm espessura), atingindo a eficiência máxima de 99,9979%, com a aplicação direta de hipoclorito.

Wiendl (1998) ainda destaca a eficiência do tratamento do esgoto bruto por processos eletrolíticos para outros parâmetros analíticos, como é apresentado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Eficiência de remoção em tratamento de esgoto bruto por eletrólise.

PARÂMETROS	REDUÇÃO (%)
DBO ₅	79,9
DQO	76,0
Fosfato	88,0
Sólidos Suspensos Totais	64,0
Sólidos Totais	42,0
Sulfetos	79,0
Nitrogênio Total	70,0
Manganês	85,0

Adaptado de Wiendl (1998).

Sinoti (2004), em pesquisa com sistema eletrolítico, atribui aos mecanismos de eletrocoagulação, eletrofloculação, eletroflotação e geração de produtos oxidantes a eficiência de desinfecção e de características gerais de efluentes sanitários (primários, secundários e terciários), com uso de eletrodos reativos (ferro e alumínio) e inerte (grafite). O autor ressalta que a inativação de bactérias foi efetiva para todos os três eletrodos aplicados, mesmo com a redução da densidade de corrente.

Diante dos estudos comparativos apresentados, vem crescendo o interesse científico pelo uso de processos eletrolíticos no tratamento de efluentes sanitários, para fins de desinfecção.

A pesquisa que envolve a inativação de microrganismos por processos eletrolíticos, mais especificamente por meio de oxidação anódica, é muito recente, apesar da técnica datar de mais de um século, e pouquíssimos trabalhos foram publicados a respeito do tema.

Um dos pioneiros da abordagem científica sobre os mecanismos envolvidos na desinfecção por meio de processos eletrolíticos foi Porta & Kulhanek (1986), *apud* Sinoti (2004), que apontaram o efeito físico, desta técnica, como um dos mecanismos de inativação de microrganismos, através da ação efetiva do campo elétrico gerado e sua ação direta sobre estes, provocando, como efeitos inativadores, reações eletroquímicas intracelulares e oxidação anódica, além de citarem o efeito químico, que ocorre, principalmente, através da geração de compostos oxidantes.

Patermarakis & Fountoukidis (1990) evidenciam a complexidade dos mecanismos da ação desinfetante eletroquímica, e afirmam que estes estão relacionados a, pelo menos, seis processos distintos, a maioria químicos.

Araújo (1999) e Frischkorn *et al.* (2000a; 2000b) demonstram, claramente, a eficiência do efeito físico da oxidação anódica no processo de desinfecção, até então atribuída, quase que exclusivamente, à oxidação química promovida pelos produtos secundários gerados no processo eletrolítico a partir de compostos iônicos presentes na água, principalmente cloreto (hipoclorito, cloro, dióxido de cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio, entre outros).

Apesar de tratarem-se de estudos científicos, de grande credibilidade, e reforçado por novas pesquisas, como a de Tolentino-Bisneto & Bidoia (2003), que evidenciou a inativação de microrganismos por lise celular, possivelmente provocada por eletroporação irreversível da membrana celular, a de Feng *et al.* (2004), que cita o efeito sinérgico do ânodo e o campo

elétrico, entre outros, como agentes da desinfecção, e a de Nakasono *et al.* (1993), que foi categórico ao afirmar que a desinfecção se dava pela oxidação eletroquímica direta e não pela geração de compostos tóxicos, há controvérsias. Estes resultados são contestados por estudos recentes, como o de Li *et al.* (2004), que atribui a desinfecção, efetivamente, à geração de radicais livres, muito reativos e instáveis.

Fang *et al.* (2006) e Aisse *et al.* (2005) afirmaram que a geração de THM com uso do dispositivo eletrolítico é bem menor se comparada à cloração química, porém uma grande formação de íons clorato foi observada por Fang *et al.* (2006), o que, segundo os autores, sugere que outros agentes fortemente oxidantes são gerados, aumentando a eficiência da inativação de microrganismos e alterando a formação de subprodutos de desinfecção. Este efeito merece atenção especial, no controle da qualidade do efluente final.

Pesquisa realizada por Jia *et al.* (2001), com eletrodos de grafite, confirma esta informação, porém demonstrou que estes são muito mais efetivos na inibição de formação de clorofórmio, um THM, comparados a eletrodos de titânio.

É de fundamental importância que sejam realizados estudos mais específicos de aplicação do processo eletrolítico em sistemas de tratamento de águas de abastecimento e residuárias, com a finalidade de avaliar a eficiência e viabilidade de aplicação da oxidação anódica no processo de desinfecção destas, por ação direta ou indireta, comparativamente a processos de desinfecção de águas já consagrados, principalmente para efluentes sanitários, tendo em vista o atendimento aos padrões de lançamento, estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005, e a grande preocupação relacionada à geração de compostos organoclorados, comprovadamente cancerígenos, a partir da cloração destes, como etapa final de tratamento em ETE, método amplamente difundido e questionado, podendo caracterizar uma questão de saúde pública.

4. METODOLOGIA

O experimento foi realizado no Laboratório de Qualidade Ambiental – LAQUA, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, através de protótipo de bancada. Sua idealização objetivou a capacidade de reproduzir as condições operacionais encontradas em escala real, para tratamento de efluente sanitário secundário, proveniente de biodegradação anaeróbia de esgoto bruto em Reator Anaeróbio em Fluxo Ascendente (RAFA), da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da UFMS, que recebe, também esgoto hospitalar, proveniente do Hospital Universitário.

Este aspecto merece destaque, pois confere características diferenciadas ao esgoto recebido pela ETE/UFMS, em relação ao esgoto doméstico convencional, sendo elas:

- apresenta-se mais diluído;
- contém eventuais cargas de choque de agentes desinfetantes (principalmente cloro ativo), proveniente de limpeza das instalações hospitalares, que podem interferir na operação do reator anaeróbio, cuja eficiência depende diretamente da boa condição da atividade biológica anaeróbia em seu interior;
- apresenta elevado risco biológico, em função da possível presença de microrganismos potencialmente resistentes a agentes convencionais de desinfecção, além de residuais de substâncias medicamentosas, mesmo após administração ao paciente, podendo estar presentes em suas excreções.

O protótipo, desenvolvido para trabalho em fluxo contínuo, consiste em um sistema de alimentação por bombeamento e um sistema eletrolítico, que serão detalhados a seguir.

4.1. Sistema de alimentação

O sistema de alimentação do conjunto experimental é composto de um reservatório de 50 litros e sistema de bombeamento (Figura 4.1), associado a um inversor de frequência (Figura 4.2), que tem por finalidade regular o fluxo de alimentação com a precisão necessária à solicitação do experimento.



Figura 4.1. Sistema de alimentação do conjunto experimental.



Figura 4.2. Inversor de frequência para controle de precisão do sistema de bombeamento.

4.2. Sistema eletrolítico

O dispositivo eletrolítico concebido é fechado, de fluxo horizontal contínuo, composto de dois compartimentos principais: câmara de reação eletroquímica (célula eletrolítica) e câmara de dupla função (tanque de contato/decantação).

As duas câmaras trabalharam afogadas, alimentadas por bombeamento, e com vazão controlada por meio de inversor de frequência, garantindo a incorporação dos gases oxidantes gerados no processo ao efluente em tratamento, evitando sua perda para atmosfera, com perspectivas de aumento da eficiência do sistema. Esta característica confere um diferencial a este dispositivo eletrolítico: ele é completamente vedado, tendo como únicos pontos de comunicação, a entrada e a saída, fazendo com seja relativamente pressurizado durante a operação do sistema.

A câmara de reação eletroquímica (Figura 4.3) tem volume útil de 0,96 litro, e foi confeccionada em acrílico e PVC. Esta é composta de duas placas flexíveis de grafite (eletrodos inertes), de 3,2 mm de espessura e 0,048 m² de superfície (0,10 m x 0,48 m), dispostas paralelamente, com afastamento de 20 mm.

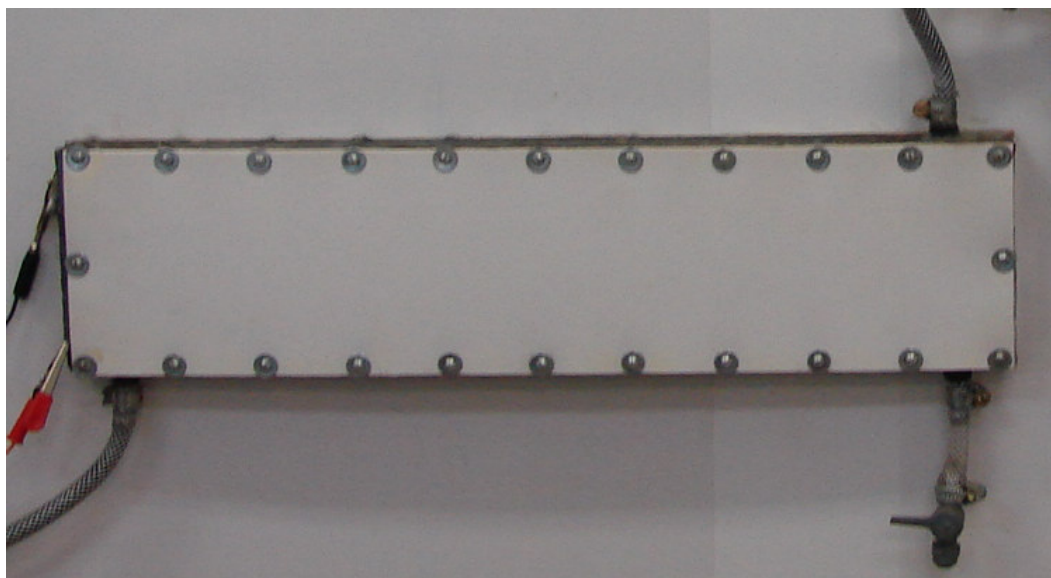


Figura 4.3. Câmara de reação eletroquímica do sistema eletrolítico.

Este conjunto compõe um único compartimento (célula eletrolítica), que operou com três tempos de detenção hidráulica (TDH) (sendo o mínimo de 5,75 min, o intermediário de

25,00 min e o máximo de 45,00 min), e três densidades de corrente elétrica (sendo a mínima de $0,41667 \text{ mA/cm}^2$, a intermediária $4,1667 \text{ mA/cm}^2$ e a máxima de $10,4167 \text{ mA/cm}^2$), mantidas por uma corrente contínua de alimentação fixa, em três níveis (0,2 A, 2,0 A e 5,0 A).

Todos os parâmetros de controle operacional, citados, foram mantidos constantes em cada etapa do experimento.

As velocidades de fluxo do efluente na câmara eletrolítica foram constantes para cada etapa operacional, correspondendo a tempos de detenção hidráulica, neste, de 3,31 min, 13,91 min e 25,26 min, podendo ser caracterizado, segundo Wiendl (1998), como variando de ultra-rápido a rápido.

Os gases gerados no processo eletrolítico, na sua maioria fortes oxidantes, foram incorporados ao efluente em tratamento, por turbilhonamento ocasionado pela própria produção destes nos eletrodos, e continuaram sua ação desinfetante na câmara de dupla função (contato/decantação).

O dispositivo eletrolítico foi alimentado e controlado através de um conjunto elétrico composto de um regulador de tensão, um retificador de corrente com banco de capacitores, dois multímetros digitais (um para controle da tensão e outro para controle da corrente), para um perfeito controle operacional e de obtenção de dados para investigação de viabilidade operacional, conforme Figura 4.4. A alimentação do conjunto foi feita diretamente da rede elétrica convencional, com tensão de 110 V.



Figura 4.4. Conjunto de alimentação elétrica da câmara de reação eletroquímica.

A câmara de contato/decantação (Figura 4.5) tem volume operacional de 1,6 litros, totalmente vedado. Sua alimentação é lateral e intermediária, para permitir regime de decantação em fundo cônico, com extração inferior de lodo por dreno com válvula. O fluxo é ascendente, e o tempo de detenção hidráulica considerado para contato, a partir do ponto de alimentação, compreende um tempo mínimo de 5,75 min e máximo de 45,00 min.



Figura 4.5. Câmara de contato/decantação do sistema eletrolítico.

A alimentação do tanque de contato/decantação é provida de difusor simples (tubo de látex perfurado), para favorecer a difusão dos gases oxidantes no efluente sanitário, incorporando eficiência ao tratamento neste dispositivo. A saída está posicionada internamente ao dispositivo, e no seu nível mais alto, fazendo com que todo o fluxo converja para a extremidade superior, favorecendo o contato gás/líquido e a formação de flocos, por adsorção, ganho de massa e arraste, durante a decantação.

4.3. O sistema experimental

Na Figura 4.6 é possível observar o sistema experimental de forma panorâmica.



Figura 4.6. Conjunto de alimentação elétrica da câmara de reação eletroquímica.

Na Figura 4.7 apresentada a representação esquemática do sistema experimental.

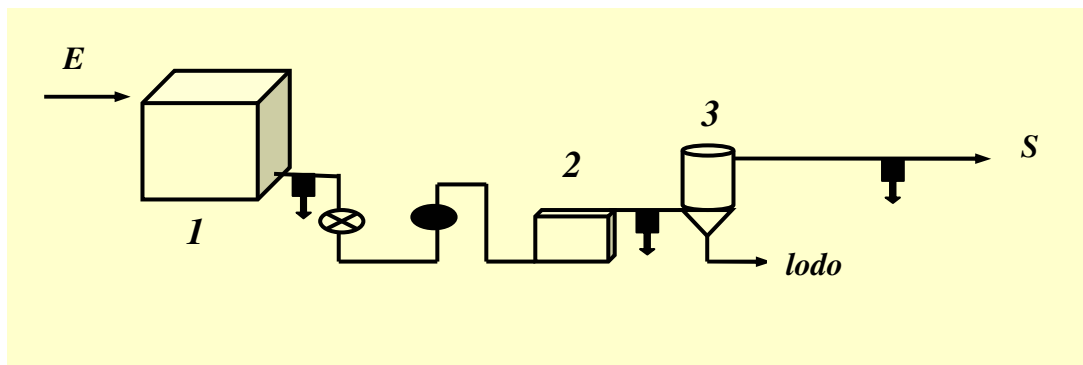


Figura 4.7. Representação esquemática do sistema experimental.

- Legenda:
- $E \rightarrow$ alimentação do sistema experimental com efluente sanitário
 - $S \rightarrow$ saídas do efluente sanitário tratado
 - 1 $\rightarrow$ tanque de equalização quali-quantitativo
 - 2 $\rightarrow$ câmara de reação eletroquímica do sistema eletrolítico
 - 3 $\rightarrow$ câmara de contato/decantação do sistema eletrolítico
 -  $\rightarrow$ ponto de coleta de amostras
 -  $\rightarrow$ bomba elétrica para controle da vazão de alimentação dos dispositivos
 -  $\rightarrow$ rotâmetro

4.4. Procedimento de coleta

O planejamento estatístico do experimento foi feito adotando-se como variável de investigação os parâmetros operacionais vazão e densidade de corrente elétrica nos eletrodos, para o dispositivo eletrolítico, fixando-se todos os outros envolvidos no processo (tipo de eletrodo utilizado, espaçamento entre os eletrodos, características físico-químicas do efluente, entre outros). Assim gerou-se um planejamento experimental fatorial 3^2 , totalizando 27 amostras para o conjunto experimental (9 a montante e 9 a jusante dos dois dispositivos experimentais – célula eletrolítica e tanque de contato/decantação).

Houve, para cada dispositivo, dois pontos de amostragem específicos (entrada e saída), sendo um na alimentação do sistema experimental, para caracterização do efluente sanitário processado, logo após o tanque de equalização quali-quantitativa, e o segundo imediatamente após o tratamento aplicado, em cada fase experimental, totalizando três pontos de amostragem.

Além dos parâmetros de interesse, coliformes totais e *Escherichia coli*, foram monitorados a temperatura, turbidez, condutividade, sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), cloreto (Cl^-), residual de cloro ativo, residual de cloro combinado (cloroaminas), dióxido de cloro, clorito, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal.

Parâmetros físico-químicos foram investigados para fins de determinação da eficiência dos dispositivos no tratamento terciário, tanque de contato/decantação, como respostas às condições impostas ao sistema estudado.

Os amostradores foram instalados nas tubulações hidráulicas, de alimentação e saída dos dispositivos, para que não houvesse modificação das características físico-químicas do efluente por desprendimento ou introdução de gases, por turbilhonamento ou exposição à atmosfera.

As coletas foram realizadas por amostragens simples, e aquelas correspondentes aos pontos de amostragens após os dispositivos, obedeceram, rigorosamente, o tempo individual de detenção hidráulica, para que fossem representativas, permitindo estabelecer uma relação comparativa entre as características do afluente e dos efluentes, tendo em vista que os dispositivos testados trabalharam em fluxo contínuo de pistão.

4.5. Métodos analíticos

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS.

Os métodos de amostragem e analíticos foram referenciados pela publicação “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 21ª edição (APHA, 2005), sendo utilizado o método de tubos múltiplos, para determinação dos parâmetros coliformes totais e *Escherichia coli*.

4.6. Planejamento experimental

Para avaliação da eficiência de desinfecção do efluente sanitário processado através do sistema experimental, visando o adequado tratamento estatístico e otimização dos resultados obtidos, foi realizado o planejamento experimental fatorial 3^2 , sendo escolhidas como variáveis independentes o tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque de contato/decantação (que determina a vazão operacional e o tempo de exposição à ação eletroquímica na célula eletrolítica) e a densidade de corrente elétrica (C) aplicada no dispositivo eletrolítico, fixados em três níveis distintos: mínimo (–), intermediário (0) e máximo (+), como apresentado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Planejamento experimental adotado.

Planejamento experimental fatorial 3^2			
Fator B (densidade de corrente elétrica)	Fator A (tempo de detenção hidráulica)		
	nível baixo (– 1)	nível médio (0)	nível alto (+ 1)
nível baixo (– 1)	A^-B^-	A^0B^-	A^+B^-
nível médio (0)	A^-B^0	A^0B^0	A^+B^0
nível alto (+ 1)	A^-B^+	A^0B^+	A^+B^+

A escolha destes parâmetros de controle deu-se pela grande influência esperada sobre o resultado final, relacionada diretamente com a vazão operacional e a atividade reativa (eletroquímica e de contato).

Inicialmente, pensou-se em adotar a vazão como parâmetro de controle, mas, tendo em vista a expectativa de geração de compostos oxidantes na célula eletrolítica e a continuidade de sua atividade reativa no tanque de contato, de forma similar a outras técnicas de desinfecção por agentes químicos, achou-se conveniente adotar o tempo de detenção hidráulica como parâmetro de controle, em substituição à vazão. Desta forma, optou-se por adotar como valor intermediário o tempo de contato de 25 min, considerado ótimo para a maioria das técnicas aplicadas de desinfecção química, como a cloração. Portanto, a vazão de operação correspondente a este TDH foi de 69 mL/min.

Os valores fixados como níveis para estudo da influência dos parâmetros de investigação na atividade eletrolítica, considerando-se os dispositivos célula eletrolítica, tanque de contato e sistema experimental (célula eletrolítica e tanque de contato, associados), são apresentados nas Tabelas 4.2 e 4.3.

Tabela 4.2. Parâmetros de investigação e níveis de ensaios.

Parâmetros de Investigação			
Fatores	Níveis		
	baixo (- 1)	médio (0)	alto (+ 1)
A: tempo de detenção hidráulica no tanque de contato (min)	5,75 (vazão 290 mL/min)	25,00 (vazão 69 mL/min)	45,00 (vazão 38 mL/min)
B: densidade de corrente elétrica (mA/cm²)	0,41667 (alimentação 0,20 A)	4,1667 (alimentação 2,0 A)	10,4167 (alimentação 5,0 A)

Tabela 4.3. Tempos de detenção hidráulica para as etapas de estudo.

Tempos de detenção hidráulica (TDH) (min)			
Fator A	Níveis		
	baixo (- 1)	médio (0)	alto (+ 1)
TDH na Célula Eletrolítica	3,31	13,91	25,26
TDH no Tanque de Contato	5,75	25,00	45,00
DH no Sistema Experimental	9,06	38,91	70,26

A configuração escolhida para o dispositivo eletrolítico foi baseada em estudos anteriores, apresentados por Fang *et al.* (2006), Aisse *et al.* (2005), Sinoti (2004), Feng *et al.* (2004), Li *et al.* (2004), Tolentino-Bisneto & Bidoia (2003), Jia *et al.* (2001), Frischkorn *et al.* (2000a; 2000b), Araújo (1999), Wiendl (1998), Nakasono *et al.* (1993) e Patermarakis & Fountoukidis (1990), adotando-se características construtivas e geométricas próprias, descritas nos próximos itens.

4.7. Tratamento dos resultados

A partir dos resultados obtidos, foram feitos tratamentos estatísticos para sua interpretação comparativa, com destaque para aqueles gerados a partir do processo eletrolítico, visando a obtenção de equações de regressão que descrevam a resposta experimental do dispositivo eletrolítico, com foco para sua eficiência técnica e econômica, no tocante à eficiência de desinfecção.

O tratamento estatístico dos dados obtidos foi feito com auxílio de ferramenta computacional da empresa StatSoft Inc., o *software* STATISTICA®, versão 5.1, edição 1998.

Os dados obtidos foram subdivididos com base nos dispositivos que integraram o experimento: célula eletrolítica e tanque de contato/decantação. Portanto, foram três as fases analíticas que forneceram os dados experimentais:

- antes da fase eletrolítica (efluente sanitário secundário utilizado no experimento);
- após a fase eletrolítica (efluente da célula eletrolítica);
- após a fase de contato/decantação (efluente do tanque de contato/decantação).

Cada fase analítica contém três etapas experimentais (I, II e III), correspondentes às variações do parâmetro de controle operacional *tempo de detenção hidráulica* (variável de investigação), distintos para cada dispositivo e o conjunto experimental. Estas etapas experimentais, por sua vez, foram subdivididos em três níveis de aplicação de *densidade de corrente elétrica* (variável de investigação), que corresponde ao segundo parâmetro de controle operacional.

4.8. Aspectos operacionais

4.8.1. Vazão

A manutenção das vazões previstas no planejamento experimental foram obtidas com sucesso e mantidas constantes em cada fase de investigação, sem variações. O sucesso desta operação se deve, principalmente, ao conjunto bomba hidráulica de palhetas/inversor de frequência, que permitiu um rigoroso controle deste parâmetro, sem que houvesse necessidade de ajustes intermediários durante as etapas experimentais previstas na fase de planejamento.

As vazões experimentais tiveram como base os tempos de detenção hidráulica no tanque de contato/decantação, que garantiram a proporcionalidade, em relação à escala real, para o dispositivo de bancada.

4.8.2. Densidade de corrente elétrica

As densidades de corrente elétrica aplicadas no experimento estão diretamente relacionadas com tensão elétrica e a área superficial dos eletrodos em contato com o eletrólito (efluente sanitário).

O controle experimental da densidade de corrente elétrica aplicada se deu através de fonte retificadora de corrente elétrica associada a dois multímetros digitais, permitindo uma precisa leitura da corrente contínua e tensão (diferença de potencial – DDP) aplicadas.

A Tabela 4.4 apresenta as densidades de corrente elétrica aplicadas em cada etapa do experimento, com indicação das respectivas alimentações, em corrente contínua, que foram mantidas constantes em cada fase experimental, através do controle da tensão de alimentação.

Tabela 4.4. Densidades de corrente elétrica aplicadas durante as fases experimentais.

Densidades de Corrente Elétrica aplicadas no experimento			
Fatores e níveis experimentais correspondentes	Níveis		
	baixo (- 1)	médio (0)	alto (+ 1)
Densidade de corrente elétrica (mA/cm ²)	0,41667 (alimentação 0,20 A)	4,1667 (alimentação 2,0 A)	10,4167 (alimentação 5,0 A)

A tensão elétrica é a responsável pelo fluxo de corrente elétrica gerada, e o seu controle se deu com uso de regulador de tensão de alimentação do sistema experimental, a partir da rede elétrica convencional, de tensão 110 V e corrente alternada. O regulador de tensão teve por finalidade a obtenção e controle da corrente contínua de alimentação do sistema eletrolítico, com auxílio de multímetros digitais, que permitiram maior precisão durante a operação.

A Tabela 4.5 apresenta as tensões elétricas aplicadas, e suas variações, para obtenção e manutenção de valor constante da corrente elétrica contínua de alimentação do sistema eletrolítico, garantindo a aplicação de densidade de corrente elétrica prevista para cada etapa experimental. As tensões indicadas em negrito são aquelas que permitiram o controle após estabilização do sistema, imposto à nova condição experimental.

Tabela 4.5. Tensão elétrica aplicada durante as fases experimentais.

Diferenças de Potenciais - DDP (tensão elétrica) aplicadas no experimento				
Fatores e níveis experimentais correspondentes		Tempo de detenção hidráulica (min)		
		5,75	25,00	45,00
Densidade de corrente elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,4 V	4,6 V	4,4 V
	4,1667	20,0 V	19,6 V	18,4 V
	10,4167	41,6 V	32,8 V	26,4 V

Os valores de tensão elétrica aplicada indicados na Tabela 4.5 são finais, a partir dos quais a condição experimental desejada foi alcançada. Portanto, pode-se fixar a tensão nestes valores até que a corrente elétrica atinja os níveis desejados, experimentalmente. Neste caso, haverá uma elevação gradativa da corrente elétrica contínua aplicada, até sua estabilidade no nível desejado, indicando que o dispositivo eletrolítico (efluente em processamento e eletrodos) apresenta-se condicionado, garantindo regularidade dos resultados obtidos, com boa confiabilidade.

4.8.3. Determinação da eficiência energética do dispositivo eletrolítico

O cálculo da eficiência energética da célula eletrolítica foi realizado com base na energia elétrica consumida unitária (kWh/m²) em cada fase experimental, a partir da

determinação dos parâmetros de controle corrente elétrica (A) e tensão elétrica (V), obtidos através de multímetros digitais instalados no circuito de alimentação do dispositivo eletrolítico, área superficial dos eletrodos (m^2), necessários para a determinação da potência unitária superficial aplicada (kW/m^2), e tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (min), conforme as eq. (4.1) e (4.2), posteriormente convertidos em potência unitária volumétrica (kWh/m^3), com base no volume de efluente processado:

$$P_u = I \cdot U / A_s \quad (4.1)$$

$$W_u = P_u \cdot T \quad (4.2)$$

Sendo: P_u : potência elétrica unitária aplicada (kW/m^2)

I : corrente elétrica (A)

U : tensão elétrica (V)

A_s : área da superfície eletrolítica (m^2)

W_u : energia elétrica consumida unitária (kWh/m^2)

T : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (h)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A discussão deste trabalho será focada em aspectos relacionados à eficiência operacional do sistema eletrolítico experimental avaliado, obedecendo às seguintes etapas:

1. Apresentação dos resultados obtidos;
2. Tratamento estatístico das respostas experimentais;
3. Avaliação da eficiência energética do dispositivo eletrolítico;
4. Apresentação de ferramenta estatística desenvolvida a partir desta investigação, especificamente para o dispositivo eletrolítico estudado, possibilitando seu dimensionamento para aplicação em escala real, com base na eficiência operacional desejada (eficiência de desinfecção *versus* eficiência energética).

5.1. Resultados obtidos

Neste item, são apresentados os dados analíticos que caracterizam o efluente sanitário utilizado no experimento, para cada etapa experimental, nos quais serão embasadas todas as observações e discussões feitas neste trabalho. Estes serão destacados de duas formas:

- como resultados analíticos, diretamente;
- como variação em relação à condição inicial do efluente sanitário processado, para cada parâmetro analítico.

A caracterização físico-química e bacteriológica do efluente sanitário secundário utilizado em cada fase experimental é apresentada no Apêndice A.

Os dados apresentados, a seguir, visam destacar a variação dos resultados analíticos em cada dispositivo (célula eletrolítica e tanque de contato/decantação) e no conjunto experimental, como um todo, com intenção de evidenciar aspectos positivos e negativos em todas as fases experimentais, relacionadas aos parâmetros analíticos, que fundamentarão as

observações e discussões realizadas neste trabalho, após o devido tratamento estatístico dos dados obtidos.

As variações dos resultados analíticos identificadas para a fase eletrolítica são apresentadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Variação dos resultados analíticos na célula eletrolítica (%).

Variação dos Resultados Analíticos na Célula Eletrolítica (%)									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	3,31			13,91			25,26		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	0,29	-1,71	-4,71	-2,25	-13,88	-15,30	-2,00	-10,29	-14,14
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	-5,41	-8,11	-1,35	1,56	-4,69	-23,44	-13,04	-22,08	-36,36
Temperatura (°C)	3,99	8,70	41,30	11,11	26,30	81,85	4,68	30,94	112,08
Cor (Pt/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbidez (UNT)	-15,35	-6,44	0,50	5,45	124,55	343,64	-17,02	56,89	368,86
Condutividade (μ Scm ⁻¹)	-0,71	-2,14	-1,67	-2,13	-8,04	-20,80	-1,18	-16,40	-21,35
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	69,23	-74,62	-15,38	172,73	-54,55	-99,82	-74,55	-82,61	-99,99
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	240,00	560,00	160,00	3150,00	-57,50	-100,00	22,73	-53,85	-100,00
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	900,00
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	-0,71	-2,14	-1,67	-2,13	-8,04	-20,80	-1,18	-16,40	-21,35
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	66,67	144,44	33,33	-66,67	-50,00	88,89	100,00	37,50	137,50
Sólidos Totais (mg/L)	1,27	2,17	-0,64	-5,79	-10,42	-14,58	2,40	-13,80	-13,67
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloro Combinado (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clorito (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	-3,16	-18,95	-35,79	-7,07	-33,33	-55,56	-5,66	-58,82	-43,70
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	-1,73	-0,58	1,16	1,19	0,00	2,38	-3,59	-8,16	-1,02
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	11,54	26,92	-1,28	-4,48	-6,97	-5,97	-0,56	-4,27	-1,42
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	-15,63	-10,93	-26,15	-12,69	-22,27	-15,25	-1,98	-2,22	11,28

As variações dos resultados analíticos, identificadas para a fase de contato/decantação, são apresentadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2. Variação dos resultados analíticos no tanque de contato/decantação (%).

Variação dos Resultados Analíticos no Tanque de Contato/Decantação (%)									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	5,75			25,00			45,00		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	0,43	-0,15	0,45	-2,16	-0,49	0,00	-0,73	0,64	0,17
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	0,00	0,00	-4,11	4,62	-4,92	4,08	13,33	0,00	4,08
Temperatura (°C)	-0,70	0,33	-2,05	-1,67	-3,81	-8,15	-1,37	-2,02	-20,64
Cor (Pt/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbidez (UNT)	2,34	-1,06	7,88	44,83	-18,62	-10,66	18,80	-2,29	-23,63
Condutividade (μ Scm ⁻¹)	1,20	0,00	-0,24	0,00	0,00	-0,60	-0,24	0,54	1,14
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	-84,55	142,42	-78,18	66,67	160,00	-40,00	7,14	-50,00	550,00
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	-84,71	-33,33	-78,46	69,23	547,06	0,00	-70,37	-8,33	0,00
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-100,00
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	1,20	0,00	-0,24	0,00	0,00	-0,60	-0,24	0,54	1,14
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	-6,67	-40,91	-50,00	216,67	88,89	-26,47	-50,00	-9,09	-36,84
Sólidos Totais (mg/L)	0,82	-2,88	-2,20	4,35	2,81	-3,84	-3,68	-0,20	-3,91
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloro Combinado (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clorito (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	-----	3,90	0,00	11,96	3,03	11,36	4,00	40,82	-23,88
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	1,18	5,23	1,14	1,76	-2,38	-2,33	-0,62	6,11	-1,03
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	-26,44	-24,24	-7,79	0,52	-1,07	-3,70	1,12	1,98	0,00
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	4,59	-9,32	1,32	2,17	-5,73	-9,86	0,47	-22,04	-62,50

As variações dos resultados analíticos identificadas para o conjunto experimental (célula eletrolítica e tanque de contato/decantação), como um todo, são apresentadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Variação dos resultados analíticos no sistema experimental (%).

Variação dos Resultados Analíticos no Sistema Experimental (%) (Célula Eletrolítica + Tanque de Contato/Decantação)									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	9,06			38,91			70,26		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	0,71	-1,86	-4,29	-4,37	-14,31	-15,30	-2,71	-9,71	-14,00
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	-5,41	-8,11	-5,41	6,25	-9,38	-20,31	-1,45	-22,08	-33,77
Temperatura (°C)	3,26	9,06	38,41	9,26	21,48	67,04	3,24	28,30	68,30
Cor (Pt/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbidez (UNT)	-13,37	-7,43	8,42	52,73	82,73	296,36	-1,42	53,29	258,08
Condutividade (μ S cm ⁻¹)	0,48	-2,14	-1,90	-2,13	-8,04	-21,28	-1,42	-15,96	-20,45
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	-73,85	-38,46	-81,54	354,55	18,18	-99,89	-72,73	-91,30	-99,94
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	-48,00	340,00	-44,00	5400,00	175,00	-100,00	-63,64	-57,69	-100,00
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	0,48	-2,14	-1,90	-2,13	-8,04	-21,28	-1,42	-15,96	-20,45
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	55,56	44,44	-33,33	5,56	-5,56	38,89	0,00	25,00	50,00
Sólidos Totais (mg/L)	2,09	-0,77	-2,83	-1,69	-7,90	-17,86	-1,37	-13,97	-17,04
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloro Combinado (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clorito (mg/L Cl)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	-----	-15,79	-35,79	4,04	-31,31	-50,51	-1,89	-42,02	-57,14
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	-0,58	4,62	2,31	2,98	-2,38	0,00	-4,19	-2,55	-2,04
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	-17,95	-3,85	-8,97	-3,98	-7,96	-9,45	0,56	-2,37	-1,42
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	-11,76	-19,23	-25,17	-10,80	-26,73	-23,61	-1,52	-23,77	-58,28

5.2. Tratamento estatístico dos dados obtidos

O tratamento estatístico dos dados obtidos foi feito com auxílio do *software* STATISTICA[®], versão 5.1, da empresa Statsoft Co., gerando fundamentação para as observações e discussões que serão apresentadas.

Todas as relações estatísticas evidenciadas a partir do experimento, para todas as etapas experimentais, estão disponíveis para consulta no Apêndice A.

5.2.1. Correlação linear dos parâmetros analisados

No Apêndice B são apresentadas as correlações lineares significativas ($p < 0,05$) entre as variáveis investigadas, obtidas experimentalmente, para cada dispositivo experimental (célula eletrolítica, tanque de contato/decantação e o conjunto experimental). O nível máximo destas interações, em módulo, é 1 (um), e o sinal, positivo (+) ou negativo (–), indica se a correlação é direta ou inversa, respectivamente.

É importante frisar que o nível de correlação, em módulo, indica, apenas, a interdependência entre as variáveis consideradas, dando forte subsídio às investigações experimentais futuras, porém, em hipótese alguma, dá indicativo da ordem desta interação, função linear que descreve a relação entre estas variáveis.

Com base nos destaques do Apêndice B, pode-se afirmar que as correlações lineares significativas observadas durante o experimento foram:

- **Na célula eletrolítica:**
 - *Densidade de corrente elétrica*: correlacionou-se diretamente com a temperatura e a turbidez, e inversamente com a concentração de cloreto;
 - *Tempo de detenção hidráulica*: não apresentou correlação direta com nenhuma variável, e, inversamente, correlacionou-se somente com a DQO;

- *Coliformes totais*: correlacionou-se diretamente com a concentração de *E. coli* e alcalinidade total, não apresentando correlação inversa com nenhum dos parâmetros considerados;
- *Escherichia coli*: correlacionou-se diretamente, somente, com a concentração de coliformes totais, não apresentando correlação inversa com nenhum dos parâmetros considerados;
- *pH*: correlacionou-se diretamente com a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais, sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
- *Temperatura*: correlacionou-se diretamente com a densidade de corrente elétrica e a turbidez, e inversamente com o pH, a alcalinidade total, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais, sólidos totais e cloreto;
- *Alcalinidade total*: correlacionou-se diretamente com a condutividade e as concentrações de coliformes totais e sólidos dissolvidos totais, e inversamente com a temperatura, a turbidez e a DQO;
- *Turbidez*: correlacionou-se diretamente com a densidade de corrente elétrica e a temperatura, e inversamente com o pH, a alcalinidade total, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais;
- *Condutividade*: correlacionou-se diretamente com o pH, a alcalinidade total e as concentrações de sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
- *Sólidos dissolvidos totais*: correlacionou-se diretamente com o pH, a alcalinidade total e as concentrações de sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
- *Sólidos totais*: correlacionou-se diretamente com o pH, a condutividade, e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;

- *Cloreto*: correlacionou-se diretamente com o pH, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais, e inversamente com a densidade de corrente elétrica e a temperatura;
- *Demanda química de oxigênio (DQO)*: não apresentou correlação direta com nenhum parâmetro, e inversamente correlacionou-se com o tempo de detenção hidráulica e com a alcalinidade total.

- **No tanque de contato/decantação:**

- *Tempo de detenção hidráulica*: não apresentou correlação direta com nenhum dos parâmetros considerados, e inversamente correlacionou-se, somente, com a concentração de nitrogênio amoniacal;
- *Coliformes totais*: correlacionou-se diretamente com a concentração de sólidos sedimentáveis, somente, e inversamente com a temperatura e a DQO;
- *pH*: não apresentou correlação direta com nenhum dos parâmetros considerados, e inversamente correlacionou-se com a turbidez e a concentração de sólidos suspensos totais;
- *Temperatura*: correlacionou-se diretamente com a DQO, somente, e inversamente com as concentrações de coliformes totais e sólidos sedimentáveis;
- *Turbidez*: não apresentou correlação direta com nenhum dos parâmetros considerados, e inversamente correlacionou-se, somente, com o pH;
- *Sólidos sedimentáveis*: correlacionou-se diretamente com a concentração de coliformes totais, somente, e inversamente com a temperatura e a DQO;
- *Sólidos suspensos totais*: correlacionou-se diretamente com a concentração de sólidos totais, somente, e, inversamente, apenas com o pH;

- *Sólidos totais*: correlacionou-se diretamente com a concentração de sólidos suspensos totais, somente, e, inversamente, não apresentou correlação com nenhum dos parâmetros considerados;
 - *Nitrogênio amoniacal*: não apresentou correlação direta com nenhum dos parâmetros considerados, e inversamente correlacionou-se, somente, com o tempo de detenção hidráulica;
 - *Demanda química de oxigênio (DQO)*: correlacionou-se diretamente com a temperatura, somente, e inversamente com as concentrações de coliformes totais e sólidos sedimentáveis.
- **No conjunto do sistema experimental (célula eletrolítica mais tanque de contato/decantação):**
 - *Densidade de corrente elétrica*: correlacionou-se diretamente com a temperatura e a turbidez, e inversamente com a alcalinidade total, a DQO e as concentrações de sólidos totais e cloreto;
 - *Tempo de detenção hidráulica*: diretamente, correlacionou-se somente com a concentração de nitrogênio total, e não apresentou correlação inversa com nenhum dos parâmetros considerados;
 - *Coliformes totais*: correlacionou-se diretamente com a concentração de *E. coli*, somente, não apresentando correlação inversa com nenhum dos parâmetros considerados;
 - *Escherichia coli*: correlacionou-se diretamente, somente, com a concentração de coliformes totais, não apresentando correlação inversa com nenhum dos parâmetros considerados;
 - *pH*: correlacionou-se diretamente com a alcalinidade total, a condutividade, e as concentrações de sólidos dissolvidos totais, sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
 - *Temperatura*: correlacionou-se diretamente com a densidade de corrente elétrica e a turbidez, e inversamente com o pH, a alcalinidade total, a

condutividade, a DQO e as concentrações de sólidos dissolvidos totais, sólidos totais e cloreto;

- *Alcalinidade total*: correlacionou-se diretamente com o pH, a condutividade, a DQO e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais, e inversamente com a densidade de corrente elétrica, a temperatura e a turbidez;
- *Turbidez*: correlacionou-se diretamente com a densidade de corrente elétrica e a temperatura, e inversamente com o pH, a alcalinidade total, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais;
- *Condutividade*: correlacionou-se diretamente com o pH, a alcalinidade total, a DQO e as concentrações de sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
- *Sólidos dissolvidos totais*: correlacionou-se diretamente com o pH, a alcalinidade total, a DQO e as concentrações de sólidos totais e cloreto, e inversamente com a temperatura e a turbidez;
- *Sólidos totais*: correlacionou-se diretamente com o pH, a alcalinidade total, a condutividade, a DQO e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e cloreto, e inversamente com a densidade de corrente elétrica, a temperatura e a turbidez;
- *Cloreto*: correlacionou-se diretamente com o pH, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais, e inversamente com a densidade de corrente elétrica e a temperatura;
- *Nitrogênio total*: correlacionou-se diretamente com o tempo de detenção hidráulica, somente, e, inversamente, não apresentou correlação com nenhum dos parâmetros considerados;
- *Nitrogênio amoniacal*: não apresentou correlação direta com nenhum dos parâmetros considerados, e inversamente correlacionou-se, somente, com o tempo de detenção hidráulica;

- *Demanda química de oxigênio (DQO)*: correlacionou-se diretamente com a alcalinidade total, a condutividade e as concentrações de sólidos dissolvidos totais e sólidos totais, e inversamente correlacionou-se com o tempo de detenção hidráulica e a temperatura.

As consequências destas interações, em função das variáveis de controle (tempo de detenção hidráulica e densidade de corrente elétrica), serão destacadas e discutidas no próximo item, a partir da análise de cada superfície de resposta experimental, correspondente.

5.2.2. Superfície de resposta dos parâmetros bacteriológicos analisados

A análise estatística dos dados obtidos revelou, graficamente, as superfícies quadráticas de respostas para os parâmetros bacteriológicos avaliados, em cada etapa do experimento, que possibilitam previsão da resposta experimental de cada variável, baseado nos parâmetros de controle tempo de detenção hidráulica e densidade de corrente elétrica, mantidas as condições operacionais previstas para a célula eletrolítica.

As superfícies de respostas encontradas são apresentadas na sequência.

5.2.2.1. Célula eletrolítica

A seguir, são apresentadas as superfícies de respostas, modelo quadrático, obtidas através de tratamento estatístico, para os parâmetros bacteriológicos de investigação analisados na célula eletrolítica, tendo como parâmetros de controle o tempo de detenção hidráulica (caracterizado como “tempo de exposição” à atividade eletroquímica) e a densidade de corrente elétrica aplicada.

Por observação das Figuras 5.1 e 5.2, e Tabela 5.1, verifica-se que a eficiência de inativação de coliforme totais na célula eletrolítica foi significativa, chegando a níveis próximos de 100 % para duas condições experimentais (99,82 % e 99,99 %), que no gráfico são representadas na faixa de maior eficiência.

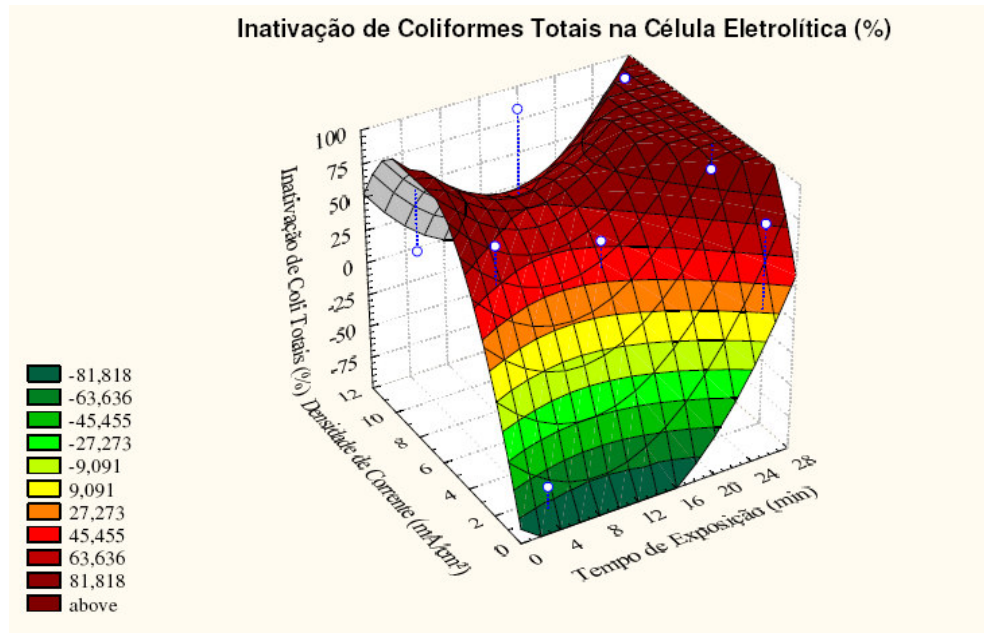


Figura 5.1. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais na célula eletrolítica (representação tridimensional).

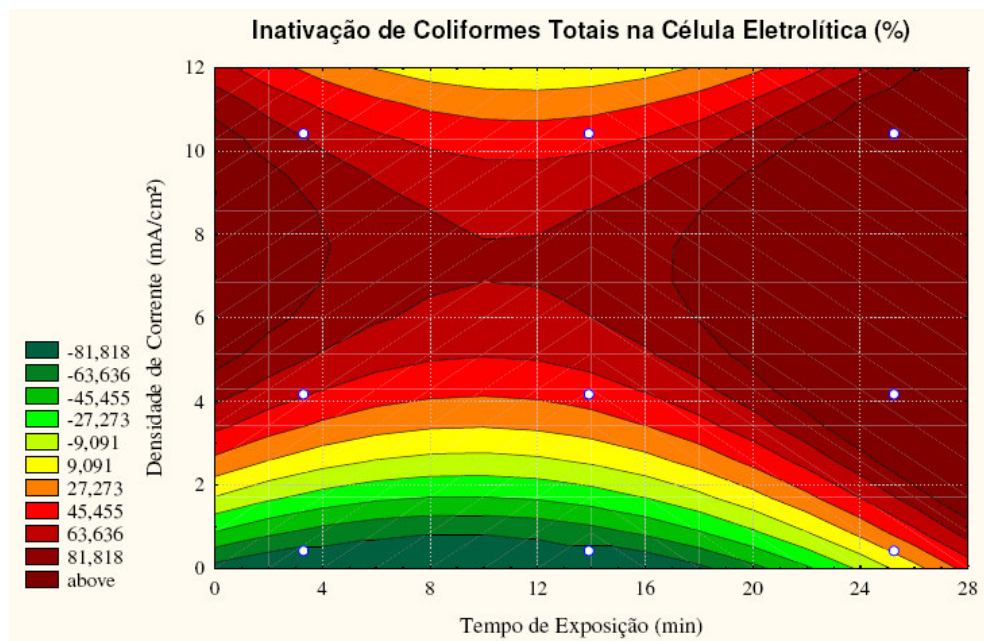


Figura 5.2. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais na célula eletrolítica (representação no plano).

Deve-se observar que a região gráfica que contém os pontos de maior eficiência de inativação, de médias superiores a 81,818 %, tem como principais características tempos de exposição superiores a 17 min e densidade de corrente elétrica aplicada média de 7 mA/cm², aproximadamente.

A faixa de corrente elétrica aplicada, passível de gerar este nível de eficiência, se amplia em módulo, proporcionalmente ao tempo de exposição, para valores superiores a 17 min, com variação de até 6 mA/cm². Apesar desta variação possível, a maior eficiência de inativação de coliformes totais esperada para estes tempos de exposição é com a aplicação da densidade de corrente elétrica média, de 7 mA/cm², o que possibilita a otimização da eficiência operacional, associando maior eficiência de desinfecção com menor consumo de energético.

A resposta experimental, na célula eletrolítica, que evidencia a relação direta, e relativamente proporcional, entre a eficiência de inativação de coliformes totais em função do tempo de exposição e densidade de corrente elétrica, de certa forma, já era esperado. O que chama a atenção é a região gráfica que indica a mesma eficiência de inativação (de média acima de 81,818 %) para tempos de exposição menores ou igual a 4 min, com média de densidade de corrente elétrica aplicada de 7,5 mA/cm², sugerindo que deve haver uma resposta imediata de desinfecção do efluente sanitário submetido à ação eletroquímica, a partir de eletrodos de grafite. Este efeito se deu, muito provavelmente, por contato ou proximidade dos microrganismos com os eletrodos, mais especificamente, inativação pelos seguintes mecanismos:

- oxidação anódica;
- contato com maior concentração de compostos químicos oxidantes gerados nos eletrodos;
- contato com gradientes térmicos, a partir dos eletrodos, ocasionados pela resistividade do grafite ou pela liberação de energia provocada pelas reações de oxi-redução ocorridas em suas superfícies.

Estas observações se justificam, tendo em vista que o dispositivo operou em fluxo contínuo, e considerando o baixo tempo de detenção hidráulica para a região gráfica considerada (correspondente ao tempo de exposição à ação eletroquímica), menor ou igual a 4 min, o que favorece o turbilhonamento e maior atividade eletroquímica.

Um outro aspecto que merece destaque, na fase eletrolítica, está relacionado às regiões gráficas que indicam eficiências médias negativas de inativação de coliformes totais (de médias iguais ou inferiores a - 9,091 %), para tempo de exposição médio de 9 min, com densidades de corrente elétrica aplicada inferiores a 2,5 mA/cm², indicando que, para esta

condição experimental, houve aumento da população de coliformes totais, provavelmente em função da disponibilização de nutrientes e pequena elevação de temperatura, que serão discutidas adiante, fazendo com que a relação entre crescimento e decaimento bacteriano fosse positiva.

Por observação das Figuras 5.3 e 5.4, e Tabela 5.1, verifica-se que a eficiência de inativação de *Escherichia coli* na célula eletrolítica foi significativa, chegando à sua completa inviabilidade reprodutiva (100 % de eficiência) para duas condições experimentais específicas, que no gráfico são representadas na faixa de maior eficiência (de média acima de 81,818 %).

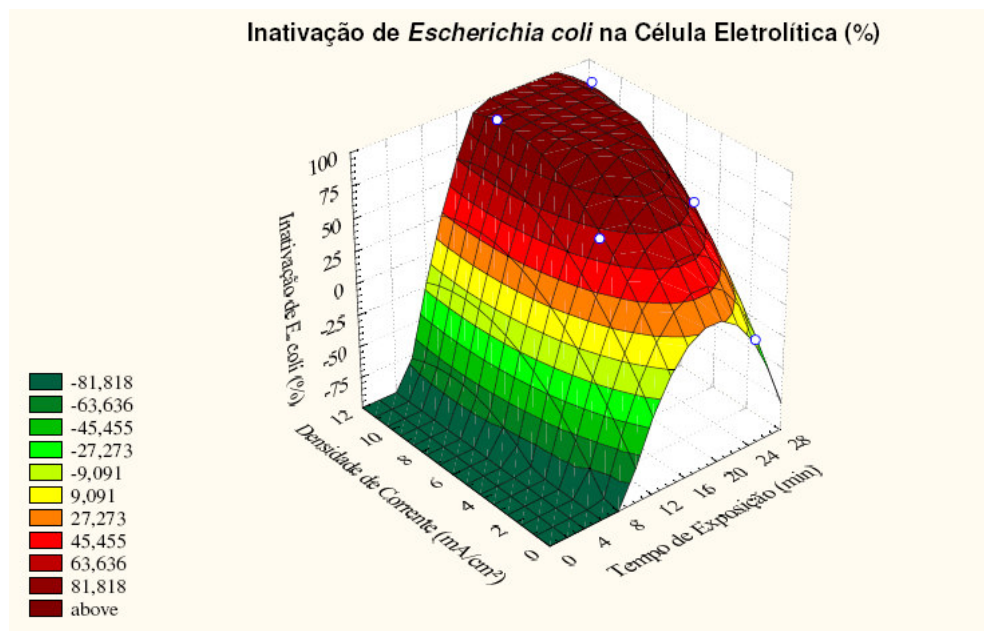


Figura 5.3. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* na célula eletrolítica (representação tridimensional).

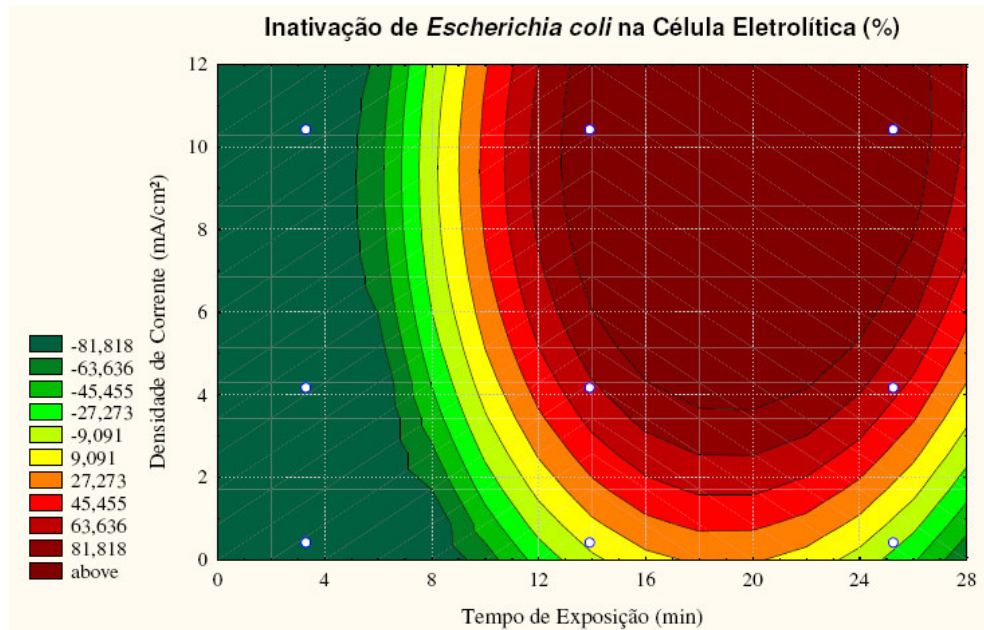


Figura 5.4. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* na célula eletrolítica (representação no plano).

Deve-se reparar que a região gráfica que contém estes pontos tem como principais características tempo de exposição médio de 20 min e densidade de corrente elétrica aplicada maior ou igual a 3,5 mA/cm², com maior eficiência de inativação de *Escherichia coli* esperada a partir de 5,0 mA/cm², o que possibilita a otimização da eficiência operacional, associando maior eficiência de desinfecção com menor consumo de energético.

A relação entre a eficiência de inativação de *Escherichia coli* em função do tempo de exposição (detenção hidráulica) e densidade de corrente elétrica aplicada, através da resposta experimental, mostrou-se coerente, evidenciando, de uma forma geral, aumento da eficiência de desinfecção relativamente proporcional com a elevação do tempo de exposição e a densidade de corrente elétrica. Porém, contrariando a análise estatística experimental feita para a inativação de coliformes totais, a elevada eficiência de desinfecção no início do processo não se confirmou para *Escherichia coli*, sendo observado efeito completamente adverso, com indicação de elevado crescimento populacional desta bactéria.

A resposta experimental destacada para a inativação de *Escherichia coli* contraria o que foi observado, inicialmente, em relação à inativação de coliformes termotolerantes, pois, a princípio, o mecanismo eletroquímico que inativaria bactérias do grupo coliformes totais, deveria, necessariamente, inativar bactérias do grupo *Escherichia coli*, já que estas são mais suscetíveis a agentes de desinfecção, porém o que se observou foi o oposto, para estas condições experimentais. Logo, conclui-se que os fatores anteriormente relacionados à

atividade eletroquímica da célula eletrolítica, oxidação anódica e compostos secundários gerados eletroliticamente, devem ser descartados como agentes de inativação de coliformes totais, restando, somente, o gradiente térmico, a partir dos eletrodos de grafite, como justificativa da inativação deste grupo de bactérias, ocasionado pela resistividade do grafite ou pela liberação de energia provocada pelas reações de oxi-redução ocorridas em suas superfícies. Assim, a mesma variação térmica responsável pela inativação de bactérias do grupo coliformes totais no início da desinfecção do efluente sanitário por via eletrolítica, com uso de eletrodos de grafite e em condições específicas, é responsável pelas condições favoráveis para o aumento populacional de bactérias do grupo *Escherichia coli*, atribuída aos seguintes fatores, de forma associada:

- elevação de temperatura no dispositivo;
- inativação térmica da população de bactérias termosensíveis que integram o grupo coliformes totais.
- disponibilização de nutrientes, por degradação eletrolítica de compostos orgânicos e nitrogenados;
- diminuição da competição por nutrientes, pela efetiva redução da população de microrganismos termosensíveis (coliformes totais e outros).

Este efeito, experimentalmente, se revelou surpreendente, sendo obtida, para a condição de menor tempo de exposição e menor densidade de corrente elétrica aplicada na célula eletrolítica, uma elevação de 31,5 vezes a população inicial de *Escherichia coli* no efluente sanitário submetido ao tratamento, apresentada, anteriormente, na Tabela 5.1.

Considerando-se as observações feitas em relação à eficiência de desinfecção na célula eletrolítica, tendo como microrganismos indicadores coliformes totais e *Escherichia coli*, pode-se concluir que, para uma boa eficiência de desinfecção através de célula eletrolítica, com uso de eletrodos de grafite, em placas paralelas, e espaçamento de 20 mm, deve-se utilizar densidade de corrente elétrica de $7,0 \text{ mA/cm}^2$, ou superior, associada a tempo de exposição (detenção hidráulica) de 20 min, ou superior.

Um aspecto operacional é importante frisar: com a configuração adotada para a célula eletrolítica (afogada, pressurizada, favorecendo a incorporação de gases oxidantes ao meio), não foi observada uma ocorrência comum em sistemas eletrolíticos utilizados no saneamento ambiental, e que gera grandes transtornos operacionais e preocupações em relação à sua

manipulação, a formação de espuma. Acredita-se que efeito tenha sido um dos maiores diferenciais do dispositivo concebido, e que pode representar significativa contribuição para o desenvolvimento de novos produtos, com base no mesmo princípio, agregando eficiência operacional, segurança de manipulação, redução de intervenções operacionais e redução da geração de resíduos sólidos provenientes da eletroflotação, a espuma, sobrenadante característico do processamento eletrolítico de efluentes sanitários e esgoto bruto, que apresenta elevado risco associado.

5.2.2.2. Tanque de contato

As respostas experimentais no tanque de contato/decantação para as principais variáveis de investigação, coliformes totais e *Escherichia coli*, indicadores microbiológicos que caracterizaram a eficiência de desinfecção neste dispositivo, também se mostraram satisfatórias, compreendendo máxima variação para os dois parâmetros bacteriológicos.

A seguir, serão apresentadas as superfícies de respostas, obtidas através de tratamento estatístico, para os parâmetros bacteriológicos de investigação analisados no tanque de contato/decantação, tendo como parâmetros de controle o tempo de detenção hidráulica (caracterizado como “tempo de exposição”, do efluente testado, aos produtos da atividade eletroquímica gerados na célula eletrolítica no tanque de contato/decantação) e a densidade de corrente elétrica aplicada na fase eletrolítica.

Por observação das Figuras 5.5 e 5.6, e Tabela 5.2, verifica-se que a eficiência de inativação de coliforme totais, no tanque de contato/decantação, foi significativa, chegando a níveis próximos de 85,0 % para duas condições experimentais (78,18 % e 84,55 %), correspondentes a tempos de detenção hidráulica iguais e superiores a 25 min, e aplicação de densidades de correntes, na fase eletrolítica, acima de 10,0 mA/cm².

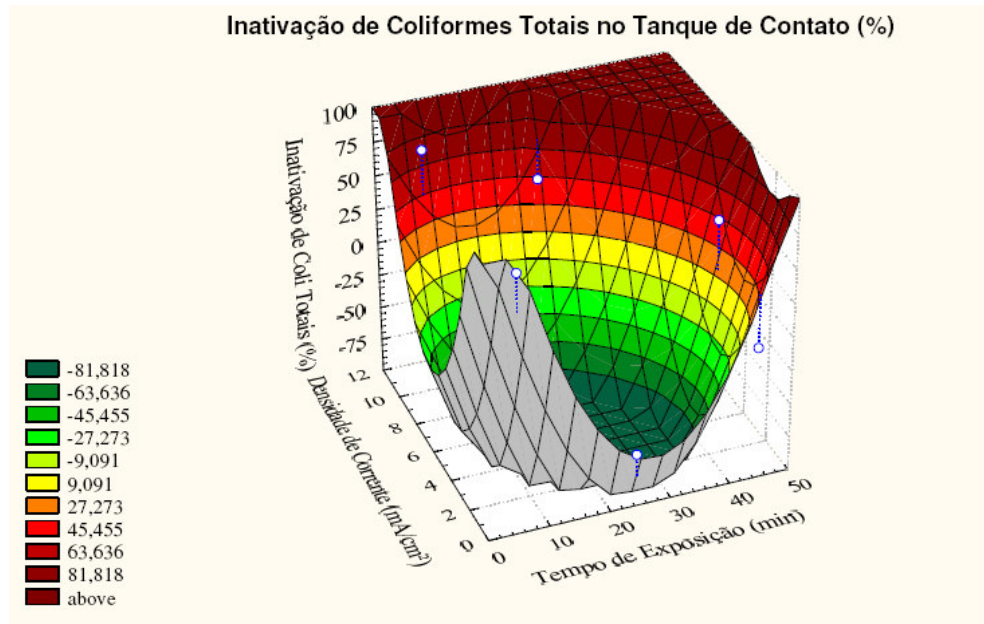


Figura 5.5. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no tanque de contato/decantação (representação tridimensional).

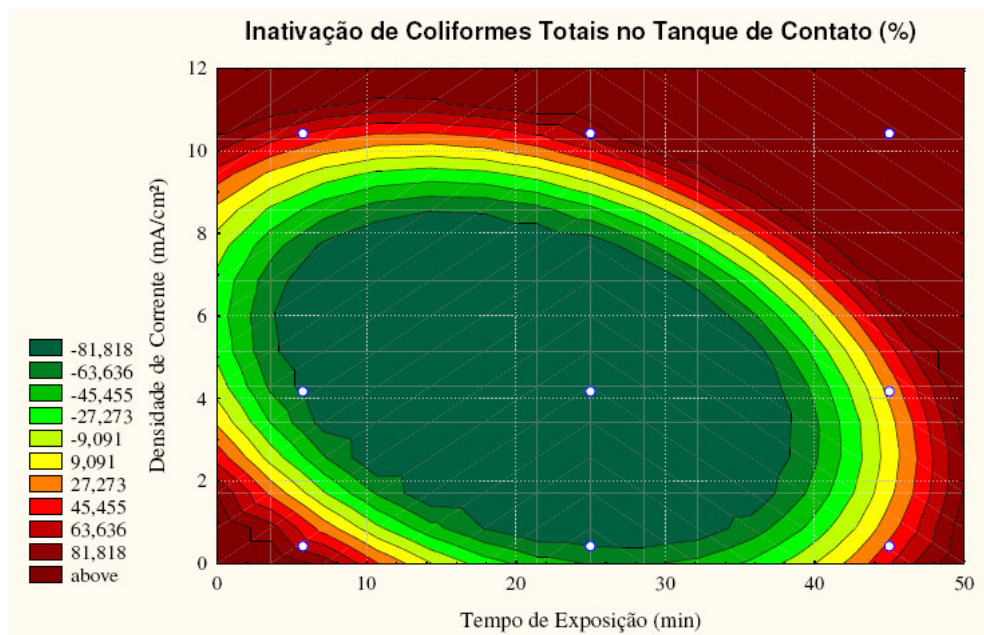


Figura 5.6. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no tanque de contato/decantação (representação no plano).

O resultado, anteriormente apresentado, por si só, dá um indicativo de que a geração de compostos secundários oxidantes na fase eletrolítica, tem efeito direto na inativação de coliformes totais no tanque de contato/decantação. Este efeito sugere que a eficiência de desinfecção, neste dispositivo, é diretamente proporcional à densidade de corrente elétrica aplicada na célula eletrolítica e ao tempo de contato do efluente sanitário com os compostos secundários gerados eletroquimicamente, para tempos de contato a partir 25 min.

A resposta experimental, no tanque de contato/decantação, evidencia relação direta entre a eficiência de inativação de coliformes totais em função do tempo de exposição e densidade de corrente elétrica aplicada na fase eletrolítica, efeito que já era esperado. O que chama a atenção é a região gráfica que indica a mesma eficiência de inativação (de média acima de 63,636 %) para tempos de contato menores ou igual a 9 min, com aplicação de densidades de corrente elétrica, na fase eletrolítica, menores ou igual a 2,5 mA/cm², sendo, que se relacionam inversamente, para esta região experimental.

Esta resposta sugere que a aplicação de baixas densidades de corrente elétrica, na fase eletrolítica, com uso de eletrodos de grafite, deve gerar compostos secundários, que agem como desinfetantes, antes mesmo da disponibilização de nutrientes, um dos fatores apontados, na análise da eficiência de inativação na célula eletrolítica, como possível causa para do favorecimento ao crescimento bacteriano, nitidamente evidenciado, no tanque de contato/decantação, para médias de valores de tempo de contato de 20 min e densidade de corrente elétrica aplicada de 4,0 mA/cm² (eficiências de inativação menores que - 9,091 %).

Por observação das Figuras 5.7 e 5.8, e Tabela 5.2, verifica-se que a eficiência de inativação de *Escherichia coli*, no tanque de contato/decantação, apresentou resposta experimental muito semelhante à da inativação de coliformes totais, para o mesmo dispositivo, o que reforça as observações feitas para aquele caso, válidas também para este.

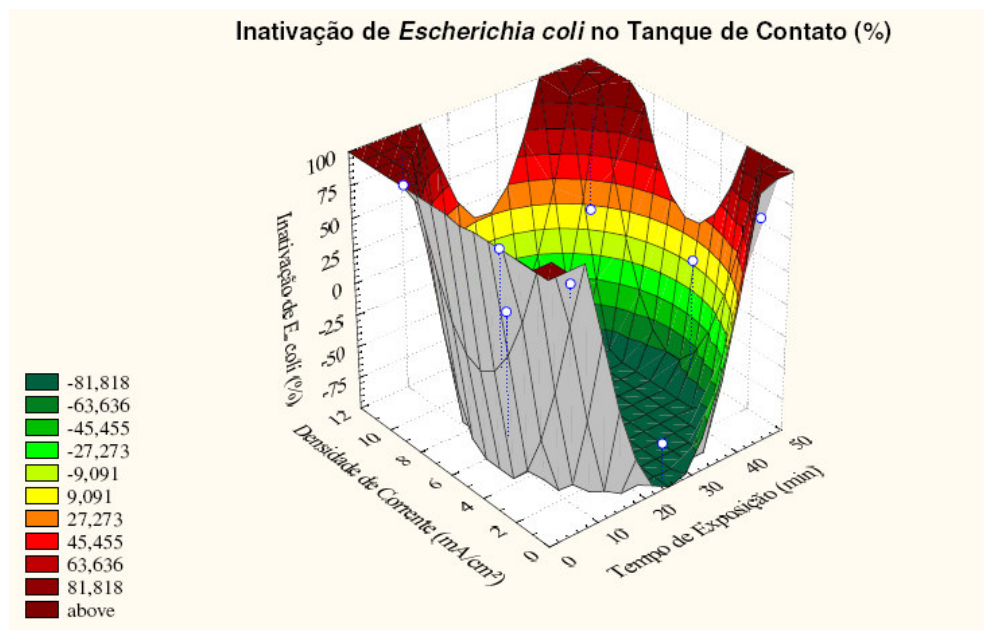


Figura 5.7. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* no tanque de contato/decantação (representação tridimensional).

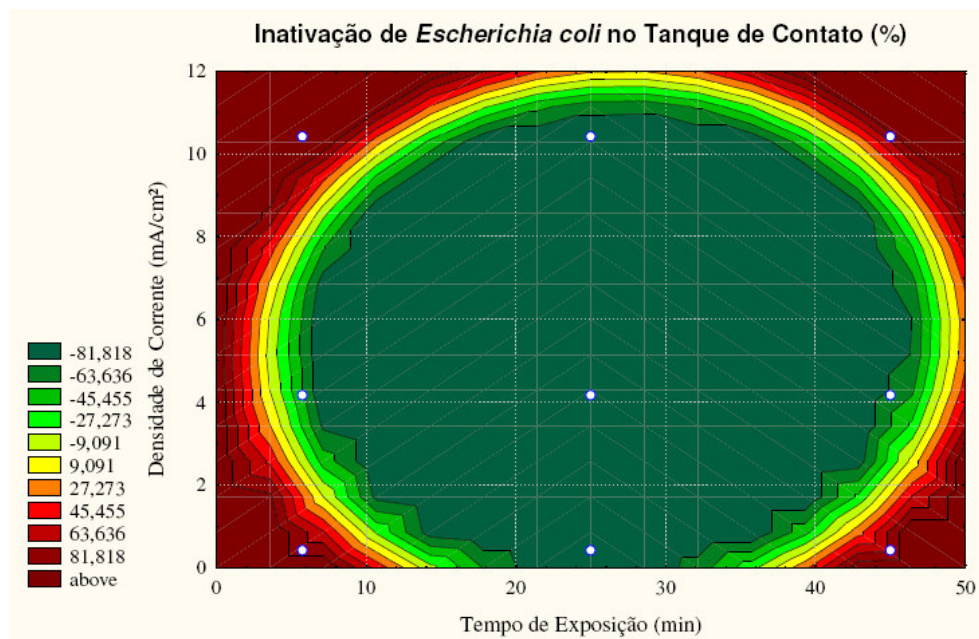


Figura 5.8. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* no tanque de contato/decantação (representação no plano).

Merece destaque a região gráfica que indica elevadas eficiências de inativação de *Escherichia coli*, no tanque de contato/decantação, para valores da variável tempo de contato nas extremidades das faixas avaliadas (menores e maiores), indicando resposta semelhante à observada para inativação de coliformes totais no mesmo dispositivo. Como naquele caso, a análise experimental e estatística sugere que a aplicação de baixas densidades de corrente elétrica, na fase eletrolítica, com uso de eletrodos de grafite, deve gerar compostos secundários, que agem como desinfetantes, neste caso, para valores médios de tempo de contato inferiores a 3 min e densidades de corrente elétrica aplicada inferiores a $0,5 \text{ mA/cm}^2$ e superiores a $11,0 \text{ mA/cm}^2$, antes mesmo da disponibilização de nutrientes na fase eletrolítica, anteriormente indicada como possível causa para o favorecimento ao crescimento bacteriano no tanque de contato/decantação, que compreende toda a faixa experimental da variável densidade de corrente elétrica para a inativação de *Escherichia coli*.

Considerando-se as observações feitas em relação à eficiência de desinfecção no tanque de contato/decantação, tendo como microrganismos indicadores coliformes totais e *Escherichia coli*, pode-se concluir que, este dispositivo se mostrou, de modo geral, ineficiente para a desinfecção, por contato, pós-inativação eletroquímica com uso de eletrodos de grafite, em placas paralelas e espaçamento de 20 mm, favorecendo o crescimento bacteriano.

Para tempos de contato, predominantemente, superiores a 50 min, há indicativo de significativa elevação da eficiência de desinfecção no tanque de contato/decantação, porém, esta pode estar relacionada à decantação de sólidos em suspensão, compostos por flocos formados durante a etapa anterior, eletroquímica, através dos efeitos de eletrocoagulação e eletrofloculação de partículas, seguida de arraste, no tanque de contato/decantação, favorecida pelo elevado tempo de detenção hidráulica no dispositivo, evidenciado através de verificação visual e ensaios físico-químicos, apresentados posteriormente. Este efeito não viabiliza sua aplicação como dispositivo complementar à técnica de desinfecção eletroquímica, para o efluente sanitário processado, sendo mais indicado o lançamento em meio, natural ou artificial, que ofereça condições adversas à reabilitação dos bioindicadores investigados, principalmente *Escherichia coli*, comprovadamente inativados na fase eletrolítica.

5.2.2.3. Sistema experimental (célula eletrolítica + tanque de contato)

A seguir, serão apresentadas as superfícies de respostas, obtidas através de tratamento estatístico, para os parâmetros bacteriológicos de investigação analisados, considerando todas as etapas do sistema experimental (célula eletrolítica e tanque de contato/decantação), tendo como parâmetros de controle o tempo de detenção hidráulica (caracterizado como “tempo de exposição mais contato”, considerando o tempo total de permanência do efluente testado no dispositivo experimental, do qual 35,95 % correspondem à célula eletrolítica e 64,05 % ao tanque de contato/decantação) e a densidade de corrente elétrica aplicada na fase eletrolítica.

Deve-se ressaltar que as respostas experimentais que serão apresentadas para o sistema experimental, como um todo, consideram a eficiência do conjunto de dispositivos, com base nas características do efluente processado após a fase de contato, saída do efluente tratado, para os parâmetros destacados, em comparação às suas características na admissão da fase eletrolítica, alimentação do sistema experimental, sendo desconsiderada, nesta avaliação, a eficiência obtida em cada dispositivo (célula eletrolítica e tanque de contato/decantação), individualmente, apresentadas nos subitens anteriores.

A decisão de se avaliar a eficiência do conjunto experimental, com a associação da fase eletrolítica e de contato/decantação, sem distinção, visa identificar em que condições experimentadas este pode se mostrar viável, técnica e economicamente, frente a aplicação isolada da câmara eletrolítica, reator responsável pela atividade eletroquímica que promove a

desinfecção do efluente sanitário, direta ou indiretamente, seja na fase eletrolítica ou na fase de contato/decantação, como demonstrado anteriormente.

Por observação das Figuras 5.9 e 5.10, cujos dados são apresentados na Tabela 5.3, verifica-se que a região viável, tecnicamente, que reflete maior eficiência de inativação de coliformes totais, limita-se a condições experimentais que envolvem tempos de detenção hidráulica total superiores a 50 min e densidade de corrente elétrica aplicada superiores a $5,0 \text{ mA/cm}^2$. Deve-se ressaltar que a relação entre os tempos de exposição eletrolítica e de contato, nas fases eletrolítica e de contato/decantação, respectivamente, é de 0,5613, ou 1/1,7816 (35,95 % eletrolítica e 64,05 % contato/decantação), sendo esta condição específica para este experimento, o que implica em dizer que 1,7816 é o fator de conversão dimensional utilizado entre a célula eletrolítica e o tanque de contato/decantação, com base no tempo de detenção hidráulica da célula eletrolítica, ou em seu volume útil.

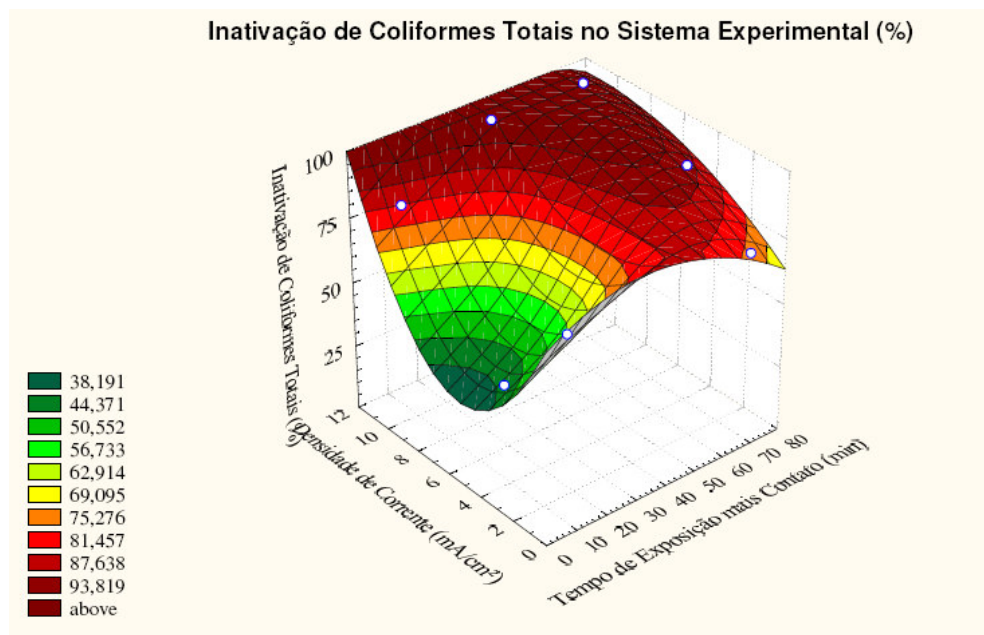


Figura 5.9. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no sistema experimental (representação tridimensional).

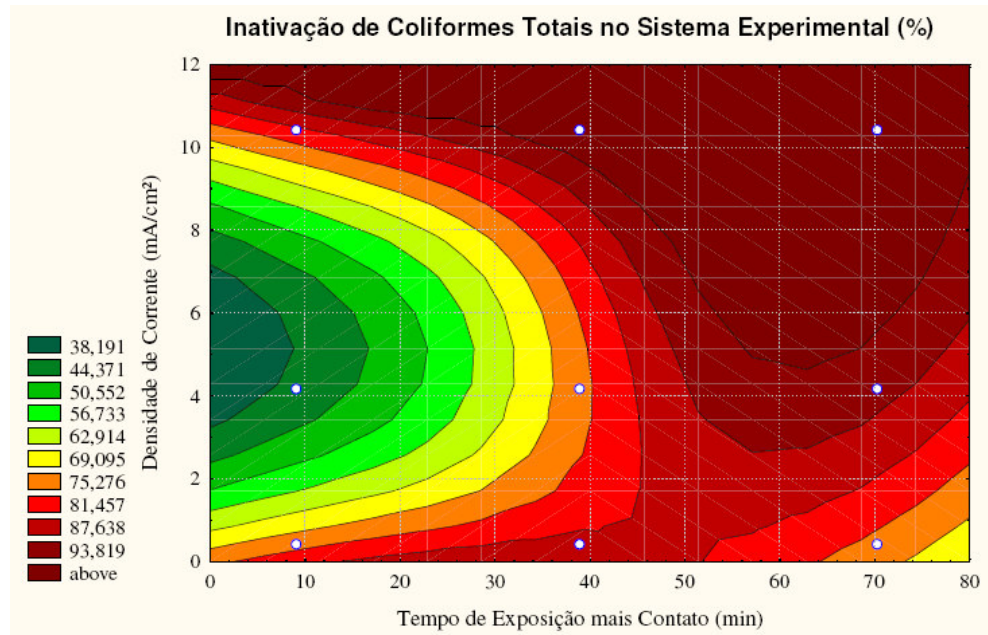


Figura 5.10. Superfície de resposta da inativação de coliformes totais no sistema experimental (representação no plano).

Com base na resposta estatística obtida para o conjunto experimental, considerando-se o parâmetro coliformes totais, não é possível afirmar que este seja inviável, técnica ou economicamente, pois tanto para o tempo de detenção hidráulica, quanto para a densidade de corrente elétrica, aplicados, houve uma flexibilidade a níveis razoáveis, operacionalmente, compreendendo elevada eficiência na inativação deste indicador biológico.

Nas Figuras 5.11 e 5.12, são apresentados os dados relacionados na Tabela 5.3, e, através de sua observação, verifica-se que a região viável, tecnicamente, para a eficiência de inativação de *Escherichia coli*, é ainda mais limitada que para inativação de coliforme totais, como esperado, compreendendo tempos de detenção hidráulica total superiores a 70 min ou densidades de corrente elétrica aplicada superiores a $11,0 \text{ mA/cm}^2$. Esta condição experimental eleva, significativamente, os custos de instalação e de operação, para obtenção da eficiência aceitável para este parâmetro, o que pode inviabilizar sua aplicação, como técnica de desinfecção para tratamento de efluente sanitário com características semelhantes às ensaiadas.

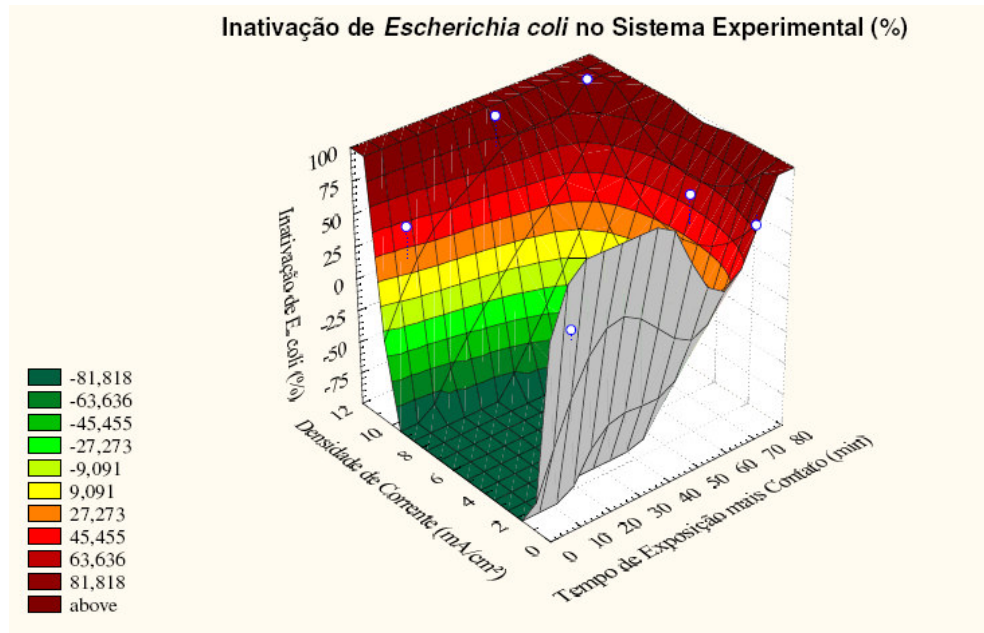


Figura 5.11. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* no sistema experimental (representação tridimensional).

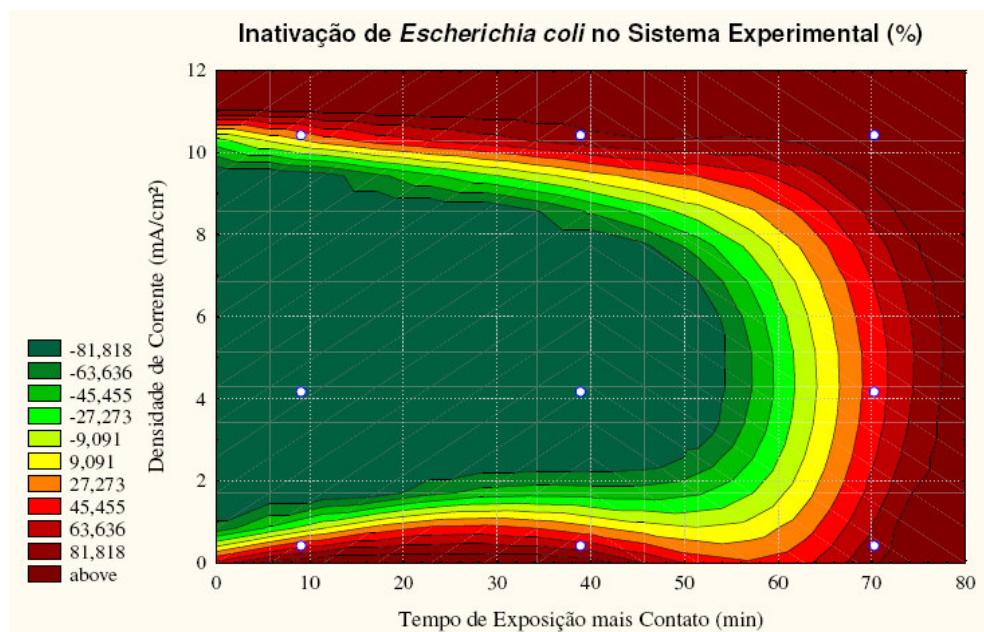


Figura 5.12. Superfície de resposta da inativação de *Escherichia coli* no sistema experimental (representação no plano).

Tendo em vista que o conjunto experimental visa promover a desinfecção de efluente sanitário, com base na inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*, pode-se concluir que este, com as características de sua concepção, dá indícios de uma possível inviabilidade técnica/econômica, tendo em vista, principalmente, o elevado consumo energético exigido para a obtenção da eficiência técnica desejada. Esta conclusão confirma a discussão feita anteriormente sobre a eficiência de desinfecção no tanque de contato/decantação,

predominantemente negativa, podendo-se atribuir a este dispositivo a inviabilidade técnica/econômica destacada para o conjunto experimental.

O crescimento populacional de bactérias do grupo *Escherichia coli*, observado para o conjunto experimental, como um todo, reflete a ocorrência, de forma isolada, em cada dispositivo que o compõe: a célula eletrolítica e o tanque de contato/decantação. Assim, os prováveis fatores que influenciaram este efeito são os mesmos apresentados durante a discussão do efeito de inativação de *Escherichia coli* para cada dispositivo, em separado.

5.2.3. Superfície de resposta dos parâmetros físico-químicos analisados

A análise estatística dos dados obtidos e apresentados, revelou, graficamente, as superfícies de respostas para os parâmetros físico-químicos avaliados, em cada etapa do experimento, que possibilitam previsão da resposta experimental de cada variável investigada.

As superfícies de respostas encontradas são apresentadas nos subitens a seguir.

5.2.3.1. Célula eletrolítica

A seguir, são apresentadas as superfícies de respostas, obtidas para os parâmetros físico-químicos de investigação relevantes do ponto de vista de controle de eficiência do tratamento terciário na célula eletrolítica.

Por observação da Figura 5.13, verifica-se que a variação de pH, na célula eletrolítica, foi pouco significativa, porém esta indica predominante redução, com nível máximo em torno de 15,0 %, concentrada em região gráfica experimental para tempos de detenção hidráulica entre 13 e 25 min e densidades de corrente elétrica superiores a 6,0 mA/cm², para as condições experimentais consideradas. Este efeito evidencia a relação direta, e relativamente proporcional, do pH com estas duas variáveis de controle.

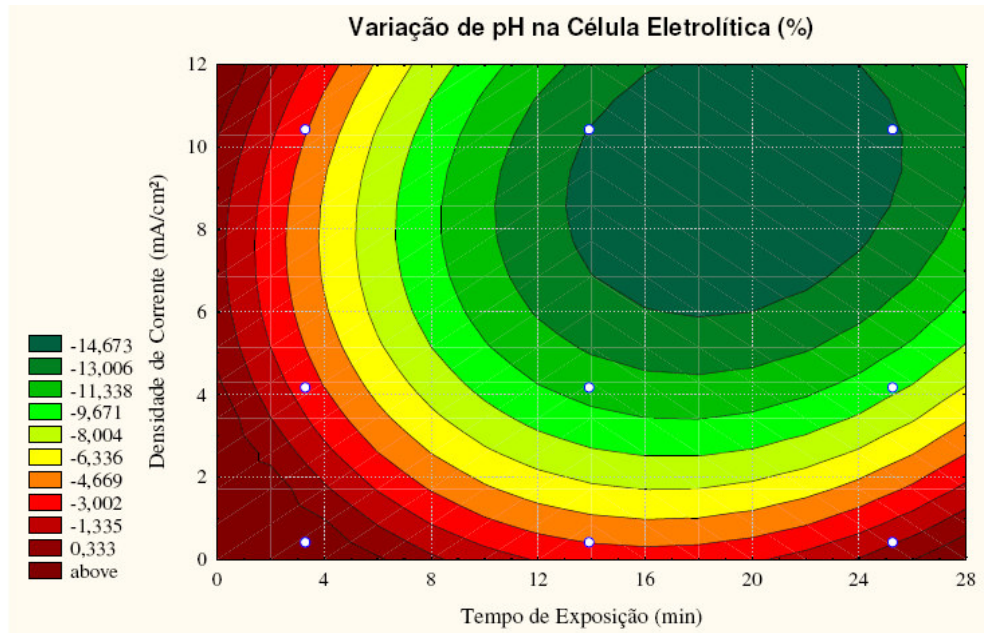


Figura 5.13. Superfície de resposta da variação de pH na célula eletrolítica.

Por observação da Figura 5.14, verifica-se que a redução da concentração de cloreto, na célula eletrolítica, apresenta níveis que ultrapassam 60,0 %, apresentando relação direta com os parâmetros de controle, tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e densidade de corrente elétrica aplicada, até o limite de 8,0 mA/cm², a partir da qual torna-se inversa.

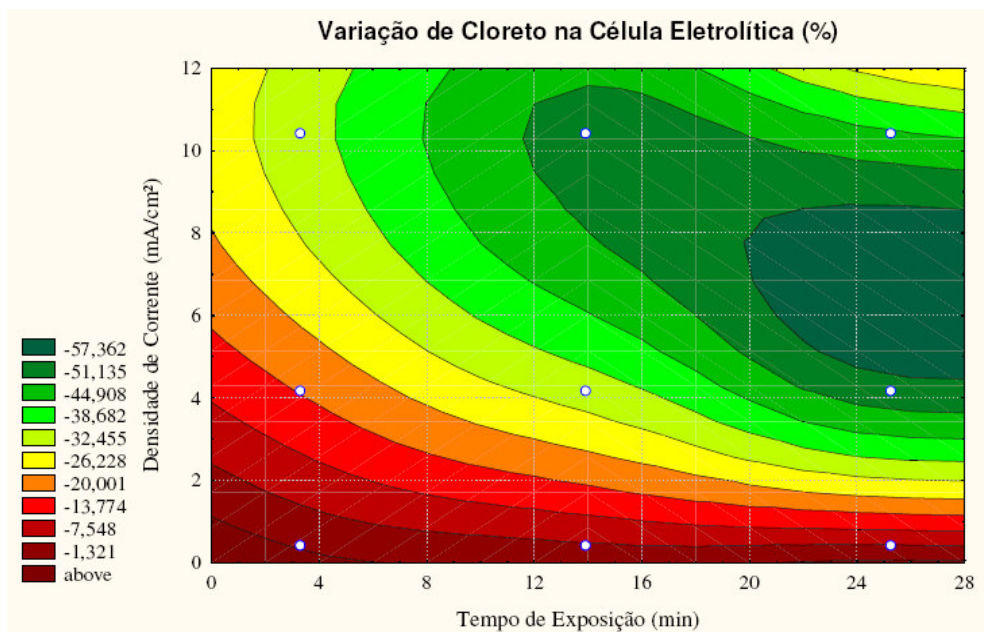


Figura 5.14. Superfície de resposta da variação de cloreto na célula eletrolítica.

A resposta estatística, para a variação da concentração de cloretos, é descrita por superfície quadrática, cujo vértice apresenta coordenadas, no plano, 27 min e 7,0 mA/cm², aproximadamente, tempo de exposição e densidade de corrente elétrica, respectivamente.

A inversão de eficiência na remoção de cloretos, observada graficamente, para densidades de corrente elétrica aplicada superiores a 8,0 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica superiores a 20 min, predominantemente, pode estar associada à maior atividade eletroquímica sobre compostos presentes no efluente sanitário, de forma mais ampla, aumentando a competição na mobilidade destes aos eletrodos, mais especificamente ao ânodo, ou, até mesmo, à redução de compostos clorados, no cátodo, disponibilizando novamente o cloreto.

A resposta experimental apresentada para o parâmetro cloreto contraria o que foi constatado por Sinoti (2004), que não observou variação deste parâmetro em seu experimento, com avaliação de tratamento de efluentes sanitários primário, secundário e terciário, realizado em batelada com uso de cinco configurações possíveis com eletrodos de materiais distintos (alumínio, ferro e grafite).

Na Figura 5.15, verifica-se que a redução da condutividade do efluente sanitário secundário, na célula eletrolítica, é pouco significativa, sendo os níveis mais elevados da ordem de 20,0 %, apresentando relação direta com os parâmetros de controle, tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e densidade de corrente elétrica aplicada, em toda a representação gráfica.

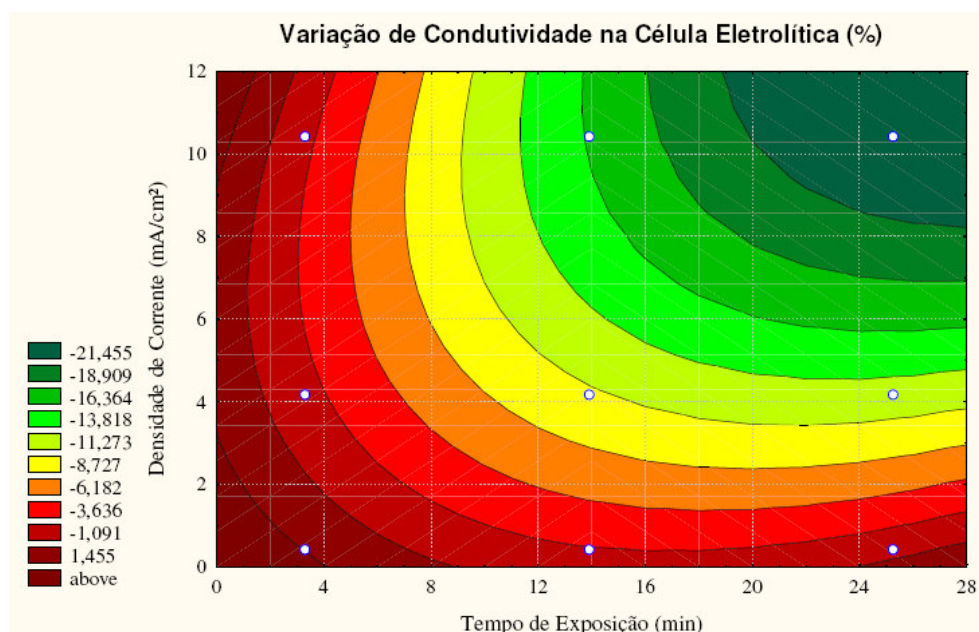


Figura 5.15. Superfície de resposta da variação de condutividade na célula eletrolítica.

A resposta estatística, para a variação da condutividade do efluente sanitário processado, é descrita por superfície quadrática, cujo vértice apresenta coordenadas, no plano, correspondentes aos limites da representação gráfica, 28 min e 12,0 mA/cm², aproximadamente, tempo de exposição e densidade de corrente elétrica, respectivamente.

Como a condutividade é correspondente à concentração de sólidos dissolvidos totais, logo, com base na resposta experimental apresentada para este parâmetro, pode-se afirmar que quanto maior a atividade eletroquímica e o tempo de exposição a esta, maior será a remoção de sólidos dissolvidos do efluente sanitário processado. Este efeito ocorre, muito provavelmente, em função de dois mecanismos principais: a eletrodeposição e a eletrofloculação.

A eletrodeposição é a precipitação de íons sobre a superfície do eletrodo, cátodo ou ânodo, seja por redução, oxidação ou, ainda, por aumento da concentração de sólidos na proximidade da superfície eletrolítica associada a uma possível elevação de temperatura sobre esta.

A eletrofloculação é resultado da desestabilização eletroquímica de partículas em suspensão, eletrocoagulação, seguida de efeito de arraste, que promove varredura, por ganho de massa do floco formado, e agregação de compostos iônicos, sólidos dissolvidos, à sua superfície.

Por observação da Figura 5.16, verifica-se que a redução da demanda química de oxigênio (DQO) do efluente sanitário secundário, na célula eletrolítica, é pouco significativa, comparada a sistemas convencionais de tratamento, que apresentam eficiência de remoção de DQO que varia de 60 a 80 %.

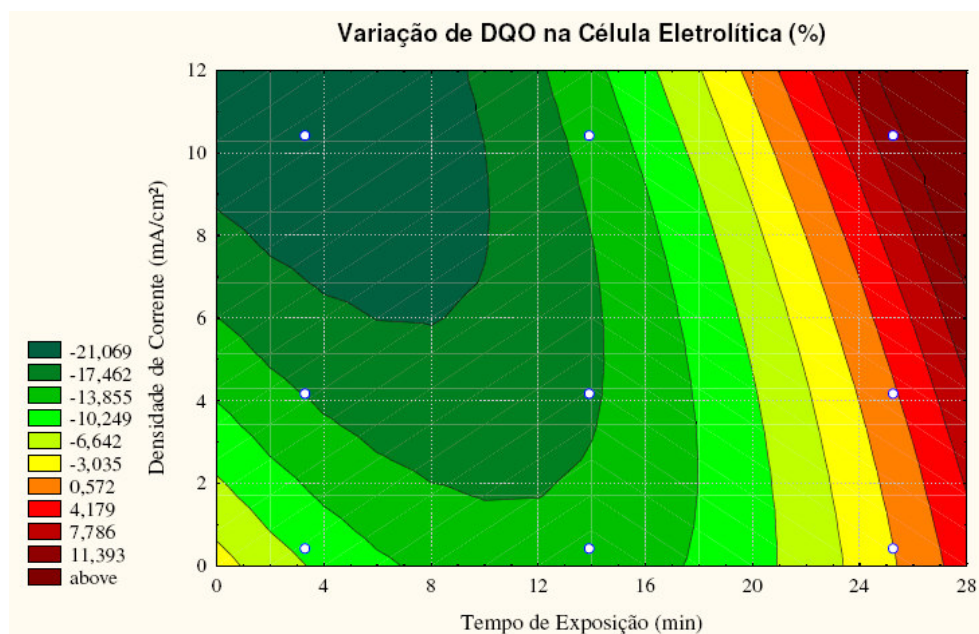


Figura 5.16. Superfície de resposta da variação de demanda química de oxigênio (DQO) na célula eletrolítica.

Pode-se observar, através da representação gráfica, que os níveis mais elevados são da ordem de 20,0 %, e foram obtidos com a aplicação de densidades de corrente elétrica acima de 6,0 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica inferiores a 10 min, o que chamou a atenção, já que esperava-se obter uma relação direta do parâmetro destacado e as variáveis de controle, em função da atividade eletroquímica de oxi-redução, gerada na célula eletrolítica.

Este efeito inesperado pode ter uma explicação razoável: a ação eletroquímica sobre a matéria em suspensão promove sua desestabilização eletrostática, resultando na eletrofloculação, capaz de concentrar grande parte da DQO presente no efluente tratado, porém, quanto maior for a densidade de corrente aplicada e o tempo de detenção hidráulica no dispositivo, maior será a concentração de DQO na forma de flocos, o que pode justificar a redução da eficiência com o aumento do tempo de exposição à ação eletroquímica. Logo se faz necessário um sistema de decantação posterior à fase eletrolítica, que foi adotado para este experimento (tanque de contato/decantação), para o qual espera-se, com base neste raciocínio, elevada eficiência na remoção de DQO, por efeito de decantação dos flocos formados nesta fase eletrolítica, cujo resultado será apresentado e discutido no próximo item.

Se esta observação se confirmar, a eficiência de remoção de DQO no tanque de contato/decantação, concebido, será satisfatória, mesmo não havendo qualquer agente de degradação química ou biológica que justifique este efeito, ficando esta restrita à decantação de sólidos sedimentáveis, em grande parte flocos originados na fase eletrolítica.

A resposta estatística para a variação da DQO do efluente sanitário processado, na célula eletrolítica, é descrita por superfície quadrática, cujo vértice apresenta coordenadas, no plano, correspondentes aos limites da representação gráfica, 4 min e 11,0 mA/cm², aproximadamente, tempo de exposição e densidade de corrente elétrica, respectivamente.

A DQO é importante parâmetro de referência para avaliação da eficiência de tratamento de efluentes líquidos de qualquer natureza, e o efeito observado, neste experimento, pode revelar o potencial deste dispositivo eletrolítico como técnica de tratamento, principal ou complementar, em qualquer sistema de tratamento de efluentes líquidos, domésticos ou industriais, inclusive permitindo a conversão de compostos recalcitrantes a compostos frequentemente biodegradáveis, como evidenciado por Comninelis (1994).

Na Figura 5.17, correspondente à variação de nitrogênio amoniacal (NH₃) na célula eletrolítica, chama a atenção a região experimental que indica elevação da concentração para este parâmetro, apresentando relação inversa com o tempo de detenção hidráulica, da admissão no dispositivo até cerca de 18 min, a partir do qual a relação com este parâmetro de controle torna-se direta.

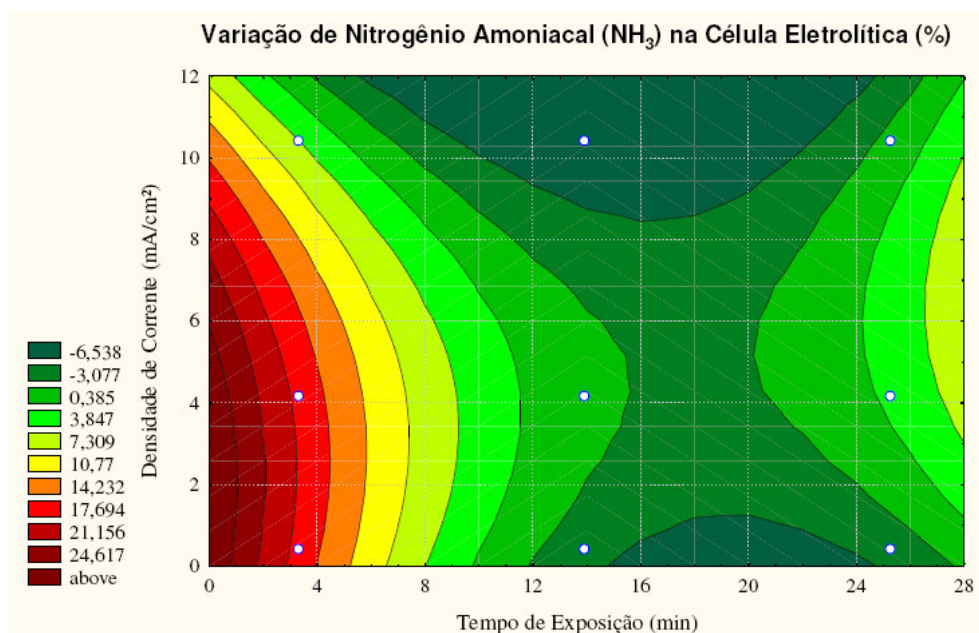


Figura 5.17. Superfície de resposta da variação de nitrogênio amoniacal (NH₃) na célula eletrolítica.

As maiores elevações de concentração de nitrogênio amoniacal (NH₃) (acima de 10 %) foram observadas, predominantemente, para tempos de detenção hidráulica inferiores a 7 min

e aplicação de densidades de corrente elétrica inferiores a $8,0 \text{ mA/cm}^2$. Este efeito pode ser consequência de dois momentos distintos:

- para baixos TDH: degradação eletroquímica (eletrodecomposição) de compostos orgânicos nitrogenados presentes no efluente sanitário, inclusive material celular, por oxidação eletroquímica, direta ou indireta, ocasionando a quebra de proteínas com disponibilização de aminas ao meio, sem que haja condição satisfatória para conversão às suas formas oxidadas mais avançadas (nitrito e nitrato), através de combinação com oxigênio gerado, principalmente, por eletrólise de moléculas de água;
- para elevados TDH: resultante, principalmente, da inativação bacteriológica e degradação eletroquímica de material celular, associada a continuidade de eletrodecomposição de matéria orgânica remanescente.

As reduções de concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) não foram significativas, e ficaram limitadas a tempos de detenção hidráulica, médios, de 18 min, sendo os maiores níveis da ordem de 6,5 %, correspondentes a densidades de corrente elétrica inferiores a $1,0 \text{ mA/cm}^2$ e superiores a $8,0 \text{ mA/cm}^2$. Possivelmente este efeito possa ser resultado de sua oxidação eletroquímica, convertendo-se, finalmente, em nitrato, que são incorporados como nutrientes durante o crescimento bacteriano, sendo incorporado como nitrogênio orgânico em novo material celular.

Possíveis reduções e elevações da concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) associadas à ação de compostos clorados, respectivamente, com formação de cloraminas seguida de sua decomposição eletroquímica com nova disponibilização de amônia (NH_3), como sugerem Sinoti (2004) e Poon & Brueckener (1975) para efluentes sanitários secundários, contrariam as respostas obtidas neste experimento para os compostos clorados cloro livre residual, cloro combinado, clorito e dióxido de cloro, não sendo identificada a formação de nenhuma destas espécies, em nenhuma das etapas experimentais investigadas.

Este efeito pode estar relacionado a concentrações abaixo do nível de detecção analítica ($0,02 \text{ mg/L Cl}$) ou à possível instabilidade, nas condições experimentais, que impede sua manutenção até a realização da análise, mesmo sendo esta imediatamente após a coleta do volume necessário, sugerindo que os mecanismos que envolvem a redução da concentração de

cloreto não passam, necessariamente, pela combinação com outros compostos, de forma estável, para a faixa de pH neutro, condição do efluente sanitário processado.

As elevações identificadas para a concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) associadas à eletrodecomposição de compostos orgânicos nitrogenados presentes no efluente sanitário, tanto para baixos, como para elevados tempos de detenção hidráulica, está em perfeita sintonia com o que foi evidenciado por Jüttner *et al.* (2000).

Por observação da Figura 5.18, correspondente à variação de nitrogênio total (NT) na célula eletrolítica, verifica-se que esta é muito pouco significativa, porém, nota-se que há uma estreita relação com a variação de nitrogênio amoniacal (NH_3), apresentando relação inversa, mesmo que pouco significativa, o que, a princípio, parece incoerente, já que o parâmetro analítico nitrogênio total (NT) contém o parâmetro nitrogênio amoniacal (NH_3), devendo a relação entre estes ser direta.

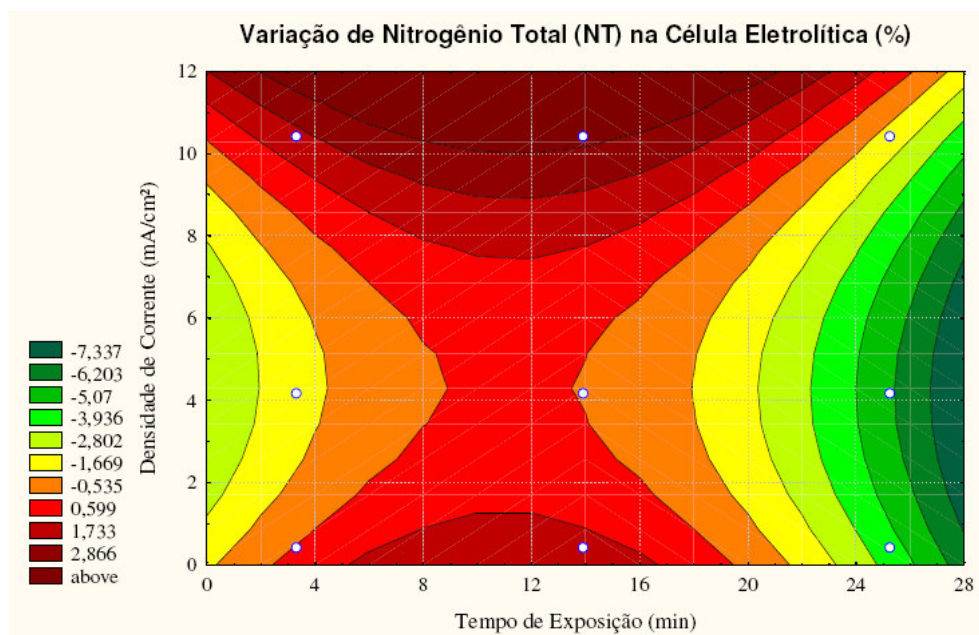


Figura 5.18. Superfície de resposta da variação de nitrogênio total na célula eletrolítica.

Esta aparente inversão da relação entre os parâmetros analíticos nitrogênio total (NT) e nitrogênio amoniacal (NH_3), correlacionados, pode indicar uma possível perda de nitrogênio na forma de gás (N_2), associada ao ciclo de formação e conversão do nitrogênio orgânico, já que este parâmetro não compõe o parâmetro nitrogênio total. Este ciclo do nitrogênio orgânico, durante a atividade eletroquímica, pode ser descrito da seguinte forma:

- Formação do nitrogênio orgânico: por utilização de formas nitrogenadas como nutrientes, durante o crescimento populacional bacteriano;
- Conversão do nitrogênio orgânico em outros compostos nitrogenados: por eletrodecomposição, durante a inativação eletroquímica de microrganismos presentes no efluentes processado.

Na Figura 5.19, verifica-se que a redução de sólidos dissolvidos totais (SDT) do efluente sanitário secundário, na célula eletrolítica, é pouco significativa, sendo os níveis mais elevados da ordem de 20,0 %, apresentando relação direta com os parâmetros de controle, tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e densidade de corrente elétrica aplicada, em toda a representação gráfica.

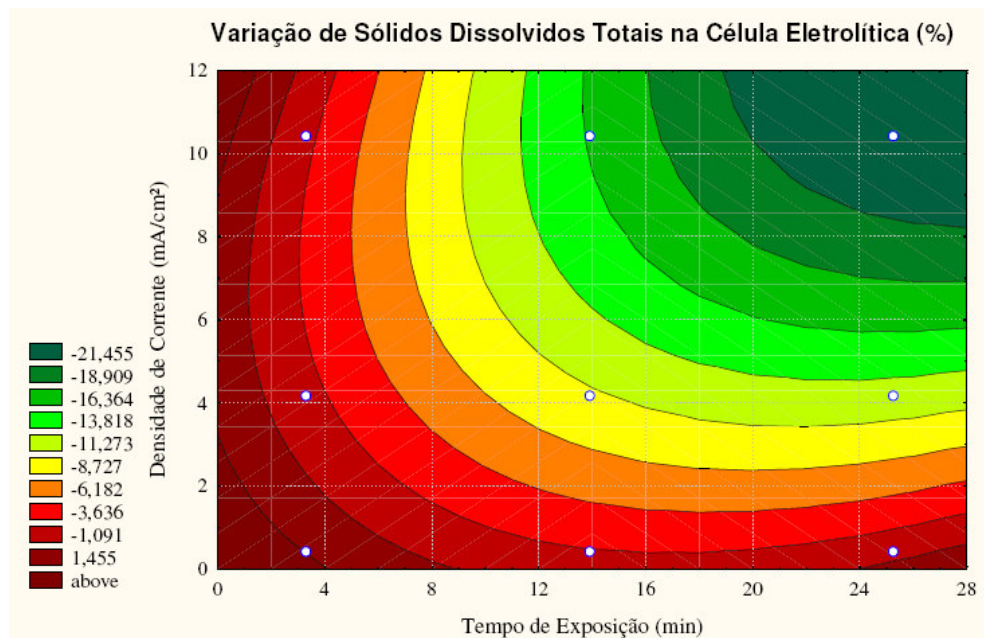


Figura 5.19. Superfície de resposta da variação de sólidos dissolvidos totais (SDT) na célula eletrolítica.

A resposta estatística, para a variação da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) do efluente sanitário processado, é descrita por superfície quadrática, cujo vértice apresenta coordenadas, no plano, correspondentes aos limites da representação gráfica, 28 min e 12,0 mA/cm², aproximadamente, tempo de exposição e densidade de corrente elétrica, respectivamente.

Como a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) é correspondente à condutividade, logo, pode-se estabelecer um fator de conversão, constante, entre eles, para o

efluente sanitário testado. Experimentalmente foi obtido, para este fator, o valor de 0,7077, a partir da condutividade.

Por observação da Figura 5.20, verifica-se que houve elevação da concentração de sólidos sedimentáveis, na célula eletrolítica, apresentando relação inversa com os parâmetros de controle, tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e densidade corrente elétrica aplicada, para tempos de detenção hidráulica até 20 min e densidades de corrente elétrica até 5,0 mA/cm², e relação direta para valores superiores, de cada parâmetro, atingindo máxima geração de sólidos sedimentáveis para tempos de detenção hidráulica (tempos de exposição) superiores a 45 min e densidades de corrente elétrica superiores a 11,0 mA/cm², chegando à um incremento superior a 800,0 %, em relação à concentração inicial.

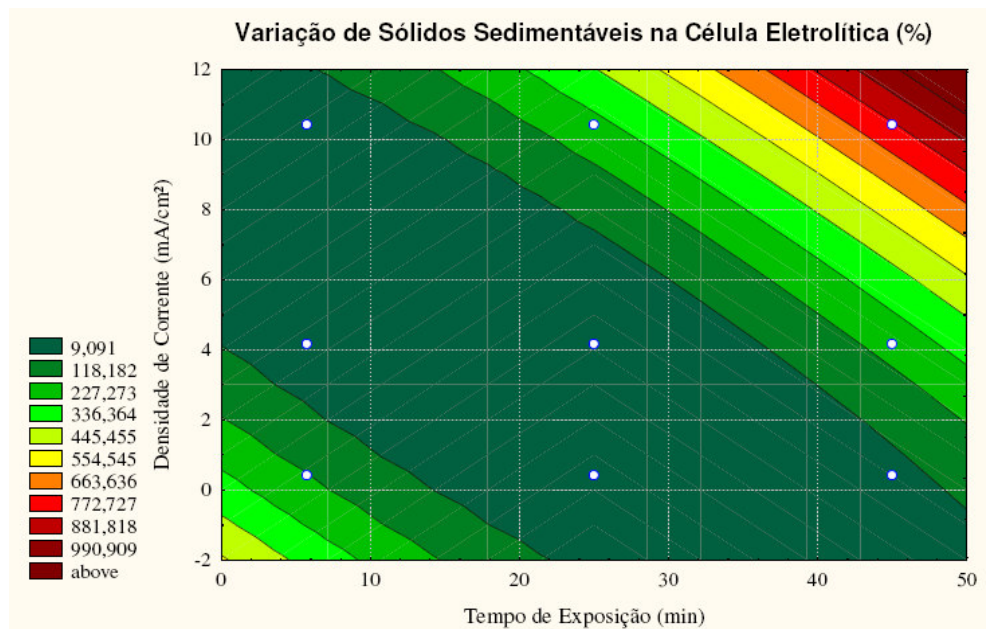


Figura 5.20. Superfície de resposta da variação de sólidos sedimentáveis na célula eletrolítica.

Este efeito já era esperado, tendo em vista a desestabilização eletrostática das partículas em suspensão, caracterizada como eletrofloculação, responsável, em grande parte, pela eficiência de remoção para outros parâmetros associados, como DQO, Sólidos Totais e Turbidez.

Na Figura 5.21, verifica-se que a redução da concentração de sólidos totais (ST), na célula eletrolítica, apresenta sua maior redução da ordem de 15,0 %, concentrada em região gráfica experimental para tempos de detenção hidráulica entre 14 e 27 min e densidades de corrente elétrica superiores a 6,0 mA/cm², para as condições experimentais consideradas, apresentando resposta experimental muito semelhante à obtida para variação de pH.

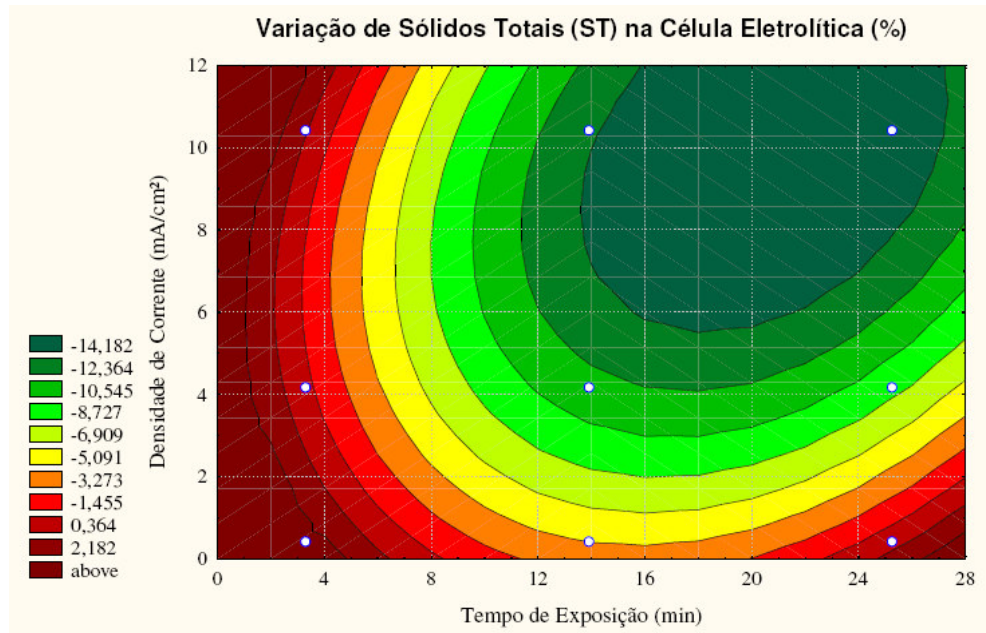


Figura 5.21. Superfície de resposta da variação de sólidos totais (ST) na célula eletrolítica.

Por observação da Figura 5.22, verifica-se que a redução da concentração de sólidos suspensos totais (SST), na célula eletrolítica, apresentou grande oscilação, com reduções máximas da ordem de 60,0 % e elevações máximas acima de 156,0 %.

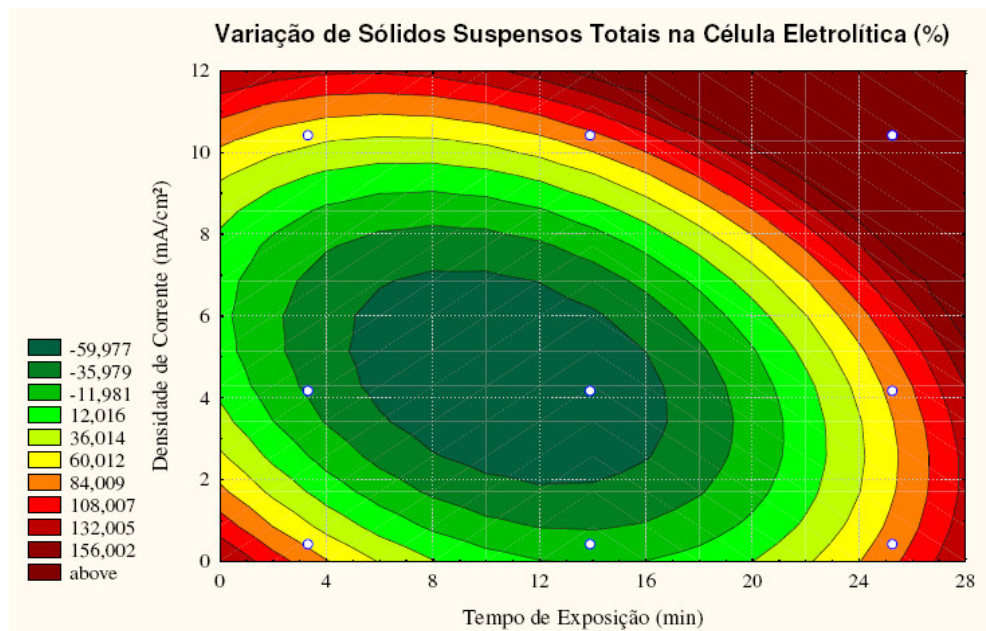


Figura 5.22. Superfície de resposta da variação de sólidos suspensos totais (SST) na célula eletrolítica.

As maiores reduções ficaram concentradas em região gráfica da resposta experimental para tempos de detenção hidráulica entre 5 e 17 min e densidade de corrente elétrica entre 2,0 e 7,0 mA/cm², e tem como causa mais provável a sedimentação de sólidos favorecida pela

eletrofloculação. As elevações, muito provavelmente, são, também, efeito da eletrofloculação, com favorecimento de agregação de sólidos que antes encontravam-se dissolvidos, porém, com pouca redução de sólidos por sedimentação, seja em função de eletroflotação, fragmentação de flocos por turbilhonamento ou má formação destes, favorecendo seu arraste do dispositivo eletrolítico com o fluxo.

Por observação da Figura 5.23, verifica-se que a variação de temperatura, na célula eletrolítica, é positiva, apresentando somente elevações, que variam de 8,0 a 110,0 %, aproximadamente, para a condições experimentadas, superando a expectativa em relação a esta. Nitidamente, a relação entre a variação de temperatura e os parâmetros de controle é direta, sendo as maiores temperaturas obtidas para os maiores tempos de exposição à ação eletroquímica (tempos de detenção hidráulica) e para as maiores densidades de corrente aplicadas.

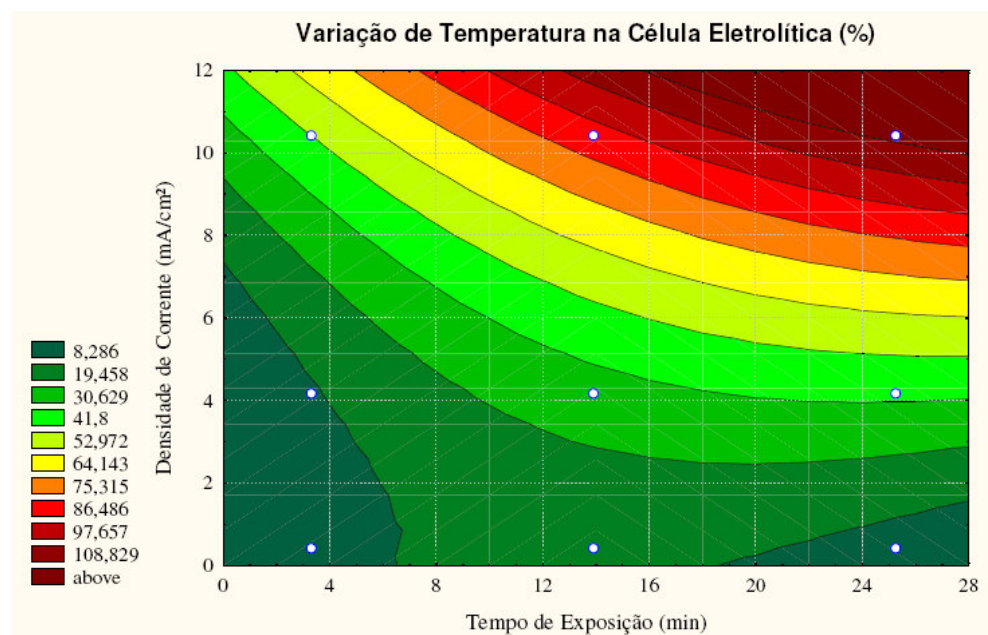


Figura 5.23. Superfície de resposta da variação de temperatura na célula eletrolítica.

A variação de temperatura obtida para o efluente, no dispositivo eletrolítico, tem duas causas prováveis:

- a resistividade dos eletrodos de grafite, que poderiam se aquecer durante a passagem de corrente elétrica, transferindo o calor gerado ao efluente processado;

- a energia liberada durante as reações de oxi-redução ocorridas na superfície dos eletrodos.

A grande variação obtida para a temperatura do efluente sanitário processado, certamente, contribuiu significativamente para a inativação de bactérias termosensíveis, presentes no meio, inclusive coliformes totais, tanto na célula eletrolítica, como no tanque de contato/decantação, comentadas anteriormente, sendo identificada, na saída do dispositivo eletrolítico, valor de 56,2 °C (conforme Tabela 5.2), com pouca variação durante o tempo de detenção hidráulica no tanque de contato/decantação, apresentando valor de 44,6 °C (conforme Tabela 5.3), na saída deste, acima da temperatura que garante a inativação de coliformes termosensíveis, em ensaio de tubos múltiplos para determinação de *Escherichia coli* (termotolerante), 44,5 °C (APHA, 2005).

Na Figura 5.24, verifica-se que a variação de turbidez, na célula eletrolítica, apresentou relação inversa, predominantemente, em relação aos parâmetros de controle, tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e densidade de corrente elétrica aplicada, apresentando elevações superiores a 360,0 %, para região gráfica experimental com tempos de detenção hidráulica superiores a 14 min e densidades de corrente elétrica superiores a 10,0 mA/cm².

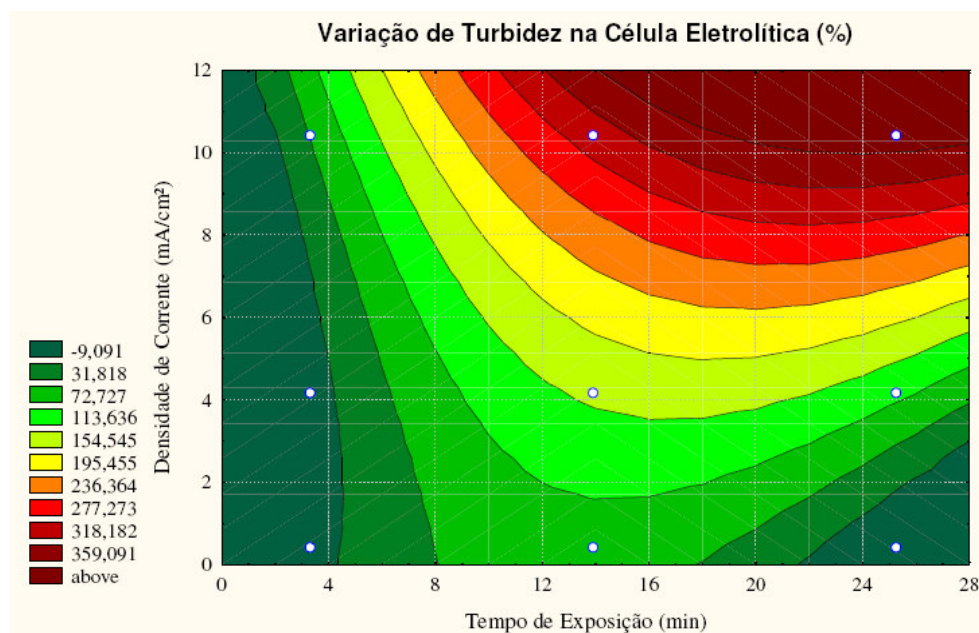


Figura 5.24. Superfície de resposta da variação de turbidez na célula eletrolítica.

A elevação da turbidez no efluente sanitário processado, na fase eletrolítica, está diretamente relacionada à atividade eletroquímica, envolvendo o efeito de eletrofloculação,

associado ao arraste dos flocos formados, ou em formação, promovido pelo fluxo no dispositivo.

A resposta experimental para o parâmetro turbidez, na célula eletrolítica, apresenta coerência com a do parâmetro sólidos suspensos totais (SST), o que valida os aspectos observados, tendo em vista a inter-relação entre estes.

5.2.3.2. Tanque de contato

A seguir, são apresentadas as superfícies de respostas, obtidas através de tratamento estatístico, para os parâmetros físico-químicos de investigação relevantes à avaliação de eficiência do tratamento terciário no tanque de contato/decantação, sob ação dos gases oxidantes e efeitos sinérgicos consequentes da atividade na célula eletrolítica.

Por observação da Figura 5.25, verifica-se que a variação de pH, no tanque de contato/decantação, foi muito sutil, podendo ser desconsiderada.

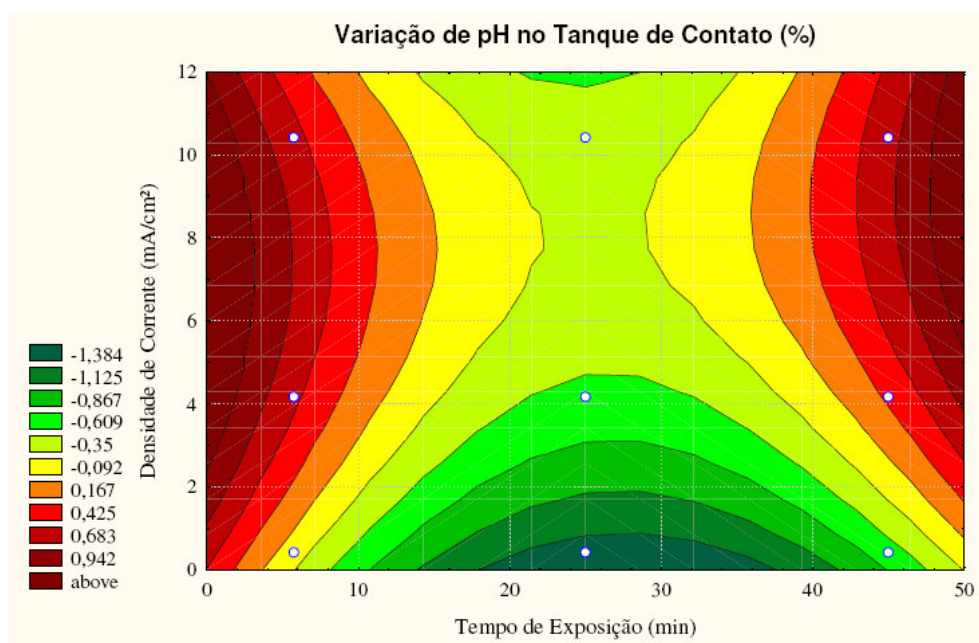


Figura 5.25. Superfície de resposta da variação de pH no tanque de contato/decantação.

Por observação da Figura 5.26, verifica-se que a variação da concentração de cloreto, no tanque de contato/decantação, apresentou nítida elevação com o aumento do tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição), para grande parte da resposta experimental, com exceção das condições que envolveram a faixa de aplicação de densidade de corrente

superiores a $10,0 \text{ mA/cm}^2$, que apresentaram relação inversa com o tempo de detenção hidráulica.

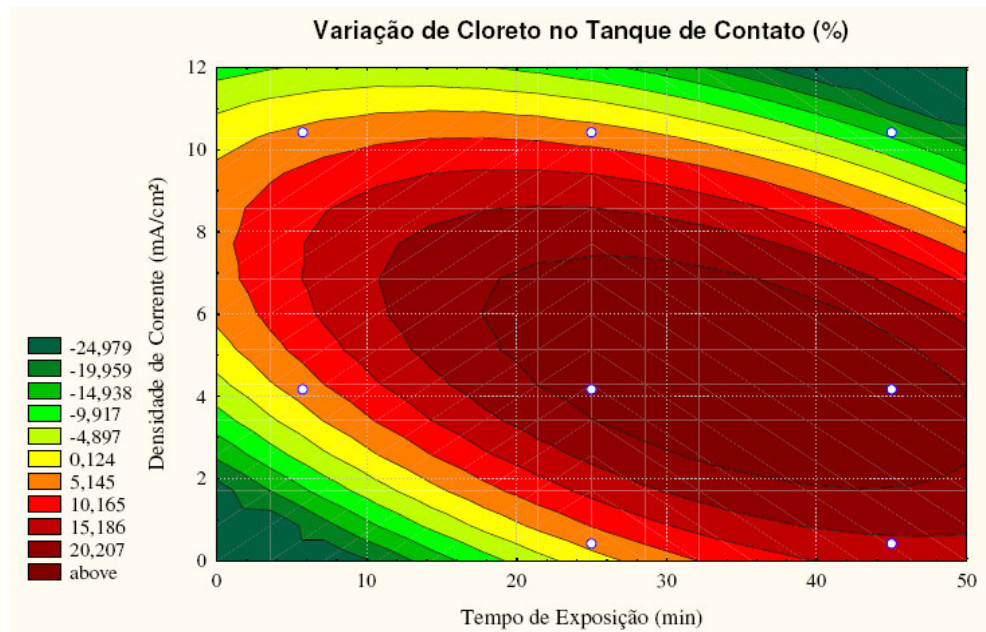


Figura 5.26. Superfície de resposta da variação de cloreto no tanque de contato/decantação.

Este efeito pode estar relacionado com a possível formação de compostos clorados oxidados, na célula eletrolítica, por oxidação anódica (física) ou química, a partir da concentração inicial de cloretos no efluente sanitário, com sua posterior disponibilização, no tanque de contato/decantação, novamente na forma mais estável, como cloreto, após cessada a exposição à atividade eletroquímica.

Esta observação está em acordo com o que foi destacado, no item anterior (Figura 5.14), para a relação apresentada entre a concentração de cloreto e a atividade na célula eletrolítica, que evidencia predomínio da redução de cloreto com a maior exposição à atividade eletroquímica.

Na Figura 5.27, verifica-se que a variação de condutividade, no tanque de contato/decantação, foi insignificante, indicando que este dispositivo não apresenta eficiência na redução deste parâmetro, que ocorre, principalmente, por incorporação de sólidos dissolvidos, por adsorção, aos flocos formados na fase eletroquímica.

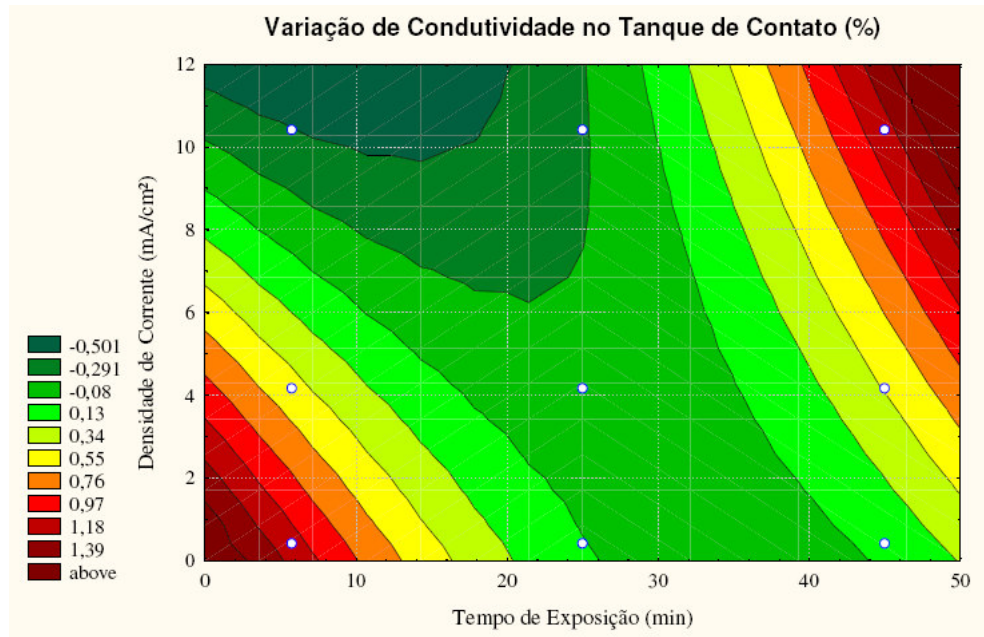


Figura 5.27. Superfície de resposta da variação de condutividade no tanque de contato/decantação.

Por observação da Figura 5.28, verifica-se que há uma relação predominantemente direta entre a redução da demanda química de oxigênio (DQO) e os parâmetros de controle, no tanque de contato/decantação, com destaque para a região da resposta gráfica experimental correspondente a tempos de detenção hidráulica superiores a 40 min e densidades de corrente elétrica superiores a 8,0 mA/cm², atingindo eficiência de remoção de DQO superior a 60,0 %.

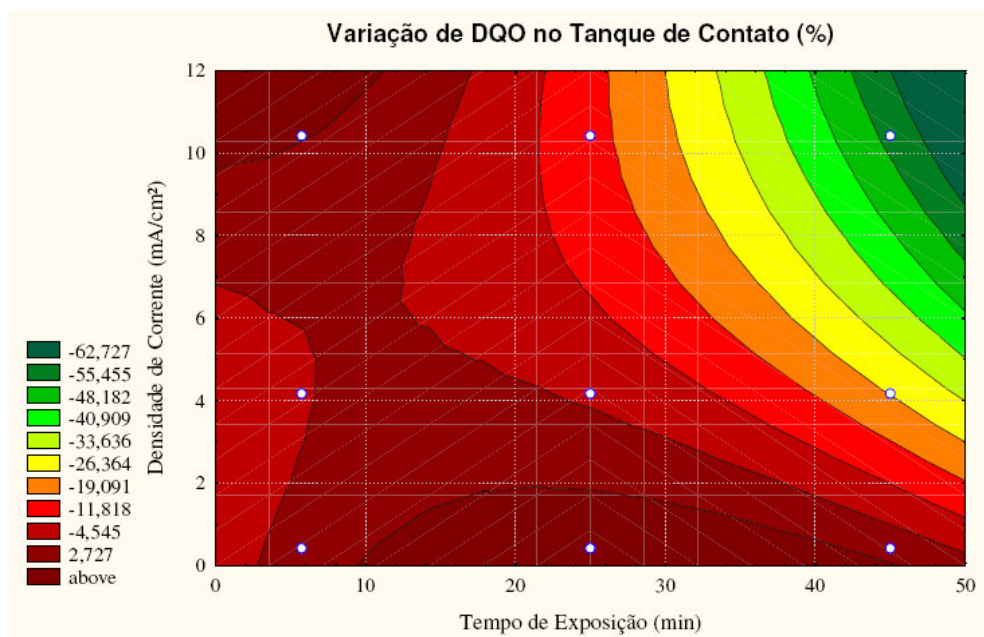


Figura 5.28. Superfície de resposta da variação de demanda química de oxigênio (DQO) no tanque de contato/decantação.

Da mesma forma que na célula eletrolítica, a remoção de DQO se deve, em grande parte, à atividade eletroquímica na célula eletrolítica, responsável pela eletrofloculação, que geram flocos passíveis de decantação quando submetidos a elevados tempos de detenção hidráulica no tanque de contato/decantação, agregando grande parte da carga poluidora contida no efluente sanitário.

Na Figura 5.29, verifica-se que a variação da concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3), no tanque de contato/decantação, foi significativa somente para tempos de detenção hidráulica inferiores a 25 min, apresentando indicativo de reduções da ordem de 26,0 % para tempos de detenção hidráulica inferiores a 5 min e densidades de corrente elétrica inferiores a 6,0 mA/cm^2 , evidenciando relação direta entre o parâmetro nitrogênio amoniacal (NH_3) e os parâmetros de controle.

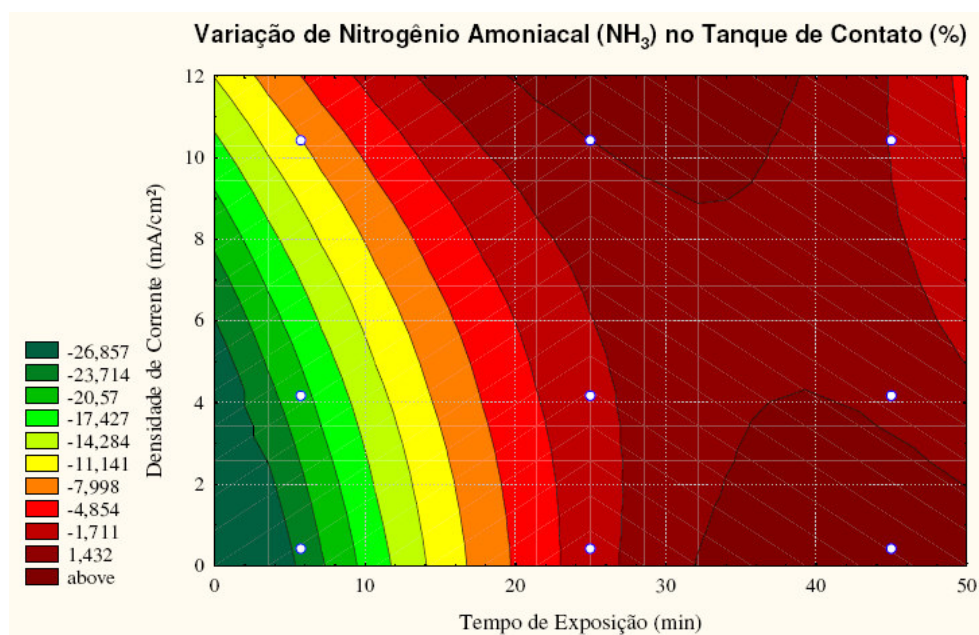


Figura 5.29. Superfície de resposta da variação de nitrogênio amoniacal (NH_3) no tanque de contato/decantação.

Com base nos destaques feitos no item anterior (Figura 5.17), para a variação do mesmo parâmetro na célula eletrolítica, é provável que as rápidas reduções de concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) sejam consequência da atividade oxidativa de radicais livres gerados na fase eletrolítica, e a contínua elevação, até variações próximas de zero, seja resultado de disponibilização de nitrogênio orgânico por ação de compostos secundários remanescentes, principalmente através da decomposição química de material celular disponibilizado em função de crescimento bacteriano.

Por observação da Figura 5.30 verifica-se que a variação da concentração de nitrogênio total (NT), no tanque de contato/decantação, foi muito pouco significativa, como era esperado para este dispositivo, tendo em vista que não há intensa atividade reativa, como na célula eletrolítica, que justifique perda de nitrogênio na forma reduzida N_2 (gás nitrogênio).

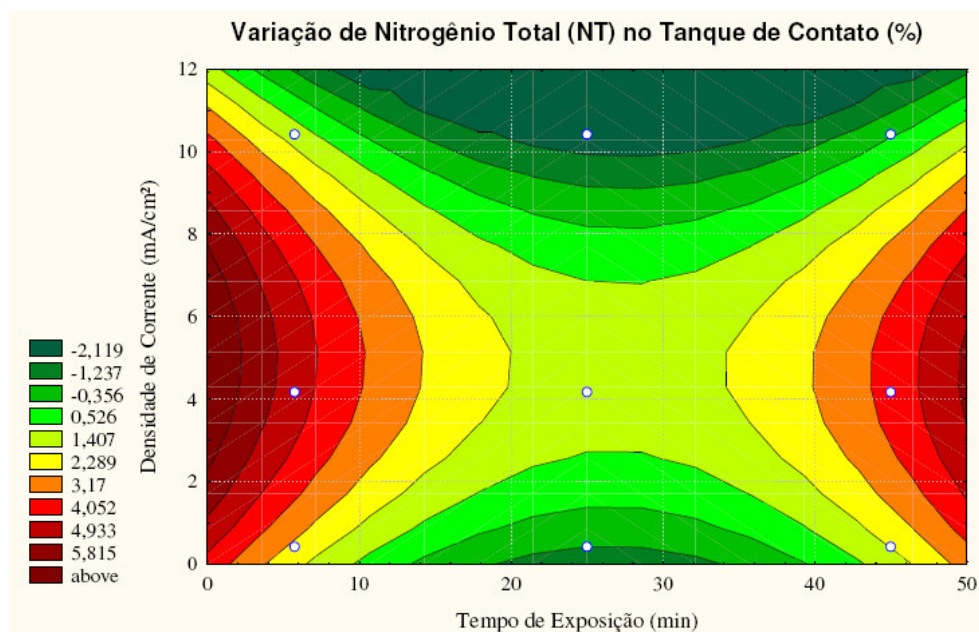


Figura 5.30. Superfície de resposta da variação de nitrogênio total (NT) no tanque de contato/decantação.

Não obstante a este aspecto, são identificados aumentos da concentração de nitrogênio total (NT) para baixos e elevados tempos de detenção hidráulica, e reduções para tempos de detenção hidráulica intermediários.

Com base nos destaques feitos no item anterior (Figura 5.18), para a variação de nitrogênio total (NT) na célula eletrolítica, é provável que as elevações para baixos TDH sejam resultado de incorporação de nitrogênio ao meio em função da oxidação química de N_2 por radicais livres gerados na fase eletrolítica, incorporando-os à forma detectável, através da determinação deste parâmetro, e para elevados TDH sejam resultado, principalmente, de decomposição de material celular adicional disponibilizado em função de crescimento e decaimento bacteriano, caracterizado por aumento de competição, e maior tempo de exposição a agentes oxidantes gerados na fase eletrolítica.

Já, para TDH intermediários, a redução da concentração de nitrogênio total (NT), provavelmente, se deve à sua conversão a nitrogênio orgânico, indicado pelo crescimento

bacteriano no tanque de contato/decantação, apresentado e discutido anteriormente, através da disponibilidade de formas inorgânicas como nutrientes.

Por observação da Figura 5.31, verifica-se que a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), no tanque de contato/decantação, foi muito pouco significativa, indicando pouca eficiência na redução deste parâmetro, que ocorre, principalmente, por adsorção aos flocos formados na fase eletrolítica, através do efeito de eletrofloculação, por desestabilização de partículas em suspensão.

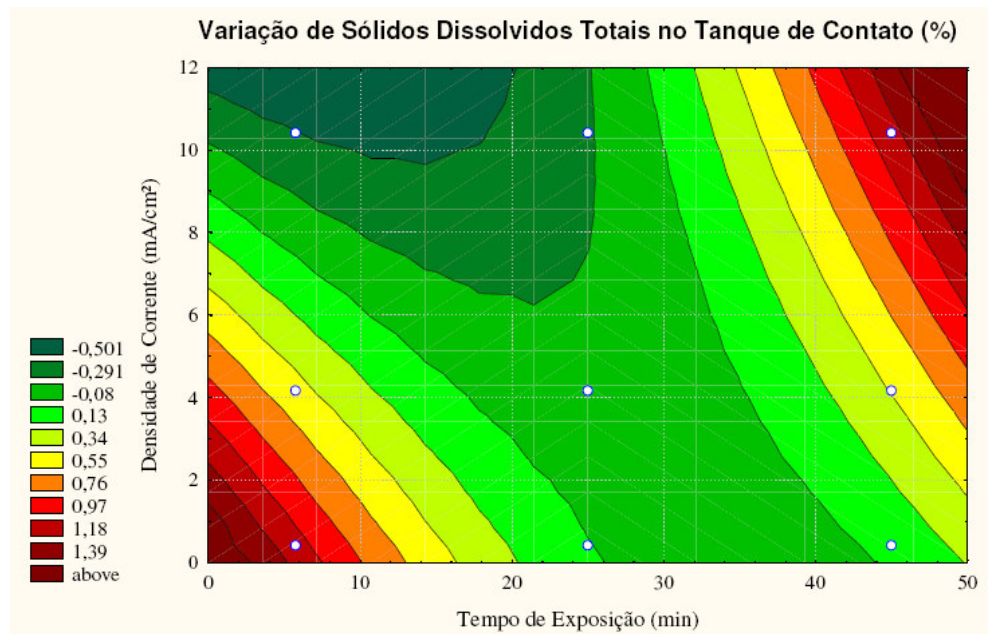


Figura 5.31. Superfície de resposta da variação de sólidos dissolvidos totais (SDT) no tanque de contato/decantação.

Na Figura 5.32, verifica-se que a variação de sólidos sedimentáveis, no tanque de contato/decantação, apresenta relação direta com os parâmetros de controle, com elevada eficiência de remoção, acima de 90,0 %, para tempos de detenção hidráulica superiores a 40 min e aplicação de densidades de corrente elétrica superiores a 9,0 mA/cm², na fase eletrolítica.

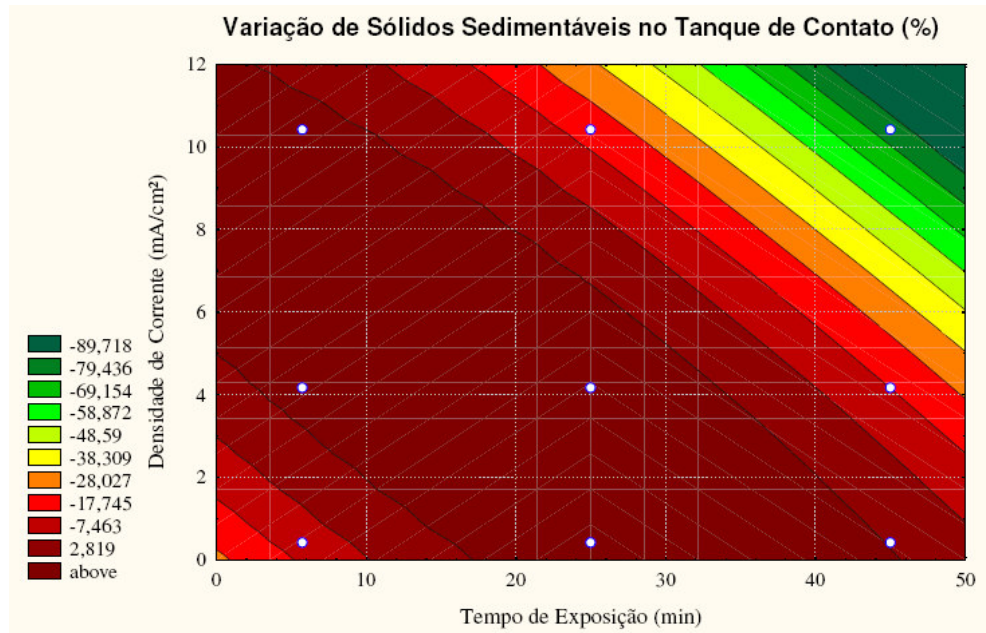


Figura 5.32. Superfície de resposta da variação de sólidos sedimentáveis no tanque de contato/decantação.

Estas condições favorecem a formação e sedimentação de flocos, por efeito de eletrofloculação, na célula eletrolítica, e por contato e arraste, no tanque de contato/decantação, favorecido pelo elevado tempo de residência neste.

Por observação da Figura 5.33, verifica-se que a variação da concentração de sólidos totais (ST), no tanque de contato/decantação, é muito pouco significativa, apresentando as maiores reduções da ordem de 4,5 %, associada à maior atividade eletroquímica na fase eletrolítica.

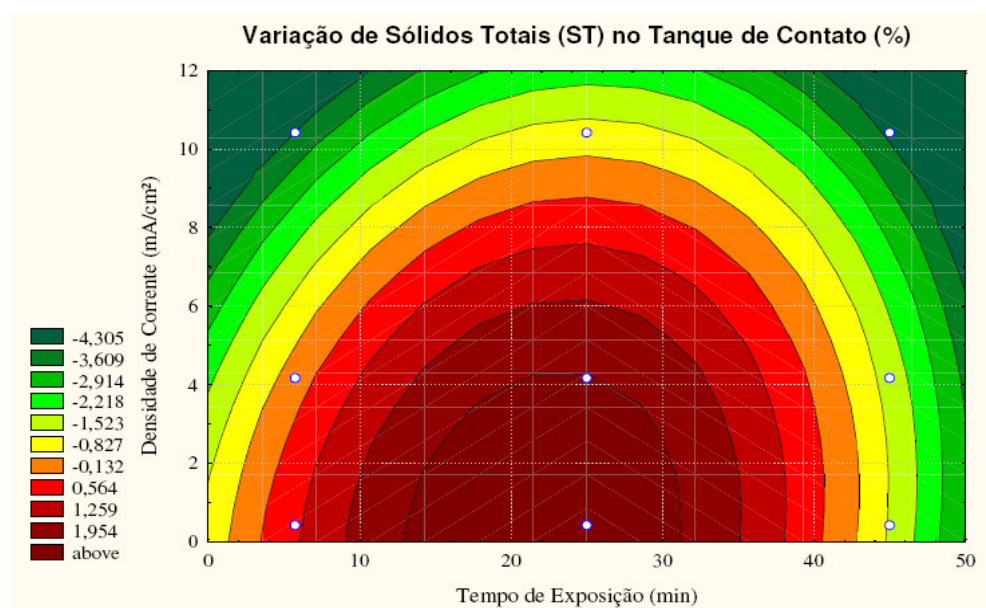


Figura 5.33. Superfície de resposta da variação de sólidos totais (ST) no tanque de contato/decantação.

Na Figura 5.34, verifica-se que a variação de sólidos suspensos totais (SST) foi significativa, no tanque de contato/decantação, apresentando relação direta com a densidade de corrente elétrica aplicada, sendo sua maior eficiência de remoção da ordem de 60,0 %, para densidades corrente elétrica superiores a 10,0 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica inferiores a 8 min e superiores a 45 min.

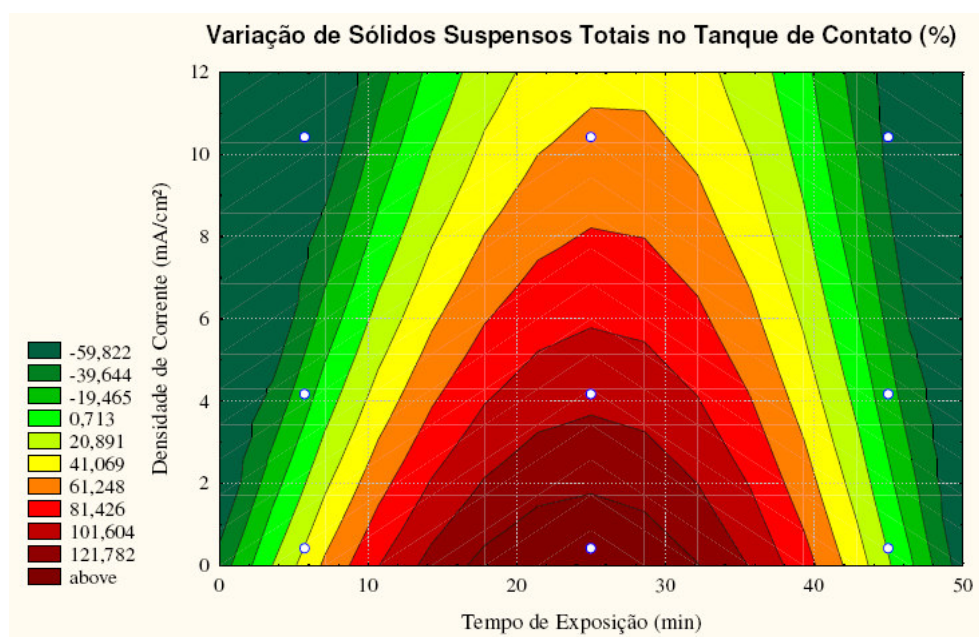


Figura 5.34. Superfície de resposta da variação de sólidos suspensos totais (SST) no tanque de contato/decantação.

Por outro lado, houve evidente redução desta eficiência para tempos de detenção hidráulica em torno de 25 min, para todas as faixas de densidades de corrente elétrica aplicada, com destaque para as inferiores a 2,0 mA/cm², chegando a níveis acima de 120,0 % de elevação da concentração de SST.

No primeiro momento, com tempos de detenção hidráulica inferiores a 8 min, a elevada eficiência de remoção de SST pode estar relacionada à remoção de sólidos diretamente na célula eletrolítica, correspondendo à parcela de sólidos desestabilizados e sedimentados ainda neste dispositivo. Já para tempos de detenção hidráulica superiores a 45 min, esta eficiência pode estar diretamente relacionada ao tempo de detenção hidráulica, associada à maior exposição à atividade eletroquímica, na célula eletrolítica, favorecendo a eletrofloculação, seguida de decantação no tanque de contato/decantação.

Estes efeitos justificariam a baixa eficiência para tempos intermediários de detenção hidráulica (em torno de 25 min), que favoreceriam a eletrofloculação, na fase eletrolítica,

porém sem que houvesse tempo necessário à decantação dos flocos formados, sendo arrastados juntamente com o efluente tratado, em função da maior velocidade ascensional no tanque de contato/decantação.

Por observação da Figura 5.35, verifica-se que houve predominância da redução de temperatura, diretamente proporcional à variação de densidade de corrente elétrica aplicada e tempo de detenção hidráulica, apresentado as maiores reduções da ordem de 20,0 %, correspondente à aplicação de densidades de corrente elétrica superiores a 10,0 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica superiores a 40 min.

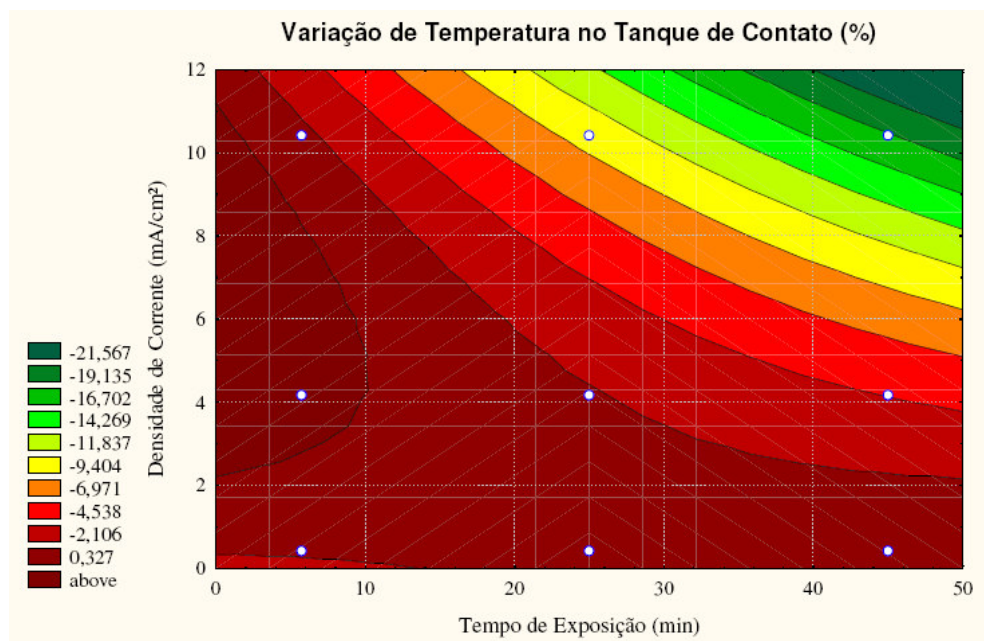


Figura 5.35. Superfície de resposta da variação de temperatura no tanque de contato/decantação.

Este efeito pode ser justificado pelo fato de haver um significativo incremento térmico na célula eletrolítica, pela atividade eletroquímica e aquecimento dos eletrodos, sendo a variação térmica no tanque de contato/decantação no sentido de haver uma redução da temperatura, em função do tempo de detenção hidráulica, sendo mais sensível para as condições que impõem uma maior elevação de temperatura na fase eletrolítica, diretamente proporcional à densidade de corrente elétrica aplicada na célula eletrolítica.

Na Figura 5.36, verifica-se que as maiores reduções de turbidez ocorrem para condições experimentais com aplicação de densidades de corrente elétrica superiores a 6,0 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica superiores a 42 min, da ordem de 24,0 %, o que

está de acordo com a abordagem sobre a variação da concentração de sólidos suspensos totais e sólidos sedimentáveis, que apresentam relação direta com este parâmetro analítico.

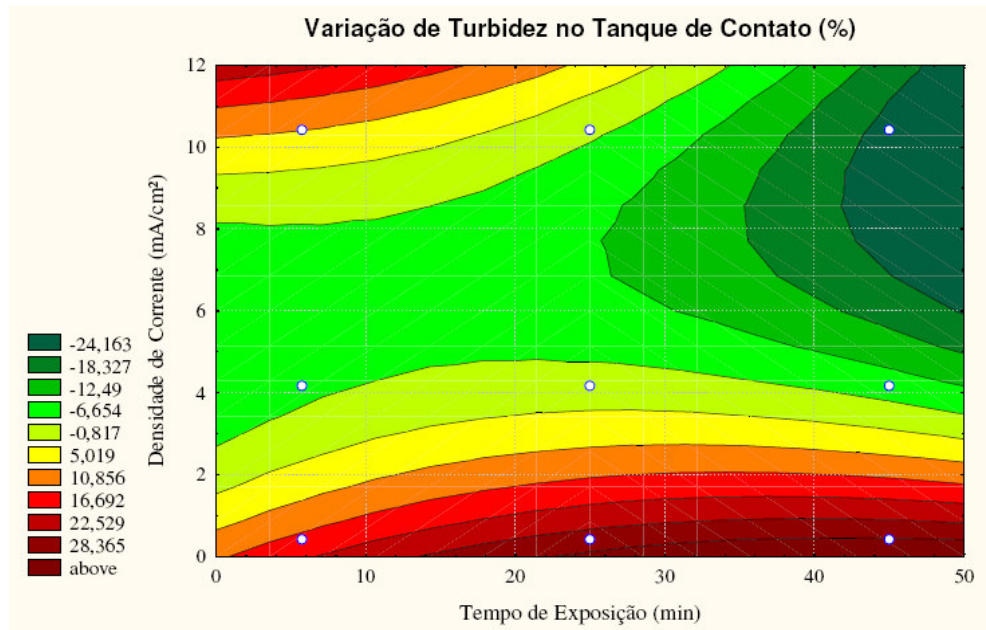


Figura 5.36. Superfície de resposta da variação de turbidez no tanque de contato/decantação.

Este efeito, para a variação da turbidez no efluente tratado, já era esperado e está diretamente relacionado à eletrofloculação, pela ação eletroquímica na fase eletrolítica, associada ao tempo de detenção hidráulica no tanque de contato/decantação, caracterizando uma relação direta deste parâmetro de investigação com a densidade de corrente elétrica aplicada e o tempo de detenção hidráulica.

5.3. Eficiência energética da célula eletrolítica

A eficiência energética do sistema eletrolítico é o fator determinante para viabilidade econômica do dispositivo, tendo em vista que seu custo de instalação é relativamente baixo, da ordem de U\$ 100,00/m² (cem dólares por metro quadrado de superfície eletrolítica instalada), considerando-se o aproveitamento duplo das faces dos eletrodos, nas condições experimentais adotadas para este experimento (destacadas no item 4.2).

Os valores obtidos através do controle sobre a alimentação elétrica do dispositivo eletrolítico, são apresentados nas Tabelas 5.4 e 5.5.

Tabela 5.4. Tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) e corrente elétrica de alimentação da célula eletrolítica em cada fase experimental.

Parâmetros de Investigação			
Fatores	Etapas do Experimento		
	I	II	III
A: tempo de detenção hidráulica na célula eletrolítica (h)	0,0552	0,2318	0,4210
B: corrente elétrica de alimentação (A)	0,20	2,0	5,0

Como já era esperado, para as condições experimentais que utilizaram um nível alto de corrente elétrica de alimentação (5,0 A), houve grande variação da tensão até sua estabilização, permanecendo constante. As tensões aplicadas no início de operação de duas etapas experimentais específicas (5,0 A aplicados para níveis médio e alto de tempo de detenção hidráulica), inicialmente, eram muito superiores à condição de estabilização, indicando que é necessário um condicionamento prévio do efluente sanitário e dos eletrodos, durante um período superior ao tempo de detenção hidráulica, até que haja estabilização da interação eletrolítica, necessária à obtenção de resultados confiáveis e reprodutíveis. Este efeito se deve à maior atividade imposta pelas reações eletroquímicas e pela maior vazão aplicada no sistema, gerando maior turbulência e, conseqüentemente, maior interação dos compostos, presentes no efluente processado, com os eletrodos.

Tabela 5.5. Tensão elétrica (V) aplicada em cada fase experimental.

Diferenças de Potenciais - DDP (tensões elétricas) aplicadas durante operação (V)				
		Etapas do Experimento		
		I	II	III
Corrente elétrica de alimentação	0,2 A	4,4 V	4,6 V	4,4 V
	2,0 A	20,0 V	19,6 V	18,4 V
	5,0 A	41,6 V	32,8 V	26,4 V

A seguir, são apresentadas as avaliações de consumo de energia elétrica pela célula eletrolítica, em cada fase experimental, relacionando-o com a demanda unitária pela área superficial dos eletrodos, conjuntamente (Tabela 5.6 e Figura 5.37), com a demanda unitária por volume de efluente processado (Tabela 5.7 e Figura 5.38).

Tabela 5.6. Consumo de energia elétrica aplicada unitária (kWh/m^2) com base na área superficial dos eletrodos para cada fase experimental.

Consumo de energia elétrica por unidade de área do eletrodo (kWh/m^2) para cada fase experimental				
		Etapas do Experimento		
		I	II	III
Corrente elétrica de alimentação	0,2 A	0,0010 kWh/m^2	0,0044 kWh/m^2	0,0077 kWh/m^2
	2,0 A	0,0460 kWh/m^2	0,1893 kWh/m^2	0,3228 kWh/m^2
	5,0 A	0,2391 kWh/m^2	0,7921 kWh/m^2	1,1577 kWh/m^2

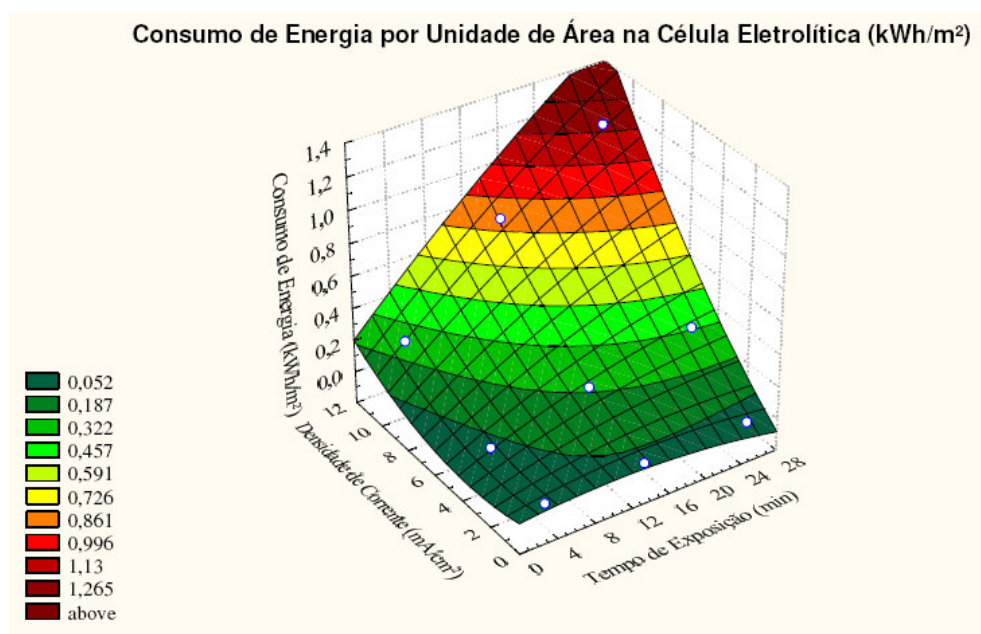


Figura 5.37. Superfície de resposta do consumo de energia aplicada unitária (kWh/m^2) com base na área superficial dos eletrodos.

Tabela 5.7. Consumo de energia elétrica aplicada unitária (kWh/m^3) com base no volume de efluente processado para cada fase experimental.

Consumo de energia elétrica por volume processado de efluente (kWh/m^3) para cada fase experimental				
		Etapas do Experimento		
		I	II	III
Corrente elétrica de alimentação	0,2 A	0,0506 kWh/m^3	0,2222 kWh/m^3	0,3859 kWh/m^3
	2,0 A	2,2986 kWh/m^3	9,4665 kWh/m^3	16,1383 kWh/m^3
	5,0 A	11,9528 kWh/m^3	39,6049 kWh/m^3	57,8875 kWh/m^3

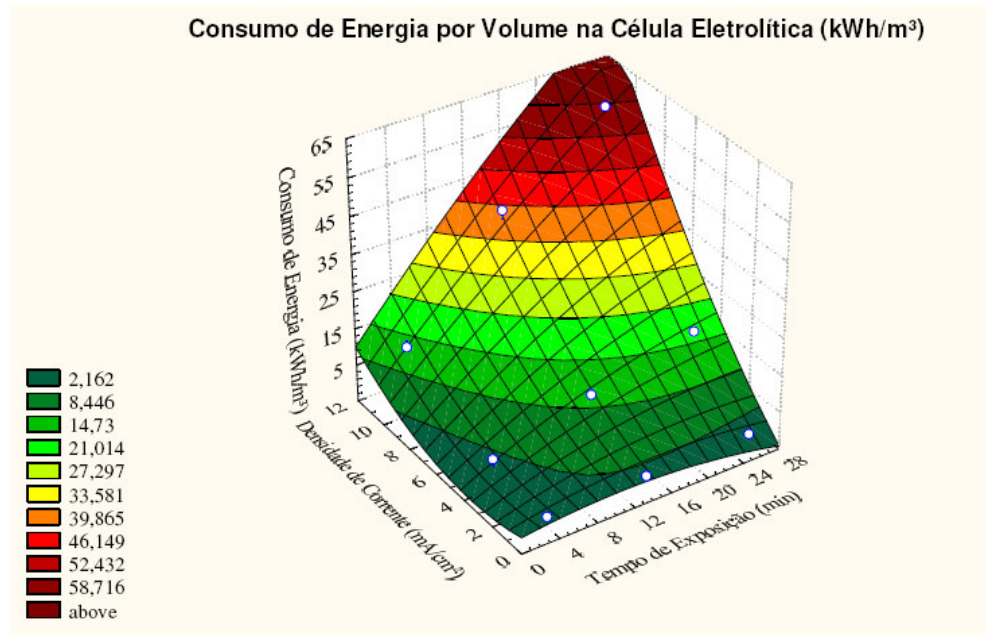


Figura 5.38. Superfície de resposta do consumo de energia aplicada unitária (kWh/m^3) com base no volume de efluente processado.

Assim, o custo unitário com a demanda de energia elétrica exigida pelo dispositivo eletrolítico, com base no volume de efluente processado, resulta nos valores apresentados na Tabela 5.8, em dólar, que tem como referência a cotação média para o período correspondente, de R\$ 2,30 (dois reais e trinta centavos) (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2008), facilitando comparativos futuros.

Tabela 5.8. Custo energético unitário em dólar (US/m^3), com base no volume de efluente processado para cada fase experimental, tendo como referência o valor comercial final de energia elétrica (kWh) em novembro de 2008 (ANEEL, 2008).

Custo energético por volume processado de efluente (US/m^3) para cada fase experimental *				
		Etapas do Experimento		
		I	II	III
Corrente elétrica de alimentação	0,2 A	US 0,01/ m^3	US 0,05/ m^3	US 0,08/ m^3
	2,0 A	US 0,49/ m^3	US 2,03/ m^3	US 3,47/ m^3
	5,0 A	US 2,57/ m^3	US 8,51/ m^3	US 12,43/ m^3

* Valor comercial de energia elétrica (R\$/kWh) (nov/2008): R\$ 0,494061/kWh (ANEEL, 2008)

5.3.1. Equação de regressão visando eficiência energética

Com base na superfície de resposta apresentada na Figura 5.36, obtém-se a eq. (5.1), equação de regressão, capaz de prever o consumo energético (w) para dispositivo com as

características adotadas para este experimento, com base na densidade de corrente elétrica aplicada (y) e tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (x). O coeficiente de determinação (R^2) da função que descreve a eficiência energética do dispositivo é 0,8165.

$$w = -0,017 x^2 + 0,193 y^2 + 0,21 xy + 0,336 x - 1,433 y - 0,569 \quad (5.1)$$

Sendo: w : consumo energético por volume de efluente processado (kWh/m³)

x : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (min)

y : densidade de corrente elétrica aplicada (mA/cm²)

5.4. Ferramenta estatística para dimensionamento de dispositivo eletrolítico com base na eficiência de desinfecção

Com base neste estudo, foi possível obter, de forma satisfatória, a superfície de resposta experimental para todos os parâmetros investigados, evidenciando significativo potencial do dispositivo para tratamento terciário de efluente sanitário, com eficiência satisfatória, tanto para parâmetros físico-químicos, quanto para microbiológicos.

Porém, a finalidade principal deste experimento foi investigar o potencial do sistema eletrolítico em fluxo contínuo, proposto, na desinfecção do efluente sanitário secundário, a partir de reator anaeróbio.

O resultado obtido pode ser descrito através da representação algébrica, destacada no próximo subitem, representada através da equação de regressão que descreve a superfície de resposta experimental para a inativação de *Escherichia coli*.

5.4.1. Equação de regressão visando eficiência de desinfecção para *E. coli*

O resultado deste trabalho de pesquisa, pode ser representado através da equação de regressão capaz de prever a eficiência de desinfecção do efluente sanitário processado, com base no parâmetro microbiológico *Escherichia coli*.

Esta eficiência foi representada pela superfície de resposta experimental apresentada nas Figura 5.7 e 5.8, cuja representação algébrica se dá por sua equação de regressão, eq. (5.2), capaz de prever a eficiência de desinfecção (z) do dispositivo eletrolítico experimentado, com base na densidade de corrente elétrica aplicada (y) e tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (x), sendo referência para o dimensionamento de dispositivos para qualquer capacidade de processamento, obedecendo-se os critérios técnicos construtivos adotados para a célula eletrolítica, quanto ao tipo de eletrodo utilizado e o espaçamento entre estes. O coeficiente de determinação (R^2) da função que descreve a eficiência de desinfecção do dispositivo é 0,7418.

$$z = -1,084 x^2 - 1,136 y^2 + 0,191 xy + 40,868 x + 19,853 y - 372,606 \quad (5.2)$$

Sendo: z : eficiência de desinfecção do dispositivo eletrolítico com base na inativação de *Escherichia coli* (%)

x : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (min)

y : densidade de corrente elétrica aplicada (mA/cm²)

5.5. Comparativo de eficiência operacional com outras técnicas de desinfecção

Com base na discussão feita, é apresentado na Tabela 5.9, comparativo simplificado entre a eficiência operacional encontrada para o sistema eletrolítico experimental, objeto deste trabalho, e as outras técnicas de desinfecção de efluentes sanitários, inicialmente apresentadas.

Tabela 5.9. Comparativo da eficiência operacional do sistema eletrolítico experimental com outras técnicas de desinfecção de efluentes sanitários já consagradas.

TÉCNICA	Dosagem	Tempo Contato (exposição)	Remoção <i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Potência elétrica instalada
Cloração ^{*1}	3,0 mg/L	20 min	3 log	----
ClO ₂ ^{*2}	2,0 mg/L	20 min	4 log	----
Ozônio ^{*3}	121 mg/L	20 min	7 log	330 W
APA ^{*4}	5,0 mg/L	15 min	> 6 log	----
Íon Ferrato (VI) ^{*5}	15 mg/L	30 min	> 5 log	180 W/cm ²
UV ^{*6}	61 mJ/cm ²	60 s (máx)	6 log	210 W
Radiação Solar ^{*7} (SODIS)	exposição natural	6 horas	> 5 log	----
POA (APA/UV) ^{*4}	2 mg/L APA + 192 mJ/cm ² UV	20 min APA + 12 s UV	> 6 log	210 W
Eletrólise com eletrodos de grafite (sistema experimental)	4,8718 mA/cm ²	19 min	> 5 log	0,1 W/cm ²

Adaptado de Silva *et al.* (2007)^{*6}, Lapolli *et al.* (2005)^{*2}, Paterniani & Silva (2005)^{*7}, Souza & Daniel (2005)^{*1}, Caretti & Lubello (2003)^{*4}, Luca & Monteggia (2003)^{*5}, Oates *et al.* (2003)^{*7}, Dias (2001) ^{*3}; ^{*6}.

Diante dos dados apresentados, comparativamente a outras técnicas de desinfecção de efluentes sanitários, o sistema eletrolítico com eletrodos em placas paralelas de grafite e espaçamento de 20 mm, na condição apresentada (tempo de detenção hidráulica de 19 min e densidade de corrente elétrica de 4,8718 mA/cm²), a princípio, parece atraente, tanto sob o ponto de vista técnico (eficiência de desinfecção) como do ponto de vista econômico (consumo energético).

A partir do desenvolvimento de uma ferramenta computacional simples, planilha de cálculo elaborada com o Programa Microsoft Excel[®] (Microsoft Co.) (Apêndice D), com base nas equações de regressão obtidas através desta investigação experimental, que descrevem o comportamento do dispositivo eletrolítico experimental, sob o ponto de vista técnico/econômico, foi feita uma análise mais criteriosa. Foi encontrado, para esta condição operacional, um consumo energético operacional de 16,71 kWh/m³ de efluente processado, a um custo unitário de tratamento de R\$ 8,26/m³, muito além da faixa considerada aceitável para desinfecção com cloração química de efluentes sanitários, em torno de R\$ 0,08/m³, segundo Jordão & Alem Sobrinho (2003).

É necessário que este estudo seja complementado, com a realização de novas pesquisas sobre a operação deste dispositivo, com investigação de outras configurações estruturais e eletrodos de outros materiais, buscando uma condição satisfatória para sua viabilidade econômica, já que, do ponto de vista técnico, a desinfecção eletrolítica de efluentes sanitários, com eletrodos de grafite, se mostrou efetiva.

Esta pode vir a ser um alternativa interessante para o saneamento ambiental, tendo em vista o seu grande potencial para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, biodegradáveis ou recalcitrantes, por constituir um poderoso reator de oxi-redução, capaz de promover o tratamento físico-químico e bacteriológico, de forma associada.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

A expectativa, com a realização deste experimento, foi avaliar esta tecnologia do ponto de vista técnico e econômico, para a desinfecção de efluentes sanitários domésticos, passando a ser uma alternativa recomendável, para esta finalidade, permitindo sua difusão e aplicação, tanto em pequenas comunidades, como em Estações de Tratamento de Esgoto convencionais.

As respostas experimentais para as principais variáveis de investigação na célula eletrolítica, coliformes totais e *Escherichia coli*, indicadores microbiológicos que caracterizaram a eficiência de desinfecção neste dispositivo, objeto desta pesquisa, mostraram-se satisfatórias, compreendendo máxima variação para os dois parâmetros bacteriológicos.

A eficiência de desinfecção atingiu níveis de 100 %, com a aplicação de densidades de corrente elétrica de 10,4167 mA/cm² e tempos de detenção hidráulica de 13,91 min (nível intermediário) e 25,26 min (nível elevado), porém o consumo energético foi elevado nestes casos, respectivamente, de 39,6049 kWh/m³ e 57,8875 kWh/m³, correspondentes a custos monetários atuais de R\$ 19,57/m³ e R\$ 28,60/m³, o que dificulta sua aplicação na atual conjuntura econômico-social.

No entanto, o consumo energético do dispositivo eletrolítico testado, de eletrodos de grafite, em placas paralelas, e com espaçamento de 20 mm entre estes, obedece a uma equação de regressão unitária volumétrica, capaz de prever o consumo energético, em kWh/m³, em condições operacionais conhecidas de tempo de detenção hidráulica e densidade de corrente elétrica aplicada, como segue:

$$w = -0,017 x^2 + 0,193 y^2 + 0,21 xy + 0,336 x - 1,433 y - 0,569$$

Sendo: w : consumo energético por volume de efluente processado (kWh/m³)

x : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (min)

y : densidade de corrente elétrica aplicada (mA/cm²)

Da mesma forma, determinou-se equação de regressão que descrevesse a eficiência de desinfecção, para o mesmo dispositivo, com base no parâmetro microbiológico *Escherichia coli*, capaz de prevê-la, com base nas variáveis operacionais tempo de detenção hidráulica e densidade de corrente elétrica aplicada, como segue:

$$z = -1,084 x^2 - 1,136 y^2 + 0,191 xy + 40,868 x + 19,853 y - 372,606$$

Sendo: z : eficiência de desinfecção do dispositivo eletrolítico com base na inativação de *Escherichia coli* (%)

x : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição) (min)

y : densidade de corrente elétrica aplicada (mA/cm²)

Estas equações de regressão possibilitaram a construção de planilha de cálculo (Programa Microsoft Excel[®]), capaz de simular a operação de dispositivo de desinfecção eletrolítica de efluente sanitário em fluxo contínuo, para qualquer vazão de processamento, com previsão de eficiência e custo operacional, para célula eletrolítica com a configuração estrutural adotada experimentalmente (eletrodos de grafite de placas paralelas com espaçamento de 20 mm).

Através desta ferramenta, é possível dimensionar dispositivo em escala real, a partir da eficiência operacional desejada, com base na expectativa de eficiência de desinfecção e energética, adequando à finalidade prevista para destinação do efluente sanitário final, em acordo com os requisitos legais, seja para seu lançamento em corpo receptor ou reuso.

O dispositivo eletrolítico mostrou-se eficiente na remoção de parâmetros de controle de tratamento físico-químico, como DQO, turbidez, sólidos em suspensão, revelando-se uma alternativa a ser considerada para tal finalidade.

Foram identificadas correlações lineares significativas, diretas e inversas, entre os parâmetros analíticos investigados, o que possibilita importante subsídio para o planejamento de futuros estudos.

Um aspecto operacional importante, e inédito, foi obtido com a configuração estrutural diferenciada, adotada para a célula eletrolítica (afogada, pressurizada e com favorecimento da incorporação de gases oxidantes ao meio): a não formação de espuma. Este efeito é de significativa importância para aplicações de processos eletrolíticos no saneamento ambiental,

por eliminar as causas de graves aspectos operacionais destes sistemas aplicados no tratamento de efluentes sanitários e esgoto bruto, Acredita-se que efeito tenha sido um dos maiores diferenciais do dispositivo concebido, e que pode representar significativa contribuição para o desenvolvimento de novos produtos, com base no mesmo princípio, agregando eficiência operacional, segurança de manipulação, redução de intervenções operacionais e redução da geração de resíduos sólidos provenientes da eletroflotação, a espuma, característica do processamento eletrolítico de efluentes sanitários.

O dispositivo auxiliar, tanque de contato/decantação, com a configuração geométrica adotada, não foi relevante para a complementação do tratamento, sendo dispensável, principalmente no que diz respeito à eficiência de desinfecção, favorecendo, em determinados casos, o crescimento bacteriano, possivelmente pela oferta de nutrientes a partir da fase eletrolítica.

Recomendações para o desenvolvimento de trabalhos futuros:

- O estudo mais detalhado a respeito dos aspectos físico-químicos envolvidos na dinâmica da atividade eletroquímica de tratamento de efluentes sanitários, incluindo os subprodutos gerados no processo.
- A investigação da causa real da variação de temperatura do efluente observada durante o processo eletrolítico, tendo sido apontada como causas prováveis, neste trabalho, a resistividade dos eletrodos de grafite, que poderiam se aquecer durante a passagem de corrente elétrica, transferindo o calor gerado ao efluente processado, e a energia liberada durante as reações de oxi-redução ocorridas na superfície dos eletrodos.
- O estudo de novas configurações estruturais, para a célula eletrolítica, com variação de geometria, materiais dos eletrodos, afastamento entre estes e fontes de alimentação elétrica.
- A avaliação da interferência da concentração de sólidos suspensos totais (SST) na eficiência da desinfecção eletrolítica de efluente sanitário, com sua remoção prévia, através da instalação de filtro, anteriormente à alimentação da célula eletrolítica.

- O estudo da viabilidade técnica/econômica de utilização do dispositivo eletrolítico no tratamento de efluentes industriais, como agente físico de oxi-redução, em substituição aos tratamentos químicos convencionais, que envolvem estes mecanismos e que oferecem riscos elevados, de manipulação, armazenamento e transporte.
- A avaliação do incremento de desinfecção a partir da adoção de nova configuração geométrica para o tanque de contato, com associação de difusores e defletores, favorecendo o aumento da ação de contato dos gases oxidantes gerados na fase eletrolítica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. M. S.; FERNANDES NETO, M. L.; BRITO, L. L. A.; REIS, A. A. D.; MACHADO, P. M. R.; SOARES, A. F. S.; VIEIRA, M. B. C. M.; LIBÂNIO, M. **Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.7, n.1 e n.2, Rio de Janeiro, 2002, p.37-47.

AISSE, M. M.; CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; JÜRGENSEN, D.; LAPOLLI, F. R.; MELO, H. N. S.; PIVELI, R. P.; LUCA, S. J. **Cloração e Descloração**. In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, p.113-168.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; JÜRGENSEN, D. **Desinfecção de efluentes utilizando hipoclorito gerado “in-loco”**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, trabalho II-378, Anais, ABES, Rio de Janeiro, 2005, 13p.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Tarifas de energia elétrica nas localidades brasileiras – Dados de novembro de 2008**. ANEEL, Brasília, 2008. Homepage: <www.aneel.gov.br>, acesso em nov/2008.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 th ed., American Public Health Association, Washington, 2005.

ARAÚJO, A. A. **Desinfecção de água por oxidação anódica**. Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza, 1999, 80p.

ARSLAN, I; BALCIOGLU, I. A.; TUHKANEN, T.; BAHNEMANN, D. **H₂O₂/UV-C and Fe²⁺/H₂O₂/UV-C versus TiO₂/UV-A treatment for reactive dye wastewater**. Journal of Environmental Engineering, v. 126, n. 10, October, 2000, p. 903-911.

ASSIRATI, D. M.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R. **Desinfecção de efluentes de ETE com ozônio para uso agrícola**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Câmbio**. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br>>. Acesso em: 10 set. 2008.

BIANCHINI, R.; CALUCCI, L.; LUBELLO, C.; PINZINO, C. **Intermediate free radicals in the oxidation of wastewaters**. Res Chem Intermediates, 2002; 28(2,3).

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria MS nº 518, de 25 de março de 2004**. Secretaria de Vigilância em Saúde, Ed. do Ministério da Saúde, Brasília, 2005a, 28p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Brasília, 2005b, 23p.

CARDOSO, L.; LUCA, S. J. **Toxidez de efluentes municipais biologicamente tratados e desinfetados com hipoclorito e ferrato de sódio**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 1, Rio de Janeiro, 2004.

CARDOSO, L. S.; DE CARLI, G. A.; LUCA, S. J. **Cryptosporidium e Giardia em efluentes biologicamente tratados e desinfetados**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.8, n.4, Rio de Janeiro, 2003, p.285-290.

CARETTI, C.; LUBELLO, C. Wastewater **disinfection with PAA and UV combined treatment: a pilot plant study**. Water Research, 37, 2003, p. 2365–2371.

CHOW, B. M.; ROBERTS, P. V. **Halogenated byproduct formation by ClO₂ and Cl₂**. Journal of the Environmental Engineering Division, v. 107, n. 4, July/August, 1981, p. 609-618.

CLARK, R.M. **Chlorine demand and trihalomethane formation kinetics: a second-order model**. Journal of Environmental Engineering, v.124, n.1, 1998, p. 16-24.

CLARK, R.M.; SIVAGANESAN, M. **Predicting chlorine residuals and formation of tthms in drinking water**. Journal of Environmental Engineering, v.124, n.12, 1998, p.1203-1210.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2005.

CHLORINE INSTITUTE. **Benefits and risks of wastewater chlorination**. Philadelphia, 1997. (Pamphlet 157), *apud Aisse et al.*, 2003.

COMNINELLIS, C. **Electrocatalysis in the electrochemical conversion / combustion of organic pollutants for waste water treatment.** *Electrochimica Acta*, 39, (11/12), 1994, p.1857-1862.

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; KATO, M. T.; CARTAXO, M. F. S.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R.; SILVA, V. P. **Disposição no solo.** *In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, p.337-387.*

DANIEL, L. A. (Coordenador); BRANDÃO, C. C. S.; GUIMARÃES, J. R.; LIBÂNIO, M.; LUCA, S. J. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável.** Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, edital 2, RIMA, São Carlos, 2001, 153p.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J. W. **Inactivation of fecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight.** *Water Research*, v.33, n.5, 1999, p.1220-1230.

DI BERNARDO, L. **Desinfecção.** *In: Métodos e técnicas de tratamento de água, ABES, Rio de Janeiro, 1993, p.402-498.*

DIAS, V. D. **Radiação ultravioleta e ozônio aplicados como métodos alternativos de desinfecção de efluentes secundários de esgoto sanitário.** Dissertação (mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – USP, São Carlos, 2001.

EPA. **Controlling disinfection by-products and microbial contaminants in drinking water.** 2001 (EPA/600/R-01/110), *apud* Jordão & Alem Sobrinho (2003).

EXPANSUL. **Dióxido de cloro.** Disponível em: <<http://www.expansul.com.br>>. Acesso em: 20 set 2008.

FANG, Q.; SHANG, C; CHEN, G. **MS2 inactivation by chloride-assisted electrochemical disinfection.** *Journal of Environmental Engineering*, v.132, n.1, 2006, p.13-22.

FENG, C.; SUZUKI, K.; ZHAO, S.; SUGIURA, N.; SHIMADA, S.; MAEKAWA, T. **Water disinfection by electrochemical treatment.** *Bioresour Technology*, v.94, n.1, 2004, p.21-25.

FERREIRA, I. V. L.; DANIEL, L. A. **Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.9, n.4, Rio de Janeiro, 2004, p.335-342.

FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, A. L.; KININGER, F.; VIEIRA, R. H. S. F. **Efeitos bactericidas da oxidação anódica na desinfecção de água.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, trabalho II-040, Anais, ABES, Rio de Janeiro, 2000a, 11p.

_____. **Parâmetros de controle na produção de cloro no tratamento de água por oxidação anódica.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, trabalho II-041, Anais, ABES, Rio de Janeiro, 2000b, 12p.

GAGNON, G. A.; O'LEARY, K. C.; VOLK, C. J.; CHAURET, C.; STOVER, L.; ANDREWS, R. C. **Comparative analysis of chlorine dioxide, free chlorine and chloramines on bacterial water quality in model distribution systems.** Journal of Environmental Engineering, v. 130, n 11, November, 2004, p.1269-1279.

GEHR, R.; WAGNER, M.; VEERASUBRAMANIAN, P.; PAYMENT, P. **Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater.** Water Research, 37, 2003, p.4573-4586.

GONÇALVES, R. F. (Coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, edital 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, 438p.

GONÇALVES, R. F.; CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; LAPOLLI, F. R.; AISSE, M. M.; PIVELI, R. P.; SANT'ANA, T. D. **Desinfecção por radiação ultravioleta.** In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, p.209-275.

HENDERSON, R.; CARLSON, K.; GREGORY, D. **The impact of ferrous ion reduction of chlorite ion on drinking water process performance.** Water Research, v.35, n.18, 2001, p.4464-4473.

HOEHN, R. C.; SHAFFER, P. B.; BELL, F. A.; CLIFFORD JR., W. R. **Trihalomethanes and viruses in a water supply.** Journal of the Environmental Engineering Division, v.103, n.5, 1977, p.803-814.

IDE, C. N. **Eficiência da estabilização de lodos de ETEs com cal e ferrato (VI) de potássio.** Tese (doutorado), Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental,

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, 1994, 172p.

JIA, C; ZHANG, B; CHEN, R. **Relations of electrolytes to the by-product CHCl_3 produced in electrochemical disinfection**. PMID: 12600111 [PubMed - indexed for MEDLINE], Hua Xi Yi Ke Da Xue Xue Bao, v.32, n.2, 2001, p.288-290. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=PubMed&list_uids=12600111&dopt=Abstract>. Acesso em 20 jul. 2006.

JORDÃO, E. P.; ALEM SOBRINHO, P. **Análise Crítica**. In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, p.409-422.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª ed., ABES, Rio de Janeiro, 2003, 720p.

JÜTTNER, K., GALLA, U. e SCHMIEDER, H. **Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry**. *Electrochimica Acta*, 45, (15-16), 2000, p.2575-2594.

KERWICK, M.; REDDY, S.; HOLT, D.; CHAMBERLAIN, A. **A methodology for the evaluation of disinfection technologies**. *Journal Water Health*, v.3, n.4, 2005, p.393-404.

KURELEC, B. **The genotoxicity disease syndrome**. *Mar. Environ. Res.*, v. 35, p. 341-348, 1993.

LAPOLLI, F. R.; DOS SANTOS, L. F.; HASSEMER, M. E. N.; AISSE, M. M.; PIVELI, R. P. **Desinfecção de efluentes sanitários por meio da ozonização**. In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003, p.169-208.

LAPOLLI F. R.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMÁSIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. Á. **Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro**. *Eng. Sanit. e Ambient.*, v. 10, n. 3, p. 200-208, Rio de Janeiro, 2005.

LI, X. Y.; DIAO, H. F.; FAN, F. X. J.; GU, J. D.; DING, F.; TONG, A. S. F. **Electrochemical wastewater disinfection: identification of its principal germicidal actions**. *Journal of Environmental Engineering*, v.130, n.10, 2004, p.1217-1221.

LIN, Y. C.; YEH, H. D. **Trihalomethane species forecast using optimization methods: genetic algorithms and simulated annealing**. Journal of Computing in Civil Engineering, v.19, n.3, 2005, p.248-257.

LUBELLO, C.; CARETTI, C.; GORI, R. **Comparison between PAA/UV and H₂O₂/UV disinfection for wastewater reuse**. In: Proceedings of the International Conference on Innovations in Conventional and Advanced Water Treatment Processes Conference, Amsterdam, The Netherlands, 26–29, September, 2000.

LUCA, M. A.; LUCA, S. J. **Síntese eletroquímica do íon ferrato(VI)**. Química Nova, v. 26, n. 3, p. 420-424, 2003.

LUCA, S. J. **Utilização de Carvões Ativados Nacionais no Tratamento de Águas Residuárias**. Revista Dae, Brasil, v. 44, n. 136, 1984, p. 57-62.

_____. **PROSAB II, Tema 1**. Rio de Janeiro: FINEP, 2000. (Relatório final de pesquisa).

LUCA, S. J.; DEUS, A. B. S.; LUCA, M. A. **Desinfecção de efluentes tratados com ferrato (VI)**. Eng. Sanit. Ambient., v. 7, n. 3 e n. 4, Rio de Janeiro, 2002, p.103-108.

LUCA, S. J.; MONTEGGIA, L. O. **Outros Processos de Desinfecção**. In: Desinfecção de efluentes sanitários, PROSAB 3, p. 389-408, ABES-RJ, RIMA, São Carlos, 2003.

LUCA, S. J.; SCHUCK, C.; SCHIFINO, L. C.; RÉGIO, E. **Desinfecção de efluentes biologicamente tratados com hipoclorito de sódio: subprodutos e toxicidade a alevinos de tilápia do Nilo**. Porto Alegre: PROSAB, 2003. (Relatório síntese).

MACÊDO, J. A. B. **Subprodutos do processo de desinfecção de água pelos derivados clorados: disinfection byproducts – DBP**. Macêdo, Juiz de Fora, 2001, 67p., *apud Aisse et al.*, 2003.

METCALF & EDDY (Revised by TCHOBANOGLOUS, G. & BURTON, F. L.).

Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3th. ed., McGraw Hill Inc., New York, 1991, 1360p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS nº 518, de 24 de março de 2004**. Secretaria de Vigilância em Saúde, Ed. do Ministério da Saúde, Brasília, 2004.

NAKASONO, S.; BURGESS, J. G.; TAKAHASHI, K.; KOIKE, M.; MURAYAMA, C.; NAKAMURA, S.; MATSUNAGA, T. **Electrochemical prevention of marine biofouling with a carbon-chloroprene sheet**. *Applied and Environmental Microbiology*, v.59, n.11, 1993, p.3757-3762.

NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Editora Edgard Blucher Ltda./Fatec, São Paulo, 2003. 519 p.

OATES, P. M.; SHANAHAN, P.; POLZ, M. F. **Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti**. *Water Research*, v.37, 2003, p.47-54.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume)**. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 9, n. 4, Rio de Janeiro, 2004.

PALHANO, F. M. M. S. **Resíduos de pesticidas e trihalometanos em águas de abastecimento do Rio Dourados / Dourados / MS**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, Campo Grande, 2002.

PATERMARAKIS, G.; FOUNTOUKIDIS, E. **Desinfection of water by electrochemical treatment**. *Water Research*, v.24, n.12, 1990, p.1491-1496.

PATERNIANI, J. E. S.; MOREIRA DA SILVA, M. J. **Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n.1, Rio de Janeiro, 2005, p.9-13.

POON, C. P. C.; BRUECKENER, T. G. (1975). **Physicochemical treatment of wastewater seawater mixture by electrolysis**. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47, (1), 1975, p.66-78.

PORTA, A.; KULHANEK, A. **Process for the electrochemical decontamination of water polluted by pathogenic germs with peroxide formed *in situ***. U.S. Pat. 4,619,745, 1986, *apud* Sinoti (2004).

RIBEIRO, M. A.; BIDOIA, E. D. **O efeito da atividade fotocatalítica, utilizando dióxido de titânio e verificação da influência de lâmpadas de diferentes potências sobre a morte**

de *Escherichia coli*. Anais: 16ª Reunião Anual do Instituto Biológico - 16ª RAIB, Arquivos do Instituto Biológico, v. 70, suplemento 3, trabalho 091, 2003.

RIBEIRO, L. F.; LAPOLLI, F. R. **Avaliação do comportamento da *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* em efluentes domésticos desinfetados com dióxido de cloro (ClO₂).** In: 6º Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, ABES, Rio de Janeiro, 2003, 7p.

ROUBAUD, V.; SANKARAPANDI, S.; KUPPUSAMY, P. **Quantitative measurements of superoxide generation using the spin trap 5,5 dimethyl-1-pyrroline-N-oxide (DMPO).** Anal Biochem, 1997; 247:404–11.

SALLES, C.A.; MATA, M.P.; RIBEIRO, M.L.; IDE, C.N.; PEREIRA, J.S. **Desinfecção de efluentes sanitários: um caso de saúde pública.** In: I Simpósio de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro-Oeste, Anais, ABES, Brasília, 2006, 10p.

SILVA, S. S.; PIEROTTI, S. M.; GODOY, T. G.; POVINELLI, J. **Aplicação de radiação ultravioleta para desinfecção de efluente tratado na associação de reator UASB e biofiltro aerado submerso.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, ABES, Belo Horizonte, 2007, 7p.

SCHIFINO, L.; LUCA, S. J. **Tilapia toxicity due to unchlorinated, chlorinated and dechlorinated biologically treated effluents.** CNPQ/FINEP/CEF, 2003, 15 p.

SINOTI, A. L. L. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados.** Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH. DM-12/04, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília – UnB, Brasília, 2004, 143p.

SOUZA, J. B.; DANIEL, L. A. **Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de *E. coli*, colifagos e *C. perfringens* em águas com elevada concentração de matéria orgânica.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.2, Rio de Janeiro, 2005, p.111-117.

SOUZA AGUIAR, A. M.; FERNANDES NETO, M. L.; BRITO, L. L.A.; REIS, A.A.; MACHADO, P. M. R.; SOARES, A. F. S.; VIEIRA, M. B. C. M.; LIBÂNIO, M. **Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v.7, n.1 e n.2, Rio de Janeiro, 2002, p.37-47.

TOLENTINO-BISNETO, R.; BIDOIA, E.D. **Effects of the electrolytic treatment on *Bacillus subtilis***. Brazilian Journal of Microbiology, v.34, São Paulo, 2003.

WEF – Water Environmental Federation. **Wastewater disinfection: manual of practice FD-10**. WEF, Alexandria, 1996, *apud* Aisse *et al.*, 2003.

WHITE, C. **Handbook of chlorination and alternative disinfectants**. 4th. ed., John Wiley & Sons Inc., New York, 1999, *apud* Lapolli *et al.*, 2003.

WIENDL, W.G. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1998, 368p.

APÊNDICE A

Caracterização Físico-Química e Bacteriológica do Efluente Sanitário Utilizado no Experimento

A.1. Caracterização físico-química e bacteriológica do efluente sanitário

Na Tabela A.1 são apresentados os valores obtidos, analiticamente, para os parâmetros investigados, que caracterizam o efluente sanitário secundário utilizado no experimento.

Tabela A.1. Características do efluente sanitário secundário utilizado no experimento.

Características do Efluente Sanitário Secundário utilizado no Experimento									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	5,75			25,00			45,00		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	7,00	7,00	7,00	7,10	7,06	7,06	7,00	7,00	7,00
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	169,43	169,43	169,43	146,53	146,53	146,53	157,98	176,30	176,30
Temperatura (°C)	27,6	27,6	27,6	27,0	27,0	27,0	27,8	26,5	26,5
Cor (Pt/L)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Turbidez (UNT)	20,2	20,2	20,2	11,0	11,0	11,0	14,1	16,7	16,7
Condutividade (μ S cm ⁻¹)	420	420	420	423	423	423	423	445	445
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	1,3 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	2,3 x 10 ⁶	2,3 x 10 ⁷
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	5,0 x 10 ⁴	5,0 x 10 ⁴	5,0 x 10 ⁴	4,0 x 10 ⁴	4,0 x 10 ⁴	4,0 x 10 ⁴	2,2 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁴	2,6 x 10 ⁴
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	297,2	297,2	297,2	299,4	299,4	299,4	299,4	314,9	314,9
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	9,0	9,0	9,0	18,0	18,0	18,0	11,0	16,0	16,0
Sólidos Totais (mg/L)	306,2	306,2	306,2	317,4	317,4	317,4	310,4	330,9	330,9
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloro Combinado (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Clorito (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	42,78	42,78	42,78	44,58	44,58	44,58	47,73	53,59	53,59
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	17,3	17,3	17,3	16,8	16,8	16,8	16,7	19,6	19,6
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	7,80	7,80	7,80	20,10	20,10	20,10	18,00	21,10	21,10
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	103,65	103,65	103,65	128,89	128,89	128,89	94,15	122,57	122,57

* N.D. – Não detectado.

Os resultados analíticos que caracterizam o efluente sanitário após o primeiro, e principal, dispositivo experimental, a célula eletrolítica, são apresentados na Tabela A.2.

Tabela A.2. Características do efluente da célula eletrolítica.

Características do Efluente da Célula Eletrolítica									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	3,31			13,91			25,26		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	7,02	6,88	6,67	6,94	6,08	5,98	6,86	6,28	6,01
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	160,27	155,69	167,14	148,82	139,66	112,19	137,38	137,38	112,19
Temperatura (°C)	28,7	30,0	39,0	30,0	34,1	49,1	29,1	34,7	56,2
Cor (Pt/L)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Turbidez (UNT)	17,1	18,9	20,3	11,6	24,7	48,8	11,7	26,2	78,3
Condutividade (μ S cm ⁻¹)	417	411	413	414	389	335	418	372	350
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	2,2 x 10 ⁶	3,3 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁶	3,0 x 10 ⁶	5,0 x 10 ⁵	2,0 x 10 ³	2,8 x 10 ⁵	4,0 x 10 ⁵	2,0 x 10 ²
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	1,7 x 10 ⁵	3,3 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁴	1	2,7 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁴	1
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	295,1	290,9	292,3	293,0	275,3	237,1	295,8	263,3	247,7
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	15,0	22,0	12,0	6,0	9,0	34,0	22,0	22,0	38,0
Sólidos Totais (mg/L)	310,1	312,9	304,3	299,0	284,3	271,1	317,8	285,3	285,7
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloro Combinado (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Clorito (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	41,43	34,67	27,47	41,43	29,72	19,81	45,03	22,07	30,17
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	17,0	17,2	17,5	17,0	16,8	17,2	16,1	18,0	19,4
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	8,70	9,90	7,70	19,20	18,70	18,90	17,90	20,20	20,80
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	87,45	92,32	76,55	112,53	100,18	109,23	92,29	119,85	136,39

* N.D. – Não detectado.

Os resultados analíticos que caracterizam o efluente sanitário após o segundo, e último, dispositivo experimental, o tanque de contato/decantação, são apresentados na Tabela A.3.

Tabela A.3. Características do efluente do tanque de contato/decantação.

Características Efluente do Tanque de Contato/Decantação									
Parâmetros Analíticos e de Controle Operacional	Etapas do Experimento								
	I			II			III		
Tempo de Detenção Hidráulica (min)	5,75			25,00			45,00		
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167	0,41667	4,1667	10,4167
pH	7,05	6,87	6,70	6,79	6,05	5,98	6,81	6,32	6,02
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	160,27	155,69	160,27	155,69	132,80	116,77	155,69	137,38	116,77
Temperatura (°C)	28,5	30,1	38,2	29,5	32,8	45,1	28,7	34,0	44,6
Cor (Pt/L)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Turbidez (UNT)	17,5	18,7	21,9	16,8	20,1	43,6	13,9	25,6	59,8
Condutividade (μ Scm ⁻¹)	422	411	412	414	389	333	417	374	354
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	3,4 x 10 ⁵	8,0 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	5,0 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ³	3,0 x 10 ⁵	2,0 x 10 ⁵	1,3 x 10 ³
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	2,6 x 10 ⁴	2,2 x 10 ⁵	2,8 x 10 ⁴	2,2 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁵	1	8,0 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁴	1
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	298,6	290,9	291,6	293,0	275,3	235,7	295,1	264,7	250,5
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	14,0	13,0	6,0	19,0	17,0	25,0	11,0	20,0	24,0
Sólidos Totais (mg/L)	312,6	303,9	297,6	312,0	292,3	260,7	306,1	284,7	274,5
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloro Combinado (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Clorito (mg/L Cl)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	-----	36,02	27,47	46,38	30,62	22,07	46,83	31,07	22,97
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	17,2	18,1	17,7	17,3	16,4	16,8	16,0	19,1	19,2
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	6,40	7,50	7,10	19,30	18,50	18,20	18,10	20,60	20,80
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	91,46	83,72	77,56	114,97	94,44	98,46	92,72	93,44	51,14

* N.D. – Não detectado.

APÊNDICE B

**Correlações Lineares Significativas
entre as Variáveis de Investigação na Célula Eletrolítica, no
Tanque de Contato e para o Conjunto Experimental**

Tabela B.1. Correlação linear significativa na célula eletrolítica.

VARIÁVEIS	Corrente	TDH	Coliformes totais	<i>E. coli</i>	pH	Temperatura	Alcalinidade	Turbidez	Condutividade	Sólidos Dissolvidos Totais	Sólidos Totais	Cloreto	DQO
Corrente						0,853893 p=,0033		0,709786 p=,0329				-0,755181 p=,0195	
TDH													-0,744343 p=,0214
Coliformes Totais				0,845592 p=,0045			0,685609 p=,0415						
<i>E. coli</i>			0,845592 p=,0045										
pH						-0,785301 p=,0125		-0,860013 p=,0030	0,886187 p=,0016	0,886187 p=,0016	0,909358 p=,0019	0,841324 p=,0041	
Temperatura	0,853893 p=,0033				-0,785301 p=,0125		-0,790409 p=,0110	0,935547 p=,0005	-0,856965 p=,0036	-0,856965 p=,0036	-0,716491 p=,0306	-0,704447 p=,0344	
Alcalinidade			0,685609 p=,0415			-0,790409 p=,0110		-0,790557 p=,0110	0,874913 p=,0024	0,874913 p=,0024			-0,778543 p=,0138
Turbidez	0,709786 p=,0329				-0,860013 p=,0030	0,935547 p=,0005	-0,790557 p=,0110		-0,900385 p=,0010	-0,900385 p=,0010	-0,788886 p=,0118		
Condutividade					0,886187 p=,0016	-0,856965 p=,0036	0,874913 p=,0024	-0,900385 p=,0010			0,911034 p=,0011	0,84743 p=,0047	
Sólidos Dissolvidos Totais					0,886187 p=,0016	-0,856965 p=,0036	0,874913 p=,0024	-0,900385 p=,0010			0,911034 p=,0011	0,84743 p=,0047	
Sólidos Totais					0,909358 p=,0019	-0,716491 p=,0306		-0,788886 p=,0118	0,911034 p=,0011	0,911034 p=,0011		0,815739 p=,0075	
Cloreto	-0,755181 p=,0195				0,841324 p=,0041	-0,704447 p=,0344			0,84743 p=,0047	0,84743 p=,0047	0,815739 p=,0075		
DQO		-0,744343 p=,0214					-0,778543 p=,0138						

Tabela B.2. Correlação linear significativa no tanque de contato/decantação.

VARIÁVEIS	TDH	Coliformes Totais	pH	Temperatura	Turbidez	Sólidos Sedimentáveis	SST	Sólidos Totais	NH ₃	DQO
TDH									-0,809815 p=,0089	
Coliformes Totais				-0,802188 p=,0092		0,89116 p=,0011				-0,833688 p=,0053
pH					-0,693402 p=,0383		-0,801824 p=,0091			
Temperatura		-0,802188 p=,0092				-0,928361 p=,0008				0,889645 p=,0019
Turbidez			-0,693402 p=,0383							
Sólidos Sedimentáveis		0,89116 p=,0011		-0,928361 p=,0008						-0,918812 p=,0008
SST			-0,801824 p=,0091					0,883717 p=,0023		
Sólidos Totais							0,883717 p=,0023			
NH ₃	-0,809815 p=,0089									
DQO		-0,833688 p=,0053		0,889645 p=,0019		-0,918812 p=,0008				

Tabela B.3. Correlação linear significativa para o conjunto o experimental (célula eletrolítica + tanque de contato/decantação).

VARIÁVEIS	Corrente	TDH	Coliformes Totais	<i>E. coli</i>	pH	Temperatura	Alcalinidade	Turbidez	Condutividade	Sólidos Dissolvidos Totais	Sólidos Totais	Cloreto	Nitrogênio Total	DQO
Corrente						0,91593 p=,0015	-0,671056 p=,0481	0,680311 p=,0440			-0,677403 p=,0457	-0,699295 p=,0369		-0,741455 p=,0221
TDH													0,739873 p=,0239	
Coliformes Totais				0,979536 p=,0009										
<i>E. coli</i>			0,979536 p=,0009											
pH						-0,783684 p=,0123	0,6973 p=,0377	-0,843066 p=,0043	0,877086 p=,0027	0,877086 p=,0027	0,908899 p=,0018	0,73738 p=,0237		
Temperatura	0,91593 p=,0015				-0,783684 p=,0123		-0,797363 p=,0107	0,897665 p=,0017	-0,865023 p=,0035	-0,865023 p=,0035	-0,872025 p=,0022	-0,68558 p=,0415		-0,786594 p=,0126
Alcalinidade	-0,671056 p=,0481				0,6973 p=,0377	-0,797363 p=,0107		-0,722164 p=,0282	0,885074 p=,0025	0,885074 p=,0025	0,863057 p=,0033			0,833321 p=,0053
Turbidez	0,680311 p=,0440				-0,843066 p=,0043	0,897665 p=,0017	-0,722164 p=,0282		-0,89637 p=,0016	-0,89637 p=,0016	-0,8802 p=,0020			
Condutividade					0,877086 p=,0027	-0,865023 p=,0035	0,885074 p=,0025	-0,89637 p=,0016			0,992732 p=,0002	0,671217 p=,0481		0,693101 p=,0383
Sólidos Dissolvidos Totais					0,877086 p=,0027	-0,865023 p=,0035	0,885074 p=,0025	-0,89637 p=,0016			0,992732 p=,0002	0,671217 p=,0481		0,693101 p=,0383
Sólidos Totais	-0,677403 p=,0457				0,908899 p=,0018	-0,872025 p=,0022	0,863057 p=,0033	-0,8802 p=,0020	0,992732 p=,0002	0,992732 p=,0002		0,732226 p=,0252		0,692504 p=,0392
Cloreto	-0,699295 p=,0369				0,73738 p=,0237	-0,68558 p=,0415			0,671217 p=,0481	0,671217 p=,0481	0,732226 p=,0252			
Nitrogênio Total		0,739873 p=,0239												
NH ₃		-0,70488 p=,0344												
DQO	-0,741455 p=,0221					-0,786594 p=,0126	0,833321 p=,0053		0,693101 p=,0383	0,693101 p=,0383	0,692504 p=,0392			

APÊNDICE C

**Estatística do Experimento
para a Célula Eletrolítica, o Tanque de Contato e
o Conjunto Experimental**

Tabela C.1. Descrição estatística para a célula eletrolítica.

DESCRIÇÃO ESTATÍSTICA (Célula Eletrolítica)																			
VARIÁVEL	Valid N	Mean	Confid. -95,000%	Confid. 95,000	Median	Sum	Minimum	Maximum	Lower Quartile	Upper Quartile	Range	Quartile Range	Variance	Std. Dev.	Standard Error	Skewness	Std.Err. Skewness	Kurtosis	Std.Err. Kurtosis
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm ²)	9	5,000023333	1,637091576	8,36295509	4,1667	45,00021	0,41667	10,4167	0,41667	10,4167	10,00003	10,00003	19,14072813	4,375011786	1,458337262	0,357346147	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) (min)	9	14,16	6,852674097	21,4673259	13,91	127,44	3,31	25,26	3,31	25,26	21,95	21,95	90,373125	9,506478054	3,168826018	0,050690989	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	9	-28,84	-99,8468282	42,1668282	-74,55	-259,56	-99,99	172,73	-82,61	-15,38	272,72	67,23	8533,409225	92,37645385	30,79215128	1,641999951	0,717137166	2,093570115	1,399708424
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	9	424,5977778	-378,0750306	1227,270586	22,73	3821,38	-100	3150	-57,5	240	3250	297,5	1090434,159	1044,238554	348,0795182	2,772903994	0,717137166	7,922714025	1,399708424
pH	9	-7,11	-11,90920712	-2,310792882	-4,71	-63,99	-15,3	0,29	-13,88	-2	15,59	11,88	38,98175	6,243536658	2,081178886	-0,273702594	0,717137166	-2,056675604	1,399708424
Temperatura (°C)	9	35,66111111	6,634955484	64,68726674	26,3	320,95	3,99	112,08	8,7	41,3	108,09	32,6	1425,940436	37,7616265	12,58720883	1,337650332	0,717137166	0,893397909	1,399708424
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	9	-12,54666667	-22,09167775	-3,001655579	-8,11	-112,92	-36,36	1,56	-22,08	-4,69	37,92	17,39	154,19675	12,4175984	4,139199466	-0,882698569	0,717137166	0,002655901	1,399708424
Cor (Pt/L)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Turbidez (UNT)	9	95,67555556	-23,1289683	214,4800794	5,45	861,08	-17,02	368,86	-6,44	124,55	385,88	130,99	23888,46818	154,5589473	51,51964909	1,311880915	0,717137166	0,08645427	1,399708424
Condutividade (μ S cm ⁻¹)	9	-8,268888889	-15,03848998	-1,4992878	-2,14	-74,42	-21,35	-0,71	-16,4	-1,67	20,64	14,73	77,56191111	8,806924044	2,935641348	-0,754456171	0,717137166	-1,506887409	1,399708424
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	9	-8,268888889	-15,03848998	-1,4992878	-2,14	-74,42	-21,35	-0,71	-16,4	-1,67	20,64	14,73	77,56191111	8,806924044	2,935641348	-0,754456171	0,717137166	-1,506887409	1,399708424
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	9	54,62888889	-2,840726	112,0985038	66,67	491,66	-66,67	144,44	33,33	100	211,11	66,67	5589,834111	74,76519318	24,92173106	-0,582942058	0,717137166	-0,675421805	1,399708424
Sólidos Totais (mg/L)	9	-5,895555556	-11,5418594	-0,249251714	-5,79	-53,06	-14,58	2,4	-13,67	1,27	16,98	14,94	53,95737778	7,345568581	2,44852286	-0,041655668	0,717137166	-2,176500405	1,399708424
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloro Combinado (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dióxido de Cloro (ClO ₂) (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Clorito (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	9	-29,11555556	-45,5789587	-12,65215242	-33,33	-262,04	-58,82	-3,16	-43,7	-7,07	55,66	36,63	458,7346778	21,4180923	7,1393641	-0,098501723	0,717137166	-1,620249059	1,399708424
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	9	-1,15	-3,586310922	1,286310922	-0,58	-10,35	-8,16	2,38	-1,73	1,16	10,54	2,89	10,045875	3,169522835	1,056507612	-1,455482644	0,717137166	2,504287605	1,399708424
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃) (mg/L N)	9	1,501111111	-6,937062437	9,939284659	-1,42	13,51	-6,97	26,92	-4,48	-0,56	33,89	3,92	120,5089361	10,97765622	3,65921874	1,937588263	0,717137166	3,515193321	1,399708424
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O ₂)	9	-10,64888889	-19,46612407	-1,831653705	-12,69	-95,84	-26,15	11,28	-15,63	-2,22	37,43	13,41	131,5791861	11,4707971	3,823599033	0,667825007	0,717137166	0,363834682	1,399708424

Tabela C.2. Descrição estatística para o tanque de contato.

DESCRIÇÃO ESTATÍSTICA																			
(Tanque de Contato)																			
VARIÁVEL	Valid N	Mean	Confid. -95,000%	Confid. 95,000	Median	Sum	Minimum	Maximum	Lower Quartile	Upper Quartile	Range	Quartile Range	Variance	Std. Dev.	Standard Error	Skewness	Std.Err. Skewness	Kurtosis	Std.Err. Kurtosis
Densidade de Corrente Elétrica (mA/cm²)	9	5,000023333	1,637091576	8,36295509	4,1667	45,00021	0,41667	10,4167	0,41667	10,4167	10,00003	10,00003	19,14072813	4,375011786	1,458337262	0,357346147	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) (min)	9	25,25	12,1851162	38,3148838	25	227,25	5,75	45	5,75	45	39,25	39,25	288,890625	16,99678278	5,665594261	0,02836211	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	9	74,83333333	-78,86181102	228,5284777	7,14	673,5	-84,55	550	-50	142,42	634,55	192,42	39979,98623	199,9499593	66,64998643	1,94629491	0,717137166	4,257072917	1,399708424
Escherichia coli (NMP/100 mL)	9	37,89888889	-113,5610188	189,3587966	-8,33	341,09	-84,71	547,06	-70,37	0	631,77	70,37	38825,55936	197,0420244	65,68067478	2,66317291	0,717137166	7,47432755	1,399708424
pH	9	-0,204444444	-0,865164945	0,456276056	0	-1,84	-2,16	0,64	-0,49	0,43	2,8	0,92	0,738852778	0,859565459	0,28652182	-1,631667323	0,717137166	3,074544339	1,399708424
Temperatura (°C)	9	-4,453333333	-9,479198384	0,572531717	-2,02	-40,08	-20,64	0,33	-3,81	-1,37	20,97	2,44	42,750775	6,538407681	2,179469227	-2,328480365	0,717137166	5,654934473	1,399708424
Alcalinidade (mg/L CaCO₃)	9	1,897777778	-2,321244956	6,116800511	0	17,08	-4,92	13,33	0	4,08	18,25	4,08	30,12631944	5,488744797	1,829581599	0,953317098	0,717137166	1,532969831	1,399708424
Cor (Pt/L)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Turbidez (UNT)	9	1,954444444	-13,94194902	17,85083791	-1,06	17,59	-23,63	44,83	-10,66	7,88	68,46	18,54	427,6806028	20,6804401	6,893480034	1,021929027	0,717137166	1,424656675	1,399708424
Condutividade (μ S cm⁻¹)	9	0,2	-0,282059671	0,682059671	0	1,8	-0,6	1,2	-0,24	0,54	1,8	0,78	0,3933	0,627136349	0,20904545	0,758127789	0,717137166	-0,617293906	1,399708424
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	9	100	-130,6004136	330,6004136	0	900	0	900	0	0	900	0	90000	300	100	3	0,717137166	9	1,399708424
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	9	0,2	-0,282059671	0,682059671	0	1,8	-0,6	1,2	-0,24	0,54	1,8	0,78	0,3933	0,627136349	0,20904545	0,758127789	0,717137166	-0,617293906	1,399708424
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	9	9,508888889	-58,64521727	77,66299504	-26,47	85,58	-50	216,67	-40,91	-6,67	266,67	34,24	7861,517736	88,66520025	29,55506675	2,002284496	0,717137166	3,747666886	1,399708424
Sólidos Totais (mg/L)	9	-0,97	-3,335659425	1,395659425	-2,2	-8,73	-3,91	4,35	-3,68	0,82	8,26	4,5	9,471675	3,07760865	1,02586955	0,733204259	0,717137166	-0,905277038	1,399708424
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloro Combinado (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dióxido de Cloro (ClO₂) (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Clorito (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloreto (mg/L Cl⁻)	9	16,91	-10,50527079	44,32527079	4	152,19	-23,88	101	3,03	11,96	124,88	8,93	1272,0595	35,66594314	11,88864771	1,871280727	0,717137166	4,247062988	1,399708424
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	9	1,006666667	-1,329451977	3,34278531	1,14	9,06	-2,38	6,11	-1,03	1,76	8,49	2,79	9,2366	3,03917752	1,013059173	0,68662791	0,717137166	-0,563797159	1,399708424
Nitrogênio Amoniacal (NH₃) (mg/L N)	9	-6,624444444	-15,10014698	1,851258089	-1,07	-59,62	-26,44	1,98	-7,79	0,52	28,42	8,31	121,5832528	11,02647962	3,675493206	-1,354065559	0,717137166	0,232271732	1,399708424
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O₂)	9	-11,21111111	-27,30150568	4,879283455	-5,73	-100,9	-62,5	4,59	-9,86	1,32	67,09	11,18	438,1832111	20,93282616	6,977608721	-2,209656121	0,717137166	5,294602641	1,399708424

Tabela C.3. Descrição estatística para o sistema experimental.

DESCRIÇÃO ESTATÍSTICA																			
Sistema Experimental (Célula Eletrolítica + Tanque de Contato)																			
VARIÁVEL	Valid N	Mean	Confid. -95,000%	Confid. 95,000	Median	Sum	Minimum	Maximum	Lower Quartile	Upper Quartile	Range	Quartile Range	Variance	Std. Dev.	Standard Error	Skewness	Std.Err. Skewness	Kurtosis	Std.Err. Kurtosis
Densidade de Corrente Elétrica (NMP/cm²)	9	5,000023333	1,637091576	8,36295509	4,1667	45,00021	0,41667	10,4167	0,41667	10,4167	10,00003	10,00003	19,14072813	4,375011786	1,458337262	0,357346147	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) (min)	9	39,41	19,03796736	59,78203264	38,91	354,69	9,06	70,26	9,06	70,26	61,2	61,2	702,410625	26,50303049	8,834343496	0,036374267	0,717137166	-1,714285714	1,399708424
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	9	-20,55333333	-132,4095178	91,30285117	-73,85	-184,98	-99,94	354,55	-91,3	-38,46	454,49	52,84	21175,92295	145,5194934	48,50649779	2,657595474	0,717137166	7,335415936	1,399708424
Escherichia coli (NMP/100 mL)	9	611,2966667	-773,7647315	1996,358065	-48	5501,67	-100	5400	-63,64	175	5500	238,64	3246836,332	1801,89798	600,6326601	2,96172492	0,717137166	8,823953625	1,399708424
pH	9	-7,315555556	-11,99357182	-2,637539289	-4,37	-65,84	-15,3	0,71	-14	-2,71	16,01	11,29	37,03785278	6,085873214	2,028624405	-0,237688121	0,717137166	-1,812342469	1,399708424
Temperatura (°C)	9	27,59444444	7,935587832	47,25330106	21,48	248,35	3,24	68,3	9,06	38,41	65,06	29,35	654,0920278	25,57522293	8,525074309	0,849979086	0,717137166	-0,742983236	1,399708424
Alcalinidade (mg/L CaCO3)	9	-11,07444444	-20,4497655	-1,699123385	-8,11	-99,67	-33,77	6,25	-20,31	-5,41	40,02	14,9	148,7629028	12,19683987	4,065613289	-0,648845862	0,717137166	0,12559003	1,399708424
Cor (Pt/L)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Turbidez (UNT)	9	81,04333333	-8,306575269	170,3932419	52,73	729,39	-13,37	296,36	-1,42	82,73	309,73	84,15	13511,71795	116,2399155	38,74663849	1,331172501	0,717137166	0,340249236	1,399708424
Condutividade (µ S cm⁻¹)	9	-8,093333333	-14,83759606	-1,349070611	-2,14	-72,84	-21,28	0,48	-15,96	-1,9	21,76	14,06	76,982375	8,773960052	2,924653351	-0,732514506	0,717137166	-1,463695116	1,399708424
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) (mg/L)	9	-8,093333333	-14,83759606	-1,349070611	-2,14	-72,84	-21,28	0,48	-15,96	-1,9	21,76	14,06	76,982375	8,773960052	2,924653351	-0,732514506	0,717137166	-1,463695116	1,399708424
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	9	20,06222222	-3,077016972	43,20146142	25	180,56	-33,33	55,56	0	44,44	88,89	44,44	906,1925694	30,10303256	10,03434419	-0,514373345	0,717137166	-0,77646657	1,399708424
Sólidos Totais (mg/L)	9	-6,815555556	-12,68561342	-0,945497692	-2,83	-61,34	-17,86	2,09	-13,97	-1,37	19,95	12,6	58,31860278	7,636661756	2,545553919	-0,540157122	0,717137166	-1,588390181	1,399708424
Cloro Livre Residual (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloro Combinado (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dióxido de Cloro (ClO₂) (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Clorito (mg/L Cl)	9	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Cloreto (mg/L Cl⁻)	9	-14,37888889	-51,29557331	22,53779553	-31,31	-129,41	-57,14	101	-42,02	-1,89	158,14	40,13	2306,575761	48,02682335	16,00894112	2,006443866	0,717137166	4,65605596	1,399708424
Nitrogênio Total (NT) (mg/L N)	9	-0,203333333	-2,4674783	2,060811634	-0,58	-1,83	-4,19	4,62	-2,38	2,31	8,81	4,69	8,676225	2,945543244	0,981847748	0,424542984	0,717137166	-1,010967732	1,399708424
Nitrogênio Amoniacal (NH₃) (mg/L N)	9	-6,154444444	-10,47749857	-1,831390316	-3,98	-55,39	-17,95	0,56	-8,97	-2,37	18,51	6,6	31,63032778	5,624084617	1,874694872	-1,101852202	0,717137166	1,409820875	1,399708424
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L O₂)	9	-22,31888889	-34,50558347	-10,13219431	-23,61	-200,87	-58,28	-1,52	-25,17	-11,76	56,76	13,41	251,3588611	15,85430103	5,28476701	-1,406929596	0,717137166	3,44159361	1,399708424

APÊNDICE D

**Planilha de Cálculo elaborada no Programa Microsoft Excel[®]
para Previsão de Eficiência Operacional em Escala Real e
Dimensionamento de Reator Eletroquímico**

D.1. Planilha de cálculo para simulação de eficiência operacional de desinfecção eletrolítica em escala real

DESINFECÇÃO ELETROLÍTICA DE EFLUENTE SANITÁRIO EM FLUXO CONTÍNUO CÁLCULO DA EFICIÊNCIA TÉCNICA/ECONÔMICA DO DISPOSITIVO ELETROLÍTICO EXPERIMENTAL COM BASE NOS PARÂMETROS DE CONTROLE OPERACIONAL TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA (eletrodos de grafite em placas paralelas e espaçamento de 20 mm)	
Tempo de detenção hidráulica (TDH) (min):	x =
Densidade de Corrente elétrica (mA/cm²):	y =
Vazão operacional (m³/hora):	q =
Eficiência de desinfecção no dispositivo eletrolítico (%) = -372,606000	
Eficiência energética do dispositivo (kWh/m³) = -0,569000	
Custo unitário com energia elétrica no dispositivo (R\$/m³) = -0,28	
Custo com energia elétrica para o período de operação do dispositivo (R\$/h) = 0,00	

Figura D.1. Planilha de cálculo para simulação de eficiência operacional de desinfecção eletrolítica em escala real.